

SÉBASTIEN BOURGET

**LIMNOLOGIE ET CHARGE EN PHOSPHORE  
D'UN RESERVOIR D'EAU POTABLE SUJET À  
DES FLEURS D'EAU DE CYANOBACTÉRIES :  
LE LAC SAINT-CHARLES, QUÉBEC**

Mémoire présenté  
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval  
dans le cadre du programme de maîtrise en biologie  
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE  
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE GÉNIE  
UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2011

## Résumé

Le lac Saint-Charles est utilisé comme réserve d'eau potable pour plus de 230 000 résidents de la Ville de Québec. En 2006, une première prolifération importante de cyanobactéries y a été signalée. L'objectif de ce mémoire est de caractériser la limnologie du lac Saint-Charles sur une période de deux ans afin de mieux comprendre les facteurs de contrôle des populations de cyanobactéries ainsi que les sources potentielles d'eutrophisation.

Les analyses de la qualité de l'eau montrent que les concentrations de phosphore total de l'épilimnion, en moyenne  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ , n'ont pas changé de manière significative au cours des 30 dernières années et elles indiquent un niveau oligo-mésotrophe. Cependant, la transparence de l'eau et la concentration de chl *a* indiquent plutôt un niveau méso-eutrophe. D'autres indices comme le déficit en oxygène dans les sections les plus profondes du lac et la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau suggèrent aussi que le lac est à un stade mésotrophe avancé.

L'analyse de la communauté de phytoplancton a révélé de grandes variations interannuelles dans sa composition taxonomique. En 2007, la communauté de phytoplancton a été dominée par deux espèces de cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau (*Microcystis aeruginosa* et *Anabaena cf. flos-aquae*) alors qu'en 2008, il n'y a pas eu de fleurs d'eau de cyanobactéries et la communauté de phytoplancton était dominée par des chrysophytes flagellés. L'échantillonnage complet réalisé en 2007 et 2008 offre l'opportunité d'évaluer les facteurs pouvant être responsables de ces variations.

Comme le phosphore est l'élément qui limite la croissance du phytoplancton et des cyanobactéries au lac Saint-Charles, nous avons tenté d'identifier les sources principales de cet élément à partir de données mesurées et modélisées. Nos résultats indiquent que le bassin versant de la rivière des Hurons est la principale source de phosphore et qu'il existe une forte relation entre la concentration de phosphore total et le débit dans cette rivière. Les périodes de crue auraient, par conséquent, un impact majeur sur les charges en phosphore du lac. Nos résultats suggèrent aussi que les stations d'épuration ont un impact notable sur les charges en phosphore des deux principaux affluents du lac Saint-Charles, ce qui peut mener à des répercussions négatives sur la qualité de l'eau du lac.

## Abstract

Lake Saint-Charles is a drinking water reservoir for more than 230 000 residents of Quebec City. In 2006, a major cyanobacterial bloom was recorded for the first time. The primary objective of this thesis is to evaluate the limnological characteristics of Lake Saint-Charles over a two year period in order to better understand the factors controlling populations of cyanobacteria and the sources of eutrophication.

Water quality analysis showed that TP concentrations, averaging  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ , have not changed significantly in the last 30 years and indicate an oligo-mesotrophic status. However, the high phytoplankton abundance and shallow Secchi depth indicate a meso-eutrophic status. Other characteristics such as the hypolimnetic oxygen deficit and the occurrence of cyanobacterial blooms also suggest an advanced mesotrophic state.

The analysis of phytoplankton community revealed large interannual variations. In 2007, the phytoplankton community was dominated by two species of bloom-forming cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa* and *Anabaena cf. flos-aquae*). In contrast, in 2008 there was no surface bloom development and the phytoplankton community was dominated by flagellated chrysophytes. These contrasting two years of records provide a valuable data set for analysis of cyanobacterial bloom development and risk assessment for lakes that are at the threshold of water quality deterioration.

Given the likely role of phosphorus as the limiting nutrient for the growth of phytoplankton and cyanobacteria, we assessed the sources of phosphorus from measured and modeled data. Our results indicate that the River of the Hurons is the main phosphorus input, and a strong relationship was found between total phosphorus concentrations and river flow. Flood discharge conditions would therefore have a major impact on phosphorus loading of the lake. Our results also suggest that the sewage treatment plants present in the catchment basin have a significant impact on the phosphorus load carried by the two main tributaries of Lake Saint-Charles, which can potentially lead to negative impacts on the lake water quality.

## Avant-Propos

En 2006, une première prolifération importante de cyanobactéries a été signalée au lac Saint-Charles, réserve d'eau potable pour plus de 230 000 résidants de la Ville de Québec. Ces circonstances ont incité les principaux intervenants régionaux à élaborer un plan d'action afin de mieux gérer cette problématique environnementale. Afin de mieux caractériser le milieu, une étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a été mise sur pied en partenariat avec l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL), la Ville de Québec, l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) et l'Université Laval. Les résultats de mes travaux ont contribué à répondre à deux grands objectifs de cette étude. Ils ont été publiés sous forme de deux chapitres dans un rapport édité par l'APEL (APEL 2009). Les chapitres s'intitulent : *Modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles* (Bourget, 2009b) et *Diagnose du lac Saint-Charles* (Bourget, 2009a). Les résultats de cette étude ont aussi fait l'objet de présentations orales devant le comité technique pour la protection du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles ainsi que devant des groupes de citoyens. Certains de ces résultats font aussi partie d'un mémoire présenté à l'Assemblée nationale : *Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries* (Laurion et al., 2009).

L'aspect plus fondamental de mes travaux a été présenté dans le cadre de colloques scientifiques. En 2008, j'ai présenté une affiche s'intitulant *Diagnose limnologique du lac Saint-Charles* au colloque *Les cyanobactéries : mieux les connaître pour mieux les gérer à Québec*. J'ai été coauteur d'une présentation orale (*Towards assessing the risk of noxious cyanobacterial blooms : Observations from an urban water supply*) et d'une affiche (*La fluorescence comme un indice de suivi des cyanobactéries en milieu lacustre*) présentées dans le cadre de la conférence de l'Association canadienne des ressources hydriques (ACRH) de 2009 à Québec. J'ai présenté une affiche et un discours express portant sur la *Dynamique interannuelle des fleurs d'eau de cyanobactéries au lac Saint-Charles, Québec* dans le cadre du colloque conjoint du Centre d'études nordiques - ArcticWOLVES - Caribou Ungava - Chaire de recherche industrielle CRSNG - Produits forestiers Anticosti à Québec en 2010. J'ai aussi présenté une affiche s'intitulant *Les degrés jours : un indice de*

*risque d'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries dans les lacs* lors du 20e symposium annuel du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL) en 2010 à Saint-Hippolyte.

Ce mémoire est divisé en trois chapitres. Le premier est une introduction générale. Celle-ci contient une revue de littérature sur l'eutrophisation des lacs et une description du site d'étude. Le deuxième chapitre décrit la dynamique limnologique du lac Saint-Charles en période de fleurs d'eau de cyanobactéries et le troisième présente les résultats de la modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles à l'aide de modèles semi-empiriques. Ce dernier chapitre a été réalisé en collaboration avec Hervé Dandjinou de l'APEL.

## **Remerciements**

Je veux tout particulièrement remercier le Pr. Warwick F. Vincent pour son aide et ses judicieux conseils. Son enthousiasme, son énergie et son infatigable bonne humeur ont été une grande source de motivation. Merci aussi au Pr. Isabelle Laurion d'avoir mis à ma disposition les commodités de son laboratoire ainsi que son matériel de terrain. Je me considère privilégié d'avoir été encadré par ces deux chercheurs aux qualités professionnelles et humaines hors du commun. Je n'aurais pas pu réaliser mon projet sans le soutien technique de l'APEL et je veux remercier particulièrement Mélanie Deslongchamps, Mathieu Durette, Andréanne Boisvert, Isabelle Nault et Hervé Dandjinou. Merci à Daniel Blais et Louis Roy du MDDEP pour leur aide avec la modélisation des apports en phosphore. Plusieurs personnes m'ont aussi aidé sur le terrain, au laboratoire ou avec la rédaction. Je tiens à remercier Annabelle Warren, Gabriel Sarasin, Geneviève Rodrigue, Tommy Harding, Delphine Rolland, Marie-Josée Martineau, Shohei Watanabe, Marc-Antoine Couillard, Vincent Bourret, Philippe Rancourt, Geneviève Leclerc, Stéphanie Roy Bourget et Andrée Roy. Merci aux organismes subventionnaires : CRSNG, FQRNT et la Ville de Québec. Merci aux membres de mon comité d'encadrement (Warwick F. Vincent, Isabelle Laurion et Reinhard Pienitz) pour leurs conseils, leurs commentaires ainsi que pour la correction et l'évaluation de ce mémoire.

*Eau! [...] Tu n'es pas nécessaire à la vie : tu es la vie. (Extrait de Terre des hommes d'Antoine de Saint-Exupéry)*

## Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Avant-Propos.....	iii
Remerciements.....	iv
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	xi
Chapitre 1. Introduction générale.....	1
1.1. Eutrophisation.....	2
1.1.1. L'eutrophisation naturelle et anthropique.....	4
1.1.2. L'eutrophisation des lacs au Québec.....	5
1.2. Hypothèses et objectifs.....	6
1.2.1. L'eutrophisation du lac Saint-Charles.....	7
1.2.2. La variation spatiale des nutriments.....	8
1.2.3. L'influence de la température.....	8
1.2.4. Les sources de phosphore dans le bassin versant.....	9
1.3. Site d'étude.....	9
1.3.1. Le bassin versant du lac Saint-Charles.....	9
1.3.2. Description physique du lac Saint-Charles.....	12
1.3.3. État trophique du lac Saint-Charles et fleurs d'eau de cyanobactéries.....	13
1.4. Organisation du mémoire.....	13
Chapitre 2. Dynamique limnologique en période de fleurs d'eau de cyanobactéries.....	16
2.1. Introduction.....	16
2.2. Méthode.....	18
2.2.1. Sites et fréquence d'échantillonnage.....	18
2.2.2. Les mesures in situ.....	20
2.2.3. Caractérisation de la physico-chimie de l'eau.....	22
2.2.4. Contrôle de qualité.....	25
2.2.5. Analyses statistiques.....	25
2.2.6. Bilan préliminaire de phosphore.....	27
2.3. Résultats.....	29
2.3.1. Changements à long terme.....	29
2.3.2. Variations spatiales.....	30
2.3.3. Dynamique saisonnière.....	33
2.3.4. Relations entre le phytoplancton et les variables limnologiques.....	56
2.3.5. Apports de phosphore.....	58
2.4. Discussion.....	62
2.4.1. L'état trophique du lac Saint-Charles.....	62
2.4.2. Nutriments qui limitent la croissance du phytoplancton.....	64
2.4.3. Changements à long terme.....	65
2.4.4. Variations limnologiques spatiales.....	68
2.4.5. Variations limnologiques saisonnières.....	72
2.4.6. Variables associées aux fleurs d'eau de cyanobactéries.....	73

<b>Chapitre 3. Modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles</b> .....	80
3.1. Introduction.....	80
3.1.1. Fonctionnement des modèles explicites d'exportation de phosphore .....	80
3.1.2. Problématique, objectifs et approche.....	82
3.2. Méthodes.....	83
3.2.1. Estimation de la charge en phosphore .....	83
3.2.2. Estimation de la concentration de phosphore total dans les lacs .....	89
3.2.3. Validation des résultats de modélisation .....	90
3.3. Résultats.....	93
3.3.1. Validation des modèles .....	93
3.3.2. Charge de phosphore au lac Saint-Charles selon le type de source.....	95
3.3.3. Modélisation des concentrations de phosphore dans les conditions actuelles et les conditions naturelles.....	97
3.4. Discussion.....	98
3.4.1. Validation des modèles.....	98
3.4.2. La charge en phosphore du lac Saint-Charles.....	99
3.4.3. La capacité de support.....	101
3.4.4. Limites et perspectives.....	101
 4. Conclusion générale.....	 103
 Bibliographie .....	 106
 Annexe A - Évaluation trophique de certains lacs du Québec suivis par MDDEP.....	 120
Annexe B - Calendrier des échantillonnages pour la qualité de l'eau en 2007 et en 2008.....	122
Annexe C - Méthodologie détaillée des analyses physicochimiques et biologiques.....	124
Annexe D - Profils réalisés au site C5 du lac Saint-Charles en 2007.....	127
Annexe E - Profils réalisés au site C5 du lac Saint-Charles en 2008 .....	130
Annexe F - Conditions météorologiques et débits mensuels de la rivière des Huron en 2007 et en 2008.....	133
Annexe G - Évolution des concentrations d'oxygène à sept profondeurs dans l'hypolimnion en 2007 et 2008.....	135
Annexe H - État trophique selon différentes variables.....	136
Annexe I - Calcul du coefficient d'exportation pour les sources ponctuelles (MDDEP)...	138
Annexe J - Résultats détaillés des simulations d'exportation de phosphore .....	140
Annexe K - Charge de phosphore du lac Saint-Charles selon le type de source.....	142
Annexe L - Recommandations .....	143

## Liste des tableaux

Tableau 1.1. Moyenne mondiale du ratio demande/disponibilité pour les éléments essentiels à la croissance des plantes dans les écosystèmes aquatiques (tiré de Vallentyne, 1973).....	3
Tableau 1.2. Caractéristiques physiques du bassin versant.....	12
Tableau 1.3. Caractéristiques physiques du lac Saint-Charles.....	15
Tableau 2.1. Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles.....	19
Tableau 2.2. Variables mesurées par la multisonde YSI 6600 ainsi que leur précision de mesure et leur limite de détection.....	21
Tableau 2.3. Résumé des méthodes d'analyses chimiques et biologiques.....	24
Tableau 2.4. Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage utilisées pour le bilan préliminaire des apports de phosphore.....	28
Tableau 2.5. ANOVA à une voie des variables limnologiques mesurées en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles entre le 15 juin et le 6 novembre pour les années 1996, 1997, 2007 et 2008.....	30
Tableau 2.6. ANOVA de rang à une voie des variables limnologiques mesurées en surface aux huit stations réparties sur le lac Saint-Charles.....	31
Tableau 2.7. ANOVA de rang à une voie des variables limnologiques mesurées en surface aux trois stations principales.....	33
Tableau 2.8. Les moyennes (M) et l'écart-type (ÉT) des variables limnologiques mesurées en surface aux trois stations principales (C3, C4 et C5) lors des saisons d'échantillonnage de 2007 et 2008 et comparaison entre les deux années.....	35
Tableau 2.9. Températures et précipitations à l'aéroport de Québec en 2007 et 2008 ainsi que les normales climatiques 1971-2000.....	40
Tableau 2.10. Statistiques sur les températures mesurées par les thermographes à la station C5 du 6 juillet au 26 octobre 2007 et 2008.....	43
Tableau 2.11. Demande volumétrique en oxygène ( $\mu\text{g L}^{-1} \text{j}^{-1}$ ) et son $r^2$ pour 7 profondeurs de l'hypolimnion en 1997, 2007 et 2008.....	46
Tableau 2.12. Concentrations moyennes ( $\pm$ écart type) et maximales de PRS mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008.....	55

Tableau 2.13. Coefficient de corrélation de Spearman entre la chl <i>a</i> et différentes variables limnologiques pour l'ensemble des observations effectuées en surface aux sites C1 à C7 en 2007 et 2008.....	56
Tableau 2.14. Médianes des concentrations de PT, des débits modélisés et mesurés ainsi que la charge en PT des affluents du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008), des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury (de 2006 à 2008) et de la décharge du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008).....	59
Tableau 3.1. Assemblage de coefficients d'exportation des sources associées aux installations sanitaires individuelles et aux sources diffuses utilisées pour les différentes simulations.....	85
Tableau 3.2. Coefficients d'exportation suggérés par des études réalisées dans l'est de l'Ontario (Dillon et al., 1994) et dans les Laurentides au Québec (tableau tiré et modifié de Carignan et al., non publié).....	85
Tableau 3.3. Coefficients d'exportation des sources diffuses employées pour l'approche rationnelle (MDDEP).....	86
Tableau 3.4. Coefficients de rétention utilisés pour les calculs de concentration de phosphore, où $Q$ est la charge hydraulique ( $m\ an^{-1}$ ) et $\tau$ le temps de séjour ( $an^{-1}$ ).....	90
Tableau 3.5. Informations sur les lacs utilisés pour la validation du modèle explicite d'exportation de phosphore.....	92
Tableau 3.6. Résultat de l'exercice de validation, où $y$ est le PT observé, $x$ est le PT prédit par modélisation et $r^2$ est le coefficient de détermination.....	94
Tableau 3.7. Charge de phosphore par type de source sous un scénario naturel.....	96
Tableau 3.8. Charge de phosphore par type de source sous un scénario actuel.....	97
Tableau 3.9. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 1 selon différents modèles de rétention de phosphore.....	98
Tableau 3.10. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 2 selon différents modèles de rétention de phosphore.....	98
Tableau B.1. Calendrier d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2007.....	122
Tableau B.2. Calendrier d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2008.....	123

<b>Tableau H.1. Variables mesurées au centre du bassin nord au lac Saint-Charles (LSC) en 2007 et 2008 ainsi que différentes limites trophiques publiées dans la littérature. Les variables trophiques représentent la moyenne épilimnétique estivale à moins qu'il ne le soit spécifié autrement dans les commentaires (Tableau tiré et modifié de Nürnberg, 1996).....</b>	<b>136</b>
<b>Tableau I.1. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type de traitement.....</b>	<b>138</b>
<b>Tableau I.2. Taux d'occupation associé au type de logement.....</b>	<b>138</b>
<b>Tableau I.3. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type de sol .....</b>	<b>139</b>
<b>Tableau I.4. Pourcentage d'exportation en relation avec la distance entre la source ponctuelle et le réseau hydrographique (Paterson et al., 2006).....</b>	<b>139</b>
<b>Tableau J.1. Résultat des régressions linéaires effectuées entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites pour 5 lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles selon les 4 coefficients de rétention de phosphore et pour les 5 simulations effectuées dans le cadre de cette étude.....</b>	<b>140</b>
<b>Tableau J.2. Moyenne (M) et Écart type (ÉT) des erreurs relatives sur valeurs de PT modélisées pour 5 lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles selon les 4 coefficients de rétention de phosphore et pour les 5 simulations effectuées dans le cadre de cette étude.....</b>	<b>141</b>
<b>Tableau K.1. Tableau détaillé des charges de phosphore du lac Saint-Charles par type de source sous un scénario actuel.....</b>	<b>142</b>

## Liste des figures

<i>Figure 1.1.</i> Relation entre le maximum de chlorophylle <i>a</i> observé (chl <i>a</i> <sub>max</sub> ) et la concentration moyenne du phosphore total (TP) dans la zone euphotique, lors de la saison de croissance dans 82 lacs provenant de l'Europe, de l'Amérique du Nord et de la Nouvelle-Zélande (d'après Pridmore et McBride, 1984; tiré de Kalff, 2002).....	3
<i>Figure 1.2.</i> Contribution moyenne (%) de différents groupes taxonomiques par rapport à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique en fonction de la concentration de phosphore total (tiré de Watson et al., 1997).....	7
<i>Figure 1.3.</i> Localisation du bassin versant du lac Saint-Charles dans celui de la prise d'eau potable et délimitation du bassin versant du lac Saint-Charles (sources : MDDEP et APEL).....	11
<i>Figure 1.4.</i> Carte bathymétrique du lac Saint-Charles. ....	14
<i>Figure 2.1.</i> Localisation des stations d'échantillonnage sur le lac Saint-Charles (cartographie : Génivar).....	19
<i>Figure 2.2.</i> Graphique en boîte représentant la médiane ainsi que les 10e, 25e, 75e et 90e percentiles des concentrations de chl <i>a</i> (a), PT (b), TN (c) et nitrates (d) mesurées aux différentes stations d'échantillonnages en 2007 et 2008.....	32
<i>Figure 2.3.</i> Diagramme de double projection (biplots) de la RDA en cadrage 1.....	34
<i>Figure 2.4.</i> Variations temporelles des concentrations de chl <i>a</i> en surface du lac Saint-Charles en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points représentent la chl <i>a</i> moyenne ± erreur type des stations C3, C4 et C5.....	36
<i>Figure 2.5.</i> Variations verticales et temporelles des concentrations de chl <i>a</i> (YSI) mesurées à l'aide du YSI 6600 (sans corrections) au centre du bassin nord (C5) en 2007 et 2008.....	37
<i>Figure 2.6.</i> Évolution saisonnière du biovolume des différents groupes de phytoplancton en 2007 et 2008 (tiré de Warren, 2009).....	38
<i>Figure 2.7.</i> Variations saisonnières des profondeurs de Secchi en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points représentent la profondeur de Secchi moyenne ± erreur type des stations C3, C4 et C5.....	39
<i>Figure 2.8.</i> Température (°C) de l'eau dans les douze premiers mètres de la colonne d'eau du lac Saint-Charles à l'été 2007 et 2008.....	41
<i>Figure 2.9.</i> Profils de température, d'oxygène dissous, de pH et de conductivité spécifique mesurés au centre du bassin nord le 29 janvier 2008.....	42

<i>Figure 2.10.</i> Indice de Brunt Väisälä calculé à partir des données de thermographes enregistrés aux 15 minutes à la station C5.....	43
<i>Figure 2.11.</i> Contenu calorifique ( $10^{12}$ cal) de la surface à 4,5 m, 10,5 m et 15,5 m pour les années 2007 et 2008, calculé à partir des mesures prises par la chaîne de thermographes.....	44
<i>Figure 2.12.</i> Variations temporelles des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord en 2007 et en 2008.....	45
<i>Figure 2.13.</i> Variations temporelles du pH à C5 en 2007 et 2008.....	47
<i>Figure 2.14.</i> Variations temporelles de la conductivité à C5 en 2007 et 2008.....	47
<i>Figure 2.15.</i> Variations temporelles des concentrations de NT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent le NT moyen $\pm$ l'erreur type des stations C3, C4 et C5.....	48
<i>Figure 2.16.</i> Variations temporelles des concentrations de NT mesurées à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5.....	49
<i>Figure 2.17.</i> Variations temporelles des concentrations de nitrates en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent les nitrates moyens $\pm$ l'erreur type pour les stations C3, C4 et C5.....	50
<i>Figure 2.18.</i> Variations temporelles des concentrations de nitrates mesurées à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5.....	51
<i>Figure 2.19.</i> Variations temporelles des concentrations de COD en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent le COD moyen $\pm$ l'erreur type pour les stations C3, C4 et C5.....	52
<i>Figure 2.20.</i> Variations temporelles des concentrations de COD mesuré à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5...	52
<i>Figure 2.21.</i> Variations temporelles des concentrations de PT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et en 2008. Les points gris représentent le PT moyen $\pm$ erreur type des stations C3, C4 et C5.....	53
<i>Figure 2.22.</i> Variations temporelles des concentrations de phosphore total à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs), en 2007 et en 2008.....	54
<i>Figure 2.23.</i> Variations temporelles des concentrations de phosphore réactif soluble à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs), en 2007 et en 2008..	55

<i>Figure 2.24.</i> Diagramme de double projection ( <i>biplots</i> ) de la RDA en cadrage 2.....	58
<i>Figure 2.25.</i> Débits horaires (trait rouge) et concentrations de PT (points noirs) dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie en octobre 2008.....	60
<i>Figure 2.26.</i> Concentration de PT de la rivière des Hurons en fonction du débit instantané mesuré en 2008.....	61
<i>Figure 2.27.</i> Positionnement du niveau trophique du lac Saint-Charles de 1996 à 2008 selon l'échelle trophique du MDDEP.....	62
<i>Figure 2.28.</i> Concentrations d'azote total, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates mesurées mensuellement à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010)...	66
<i>Figure 2.29.</i> Concentrations de chl $\alpha$ mesurées mensuellement, de mai à octobre à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010).....	66
<i>Figure 2.30.</i> Degrés jours cumulatifs (20 °C) mesurés dans l'épilimnion à la station C5 en 2007 et 2008.....	75
<i>Figure 2.31.</i> Turbidité de l'eau (UTN) mesurée mensuellement à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010).....	77
<i>Figure 3.1.</i> Schématisation du modèle d'exportation de phosphore pour un lac donné (source APEL, 2009).....	82
<i>Figure 3.2.</i> Illustration des unités de drainage et du sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles (source APEL, 2009).....	87
<i>Figure 3.3.</i> Carte d'occupation du sol du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec (source APEL, 2009).....	88
<i>Figure 3.4.</i> Représentation des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec (source APEL, 2009).....	89
<i>Figure 3.5.</i> Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec la simulation 1 pour les cinq lacs échantillonnés dont nous savions le temps de résidence (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). La ligne représente la relation 1:1.....	94
<i>Figure 3.6.</i> Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec la simulation 2 pour les cinq lacs dont nous savions le temps de résidence (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). La ligne représente la relation 1:1.....	95

<i>Figure A.1.</i> Évaluation de l'état trophique (méthode MDDEP) des lacs du réseau sentinelle et du RSVL du MDDEP, basée sur les valeurs moyennes entre 2004 et 2009 (n = 537; Figure tirée de Roy, 2010).....	120
<i>Figure A.2.</i> Histogramme de la distribution des concentrations de PT des lacs du RSVL (moyenne 2004 à 2009; Figure tiré de Roy, 2010).....	121
<i>Figure F.1.</i> Conditions météorologiques mesurées à l'aéroport Jean Lesage en 2007 (gauche) et en 2008 (droite).....	133
<i>Figure F.2.</i> Débits mensuels de la rivière des Hurons en 2007 (haut) et 2008 (bas) modélisés pour l'ensemble de son bassin versant (source : Étienne Gaborit, Université Laval).....	134
<i>Figure G.1.</i> Évolution des concentrations d'oxygène à sept profondeurs dans l'hypolimnion en 2007 (haut) et 2008 (bas).....	135

## Chapitre 1. Introduction générale

L'eau douce représente environ 2,53 % du volume total d'eau sur terre. La majeure partie de celle-ci est emprisonnée sous forme de glace, principalement aux pôles (1,76 %). Seulement 0,76 % est contenu dans les eaux souterraines et 0,008 % se retrouve dans les lacs, les rivières et les milieux humides (Gleick et Palaniappan, 2010). Pour la plupart de ses utilisations, l'eau douce n'a pas de substitut. Elle est essentielle au maintien de la santé publique, elle est utilisée dans diverses activités économiques et sociales et elle abrite une biodiversité unique (Carpenter et al., 1998a; Dodds, 2002).

La quantité d'eau disponible est un facteur essentiel au maintien des divers services rendus par celle-ci. La population mondiale est en constante croissance et la consommation d'eau *per capita* augmente aussi (Postel et al., 1996). Comme la distribution de la ressource est inégale dans le temps et dans l'espace, plusieurs régions ne sont plus en mesure de fournir l'eau nécessaire à cette population grandissante. Les auteurs d'une étude réalisée en 2006 ont évalué qu'environ 2,4 milliards de personnes vivent dans des régions faisant face à d'importants manques en eau douce (Oki et Kanae, 2006).

Combinées aux inquiétudes concernant la quantité d'eau disponible, il y a de plus en plus d'inquiétudes quant à la qualité de celle-ci. En effet, au cours des dernières années, la pollution des cours d'eau par l'acidification, les métaux lourds, les polluants organiques et l'eutrophisation a réduit la quantité d'eau utilisable et a augmenté les coûts pour y avoir accès. Plus particulièrement, les eaux de surface reçoivent une charge de plus en plus importante de nutriments depuis le début du siècle. En effet, les apports en azote et en phosphore ont doublé depuis 50 ans et elles sont toujours en augmentation (Seitzinger et al., 2010).

L'enrichissement des cours d'eau en nutriments (eutrophisation) entraîne une série de conséquences sur les systèmes aquatiques (Smith et al., 1999), dont l'augmentation de l'occurrence des proliférations de cyanobactéries (Conley et al., 2009). Bien qu'il existe une relation entre l'enrichissement des lacs en nutriments et la présence de cyanobactéries, plusieurs autres facteurs sont impliqués dans les processus de dominance (Paerl, 2008). C'est pourquoi, encore aujourd'hui, les causes des proliférations importantes (fleurs d'eau)

de cyanobactéries dans les lacs sont encore une grande source de discussion dans la littérature.

Dans une optique de santé publique et de gestion de l'eau potable, il est donc important de mieux comprendre les causes responsables de l'eutrophisation des plans d'eau à une échelle locale afin de pouvoir réduire les impacts négatifs comme l'occurrence des fleurs d'eau de cyanobactéries. Il est aussi important d'améliorer les connaissances concernant les facteurs associés à ces proliférations de manière à mieux prédire leur occurrence.

Ce mémoire abordera ces problématiques dans un réservoir d'eau potable pour plus de 230 000 personnes, le lac Saint-Charles, où des fleurs d'eau de cyanobactéries sont signalées depuis 2006. Ce chapitre présentera une revue de littérature sur l'eutrophisation, les hypothèses et objectifs, le site d'étude et l'organisation du mémoire.

## **1.1. Eutrophisation**

La biomasse ainsi que la composition des espèces de plantes et d'algues que l'on retrouve dans un lac sont influencées par de nombreux facteurs. Ceux-ci incluent le climat (température, précipitations et les jours d'ensoleillement), la morphométrie du lac (profondeur, superficie et volume), la transparence de l'eau ainsi que les apports en nutriments essentiels (Valentyne, 1973). Parmi ces nutriments, le phosphore et l'azote sont en quantité particulièrement faible par rapport aux besoins des végétaux en milieu aquatiques (Tableau 1.1). Dans les lacs pauvres en nutriments des régions tempérées, c'est le phosphore qui a le ratio demande/disponibilité le plus élevé ce qui en fait le principal élément limitant pour la croissance du phytoplancton (Schindler et al., 2008). La biomasse phytoplanctonique d'un lac dépendra donc fortement de la charge en phosphore provenant du bassin versant (Prairie et al., 1989). D'ailleurs, plusieurs études ont mis en évidence une forte corrélation entre la concentration en phosphore total et la concentration en chlorophylle *a* dans les lacs (Figure 1.1).

Tableau 1.1. Moyenne mondiale du ratio demande/disponibilité pour les éléments essentiels à la croissance des plantes dans les écosystèmes aquatiques (tiré de Vallentyne, 1973)

Élément	Ratio demande/disponibilité	
	Fin de l'hiver	Milieu de l'été
Phosphore	80 000	Jusqu'à 800 000
Azote	30 000	Jusqu'à 300 000
Carbone	5 000	Jusqu'à 6 000
Fer et silicium	Généralement bas, mais variable	
Autres éléments essentiels	< 1 000	< 1 000

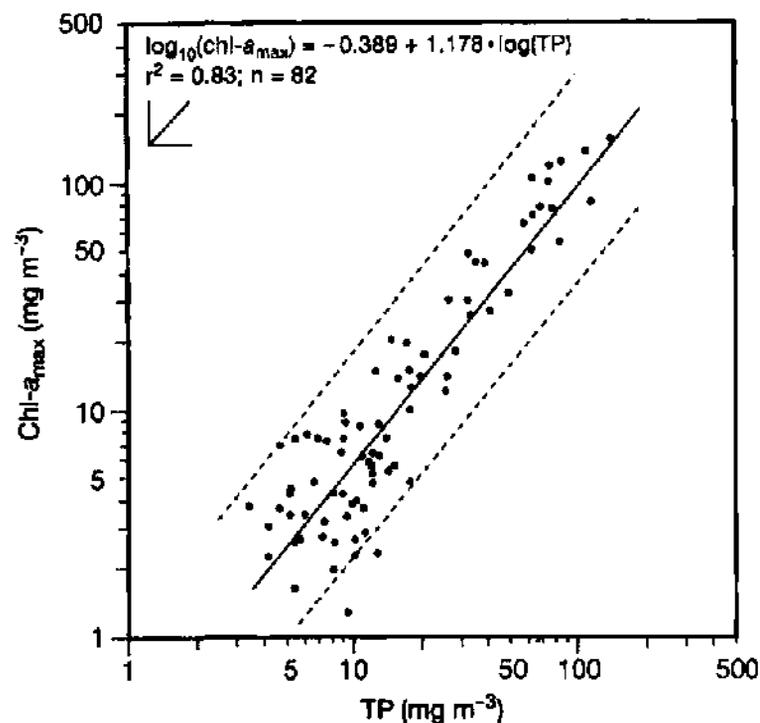


Figure 1.1. Relation entre le maximum de chlorophylle *a* observé ( $chl\ a_{max}$ ) et la concentration moyenne du phosphore total (TP) dans la zone euphotique, lors de la saison de croissance dans 82 lacs provenant de l'Europe, de l'Amérique du Nord et de la Nouvelle-Zélande. La ligne en pointillés représente l'intervalle de confiance à 95 % pour chacun des points (d'après Pridmore et McBride, 1984; tiré de Kalff, 2002).

L'état trophique est un concept important en limnologie. Il fait référence à l'enrichissement en nutriments ainsi qu'à la croissance primaire dans un lac. Cette méthode de classification sépare les lacs en trois niveaux : les lacs eutrophes où la production primaire et la concentration en nutriments sont élevées, les lacs oligotrophes où la production primaire et la concentration en nutriments sont faibles et les lacs mésotrophes positionnés à un stade intermédiaire.

L'eutrophisation est un terme général utilisé par les limnologues pour décrire les symptômes engendrés par l'enrichissement en nutriments d'un lac (Wetzel, 2001). Les symptômes communs sont :

- une croissance importante de phytoplancton, de périphyton et/ou de macrophytes (Wetzel et Hough, 1973);
- des changements dans les communautés de faunes et de flores aquatiques (Nürnberg, 1996; Watson et al., 1997);
- une augmentation de la turbidité de l'eau;
- un déficit en oxygène près du fond qui peut mener à la libération de nutriments et de gaz toxiques par les sédiments (Mortimer, 1941; de Montigny et Prairie, 1993).

La présence de fleurs d'eau de cyanobactéries est l'un des symptômes clés de l'eutrophisation. Celles-ci génèrent une série d'impacts négatifs sur les divers services rendus par les écosystèmes aquatiques (voir section 2.1.).

### **1.1.1. L'eutrophisation naturelle et anthropique**

L'eutrophisation est un processus qui peut survenir de manière naturelle ou suite à des apports de nutriments liés aux activités anthropiques. Les lacs sont les intégrateurs des processus survenant dans leur bassin versant. L'enrichissement d'un lac varie donc en fonction des échanges avec l'atmosphère, du climat, de la géomorphologie et de l'utilisation du territoire dans son bassin de drainage. La disponibilité des nutriments varie aussi en fonction de la morphométrie du lac. Par exemple, les lacs peu profonds ont

tendance à être plus eutrophes, car les nutriments emprisonnés dans les sédiments peuvent plus facilement retourner dans la colonne d'eau par des mécanismes de brassage ainsi que lors de la sénescence des macrophytes (Nürnberg, 1996). Étant donné que les lacs agissent comme une trappe pour les sédiments qui proviennent du bassin versant, l'accumulation de sédiments sur des milliers d'années a pour effet de réduire leur profondeur (Wetzel, 2001). Le remplissage par les sédiments, combiné aux changements climatiques ainsi qu'aux modifications du bassin versant peuvent mener à l'eutrophisation dite naturelle des lacs. Pour cette raison, certains auteurs confondent l'âge des lacs avec le concept d'eutrophisation, mais en réalité, plusieurs études paléolimnologiques montrent que la production historique des lacs n'augmente pas de manière linéaire avec le temps. Leur état trophique fluctue souvent avec les diverses perturbations naturelles qui surviennent avec le temps (Köster et Pienitz, 2006). De plus, plusieurs lacs profonds sont demeurés ultra-oligotrophes depuis leur formation, il y a des millions d'années, comme le lac Tahoe (États-Unis) et le lac Cratère Pingualuit (Canada). L'eutrophisation naturelle est donc un processus très lent et même négligeable dans certains cas.

De nos jours, les activités anthropiques dans les bassins versants et près des lacs sont la cause d'eutrophisation la plus importante. Les principales sources anthropiques liées à ce phénomène sont les rejets de nutriments par les égouts, l'agriculture, l'épandage de fertilisants domestiques, la déforestation ainsi que l'imperméabilisation des sols qui favorise le lessivage des nutriments vers les systèmes lenticules et lotiques (Carpenter et al., 1998b). Ces excès de nutriments mènent rapidement à une production primaire excessive. L'eutrophisation est d'ailleurs le problème de qualité d'eau le plus répandu aux États-Unis et dans de nombreux autres pays (Smith et al., 1999).

### **1.1.2. L'eutrophisation des lacs au Québec**

Le Québec est un vaste territoire qui abrite environ 8275 lacs dont la surface varie entre 3 et 36 000 km<sup>2</sup> (Natural Resources Canada, 2009). Le gouvernement du Québec a mis sur pied deux réseaux axés sur l'évaluation de l'état trophique des lacs de villégiature du Québec : le réseau sentinelle des lacs de villégiature (créé en 2001) et le réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL; créé en 2004). À lui seul, le RSVL comprenait 612 lacs en

2010. L'évaluation trophique basée sur les concentrations moyennes de phosphore total dans les lacs du RSVL entre 2004 et 2009 indique que 74 % des lacs sont oligotrophes, 23 % sont mésotrophes et 3 % sont eutrophes (n = 511; Louis Roy, MDDEP, communication personnelle; Annexe A). Bien que la plupart des lacs du RSVL soient oligotrophes, l'eutrophisation demeure un problème environnemental grandissant au Québec (Galvez-Cloutier et Sanchez, 2007).

Pour sa part, le lac Saint-Charles est le principal réservoir d'eau potable pour la capitale nationale. La dernière étude limnologique réalisée sur ce lac l'a classifié comme mésotrophe (Légaré, 1998b). Aucune fleur d'eau d'algues nocives n'avait été signalée dans ce lac avant 2006. Par contre, depuis l'automne 2006, des accumulations de cyanobactéries sont régulièrement signalées près des rives.

## **1.2. Hypothèses et objectifs**

Ce mémoire s'intéresse aux causes de la dominance saisonnière des cyanobactéries formant des fleurs d'eau au lac Saint-Charles. Dans un lac, les groupes dominants de phytoplancton varient en fonction des conditions physiques, chimiques et biologiques (Reynolds, 1990). En effet, les différents groupes et espèces de phytoplancton ont des physiologies et des besoins particuliers et occupent des niches écologiques différentes. Les cyanobactéries planctoniques ont une écophysiologie particulière (revue dans Vincent, 2009). Elles possèdent des pigments photosynthétiques particuliers leur permettant d'aller chercher la lumière là où d'autres ne le peuvent pas. De plus, elles sont particulièrement compétitives à un pH élevé ainsi qu'à des températures élevées. Certaines peuvent fixer l'azote grâce à des cellules spécialisées, se mouvoir dans la colonne d'eau et/ou former de grandes colonies. Il existe une multitude d'hypothèses pouvant expliquer le succès des cyanobactéries planctoniques dans les lacs (Dokulil et Teubner, 2000; Downing et al., 2001; Paerl, 2008). Pour expliquer les causes des fleurs d'eau de cyanobactéries au lac Saint-Charles, nous avons formulé les trois hypothèses qui suivent.

### 1.2.1. L'eutrophisation du lac Saint-Charles

Généralement, lorsqu'un lac devient eutrophe, souvent par une augmentation de la concentration de phosphore, la diversité de l'assemblage du phytoplancton diminue et il y a un transfert de dominance vers les cyanobactéries (Figure 1.2.; Watson et al., 1997).

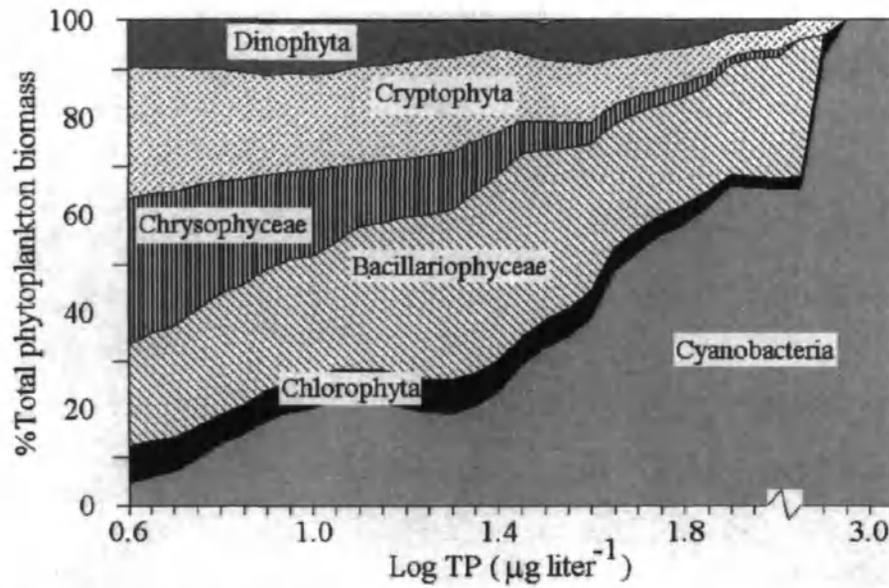


Figure 1.2. Contribution moyenne (%) de différents groupes taxonomiques par rapport à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique en fonction de la concentration de phosphore total (tiré de Watson et al., 1997).

Les concentrations de phosphore mesurées dans le passé au lac Saint-Charles (environ  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  de PT) sont situées en dessous des valeurs de  $20$  à  $30 \mu\text{g L}^{-1}$  de PT généralement rapportées pour favoriser la dominance des cyanobactéries (Downing et al., 2001; Jacquet et al., 2005). Nous avons alors posé l'hypothèse que :

*Le lac Saint-Charles a subi une eutrophisation au cours de la dernière décennie.*

Pour évaluer cette hypothèse, nous avons évalué l'état trophique du lac Saint-Charles à partir des moyennes annuelles de variables limnologiques clés et nous les avons comparées avec celles qui ont été mesurées lors d'études antérieures sur le lac.

### 1.2.2. La variation spatiale des nutriments

Certaines espèces de cyanobactéries possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de contrôler leur flottaison dans la colonne d'eau. C'est le cas, par exemple, des deux genres de cyanobactéries potentiellement proliférantes signalées au lac Saint-Charles (*Microcystis* et *Anabaena*). Certains auteurs suggèrent que ces vacuoles leur permettent d'effectuer des migrations dans la colonne d'eau leur donnant accès à la fois aux zones riches en nutriments près du fond et à la lumière en surface (Reynolds et al., 1987; Serra et al., 2007). Ces cyanobactéries pourraient aussi tirer profit d'une variation horizontale des concentrations de nutriments comme il a été démontré dans une étude réalisée au lac Biwa (Ishikawa et al., 2002). Ces travaux ont mis en évidence une séparation spatiale entre l'origine des cellules (l'inoculum), les zones de forte croissance et les zones d'accumulation de cellules. En effet, les cyanobactéries (*Microcystis*) se développaient dans les zones littorales riches en phosphore et leur croissance se poursuivait grâce à leurs réserves, malgré leur advection dans des zones pélagiques pauvres en éléments nutritifs. À la lumière de ces informations, nous avons évalué l'hypothèse suivante :

*Il existe certaines zones du lac où les concentrations en nutriments sont plus grandes, ce qui permettrait une croissance accrue du phytoplancton et des cyanobactéries.*

Pour identifier les zones pouvant être favorables au développement des cyanobactéries, nous avons d'une part caractérisé la variabilité spatiale (horizontale et verticale) du phosphore et d'autres variables limnologiques. D'autre part, nous avons réalisé un bilan préliminaire des charges en phosphore des principaux affluents, de manière à identifier les principales sources de phosphore pour ce lac.

### 1.2.3. L'influence de la température

Une augmentation de l'abondance des cyanobactéries est souvent associée à des températures élevées parce qu'elles ont, généralement, un optimum de croissance à des températures supérieures aux autres groupes de phytoplancton (Johnk et al., 2008; Imai et al., 2009; Paerl et Huisman, 2009). Les températures élevées ont aussi un effet indirect en augmentant la stabilité de la colonne d'eau ce qui favorise les cyanobactéries qui possèdent

des vacuoles (Walsby, 1975; Walsby et al., 1997; Vincent, 2009). Pour expliquer les variations annuelles de l'abondance des cyanobactéries, nous avons donc évalué l'hypothèse selon laquelle :

*Les températures élevées de l'eau ont une influence sur les variations annuelles de l'abondance des cyanobactéries.*

Pour évaluer cette hypothèse, nous avons effectué un suivi en continu de la température du lac. De plus, nous avons déterminé les corrélations entre la biomasse du phytoplancton et la température de l'eau ainsi qu'avec les différentes variables limnologiques susceptibles de contrôler leur abondance, plus particulièrement en période de dominance des cyanobactéries.

Les objectifs liés à ces trois hypothèses ont été abordés en réalisant un échantillonnage complet du lac Saint-Charles sur une période de deux ans. Les deux années ont été bien différentes sur le plan de la communauté de phytoplancton. Ceci nous a donné la possibilité d'évaluer les conditions spécifiques aux fleurs d'eau.

#### **1.2.4. Les sources de phosphore dans le bassin versant**

Sous l'hypothèse que le phosphore est le principal élément limitant au lac Saint-Charles (Légaré, 1998b), la gestion des fleurs d'eau devrait donc se faire, en premier lieu, par une diminution des sources de phosphore dans le bassin versant. En ce sens, nous avons formulé un objectif supplémentaire qui est de cibler les principales sources de phosphore dans le bassin versant du lac Saint-Charles à l'aide d'un modèle explicite d'exportation de phosphore.

### **1.3. Site d'étude**

#### **1.3.1. Le bassin versant du lac Saint-Charles**

##### **1.3.1.1. Géomorphologie et climat**

Le bassin versant du lac Saint-Charles fait partie des Laurentides méridionales. Son climat est de type subpolaire humide (Litynski, 1988; Conseil du bassin de la rivière Saint-

Charles, 2007). Ceci lui confère une température annuelle moyenne d'environ 0,6°C et des précipitations annuelles moyennes de 1333 mm, qui varient en fonction de l'altitude entre 1160 et 1720mm (Gaborit, 2008). La saison de croissance est d'environ 165 jours par an pour la plupart des végétaux.

Le haut du bassin versant du lac Saint-Charles est caractérisé par des collines massives relativement élevées (max 790 m d'altitude) aux pentes fortes qui se terminent dans de basses terrasses orientées dans un axe nord-sud. Le lac Saint-Charles est situé au sud du bassin versant et il coule dans ces terrasses qui sont à une altitude approximative de 150 m.

La géologie du bassin versant correspond à celle du Bouclier canadien. Elle est formée de roches plutoniques anciennes (granite) et parfois métamorphiques (gneiss). Les dépôts de surface dans les sections élevées du bassin versant sont de type glaciaire surtout composés de moraines sur des surfaces rocheuses, alors que les dépôts des vallées sont de type fluvio-glaciaire composés de sable et de gravier. Le lac Saint-Charles repose sur des terres de type glacio-lacustre composées de limons et de sables (Gérardin et Lachance, 1997).

#### **1.3.1.2. Occupation du sol**

Le lac Saint-Charles est situé en partie dans la Ville de Québec, au sein de l'arrondissement de la Haute-Saint-Charles, et dans la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Son bassin versant a une superficie de 168,98 km<sup>2</sup> (Tableau 1.2 et Figure 1.3). Il est principalement couvert par de la forêt (78,5 %). Les cours d'eau et les milieux humides couvrent 7,4 % du territoire et les milieux ouverts et urbanisés en couvrent 14,1% (voir Tableau K.1 de l'Annexe K pour plus de détails sur l'occupation du territoire). La population de l'ensemble du territoire est en constante croissance depuis le début des années 1970 (Deslongchamps, 2009). Les principales activités économiques sont le développement résidentiel, l'exploitation de ressources naturelles et le tourisme.

Les eaux usées du territoire sont soit traitées par des installations sanitaires individuelles (fosses septiques ou puisard; Figure 3.4) ou par l'une des deux stations d'épuration, l'une étant située dans la Ville de Lac-Delage et l'autre dans la municipalité des cantons unis de

Stoneham-et-Tewkesbury. Les deux stations d'épuration de type « étangs aérés » se déversent dans les deux principaux affluents du lac Saint-Charles.

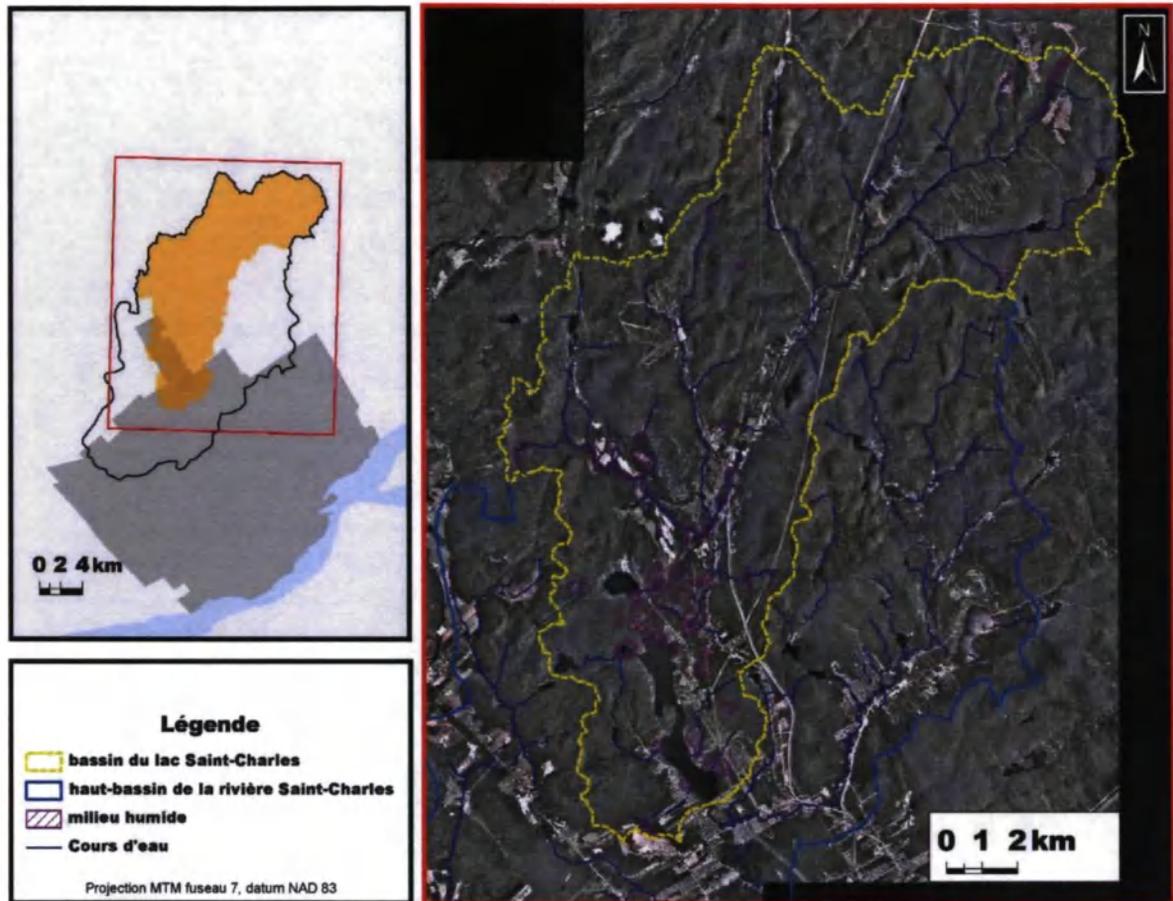


Figure 1.3. À gauche : Localisation du bassin versant du lac Saint-Charles dans celui de la prise d'eau potable. À droite : Délimitation du bassin versant du lac Saint-Charles (sources : MDDEP et APEL).

Tableau 1.2. Caractéristiques physiques du bassin versant

Caractéristiques du bassin versant	Valeur
Superficie	168,98 km <sup>2</sup>
Nombre d'unités d'habitation	5926
Occupation du territoire	
Milieux forestiers	78,5 %
Milieux déboisés ou habités	12,3 %
Milieux humides	3,8 %
Lacs et rivières	3,6 %
Réseau routier	1,8 %

### 1.3.2. Description physique du lac Saint-Charles

Le principal affluent du lac Saint-Charles est la rivière des Hurons, drainant 80 % du bassin versant. La décharge du lac Delage draine 3 %, les 38 petits affluents sur le contour du lac drainent 11 % et le pourcentage restant du bassin versant est occupé par le lac et ses terrains adjacents qui se drainent directement dans ce dernier. L'unique effluent est la rivière Saint-Charles dont le débit est contrôlé par un barrage depuis 1934. La construction de ce dernier a modifié l'hydrologie naturelle du lac en élevant son niveau d'environ 1,5 à 2 mètres (Tremblay et al., 2001).

Divisé en deux bassins, le lac Saint-Charles a une superficie totale de 3,6 km<sup>2</sup> et son volume total (14,8 millions de m<sup>3</sup>) est renouvelé en moyenne 16 fois par année. Toutefois, le renouvellement de l'eau varie selon la saison et le bassin considéré (Légaré, 1998b). Légaré (1998b) s'est intéressé à l'influence de la trajectoire de la rivière des Hurons sur le renouvellement hydrique. Il a mis en évidence qu'en raison de sa densité trop faible et de la stabilité de la stratification thermique, l'eau déversée par l'affluent principal n'est pas en mesure de traverser la limite inférieure du métalimnion durant la période de stratification estivale. Ceci a pour effet d'augmenter le taux de renouvellement de l'épilimnion par rapport à l'hypolimnion.

Les deux bassins du lac ont une morphométrie bien différente. Le bassin nord contient 70 % du volume total du lac, il est de forme conique et sa profondeur maximale est de 16,5 m. Le bassin sud est moins profond, la colonne d'eau ne dépassant pas les 4 m (Tableau 1.3 et Figure 1.4).

### **1.3.3. État trophique du lac Saint-Charles et fleurs d'eau de cyanobactéries**

Une étude paléolimnologique réalisée en 1998 a mis en évidence des changements de la communauté de phytoplancton et des caractéristiques physicochimiques des sédiments au cours des 150 dernières années, et ce, principalement à la suite de la construction du barrage (Tremblay et al., 2001). Néanmoins, les résultats de l'étude indiquent que ce plan d'eau a maintenu un état mésotrophe durant cette période. Les premières études limnologiques, réalisées dans les années 1980 et 1990, ont démontré que le lac Saint-Charles était toujours à un stade mésotrophe (Alain, 1981; Belzile, 1987; Légaré, 1998b). Celui-ci présentait toutefois certains caractères eutrophes, comme un important déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du lac, à la fin de l'été et au début de l'automne (Légaré, 1998b). Aucune de ces études n'a mentionné la présence de fleurs d'eau d'algues nocives comme les cyanobactéries. Cependant, Tremblay et al. (2001) suggéraient qu'un enrichissement additionnel pourrait mener à de telles fleurs d'eau.

## **1.4. Organisation du mémoire**

Le prochain chapitre présente l'évolution trophique du lac Saint-Charles ainsi que sa dynamique limnologique en période de fleurs d'eau de cyanobactéries. Par la suite, le troisième chapitre présente de manière critique les résultats de modélisations des sources de phosphore du lac Saint-Charles ainsi que d'autres lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles.

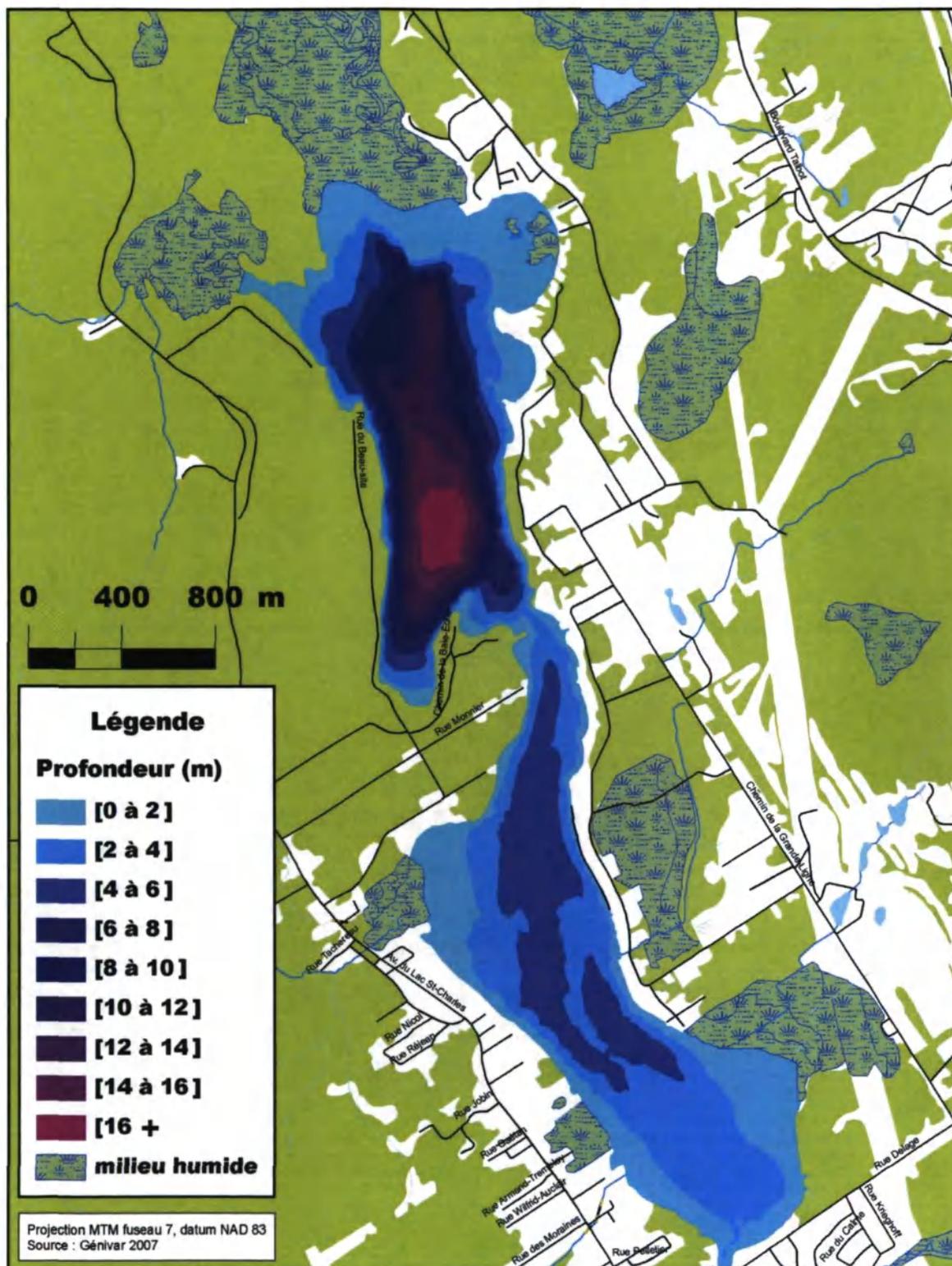


Figure 1.4. Carte bathymétrique du lac Saint-Charles.

Tableau 1.3. Caractéristiques physiques du lac Saint-Charles

Caractéristiques	Valeur
Superficie	3,6 km <sup>2</sup>
Périmètre	24,5 km
Profondeur maximale	16,5 m
Profondeur moyenne	5,6 m (nord); 2,0 (sud)
Volume	14 800 000 m <sup>3</sup> <sup>a</sup>
Temps de renouvellement	22,7 j (nord); 7,6 j (sud) <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Source (Genivar, 2007)

<sup>b</sup> Source (Légaré, 1998b)

## **Chapitre 2. Dynamique limnologique en période de fleurs d'eau de cyanobactéries**

### **2.1. Introduction**

Les fleurs d'eau de cyanobactéries représentent un problème à l'échelle globale qui soulève de plus en plus d'inquiétudes, principalement dans le domaine de la santé publique (Chorus et Bartram, 1999; Codd et al., 2005). La prolifération de cyanobactéries dans un plan d'eau peut entraîner de nombreux impacts négatifs (Oliver et Ganf, 2000; Vincent, 2009). Plusieurs espèces produisent des cyanotoxines qui peuvent engendrer des problèmes de santé chez l'humain ainsi que des empoisonnements du bétail et des animaux domestiques (Codd et al., 1999; Carmichael, 2008; Backer et al., 2010). Lorsque les cyanobactéries sont en surabondance, elles augmentent la turbidité de l'eau, elles produisent des composés malodorants (par ex. géosmine), elles ont des effets néfastes sur l'environnement (par ex. déficit en l'oxygène dissous, diminution de la biodiversité) et elles engendrent des répercussions économiques négatives (par ex. traitement d'eau potable, fermeture de plage). Malgré la grande influence des cyanobactéries sur la qualité de l'eau des systèmes lenticques, les facteurs qui favorisent leur dominance sont encore une grande source de discussion dans la littérature (Oliver et Ganf, 2000).

La présence de fleurs d'eau dans les écosystèmes aquatiques est grandement influencée par la concentration en nutriments ainsi que l'hydrologie. La probabilité de voir des fleurs d'eau de cyanobactéries dans un lac augmente généralement avec la concentration de phosphore (Watson et al., 1997). Toutefois, plusieurs autres facteurs sont impliqués dans la composition et l'abondance des espèces de phytoplancton (Dokulil et Teubner, 2000; Oliver et Ganf, 2000; Paerl, 2008; Vincent, 2009). Ces facteurs incluent des aspects chimiques, dont la concentration d'autres nutriments (par ex. l'azote, les ratios NT/PT) ou d'éléments trace (par ex. le fer), des aspects biologiques comme la résistance au broutage ou l'allélopathie et des aspects physiques comme la température de l'eau, la disponibilité de la lumière et la stratification thermique. Les cyanobactéries ont des caractéristiques physiologiques, morphologiques et écologiques différentes selon les espèces, ainsi les

facteurs qui favorisent une certaine espèce ne seront pas nécessairement favorable à une autre (Oliver et Ganf, 2000).

Plusieurs écosystèmes d'eau douce sur la planète font face à des problèmes de fleurs d'eau de cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999). Cette problématique est particulièrement inquiétante lorsqu'elle touche des sources d'eau potable. C'est le cas, par exemple, du lac Biwa au Japon (Ishikawa et al., 2002) et du lac Taihu en Chine (Guo, 2007) qui sont des réservoirs d'eau potable pour près de 14 millions et 33 millions de personnes, respectivement.

Le Québec n'échappe pas à cette problématique. En effet, depuis 1999, des signalements de fleurs d'eau de cyanobactéries ont été rapportés dans plus de 200 milieux aquatiques (lac ou tronçon de cours d'eau) et ce chiffre tend à augmenter d'année en année (Boissonneault et al., 2007; Barbeau et al., 2008). Différents milieux sont touchés par cette problématique, allant de baies de grands lacs comme la baie Missiquoi du lac Champlain (Blais, 2002), en passant par des lacs urbains eutrophes comme le lac Saint-Augustin (Pienitz et al., 2006), jusqu'à certains lacs mésotrophes et oligotrophes (LeBlanc et al., 2008). Plusieurs réservoirs d'eau potable sont aussi aux prises avec d'importantes proliférations de cyanobactéries (Robert et al., 2004; Barbeau et al., 2008). Le lac Saint-Charles, principale source d'eau potable pour la Ville de Québec, a récemment été identifié comme un lac en transition vers un état caractérisé par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Les premières fleurs d'eau de cyanobactéries ont été signalées en octobre 2006. Au cours des années subséquentes, cet environnement a connu une grande variabilité interannuelle sur le plan de la communauté de phytoplancton (CEAEQ, 2007; Warren, 2009). Le but de cette étude est de mieux comprendre les conditions limnologiques associées aux fleurs d'eau de cyanobactéries.

Dans un premier temps, nous avons évalué l'hypothèse que l'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries est associée à une eutrophisation récente du lac Saint-Charles. Dans un deuxième temps, nous avons testé l'hypothèse qu'il existe certaines zones du lac où les concentrations en nutriments sont plus grandes, ce qui permettrait la croissance importante du phytoplancton et des cyanobactéries. Cette hypothèse a été suggérée dans une étude

réalisée au lac Biwa (Ishikawa et al., 2002). Ces travaux ont mis en évidence une séparation spatiale entre l'origine des cellules (l'inoculum), les zones de forte croissance et les zones d'accumulation de cellules. Pour évaluer cette hypothèse, nous avons d'une part échantillonné huit stations réparties sur l'ensemble du lac Saint-Charles et d'autre part, nous avons fait un bilan préliminaire des charges de phosphore des principaux affluents du lac à partir de valeurs mesurées sur le terrain. Dans un troisième temps, nous avons posé l'hypothèse que les périodes de dominance de cyanobactéries sont associées à des températures élevées. Ces conditions ont un effet direct sur leur taux de croissance (Johnk et al., 2008; Paerl et Huisman, 2009) et elles ont un effet indirect en augmentant la stabilité de la colonne d'eau ce qui favorise la stratégie de migration verticale des cyanobactéries qui possèdent des vacuoles gazeuses (Walsby, 1975; Walsby et al., 1997).

## **2.2. Méthode**

### **2.2.1. Sites et fréquence d'échantillonnage**

Nous avons réalisé un échantillonnage complet du lac Saint-Charles sur une période de deux ans, de juin à novembre, selon le plan d'échantillonnage présenté à l'Annexe B. Huit stations ont été choisies de manière à bien représenter l'ensemble du lac (Figure 2.1). Elles ont été échantillonnées en surface à une fréquence bimensuelle. Trois stations ont fait l'objet d'un échantillonnage plus intensif soit, la station C3 au centre du bassin sud, la station C5 au centre du bassin nord et la station C4 dans la baie de l'Écho (baie dans laquelle des fleurs d'eau ont été observées en 2006). Celles-ci ont été échantillonnées à des profondeurs supplémentaires, plus d'analyses chimiques y ont été effectuées et elles ont été échantillonnées durant une plus longue période (Tableau 2.1 et Annexe B). Le prélèvement des échantillons et les profils de multisonde ont été faits le matin, période de la journée où le phytoplancton se retrouve habituellement en surface (Ibelings et al., 1991). Le traitement des échantillons pour leur conservation (filtration et congélation s'il y a lieu) a ensuite été fait en après-midi.

Tableau 2.1. Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles

Variable	Station			
	C1, C2, C6, C7 et C8	C3	C4	C5
Transparence (Secchi)	X	X	X	X
Multisonde YSI-6600	X	X	X	X
Phosphore total	À la surface	Surface, dessus thermocline (ou centre colonne) et ~1 m du fond	Idem C3-C4 et aux 2 m à 9 reprises <sup>c</sup>	
Azote total <sup>a</sup>				
Chlorophylle <i>a</i>				
Abondance phytoplancton				
Phosphore réactif soluble	Non mesurées sauf exception <sup>b</sup>			
Nitrates				
Carbone organique dissous				
Azote total dissous				

*Note.* X = le profil où la mesure de transparence a été effectué.

<sup>a</sup> Azote total Kjeldahl en 2007 et Azote total en 2008.

<sup>b</sup> Échantillonné à 7 reprises en surface.

<sup>c</sup> Échantillonné aux 2 m lors des semaines d'échantillonnage 9, 10, 11, 12, 20, 22, 24, 27 et 30 (Annexe B).



Figure 2.1. Localisation des stations d'échantillonnage sur le lac Saint-Charles (cartographie : Génivar).

## **2.2.2. Les mesures in situ**

### **2.2.2.1. Transparence**

La turbidité a été estimée à l'aide d'un disque de Secchi, en notant la profondeur à laquelle ce disque blanc et noir de 20 cm de diamètre n'est plus visible à partir de la surface de l'eau.

### **2.2.2.2. Mesures prises par la multisonde**

Pour obtenir les profils de plusieurs variables limnologiques à la fois, nous avons utilisé la multisonde YSI 6600 (Yellow Springs Instruments, É.-U.). Cet appareil mesure la température, l'oxygène dissous, le pH et la conductivité (Tableau 2.2). De plus, il est équipé de deux capteurs de fluorescence qui estiment la quantité de chlorophylle *a* (chl *a* YSI; excitation 470 nm; émission 650 à 700 nm) et de phycocyanine (PC YSI; excitation 650 nm; émission 590 à 630 nm) dans l'eau. L'instrument convertit les valeurs de fluorescence en concentration de chlorophylle *a* et en densité de cyanobactéries respectivement. À tous les sites d'étude, des profils verticaux ont été réalisés de la surface vers le fond à un intervalle de mesure de 0,5 m. L'oxygène dissous et la profondeur ont été calibrés à chaque journée d'échantillonnage, alors que les autres variables ont été calibrées au moins une fois par mois.

### **2.2.2.3. Météorologie**

La température atmosphérique, la vitesse et la direction du vent, la pression atmosphérique, la pluviométrie et les conditions météorologiques générales ont été obtenues à partir des données recueillies à la station météorologique d'Environnement Canada de l'aéroport Jean-Lesage (à une douzaine de km au sud de la décharge du lac Saint-Charles; Environnement Canada, 2010). Des données supplémentaires ont été obtenues à la station pluviométrique U027 de la Ville de Québec situé au 212 rue Carbonneau, Québec (à 2 km au sud-est de la décharge du lac Saint-Charles).

Tableau 2.2. Variables mesurées par la multisonde YSI 6600 ainsi que leur précision de mesure et leur limite de détection

Variable	Abréviation	Précision de mesure	Limite de détection
pH	pH	± 0,2 unité	0,01 unité
Conductivité spécifique	Cond	± 0,5 % de la lecture + 0,001 µS cm <sup>-1</sup>	0,1 µS cm <sup>-1</sup>
Température	Temp	± 0,15°C	0,01°C
Profondeur	Z	0,018 m (0 à 9,1m) et 0,12 m (0 à 61 m)	0,001 m
Oxygène dissous	O <sub>2</sub>	± 0,2 mg L <sup>-1</sup>	0,01 mg L <sup>-1</sup>
Saturation en oxygène	Sat.O <sub>2</sub>	± 2 %	0,1 %
Chlorophylle <i>a</i>	chl <i>a</i> YSI	Abondance relative	N.D.
Densité de cyanobactérie	PC YSI	Abondance relative	N.D. <sup>a</sup>

Note. N.D. = Non déterminé.

<sup>a</sup> Pour une estimation de la limite de détection voir Warren (2011).

#### 2.2.2.4. Stratification thermique

Pour déterminer la chaleur cumulée et l'intensité de la stratification du lac en 2007 et 2008, nous avons utilisé des profils de température en continu réalisés à l'aide d'une chaîne de thermographes automatisés de type Hobo (Stowaway Tidbit; Onset Computer Corporation, USA; précision : ± 0,2 °C). Celle-ci a été installée au centre du bassin nord. Les thermographes étaient placés à des profondeurs de 0,5 m, 4,5 m, 10,5 m et 16 m. Ils ont été en fonction du 5 juillet au 6 novembre en 2007 et du 16 mai au 27 octobre en 2008.

#### 2.2.2.5. Calcul du contenu calorifique, de la stabilité thermique de la colonne d'eau et de la demande volumétrique en oxygène

##### *Contenu calorifique*

Le contenu calorifique ( $\theta_w$ , en cal) est une mesure de la quantité de chaleur emmagasinée dans une substance à un moment donné. Il a été déterminé à partir de la formule suivante :

$$\theta_w = \sum_{z_0}^{z_m} t_z A_z h_z$$

où  $z_0$  est la surface et  $z_m$  est la profondeur maximale du lac,  $t_z$  est la température moyenne d'une couche d'eau d'une épaisseur  $h_z$  (dont la profondeur moyenne est de  $z$ ) et  $A_z$  représente l'aire de la couche d'eau à la profondeur  $z$  en  $\text{cm}^2$ . Le contenu calorifique a été calculé tel que décrit par Wetzel et Likens (1990).

#### *Indice de Brünt Väisälä*

La force de la stratification thermique de la colonne d'eau a été évaluée à l'aide de la fréquence de flottabilité de Brünt Väisälä (N) (voir Agusti et Duarte, 1999; Caplanne et Laurion, 2008) :

$$N = [(g/\rho_{\max}) (\Delta\rho/\Delta z)]^{1/2}$$

où  $g$  est l'accélération gravitationnelle ( $9,80665 \text{ m s}^{-2}$ ),  $\Delta\rho/\Delta z$  représente le gradient de densité verticale et  $\rho_{\max}$  est la densité maximale mesurée dans l'intervalle  $\Delta z$ .

#### *Demande volumétrique en oxygène*

Le taux de désoxygénation de l'hypolimnion, en période de stratification thermique, a été illustré à l'aide de la demande volumétrique en oxygène (DVO,  $\mu\text{g L}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ). La DVO correspond à la pente de la régression linéaire des concentrations d'oxygène à une profondeur donnée en fonction des jours juliens. Pour ces calculs, seules les concentrations de plus de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  ont été incluses (Cornett, 1989).

### **2.2.3. Caractérisation de la physico-chimie de l'eau**

En plus des mesures *in situ*, des échantillons ont été prélevés pour différentes analyses en laboratoire (nutriments et variables biologiques). L'échantillonnage de l'eau a été réalisé selon le plan d'échantillonnage présenté au Tableau 2.1. Les échantillons de surface ont été recueillis à la main à environ 0,25 m de profondeur. Les profondeurs supplémentaires ont été échantillonnées à l'aide d'une bouteille Van Dorn. Les échantillons ont été recueillis dans des bouteilles de polypropylène opaques de 2 litres et elles ont été transportées dans des glacières jusqu'au laboratoire de l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) à Québec. Les méthodes d'analyse utilisées sont présentées au Tableau 2.3 et à l'Annexe C.

### **2.2.3.1. Analyse des nutriments**

Des analyses de phosphore total (PT), d'azote Kjeldahl total (NKT; en 2007) et d'azote total (NT; en 2008) ont été effectuées pour tous les points d'échantillonnage situés au lac Saint-Charles (Tableau 2.1). Les échantillons devant servir pour ces analyses ont été acidifiés (0,2 % d'acide sulfurique) et placés dans des bouteilles de verre préalablement lavées à l'acide chlorhydrique 10 % et rincées sept fois à l'eau désionisée. Les concentrations de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ -N), de phosphore réactif soluble (PRS) et de carbone organique dissous (COD) ont quant à elles été déterminées aux trois profondeurs recueillies au centre du bassin nord (C5), du bassin sud (C3) ainsi que dans la baie de l'Écho (C4; Figure 2.1). Pour leur conservation, ces échantillons ont été filtrés à travers une membrane de 0,2  $\mu\text{m}$  en cellulose-acétate et le filtrat a été recueilli dans des bouteilles de verre lavées et rincées, tel que décrit ci-haut. Finalement, les échantillons ont été conservés à 4°C jusqu'à leur analyse.

### **2.2.3.2. Analyse des variables biologiques**

Dans le but d'estimer la biomasse du phytoplancton, nous avons réalisé des analyses de chlorophylle *a* (chl *a*). Les échantillons pour ces analyses ont été préparés en filtrant l'eau brute recueillie aux mêmes sites et profondeurs que pour les analyses des nutriments. L'eau a été filtrée par pression négative sur des filtres de 25 mm en fibre de verre Whatman GF/F dans les huit heures après son prélèvement. Ensuite, les filtres ont été conservés à -80°C jusqu'à leur analyse. Pour l'ensemble des manipulations, l'eau brute et les filtres ont été exposés à la lumière tamisée afin d'éviter la dégradation des pigments.

Les périodes de dominance des cyanobactéries ont été identifiées de façon qualitative par microscopie. Des échantillons ont été récoltés à l'aide d'un filet à plancton (Birge Net, mailles de 20  $\mu\text{m}$ ), puis conservés à 4°C à la noirceur sans fixatif pour une période de moins de 24 heures. Les échantillons ont ensuite été observés sous microscope inversé (Axiovert 200, Zeiss) pour déterminer les taxons dominants. La présence ou l'absence des cyanobactéries potentiellement toxiques a alors été précisée. La reconstitution de la communauté de phytoplancton a été complétée par des analyses quantitatives réalisées par Mme Annabelle Warren (Warren, 2011).

Tableau 2.3. Résumé des méthodes d'analyses chimiques et biologiques

Variable (abréviation)	Traitement	Méthode d'analyse	Appareil utilisé	Limite de détection
Azote Kjeldahl total (NKT)	Acidification (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,2 %)	Analyse colorimétrique d'injection en flux après digestion de l'azote organique en ammonium <sup>a</sup>	Analyseur d'Ion automatisé QuikChem 8500 (Lachat)	10 µg L <sup>-1</sup>
Azote total (NT)	Acidification (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,2 %)	Analyse colorimétrique d'injection en flux avec digestion persulfate/UV	Analyseur d'Ion automatisé QuikChem 8500 (Lachat)	10 µg L <sup>-1</sup>
Carbone organique dissous (COD)	Filtration <sup>c</sup>	Méthode NPOC/TN, INRS-EET	Auto analyseur VCPH (Shimadzu)	0,05 mg L <sup>-1</sup>
Nitrates	Filtration <sup>c</sup>	Chromatographie ionique	Chromatographie ICS 2000 (Dionex)	5 µg N L <sup>-1</sup>
Phosphore total (PT)	Acidification (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,2 %)	Dosage colorimétrique des orthophosphates après digestion au persulfate de potassium <sup>d</sup>	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic) à 885 nm	0,5 µg L <sup>-1</sup>
Phosphore réactif soluble (PRS)	Filtration <sup>c</sup>	Dosage colorimétrique des orthophosphates sans digestion après filtration <sup>d</sup>	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic)	0,5 µg L <sup>-1</sup>
Chlorophylle <i>a</i> (chl <i>a</i> )	Filtration <sup>e</sup>	Fluorométrie après extraction par l'éthanol à 70°C <sup>f</sup>	Spectrofluorimètre Cary Eclipse (varian), excitation à 430 nm et émission à 680 nm	ND

<sup>a</sup> Méthode QuikChem<sup>®</sup> 10-107-06-2-K.

<sup>b</sup> Méthode QuikChem<sup>®</sup> Method 10-107-04-3-A.

<sup>c</sup> Filtration sur membrane 0,2 µm de cellulose acétate.

<sup>d</sup> (Stainton et al., 1977).

<sup>e</sup> Filtration sur membrane Watman GF/F.

<sup>f</sup> (Nusch, 1980).

#### **2.2.4. Contrôle de qualité**

Pour l'ensemble des analyses, nous avons effectué des blancs de terrain. Ceci permet de déterminer si les agents de conservation et les bouteilles de transport ont été contaminés lors de l'échantillonnage. Nous avons aussi effectué des duplicatas (plus de 10 % pour les analyses de chl  $\alpha$ , de PT et de PRS, et environ 2 % pour les autres analyses), de manière à vérifier la variabilité inhérente des échantillons ainsi que la fiabilité des analyses en laboratoire.

#### **2.2.5. Analyses statistiques**

##### **2.2.5.1. ANOVA**

Afin d'analyser l'évolution du lac au cours des dernières années et déceler les signes d'eutrophisation, nous avons comparé les valeurs moyennes des variables limnologiques clés mesurées au centre du bassin nord lors de la présente étude, en 2007 et 2008, avec celles qui furent mesurées en 1996 et 1997 à la même station (Légaré, 1998b).

Pour évaluer la variation spatiale sur le lac, nous avons comparé les stations entre elles en considérant l'ensemble des semaines d'échantillonnage où les huit stations étaient échantillonnées (18 semaines échantillonnages). Comme certaines variables n'ont pas été mesurées aussi fréquemment sur l'ensemble du lac, nous avons également vérifié la variation spatiale entre les trois stations principales (23 semaines échantillonnage).

Pour évaluer les variations spatiales et temporelles, nous avons utilisé des analyses de variance (ANOVA : *analyse of variance*) à une voie, suivies d'analyses de comparaisons multiples par paires à l'aide de la méthode de Tuckey. Dans les cas où la normalité des distributions (test de Shapiro-Wilk) ou l'homogénéité des variances (test de Levene) n'était pas respectée, nous avons utilisé une ANOVA de rangs à une voie par la méthode de Kruskal-Wallis. Le test de Dunn a été utilisé pour toutes les comparaisons multiples suivant une ANOVA de rangs où les groupes de traitement avaient des tailles différentes. Le logiciel SigmaPlot 11 (Systat Software, Inc.) a été utilisé pour effectuer ces analyses statistiques.

### 2.2.5.2. Analyse multivariée

Pour identifier les combinaisons de facteurs reliées aux variations d'abondance des cyanobactéries et des autres espèces de phytoplancton, une analyse d'ordination canonique a été effectuée. Plus particulièrement, nous avons effectué une analyse canonique de redondance (RDA : *redundancy analysis*). Pour ces analyses, nous avons utilisé le progiciel R (R Development Core Team). Le code R utilisé (*rdaTest*) employait un algorithme direct suivant la méthode décrite par Legendre et Legendre (1998).

Les données recueillies en 2007 aux trois stations principales ont été utilisées pour ces analyses. Pour chaque observation, les variables limnologiques mesurées ont été divisées en deux tables de données différentes. La première table est une matrice explicative (x) qui contient des variables environnementales et temporelles, soit : le phosphore total, l'azote Kjeldahl total, la température de l'eau, la conductivité, la date exprimée en jours juliens, la turbidité de l'eau mesurée à l'aide d'un disque de Secchi et le pH<sup>1</sup>. Les descripteurs de cette matrice ont été centrés réduits pour les rendre comparables entre eux. La deuxième table est une matrice réponse (y) qui contient les variables biologiques, chl *a* YSI et PC YSI, obtenues à partir de la sonde de fluorescence *in vivo*. La RDA a été réalisée sur une matrice de covariance. En effet, les variables de la matrice réponse étant d'une dimension homogène, elles n'ont pas eu besoin d'être centrées réduites (simplement centrées). Pour vérifier si l'analyse de redondance canonique était globalement significative (s'il y a une relation linéaire entre la matrice réponse et la matrice explicative), une analyse de permutation a été réalisée. Une mesure de l'instabilité du modèle a aussi été effectuée à l'aide du *variance inflation factor* (VIF).

### 2.2.5.3. Régression et corrélation

Pour les analyses de régression et de corrélation entre la chl *a* et les autres variables limnologiques, nous avons utilisé les valeurs mesurées à la surface pour les stations C1 à C7. La station C8 a été exclue dans les analyses parce que l'examen de la variabilité

---

<sup>1</sup> La transparence et le pH sont souvent influencés par l'abondance du phytoplancton dans les lacs eutrophes, mais ces variables sont probablement moins influencées par les variables biologiques dans un lac mésotrophe au temps de résidence très court. C'est pour cette raison que ces deux variables ont été utilisées comme des variables explicatives au lac Saint-Charles.

spatiale a révélé que cette station est très influencée par la rivière des Hurons. Le logiciel SigmaPlot 11 a été utilisé pour effectuer ces analyses statistiques. Afin d'évaluer les relations linéaires entre la chl  $a$  et les autres variables limnologiques, nous avons utilisé le coefficient de corrélation de Spearman. Le coefficient de Spearman a été utilisé en raison de l'absence de normalité des données. Pour trouver les combinaisons de variables qui prédisent le mieux l'abondance du phytoplancton, nous avons utilisé une analyse de régression pas à pas.

### **2.2.6. Bilan préliminaire de phosphore**

Les données recueillies sur le terrain en 2007 et 2008 combinées à celles de l'APEL (APEL, 2009) nous ont permis d'estimer les charges en phosphore de l'effluent et des principaux affluents du lac Saint-Charles (Tableau 2.4). Les charges des stations d'épuration sont, quant à elles, tirées des résultats de 2006 à 2008 du suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (MAMROT, 2009). Les débits modélisés sont déduits d'une simulation effectuée sur la rivière des Hurons par Étienne Gaborit en couplant l'algorithme de fonte de la neige du modèle SWAT (Neitsch et al., 2005) avec le modèle pluie-débit GR4J (Perrin, 2000) et en suivant la même méthodologie que celle décrite par Gaborit et al. (2010). La modélisation a été effectuée en calibrant et validant le modèle selon un pas de temps journalier au niveau de la station hydrométrique du CEHQ de la rivière des Hurons (CEHQ, 2009). Pour obtenir les débits de la décharge du lac Delage et de celle du lac Saint-Charles, nous avons fait un produit en croix du rapport de la superficie drainée par leur bassin versant sur la superficie drainée par la rivière des Hurons (dont le débit a été modélisé). Pour le calcul des charges en PT des rivières, nous avons utilisé ces débits modélisés.

Tableau 2.4. Coordonnées géographiques des stations d'échantillonnage utilisées pour le bilan préliminaire des apports de phosphore

Station	Coordonnée géographique (DMS)
Rivière des Hurons amont (station 7)	Lat. 46° 59' 01,1" N Long. 71° 22' 06,7" O
Station d'épuration des eaux usées des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury	Lat. 46° 58' 38,8" N Long. 71° 22' 33,0" O
Rivière des Hurons aval (station 1)	Lat. 46° 57' 38,3" N Long. 71° 23' 32,5" O
Décharge du lac Delage amont (station 2)	Lat. 46° 57' 45,1" N Long. 71° 23' 58,7" O
Station d'épuration des eaux usées de Lac-Delage	Lat. 46° 57' 40,2" N Long. 71° 23' 54,2" O
Décharge du Lac Saint-Charles	Lat. 46° 54' 37,5" N Long. 71° 22' 17,7" O

*Note.* Il s'agit de stations d'échantillonnage de l'APEL (APEL, 2009).

Nous avons aussi modélisé la charge de phosphore de la rivière des Hurons, en continu, entre la mi-mai et la mi-novembre 2008 (période d'échantillonnage de la rivière des Hurons; Boisvert, 2009), à l'aide du logiciel Flux32 (Minnesota Pollution Control Agency). La modélisation a été réalisée à partir des concentrations de PT mesurées dans la rivière des Hurons près de son exutoire dans le lac Saint-Charles (station 1; voir Tableau 2.4) et des débits mesurés à la station débit métrique du CEHQ située un peu plus en amont sur cette rivière (CEHQ, 2009).

## 2.3. Résultats

### 2.3.1. Changements à long terme

Les ANOVA à une voie réalisées entre les valeurs obtenues en 1996, 1997, 2007 et 2008 ne révèlent pas de différence significative entre les années pour le phosphore total et le nitrate (Tableau 2.5). Elles suggèrent par contre une différence significative entre les années pour ce qui est de la conductivité, du pH, de l'azote total, de la profondeur de Secchi et de la chl  $a$ .

De manière générale, les analyses de comparaisons multiples par paires n'ont pas mis en évidence de différence marquée entre 1996-1997 et 2007-2008 (Tableau 2.5). Les différences entre les années consécutives (par ex. entre 1996 et 1997) sont souvent plus élevées ou égales aux différences observées sur une décennie (par ex. entre 1997 et 2007). Les comparaisons multiples ne révèlent pas de différence significative entre aucune paire d'années pour la conductivité ( $p > 0,05$ ). Pour le pH, elles indiquent une différence significative entre 1996 et 1997 ainsi qu'entre 1997 et 2007. Pour la profondeur de Secchi, elles indiquent une différence significative entre 1997 et 2008 ainsi qu'entre 2007 et 2008. Le NT et la chl  $a$  montrent toutefois une tendance vers une augmentation de concentration depuis 1996-1997. Le NT est significativement différent entre 1997 et 2008 alors que la chl  $a$  est significativement différente entre 1996 et 2007 ainsi qu'entre 1996 et 2008.

Les études antérieures réalisées au lac Saint-Charles ont démontré un important déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du bassin nord en période estivale (Alain, 1981; Belzile, 1987; Légaré, 1998b). En 2007 et 2008, la même tendance a pu être observée avec les profils réalisés au centre du bassin nord (voir section 2.3.3.7.).

Tableau 2.5. ANOVA à une voie des variables limnologiques mesurées en surface au centre du bassin nord du lac Saint-Charles entre le 15 juin et le 6 novembre pour les années 1996, 1997, 2007 et 2008

Variable	F	1996		1997		2007		2008	
		M	ÉT	M	ÉT	M	ÉT	M	ÉT
PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	0,024	-		9,5	1	9,7	2,1	9,7	2,9
Nitrates ( $\mu\text{g N L}^{-1}$ )	2,154	103	43	140	93	91	27	132	30
Cond. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	3,097*	65	14	67	10	75	6	67	5
NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	3,581*	312 <sup>ab</sup>	81	266 <sup>a</sup>	23	342 <sup>ab</sup>	74	406 <sup>b</sup>	111
pH	5,423**	7,6 <sup>a</sup>	0,2	7,1 <sup>b</sup>	0,2	7,5 <sup>a</sup>	0,2	7,3 <sup>ab</sup>	0,2
Secchi (m)	6,043**	2,7 <sup>ab</sup>	0,5	3,2 <sup>a</sup>	0,3	3,0 <sup>a</sup>	0,4	2,5 <sup>b</sup>	0,3
Chl <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	8,409***	1,8 <sup>a</sup>	0,5	5,6 <sup>ab</sup>	4,2	5,7 <sup>b</sup>	2	7,7 <sup>b</sup>	2,8

*Note.* Les moyennes qui ne partagent pas les mêmes lettres en indice supérieur sont significativement différentes les unes des autres.

M = Moyenne; ÉT = Écart type.

\*  $p < 0,05$ . \*\*  $p < 0,01$ . \*\*\*  $p < 0,001$ .

### 2.3.2. Variations spatiales

Les ANOVA à une voie réalisées entre les valeurs obtenues aux stations C1 à C8 ne révèlent pas de différence spatiale significative au point de vue de la température, de la profondeur de Secchi, de la conductivité, du carbone organique dissous, de la densité de cyanobactéries, des nitrates, du pH, de l'azote total Kjeldahl et de l'azote total (Tableau 2.6). Elles suggèrent par contre une différence significative pour ce qui est de l'azote total dissous, du phosphore total et de la chlorophylle *a* (Figure 2.2).

L'analyse de comparaisons multiples par paires des concentrations de PT n'a pas révélé de différence entre les stations, et ce, malgré les résultats positifs de l'ANOVA. Par contre, la variance était beaucoup plus élevée à la station C8 (Tableau 2.6). Les concentrations de surface les plus élevées ont été enregistrées (PT max =  $30,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) à cette station et le 90<sup>e</sup> percentile des concentrations de phosphore y était deux fois plus élevé qu'aux autres stations (Figure 2.2a).

Tableau 2.6. ANOVA de rang à une voie des variables limnologiques mesurées en surface aux huit stations réparties sur le lac Saint-Charles

Variable	n	H	Station							
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
T°C	18	1,67	20,3	20,6	19,9	19,4	19,9	20,0	20,1	19,2
NT	6	2,50	315	329	306	357	370	398	336	390
Cond.	18	2,61	74	76	74	74	73	74	74	77
Secchi <sup>2</sup>	17	4,66	-	-	2,6	2,6	2,8	2,5	2,5	-
COD	7	5,29	3,14	3,49	3,09	3,04	3,09	3,06	3,13	2,85
NTK	11	6,74	249	245	241	235	225	276	275	203
PC (YSI)	18	11,45	593	470	478	386	384	472	350	225
Nitrates	6	12,58	82	65	76	99	99	135	136	131
pH	18	13,79	7,5	7,4	7,5	7,5	7,4	7,3	7,3	7,2
PT	18	15,10*	9,7	11,0	10,5	9,4	9,8	11,1	10,7	11,3
Chl <i>a</i>	18	18,48*	7,5 <sup>a</sup>	6,2 <sup>ab</sup>	7,3 <sup>ab</sup>	5,7 <sup>ab</sup>	6,8 <sup>ab</sup>	8,4 <sup>a</sup>	8,0 <sup>a</sup>	2,9 <sup>b</sup>
NTD	7	18,80**	151 <sup>a</sup>	173 <sup>ab</sup>	157 <sup>ab</sup>	232 <sup>ab</sup>	225 <sup>ab</sup>	207 <sup>ab</sup>	206 <sup>ab</sup>	255 <sup>b</sup>

*Note.* Les médianes qui ne partagent pas les mêmes lettres en indice supérieur sont significativement différentes les unes des autres (test de Dunn).

n = le nombre de semaines d'échantillonnage prises en compte pour les comparaisons.

\* p < 0,05. \*\* p < 0,01.

La station C8 se distingue aussi des autres stations sur le plan de la chl *a*. Les concentrations y étaient de 2,0 à 2,9 fois plus faibles qu'aux autres stations (Figure 2.2b) et cette différence était significative par rapport aux stations C1, C6 et C7 (P < 0,05; Tableau 2.6). Nous avons aussi observé d'importantes variations spatiales des concentrations de chl *a* à l'extérieur des huit stations d'échantillonnage. Effectivement, en 2007, d'importantes accumulations de phytoplancton ont été observées près des rives (voir section 2.3.3.2). Par exemple, une valeur de près de 300 µg L<sup>-1</sup> de chl *a* a été mesurée dans la haie de l'Écho le 26 septembre 2007.

<sup>2</sup> Parmi les huit stations à l'étude au lac Saint-Charles, cinq ont été considérées pour les analyses de transparence. Les trois autres stations n'ont pas été examinées parce que leur profondeur était trop faible pour obtenir une lecture fiable de la profondeur de Secchi.

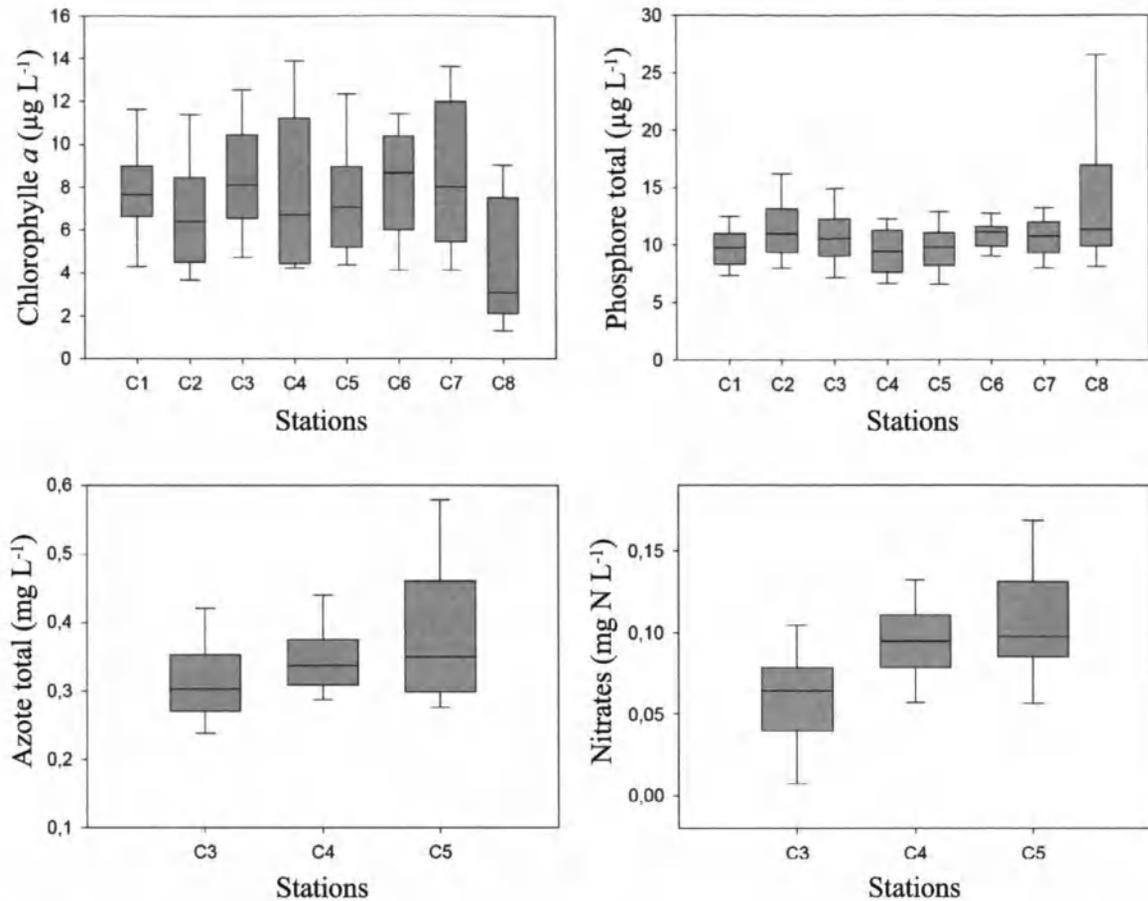


Figure 2.2. Graphique en boîte représentant la médiane ainsi que les 10e, 25e, 75e et 90e percentiles des concentrations de chl *a* (a), PT (b), TN (c) et nitrates (d) mesurées aux différentes stations d'échantillonnages en 2007 et 2008.

L'analyse de comparaisons multiples entre les stations pour le NTD indique une différence significative entre C1 et C8. De manière générale, les concentrations de NTD sont plus élevées dans le bassin nord que dans le bassin sud. À l'exception de NTK, les formes d'azote (TN et nitrates) tendent aussi à diminuer de l'amont vers l'aval, mais cette différence entre les stations n'est pas significative (Tableau 2.6).

Les ANOVA réalisées sur les stations principales (C3, C4, C5) ont révélé une différence significative entre ces stations pour les nitrates ( $p = 0,002$  ; Tableau 2.7). L'analyse de comparaisons multiples a mis en évidence des concentrations significativement plus basses à la station C3 en comparaison avec les stations C4 et C5.

Tableau 2.7. ANOVA de rang à une voie des variables limnologiques mesurées en surface aux trois stations principales

Variable	n	H	Station		
			C3	C4	C5
T°C	23	0,013	19,1	18,9	18,9
Cond.	23	0,16	73	73	72
PC (YSI)	23	2,81	628	363	411
Chl <i>a</i>	23	0,74	6,9	5,1	6,6
COD	23	0,41	3,13	3,14	3,11
pH	23	0,72	7,4	7,4	7,4
PT	23	2,51	10,5	9,4	9,7
Secchi	20	0,91	2,6	2,6	2,8
NTK	11	0,21	241	235	225
NTD	23	5,18	185	213	216
NT	23	5,76	303	329	344
Nitrates	23	12,19**	71 <sup>a</sup>	103 <sup>b</sup>	99 <sup>b</sup>

*Note.* Les médianes qui ne partagent pas les mêmes lettres en indice supérieur sont significativement différentes les unes des autres (test de Tukey).

n = le nombre de semaines d'échantillonnage prises en compte pour les comparaisons.

\*\* p < 0,01.

Ces résultats indiquent que les concentrations de nitrates ont été plus faibles dans le bassin sud que dans le bassin nord. Les concentrations de NTD et de NT étaient, elles aussi, plus faibles dans le bassin sud, mais l'ANOVA n'a pas indiqué de différence significative entre les stations (NTD p = 0,075 et NT p = 0,056).

### 2.3.3. Dynamique saisonnière

De manière générale, les variations saisonnières des différentes variables limnologiques du lac Saint-Charles ont été plus importantes que les variations entre les stations. Comme on peut le constater dans le diagramme de double projection en cadrage 1 de la RDA pour l'année 2007 (Figure 2.3), les observations effectuées dans la même semaine

d'échantillonnage sont regroupées ensemble et présentent des distances euclidiennes plus faibles entre elles qu'avec les observations d'autres semaines.

Comme chacune des variables a un motif saisonnier différent, nous allons présenter la variation saisonnière pour chacune d'elles. Dans la prochaine section, la moyenne saisonnière réfèrera à la moyenne de l'ensemble des échantillons de surface recueillis aux stations principales pour une année donnée et la moyenne spatiale réfèrera à la moyenne des valeurs mesurées aux stations principales pour une semaine d'échantillonnage donnée.

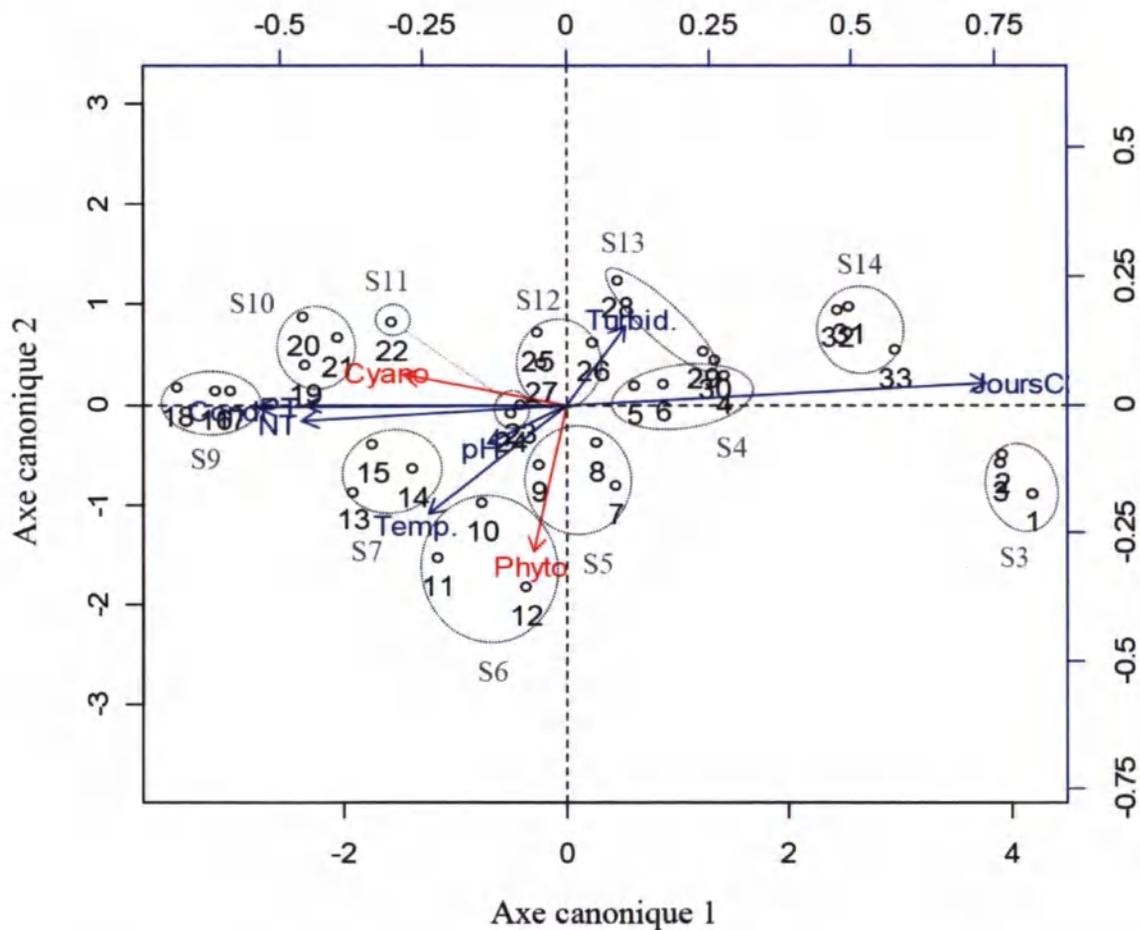


Figure 2.3. Diagramme de double projection (biplots) de la RDA en cadrage 1 où les flèches en bleu représentent les variables explicatives, les flèches en rouge illustrent les variables réponses et les points représentent les observations (légende des chiffres à la Figure 2.24). Les cercles regroupent les observations qui ont été enregistrées durant la même semaine d'échantillonnage (Annexe B), mais à différentes stations (C3, C4 et C5).

Tableau 2.8. Les moyennes (M) et l'écart-type (ÉT) des variables limnologiques mesurées en surface aux trois stations principales (C3, C4 et C5) lors des saisons d'échantillonnage de 2007 et 2008 et comparaison entre les deux années

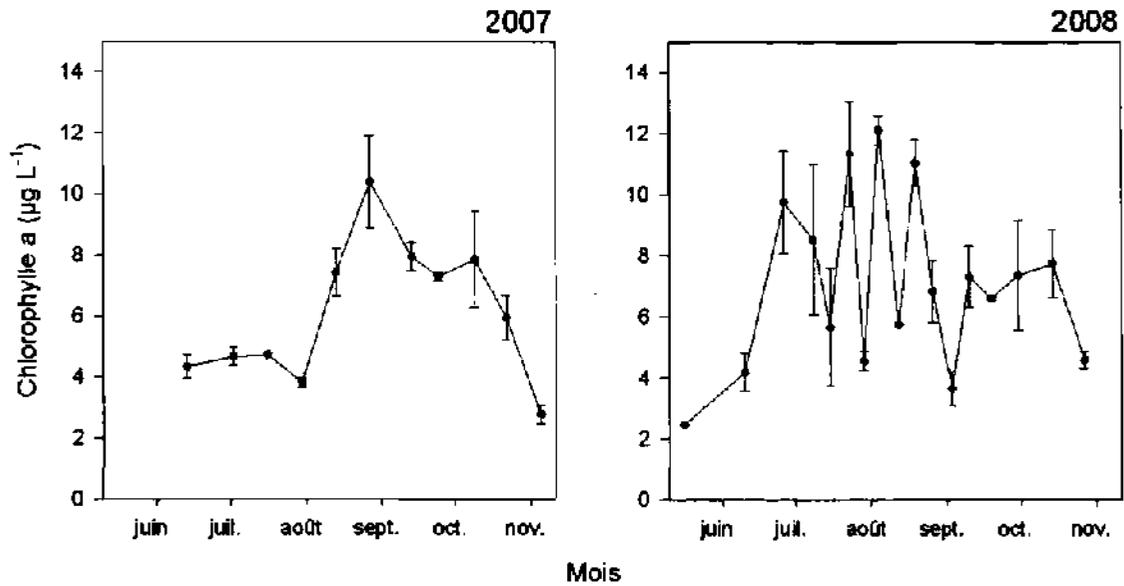
Variable	P	2007		2008	
		M	ÉT	M	ÉT
T°C de l'eau	0,923 <sup>b</sup>	17,6	5,1	17,8	4,0
PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	0,822 <sup>a</sup>	9,7	2,3	9,6	2,5
NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	0,778 <sup>b</sup>	329	67	341	93
chl <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	0,259 <sup>a</sup>	6,1	2,5	7,1	3,3
COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,051 <sup>b</sup>	2,99	0,31	3,29	0,58
pH	<0,001 <sup>b</sup>	7,6	0,3	7,3	0,2
Cond. ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	<0,001 <sup>b</sup>	75	6	65	12
Nitrates ( $\mu\text{g N L}^{-1}$ )	<0,001 <sup>a</sup>	79	35	115	32
NTD ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	<0,001 <sup>a</sup>	189	31	233	36
Secchi (m)	<0,001 <sup>b</sup>	2,9	0,4	2,5	0,4

<sup>a</sup> Test T

<sup>b</sup> Test de Mann-Whitney

### 2.3.3.1. Dynamique de la chlorophylle *a*

Nous avons observé une importante variation saisonnière de la chl *a* lors des deux années d'échantillonnage (Figure 2.4 et 2.5). Les valeurs présentées à la Figure 2.4 sont les moyennes des concentrations de surface des trois principales stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles (moyenne spatiale). En 2007, la chl *a* a varié entre  $2,8 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$  et la moyenne de la saison d'échantillonnage (moyenne saisonnière) était de  $6,1 \pm 2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ . Les plus grandes valeurs ont été enregistrées du 13 août au 22 octobre 2007, lorsque la communauté de phytoplancton était dominée par les cyanobactéries. Les concentrations étaient alors deux fois plus élevées qu'au début de l'été et qu'au mois de novembre. En 2008, la moyenne saisonnière de chl *a* ( $7,1 \pm 3,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était plus élevée qu'en 2007 (Tableau 2.8). La moyenne spatiale a varié entre  $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $12,1 \mu\text{g L}^{-1}$  et une grande variabilité des concentrations de chl *a* a été observée entre les semaines durant la majorité de l'été.



*Figure 2.4.* Variations temporelles des concentrations de chl *a* en surface du lac Saint-Charles en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points représentent la chl *a* moyenne  $\pm$  erreur type des stations C3, C4 et C5.

La Figure 2.5 indique les grandes variations des concentrations de chl *a* observées selon la profondeur lors des deux saisons d'échantillonnage. Par exemple, le 31 juillet 2007, une concentration de chl *a* de 26,2 µg L<sup>-1</sup> a été mesurée à 2,5 m de profondeur, alors que celle en surface était de 3,9 µg L<sup>-1</sup> et celle à 13 m était de 1,0 µg L<sup>-1</sup>. À l'été 2007, les maxima de chl *a* se trouvaient principalement entre 2 et 3 m de profondeur alors qu'à l'été 2008, ils se situaient plutôt entre 0 et 2 m (voir Annexe D et E).

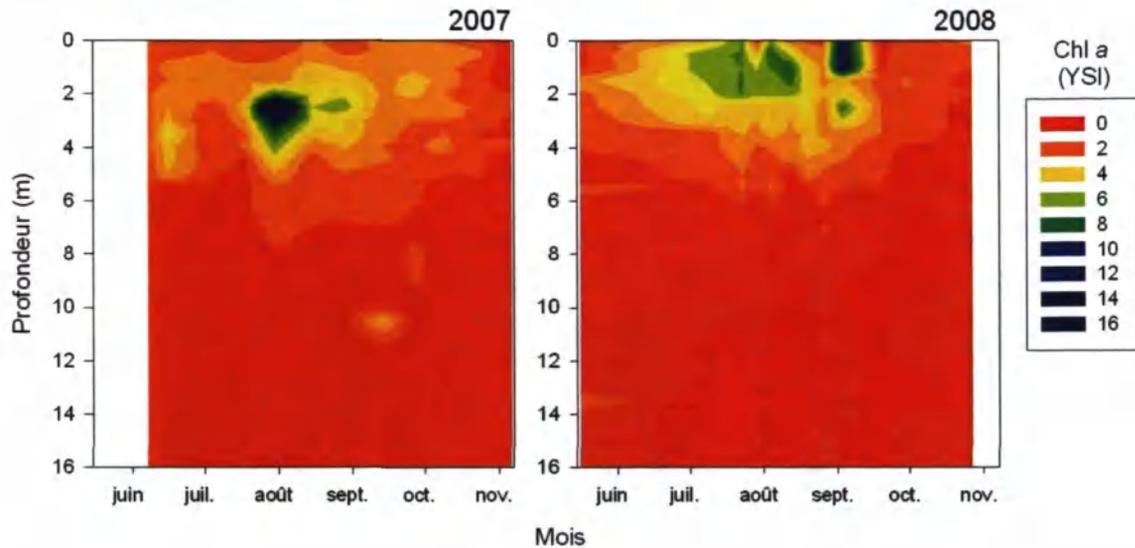


Figure 2.5. Variations verticales et temporelles des concentrations de chl *a* (YSI) estimées à l'aide du YSI 6600 (sans correction) au centre du bassin nord (C5) en 2007 et 2008.

### 2.3.3.2. Dynamique des fleurs d'eau de cyanobactéries

En 2007, les cyanobactéries sont apparues de façon évidente à la moitié du mois d'août (Figure 2.6). Le 17 août 2007, une accumulation de cyanobactéries (2 000 000 cellules de *Microcystis* par ml) a été observée près des rives d'une petite baie située au centre-est du bassin sud. À cet endroit, la concentration de Microcystine-LR ( $6,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ) dépassait le critère de qualité pour l'eau potable établi par Santé Canada ( $1,5 \mu\text{g/L}$ ; CEAEQ, 2007). Notez qu'il n'y a pas eu de dépassement de ce critère à la prise de l'usine de traitement d'eau potable de la Ville de Québec située en aval sur la rivière Saint-Charles. Après le 17 août 2007, plusieurs accumulations ont été observées régulièrement près des rives et dans les baies du lac, et ce, jusqu'au début du mois d'octobre. Cependant, aucune concentration en toxines supérieure à  $1,5 \mu\text{g L}^{-1}$  de Microcystine-LR n'a été mesurée durant cette période. Au mois de septembre, des cyanobactéries ont été retrouvées en abondance aux huit stations à l'étude. Nos analyses de microscopie qualitatives ont mis en évidence une dominance du genre *Microcystis* et une sous-dominance du genre *Anabaena*, deux cyanobactéries potentiellement toxiques. Le 26 septembre 2007, une grande accumulation de cyanobactéries (plus d'un million de cellules de *Microcystis* par ml) a été observée près des rives de la baie de l'Écho. Au mois d'octobre suivant, les mêmes genres de

cyanobactéries ont été observés en abondance dans la plupart des stations visitées sur le lac. Cependant, leur nombre a semblé diminuer. De plus, la dominance de *Microcystis* par rapport à *Anabaena* a semblé moins marquée et d'autres groupes de phytoplancton ont commencé à être plus abondants. Le 10 octobre 2007, une dernière accumulation a été observée. Celle-ci était constituée presque exclusivement d'*Anabaena*. En novembre, l'abondance des cyanobactéries était très faible. La communauté de phytoplancton était alors dominée par d'autres groupes tels que les *Chrysophyceae* et les *Bacillariophyceae*.

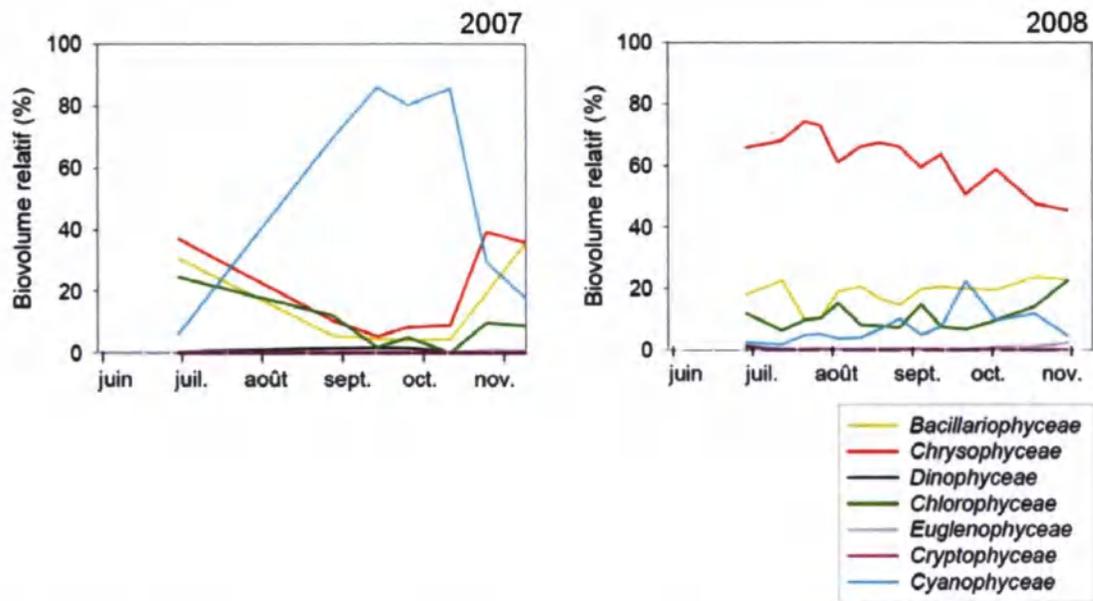


Figure 2.6. Évolution saisonnière du biovolume des différents groupes de phytoplancton en 2007 et 2008 (tiré de Warren, 2009).

Durant la période d'échantillonnage de 2008, la communauté de phytoplancton a été dominée par des chrysophytes (Figure 2.6). Les espèces de cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau à potentiel toxique sont généralement demeurées en faible quantité, mais des accumulations de *Microcystis aeruginosa* de plus de 100 000 cellules  $\text{ml}^{-1}$  ont tout de même été observées dans la baie de l'Écho le 19 septembre 2008. Ce sont les picocyanobactéries *Aphanocapsa* et *Aphanothece* qui ont été les cyanobactéries les plus abondantes en 2008 (Warren, 2011). Ces genres ne forment pas de fleur d'eau, car ils ne possèdent pas de vacuoles gazeuses.

### 2.3.3.3. Transparence

Au cours de la saison d'échantillonnage de 2007, la profondeur de Secchi moyenne était de  $2,9 \pm 0,4$  m et elle a varié entre 2,5 m et 3,4 m (Figure 2.7). Les valeurs maximales de transparence ont été observées au milieu de l'été. En 2008, nous avons observé un patron à l'opposé. La transparence était plus élevée au printemps, à la fin de l'été et à l'automne, alors qu'elle était plus faible en juillet-août. La moyenne saisonnière ( $2,5 \text{ m} \pm 0,4 \text{ m}$ ) a été significativement plus faible qu'en 2007 ( $p < 0,001$ ; Tableau 2.8). La moyenne spatiale minimum était de 1,9 m et le maximum était de 3,2 m.

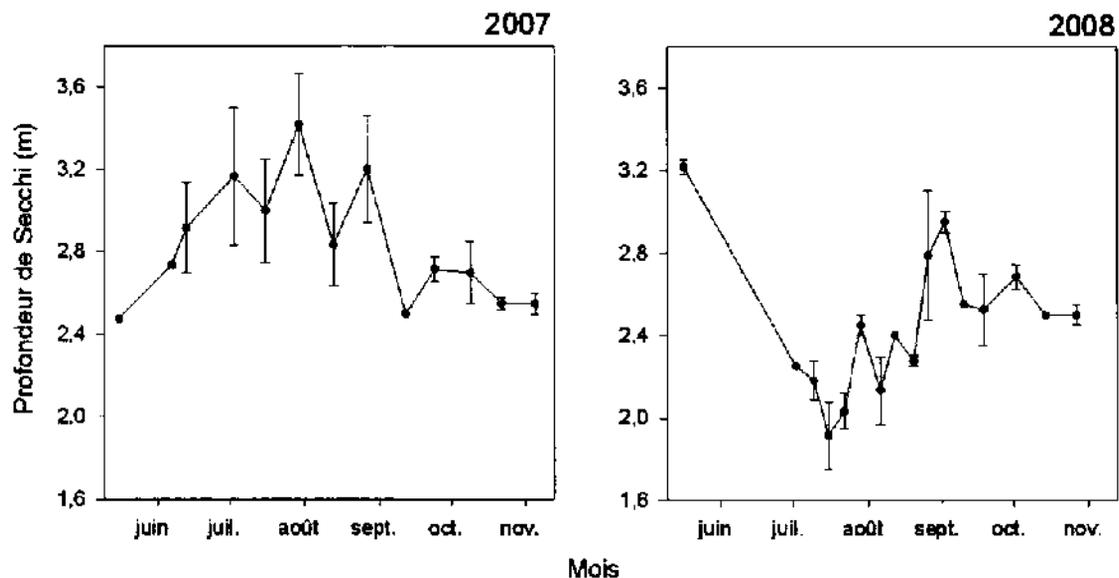


Figure 2.7. Variations saisonnières des profondeurs de Secchi en 2007 (à gauche) et en 2008 (à droite). Les points représentent la profondeur de Secchi moyenne  $\pm$  erreur type des stations C3, C4 et C5.

### 2.3.3.3. Conditions météorologiques

Les valeurs moyennes mensuelles de température et de précipitations, en 2007 et en 2008, ont été semblables et elles ont généralement été près des normales climatiques. Par contre, les précipitations du mois de juin 2008 ont été plus importantes qu'en juin 2007 et elles ont été deux fois plus élevées que la normale climatique (Tableau 2.9; Annexe F, Figure F.1). Le débit de la rivière des Hurons a été plus élevé en 2008 qu'en 2007, particulièrement lors des mois d'avril et juin (Annexe F; Figure F.2). Les débits annuels ont été de  $153,8$  et  $133,9 \text{ hm}^3 \text{ an}^{-1}$  respectivement (Étienne Gaborit, Université Laval, Communication personnelle).

Tableau 2.9. Températures et précipitations à l'aéroport de Québec en 2007 et 2008 ainsi que les normales climatiques 1971-2000

Mois	Température Moyenne °C			Précipitation mm		
	2007	2008	1971-2000	2007	2008	1971-2000
mars	-5,3	-6,7	-4,6 ± 2,1	65,4	98,9	90,3
avril	3,3	4,7	3,3 ± 1,5	106,7	103,1	81,2
mai	12	10,7	11,2 ± 1,3	62,6	66,4	106,1
juin	16,8	16,9	16,5 ± 1,1	120,7	231,2	114,2
juillet	18,9	19,5	19,2 ± 1,1	177,5	149,8	127,8
août	17,3	18	17,9 ± 1,2	138,6	111,8	116,7
septembre	14,1	13,9	12,5 ± 1,2	110,5	100,5	125,5
octobre	9,5	6,7	6,2 ± 1,5	98,9	105,7	101,7
novembre	-0,5	0,9	-0,7 ± 1,5	75,9	63,5	102

#### 2.3.3.4. Température de l'eau

##### *Profils réalisés avec la sonde YSI*

Les moyennes saisonnières de la température de l'eau de surface mesurée à l'aide de la sonde YSI en 2007 ( $17,6 \pm 5,1$  °C) et en 2008 ( $17,8 \pm 4,0$ ) ont été très semblables (Tableau 2.8). Par contre, la dynamique saisonnière de la température a été bien différente entre les deux années.

Le lac Saint-Charles est un lac dimictique ayant deux périodes de forte stratification thermique durant l'année. La Figure 2.8 illustre ce cycle de stratification. En juin 2007, la stratification était déjà entamée (épilimnion, métalimnion, hypolimnion). La température moyenne de l'eau en surface était, lors des mois de juin, juillet et août, significativement plus élevée en 2007 ( $21,2 \pm 2,1$  °C;  $n = 21$ ) comparativement à 2008 ( $20,1 \pm 1,2$  °C;  $n = 22$ ;  $t = 2,146$ ;  $p = 0,038$ ). Les températures maximales en surface ont été enregistrées les 30 et 31 juillet 2007 ( $24,7 \pm 0,4$  °C). Les températures élevées de l'eau observées à la fin du mois de juillet et au début août concordaient avec une période de canicule. Les forts vents de septembre ont par la suite contribué à l'érosion de la thermocline. Nous avons observé un mélange partiel de la colonne d'eau le 24 octobre 2007 (réoxygénation partielle de

l'hypolimnion :  $6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$  à 16 m). La diminution de la température de l'air qui a suivi a mené à un mélange complet de la colonne d'eau le 6 novembre 2007.

À l'hiver, nous avons observé une stratification inverse (Figure 2.9). Puisqu'aucune donnée n'a été prise au printemps, nous ne pouvons pas affirmer avec certitude qu'il y a un mélange complet de la colonne d'eau lors de cette période.

En 2008, la colonne d'eau était bien stratifiée de juin à octobre. Les températures maximales en surface ont été observées les 2 et 3 septembre 2008 ( $22,1 \pm 0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Elles étaient plus basses de  $2,6 \text{ }^\circ\text{C}$  comparativement aux températures maximales de 2007. Par la suite, les températures ont chuté rapidement. Le brassage automnal était bien amorcé le 14 octobre 2008 (réoxygénation partielle de l'hypolimnion :  $3 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$  à 16 m) et l'ensemble de la colonne d'eau était bien mélangé le 27 octobre 2008.

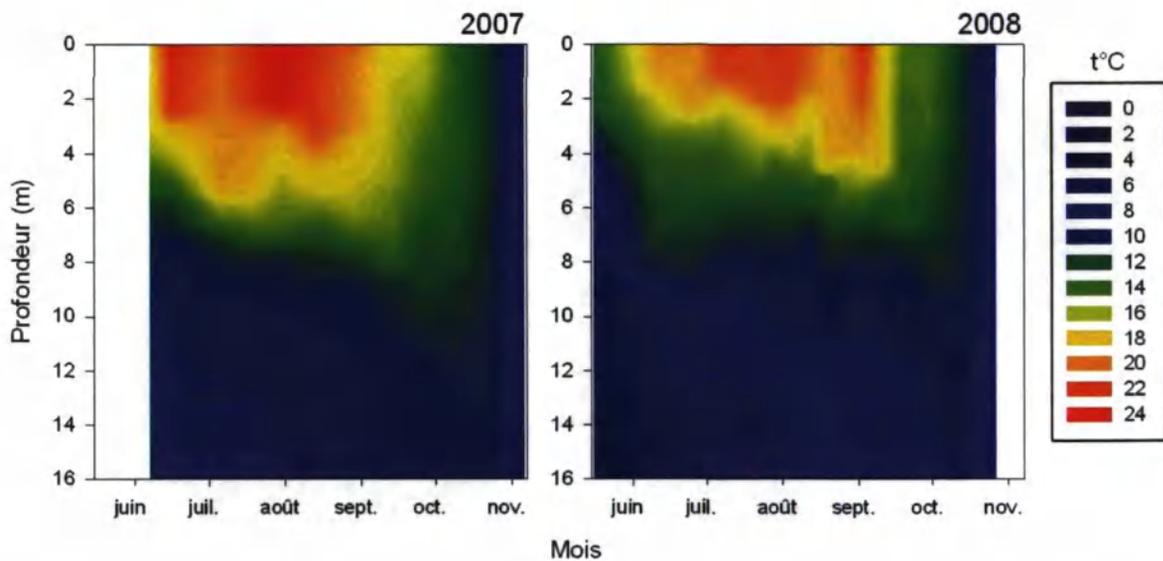


Figure 2.8. Température ( $^\circ\text{C}$ ) de l'eau dans les douze premiers mètres de la colonne d'eau au centre du bassin nord du lac Saint-Charles (C5) à l'été 2007 et 2008.

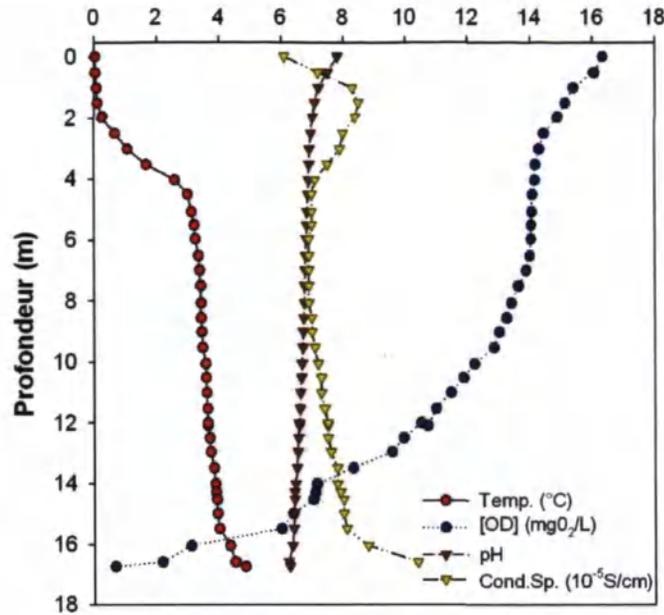


Figure 2.9. Profils de température, d'oxygène dissous, de pH et de conductivité spécifique mesurés au centre du bassin nord le 29 janvier 2008.

#### *Chaîne de thermographes*

Les données mesurées par les thermographes à la station C5 indiquent que les températures moyennes et maximales mesurées aux 4 profondeurs ont généralement été plus élevées en 2007 qu'en 2008 (Tableau 2.10).

La stabilité thermique de la colonne d'eau mesurée à l'aide de la fréquence de flottabilité de Brünt Väisälä a été semblable lors des deux années d'échantillonnage, mais les tendances ont été différentes selon la couche d'eau considérée (Figure 2.10). Les premiers mètres de la colonne d'eau (0-4,5 m) étaient plus stables en 2008 alors que l'ensemble de la colonne d'eau était plus stable en 2007. En effet, pour la période du 6 juillet au 26 octobre, l'indice de Brünt Väisälä moyen était de 6 % plus élevé en 2008 pour la couche d'eau de 0,5 à 4,5 m, alors qu'il était de 5 % plus élevé en 2007 pour la couche d'eau de 0,5 à 10,5 m ainsi que pour l'ensemble de la colonne d'eau (0,5 m à 15,5 m). Par contre, les valeurs maximales ont été de 8 à 14 % plus élevées en 2007, selon la couche considérée. Pour l'ensemble de la colonne d'eau, les valeurs maximales ont été enregistrées les 29 et 30 juillet en 2007 ( $0,0456 \text{ s}^{-1}$ ) et le 3 septembre en 2008 ( $0,0396 \text{ s}^{-1}$ ).

Tableau 2.10. Statistiques sur les températures mesurées par les thermographes à la station C5 du 6 juillet au 26 octobre 2007 et 2008

Profondeur	n	2007			2008		
		M	ÉT	Max	M	ÉT	Max
0,5 m	10 848	18,3	4,1	26,3	17,4	4,2	23,6
4,5 m	10 848	15,7	2,4	20,4	14,2	2,3	21,4
10,5 m	10 848	9,7	0,7	11,6	8,9	0,6	11,2
15,5 m	10 848	9,0	0,6	10,3	8,3	0,5	10,2

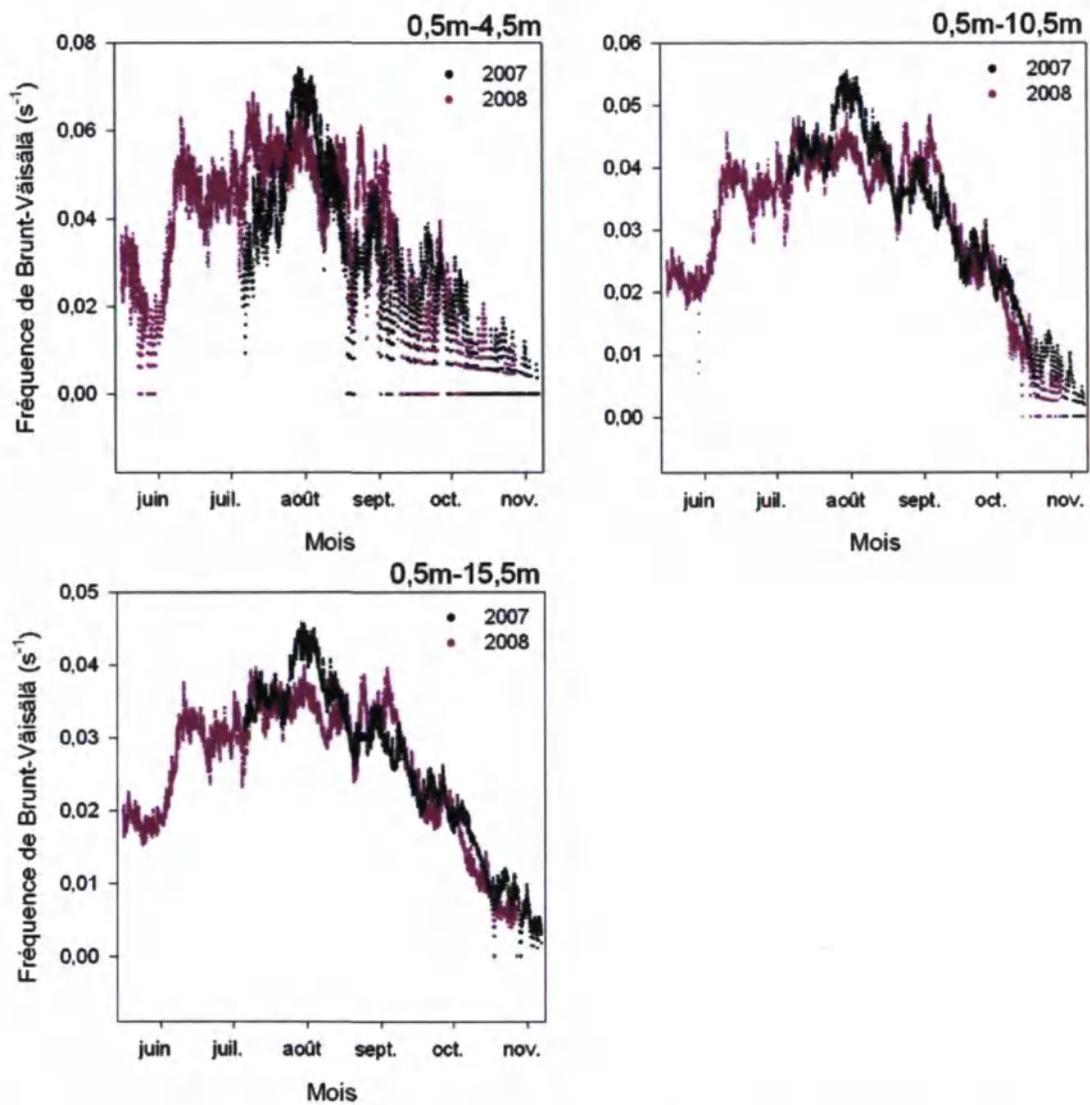


Figure 2.10. Indice de Brunt Väisälä calculé à partir des données de thermographes enregistrées aux 15 minutes à la station C5.

Le contenu calorifique moyen a été de 5 à 14 % plus élevé en 2007 qu'en 2008 selon la couche d'eau considérée (Figure 2.11). Pour l'ensemble de la colonne d'eau (0,5 à 15 m), les valeurs maximales ont été atteintes le 3 août en 2007 (231,5 Tcal) et le 4 septembre en 2008 (239,2 Tcal).

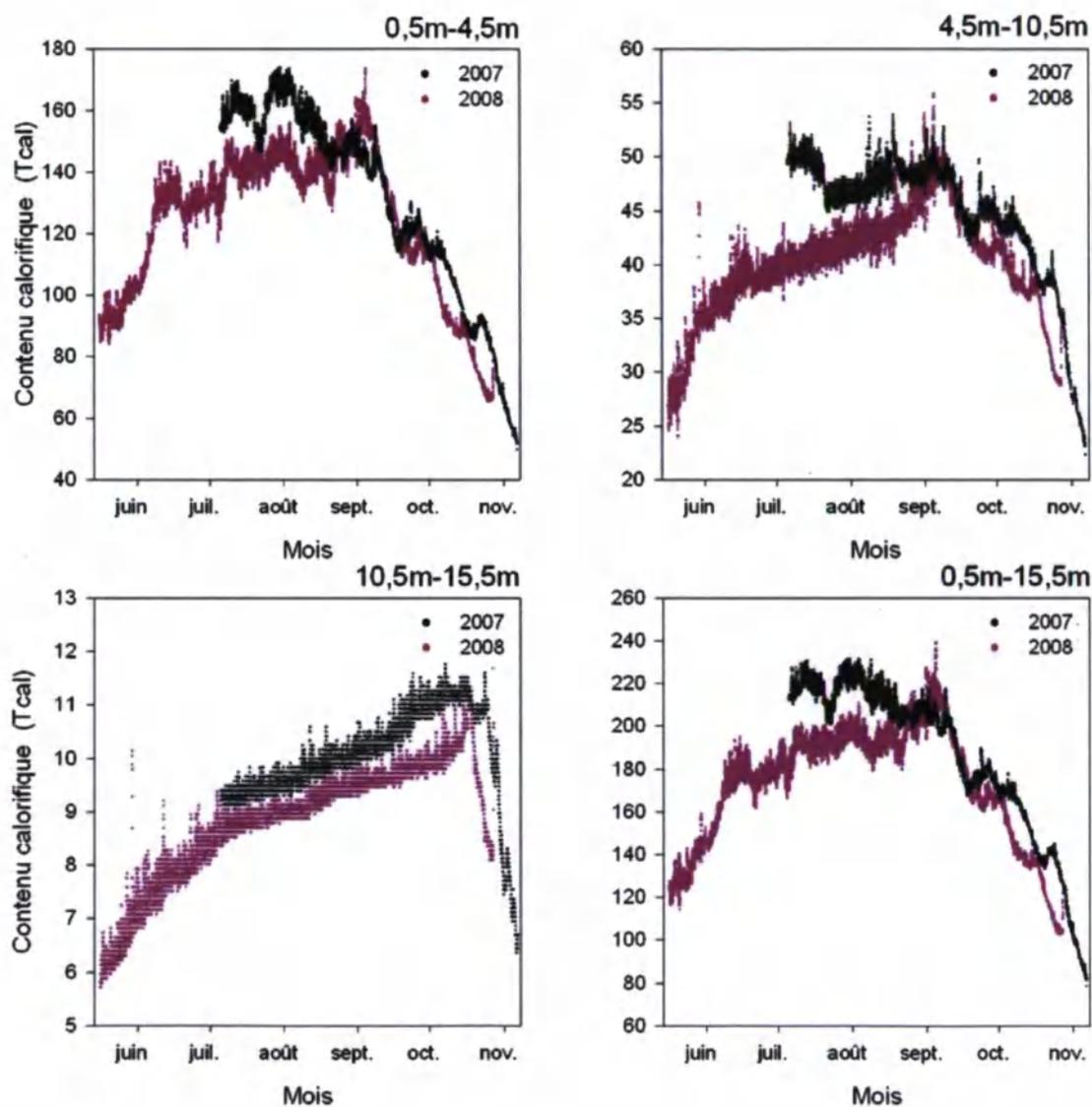


Figure 2.11. Contenu calorifique ( $10^{12}$  cal) de la surface à 4,5 m, 10,5 m et 15,5 m pour les années 2007 et 2008, calculé à partir des mesures prises par la chaîne de thermographes.

### 2.3.3.7. Oxygène dissous

Le patron saisonnier de l'oxygène dissous dans le bassin nord (C5) a été semblable lors des deux années à l'étude (Figure 2.12). Les concentrations d'oxygène étaient près des valeurs de saturation dans l'ensemble de la colonne d'eau au début de l'été, mais elles ont rapidement diminué avec la stratification thermique du lac. Les concentrations ont été inférieures à  $4 \text{ mg L}^{-1}$  dans les derniers mètres de la colonne d'eau à partir du 18 juillet en 2007 et à partir du 4 août en 2008. Ces conditions se sont étendues à l'ensemble de l'hypolimnion (de 9 m jusqu'au fond du lac) dans la semaine du 12 août en 2007 et dans la semaine du 24 août en 2008. Les concentrations ont été sous  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  aux profondeurs supérieures à 15 m à partir de la semaine du 9 septembre en 2007 et de la semaine du 21 septembre en 2008. La période automnale a, par la suite, entraîné un brassage complet de la colonne d'eau et a ainsi permis l'oxygénation de l'hypolimnion à la mi-octobre lors des deux années.

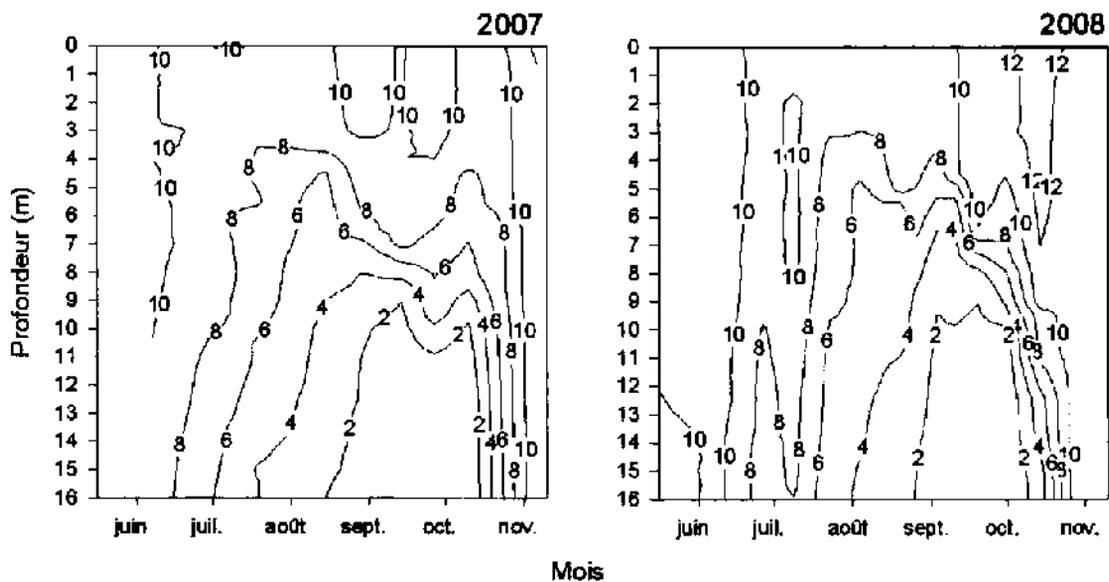


Figure 2.12. Variations temporelles des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord (C5) en 2007 et en 2008.

Tableau 2.11. Demande volumétrique en oxygène ( $\mu\text{g L}^{-1} \text{j}^{-1}$ ) et son  $r^2$  pour 7 profondeurs de l'hypolimnion en 1997, 2007 et 2008 au centre du bassin nord

Valeur	1997		2007		2008	
	DVO	$r^2$	DVO	$r^2$	DVO	$r^2$
Profondeur (m)						
9,5	83,3	0,983	89,1	0,996	93,6	0,975
10,5	91,4	0,987	90,8	0,997	93,7	0,972
11,5	94,6	0,989	90,9	0,998	96,2	0,977
12,5	96,1	0,986	92,0	0,997	98,5	0,982
13,5	104,4	0,986	93,5	0,989	98,1	0,983
14,5	105,3	0,984	94,4	0,989	101,1	0,974
15,5	111,9	0,981	96,2	0,993	102,2	0,974
Moyenne	98,1	-	92,4	-	97,6	-

L'hypolimnion a donc été désoxygéné pour une plus longue période de temps en 2007 qu'en 2008. Par contre, la demande volumétrique en oxygène dans l'hypolimnion était, en moyenne, plus élevée en 2008 ( $97,6 \mu\text{g L}^{-1} \text{j}^{-1}$ ) qu'en 2007 ( $92,4 \mu\text{g L}^{-1} \text{j}^{-1}$ ). Ces taux de désoxygénation sont semblables à ceux qui ont été mesurés au lac Saint-Charles en 1997 ( $H = 5,631$ ;  $p = 0,06$ ; Légaré, 1998; Tableau 2.11; Annexe G).

On peut remarquer au tableau 2.11 que la demande volumétrique en oxygène augmente avec la profondeur. Cette augmentation est fortement corrélée à l'accroissement de la surface de contact entre la masse d'eau et les sédiments (volume d'une couche d'eau/surface des sédiments) qu'on observe en relation avec la profondeur ( $r^2$  2007 = 0,92 et  $r^2$  2008 = 0,95). Ceci reflète l'importance de la respiration à l'interface eau-sédiments (Légaré, 1998).

Le bassin sud du lac Saint-Charles n'a pas été touché par de grands déficits en oxygène à cause de sa faible profondeur et de son homogénéité thermique. Une diminution d'oxygène a tout de même été observée près des sédiments à la fin de l'été 2007 et de l'été 2008. Les concentrations minimums enregistrées étaient de  $6,2 \text{ mg L}^{-1}$  le 14 août 2007 et de  $4,7 \text{ mg L}^{-1}$  le 2 septembre 2008. Ces données indiquent qu'il y a aussi une consommation d'oxygène près du fond dans les zones peu profondes du lac.

### 2.3.3.7. pH et conductivité

Le pH des eaux de surface était légèrement, mais significativement, plus élevé en 2007 ( $7,6 \pm 0,3$ ) qu'en 2008 ( $7,3 \pm 0,2$ ;  $p < 0,001$ ; Tableau 2.8). Lors des deux années d'échantillonnage, le pH dans l'hypolimnion était plus faible qu'en surface (Figure 2.13). La conductivité moyenne en surface était significativement plus élevée en 2007 ( $75 \pm 6 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) qu'en 2008 ( $68,6 \pm 3,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ ;  $p < 0,001$ ; Tableau 2.8). En 2007 et 2008, la conductivité était plus faible dans l'hypolimnion en période de stratification (Figure 2.14).

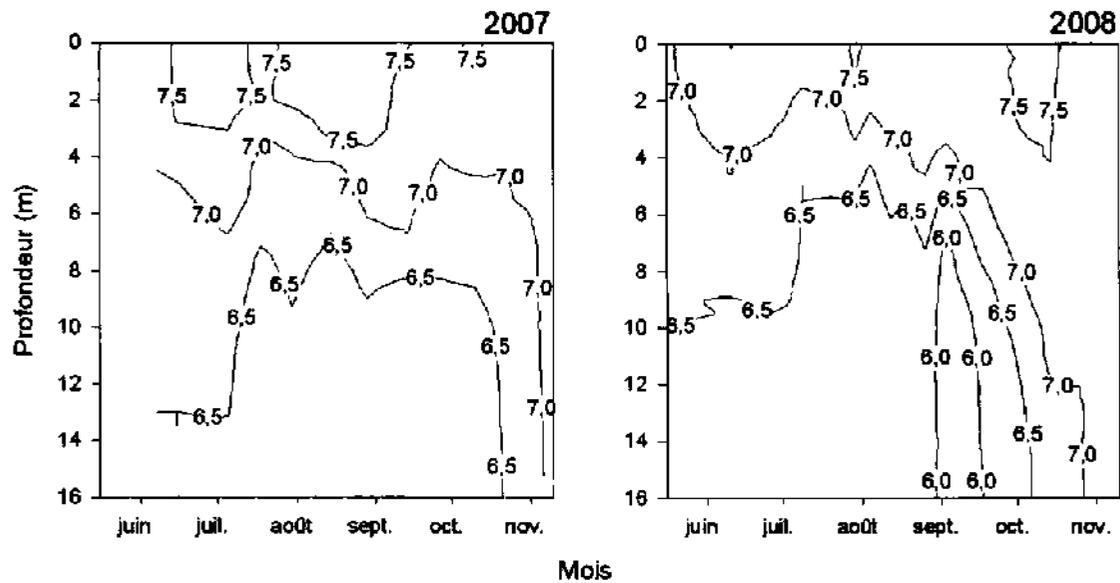


Figure 2.13. Variations temporelles du pH à C5 en 2007 et 2008.

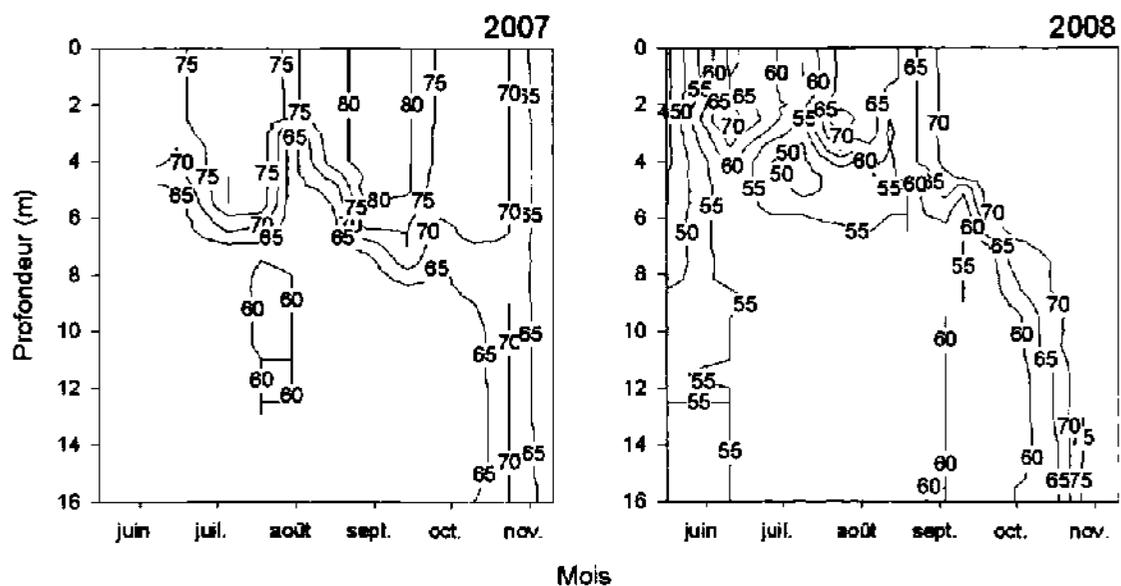


Figure 2.14. Variations temporelles de la conductivité à C5 en 2007 et 2008.

### 2.3.3.8. Azote total

En 2007, les valeurs de NT de surface ont fluctué entre  $278 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $473 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figure 2.15) et la concentration moyenne saisonnière était de  $329 \pm 67 \mu\text{g L}^{-1}$ . En 2008, la concentration moyenne ( $341 \pm 93 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était légèrement plus élevée qu'en 2007 ( $p = 0,778$ ; Tableau 2.8) et l'écart entre la valeur maximale ( $485 \mu\text{g L}^{-1}$ ) et la valeur minimale ( $222 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était plus important qu'en 2007.

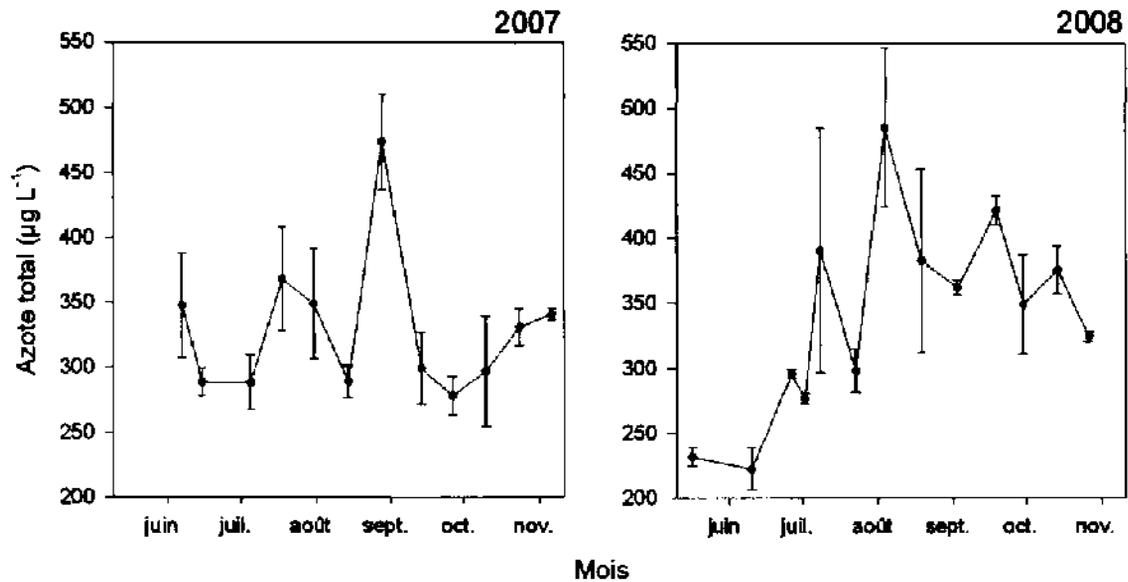


Figure 2.15. Variations temporelles des concentrations de NT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent le NT moyen  $\pm$  l'erreur type des stations C3, C4 et C5.

Dans l'hypolimnion, les concentrations de NT étaient généralement plus élevées qu'à la surface (Figure 2.16). En 2007, le NT moyen de la station C5 était de  $346 \pm 72 \mu\text{g L}^{-1}$  à la surface alors qu'il était de  $450 \pm 79 \mu\text{g L}^{-1}$  dans l'hypolimnion. En 2008, l'écart entre le NT moyen de surface ( $380 \pm 120 \mu\text{g L}^{-1}$ ) et celui de l'hypolimnion ( $408 \pm 71$ ) était moins marqué que l'année précédente.

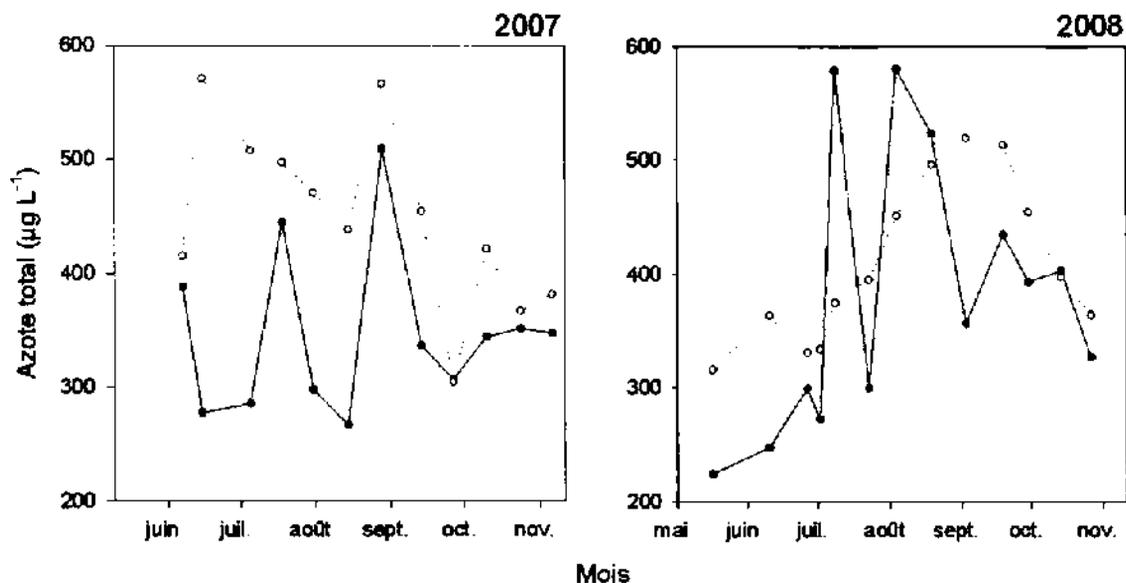


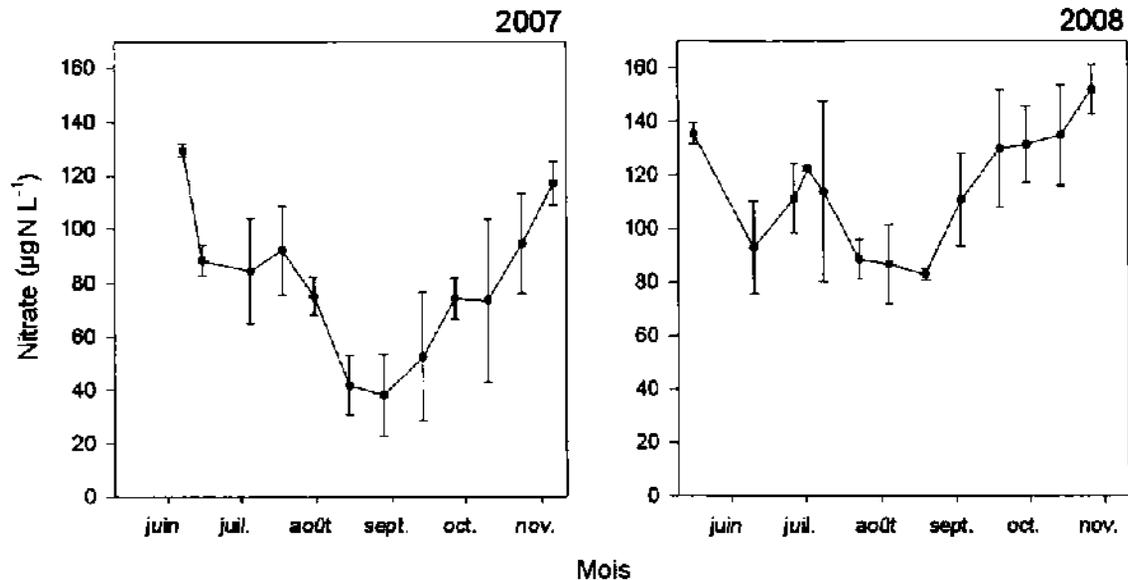
Figure 2.16. Variations temporelles des concentrations de NT mesurées à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5<sup>3</sup>.

### 2.3.3.9. Nitrates

Lors des deux années d'échantillonnage, d'importantes variations saisonnières des nitrates en surface ont été observées. En 2007, les deux valeurs les plus élevées ( $129 \mu\text{g N L}^{-1}$  et  $117 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) ont été enregistrées au début et à la fin de la saison d'échantillonnage, alors que les concentrations les plus faibles ont été mesurées pendant les mois d'août et septembre (Figure 2.17). La valeur minimale de  $38 \mu\text{g N L}^{-1}$  (moyenne de C3, C4 et C5) a été enregistrée lors de la semaine du 26 août. Comme les concentrations de nitrates sont, de manière générale, plus faibles dans le bassin sud (voir section 2.3.2.), la déplétion de nitrates a été plus importante à la station C3, si bien que la concentration a atteint  $8 \mu\text{g N L}^{-1}$  le 26 août et qu'elle a été sous la limite de détection ( $5 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) le 12 septembre. En 2008, les valeurs maximales ont aussi été observées en début ( $136 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) et en fin ( $152 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) de saison d'échantillonnage. Par contre, la diminution observée à la mi-saison était moins importante qu'en 2007, la moyenne spatiale n'étant pas descendue

<sup>3</sup> Il est à noter que la valeur prise pour le fond ne correspond pas toujours à la même profondeur. En 2007, du 7 juin au 14 août, les échantillons ont été pris à 13m et après ils ont été pris à 16m. En 2008, ils ont été pris à 15m ou à 15,5m.

sous  $83 \mu\text{g N L}^{-1}$  (moyenne de C3, C4 et C5). À la station C3, les concentrations sont demeurées supérieures à  $57 \mu\text{g N L}^{-1}$ . Les concentrations moyennes saisonnières ont donc été plus élevées en 2008 ( $115 \pm 32 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) qu'en 2007 ( $79 \pm 35 \mu\text{g N L}^{-1}$ ), et ce, de manière significative ( $p < 0,001$ ; Tableau 2.8).



*Figure 2.17.* Variations temporelles des concentrations de nitrates en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent les nitrates moyens  $\pm$  l'erreur type pour les stations C3, C4 et C5.

Les concentrations moyennes de nitrates ont été de 1,6 à 2,1 fois plus élevées dans l'hypolimnion qu'en surface selon l'année (Figure 2.18). En 2007, elles étaient de  $195 \pm 103 \mu\text{g N L}^{-1}$  dans l'hypolimnion et de  $94 \pm 27 \mu\text{g N L}^{-1}$  en surface et, en 2008, elles étaient de  $200 \pm 58 \mu\text{g N L}^{-1}$  et de  $128 \pm 31 \mu\text{g N L}^{-1}$  respectivement. Les concentrations maximales dans l'hypolimnion ont été enregistrées au début de l'été en 2007 ( $342 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) ainsi qu'en 2008 ( $315 \mu\text{g N L}^{-1}$ ). Les concentrations ont par la suite diminué progressivement pour finalement être inférieures ou semblables aux valeurs enregistrées en surface à partir du 26 septembre en 2007 et du 30 septembre en 2008.

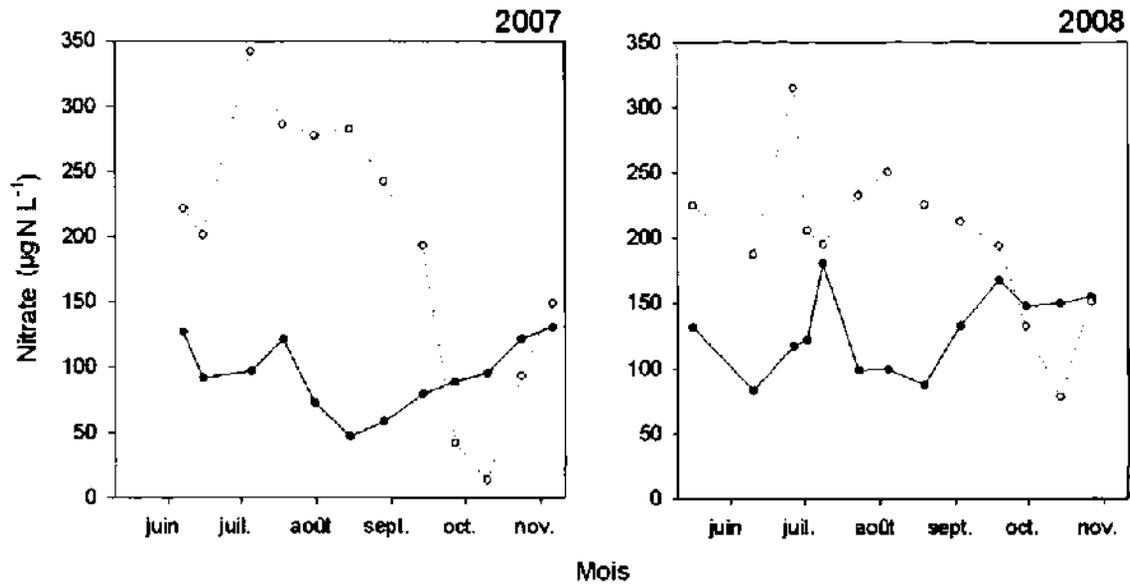


Figure 2.18. Variations temporelles des concentrations de nitrates mesurées à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5.

### 2.3.3.10. Carbone organique dissous

Au cours de la saison d'échantillonnage de 2007, les concentrations de COD en surface ont varié entre  $2,34 \text{ mg L}^{-1}$  et  $3,25 \text{ mg L}^{-1}$  (Figure 2.19) et la moyenne saisonnière était de  $2,99 \pm 0,31 \text{ mg L}^{-1}$ . À partir de la première semaine d'échantillonnage, les concentrations de COD ont augmenté de semaine en semaine pour ensuite demeurer stable de mi-juillet jusqu'en novembre. En 2008, la concentration moyenne ( $3,29 \pm 0,58 \text{ mg L}^{-1}$ ) était plus élevée qu'en 2007 ( $p = 0,051$ ; Tableau 2.8). Les concentrations ont varié entre  $2,49 \text{ mg L}^{-1}$  et  $3,96 \text{ mg L}^{-1}$  et les concentrations les plus élevées ont été observées du début du mois de juillet jusqu'à la fin du mois d'août.

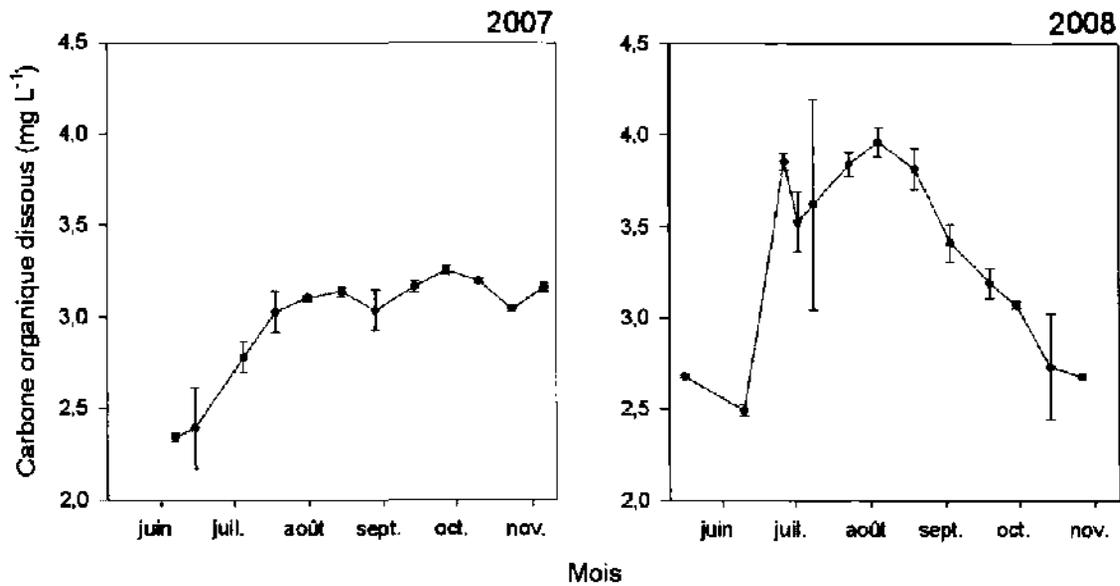


Figure 2.19. Variations temporelles des concentrations de COD en surface du lac Saint-Charles en 2007 et 2008. Les points noirs représentent le COD moyen  $\pm$  l'erreur type pour les stations C3, C4 et C5.

Les concentrations moyennes de COD ont été plus élevées à la surface que dans l'hypolimnion (Figure 2.20). En effet, elles ont été plus élevées en surface de 28 % en 2007 et de 23 % en 2008.

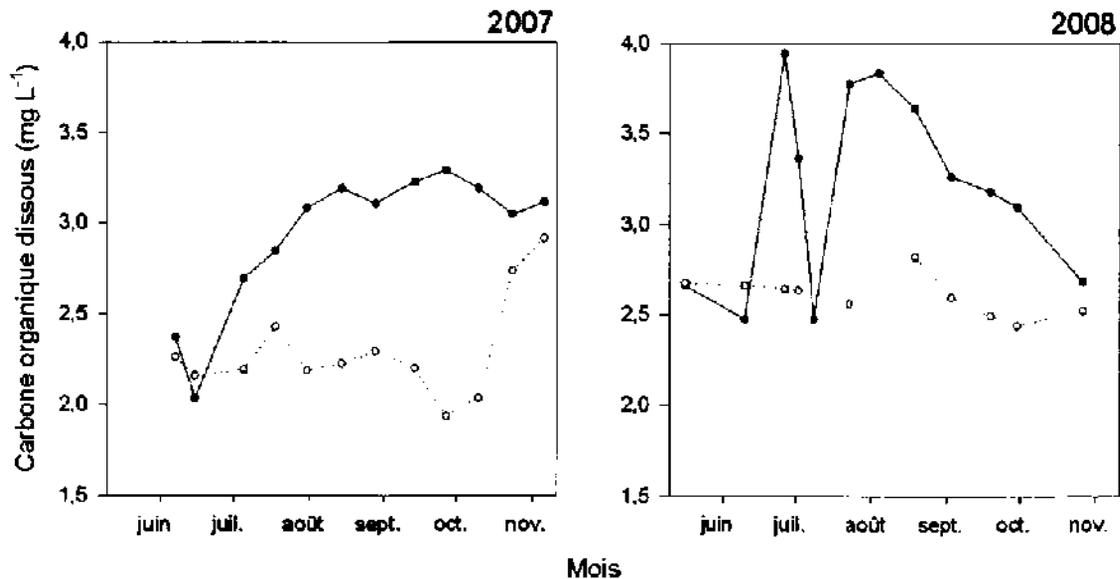


Figure 2.20. Variations temporelles des concentrations de COD mesurées à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs) en 2007 et 2008 à la station C5.

### 2.3.3.11. Phosphore total

Au cours de la campagne d'échantillonnage de 2007, les concentrations de PT en surface ont varié entre  $7,3 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $12,9 \mu\text{g L}^{-1}$  et la moyenne saisonnière était de  $9,7 \pm 2,3 \mu\text{g L}^{-1}$ . Dans l'épilimnion, les valeurs maximales ont été enregistrées aux mois d'août et de septembre (Figure 2.21). En 2008, les concentrations de surface ont varié entre  $7,0 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $13,5 \mu\text{g L}^{-1}$  et le PT moyen ( $9,6 \pm 2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) était semblable à celui de 2007 ( $p = 0,822$ ; Tableau 2.8).

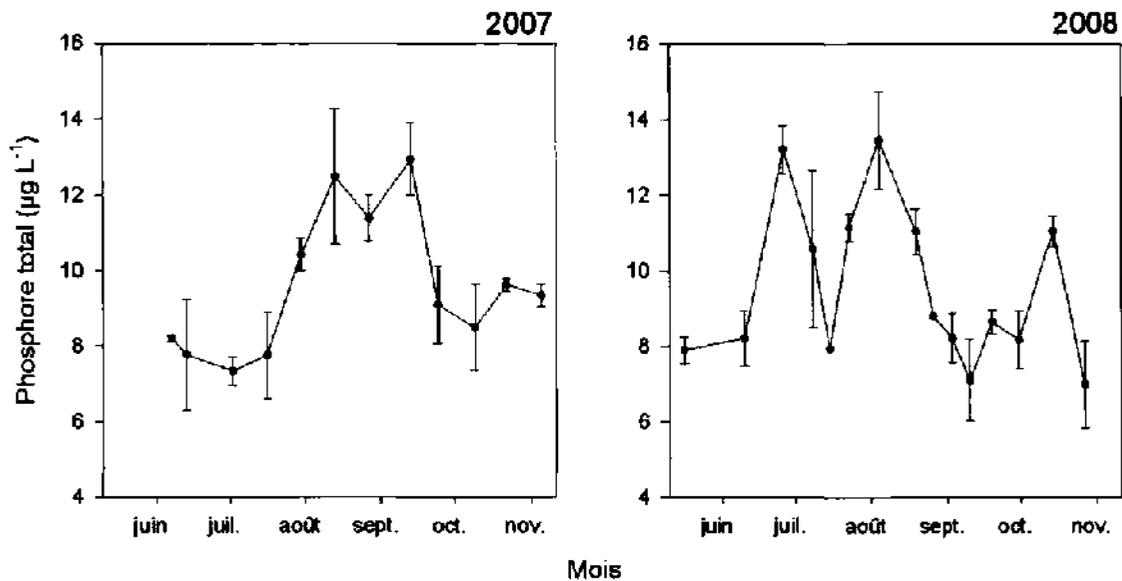
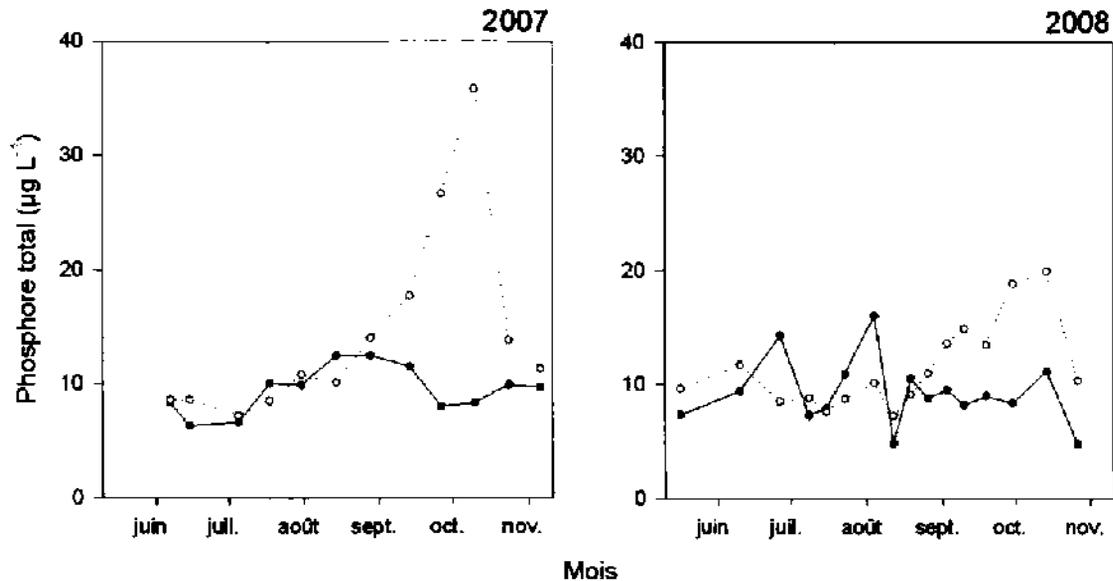


Figure 2.21. Variations temporelles des concentrations de PT en surface du lac Saint-Charles en 2007 et en 2008. Les points gris représentent le PT moyen  $\pm$  erreur type des stations C3, C4 et C5.

Des différences ont été observées entre l'épilimnion et l'hypolimnion au début de l'automne (Figure 2.22). En 2007, les concentrations de PT de l'hypolimnion ont augmenté progressivement au cours de l'été pour atteindre une valeur maximale de  $35,8 \mu\text{g L}^{-1}$  à 16 m le 10 octobre. En 2008, cette augmentation a été moins importante (valeur maximale de  $19,9 \mu\text{g L}^{-1}$  le 14 octobre 2008).



*Figure 2.22.* Variations temporelles des concentrations de phosphore total à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs), en 2007 et en 2008.

#### 2.3.3.12. Phosphore réactif soluble

Tout au long des campagnes d'échantillonnage de 2007 et de 2008, les concentrations de PRS de surface sont demeurées sous  $2,8 \mu\text{g L}^{-1}$  aux stations principales. La Figure 2.23 et le Tableau 2.12 présentent les concentrations de PRS mesurées à la station C5 en 2007 et 2008. Nous pouvons constater que les concentrations moyennes de surface étaient 2,8 fois plus élevées en 2008. Nous pouvons aussi remarquer que le PRS était plus élevé dans l'hypolimnion qu'à la surface (Figure 2.23). L'écart entre les moyennes s'élevait à 97 % en 2007 et à 31 % en 2008. Par contre, les concentrations ont été, la plupart du temps, sous la limite de quantification de la méthode d'analyse<sup>4</sup>, particulièrement en 2007.

<sup>4</sup> La limite de quantification de la méthode correspond à la limite inférieure pour laquelle les valeurs détectées peuvent être considérées comme quantitatives.

Tableau 2.12. Concentrations moyennes ( $\pm$  écart type) et maximales de PRS mesurées au centre du bassin nord en 2007 et en 2008

Station et profondeur	n	PRS Moyen ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PRS Max. ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
2007			
C5 (0 m)	12	$0,31 \pm 0,15$	0,6
C5 (10 à 15,5 m)	21	$0,61 \pm 0,41$	1,81
2008			
C5 (0 m)	26	$0,67 \pm 0,49$	2,52
C5 (10 à 15,5 m)	40	$0,88 \pm 0,57$	2,69

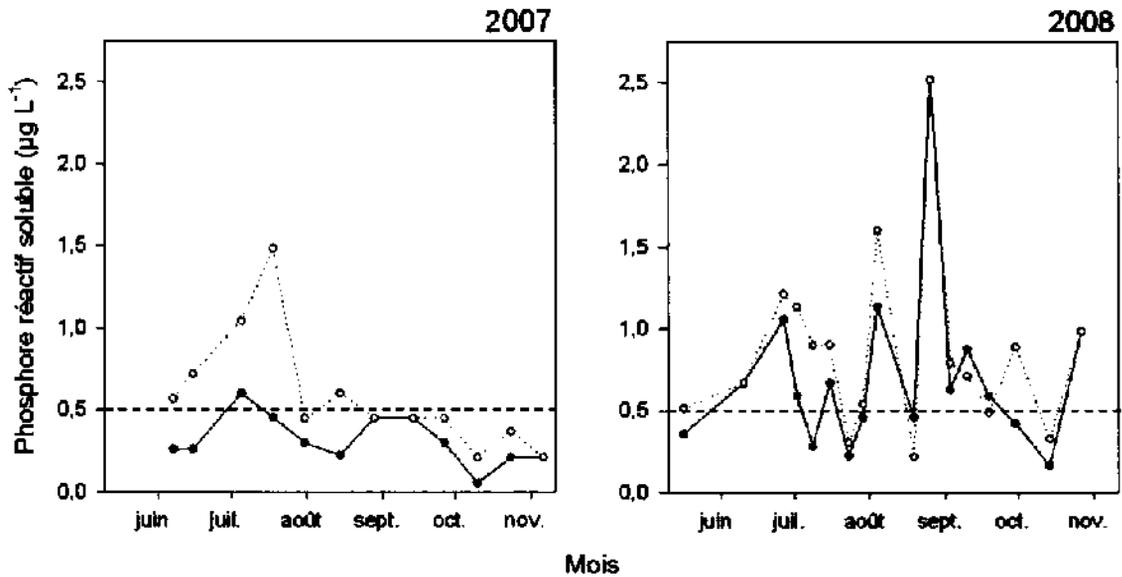


Figure 2.23. Variations temporelles des concentrations de phosphore réactif soluble à la surface (points noirs) et dans l'hypolimnion (points blancs), en 2007 et en 2008. La ligne pointillée correspond la limite de quantification de la méthode d'analyse.

Tableau 2.13. Coefficient de corrélation de Spearman entre la chl *a* et différentes variables limnologiques pour les observations effectuées en surface aux sites C1 à C7 en 2007 et 2008

	Coefficient de corrélation	Valeur de P	Nombre d'échantillon
chl <i>a</i> vs PT	0,502	< 0,001	139
chl <i>a</i> vs Secchi	-0,48	< 0,001	96
chl <i>a</i> vs COD	0,42	< 0,001	94
chl <i>a</i> vs NT	0,266	0,011	90
chl <i>a</i> vs pH	-0,207	0,013	142
chl <i>a</i> vs nitrates	-0,231	0,030	89
chl <i>a</i> vs T °C	-0,136	0,102	145
chl <i>a</i> vs NTD	0,131	0,209	94
chl <i>a</i> vs Cond.Sp.	-0,0356	0,674	142

### 2.3.4. Relations entre le phytoplancton et les variables limnologiques

#### 2.3.4.1. Régression linéaire

Dans un premier temps, nous avons évalué la relation entre la chl *a* en surface et les variables limnologiques pour l'ensemble des données de 2007 et 2008. La table de coefficient de corrélation de Spearman indique que le phosphore total, le PRS, l'azote total, les nitrates, le pH et le carbone organique dissous tendent à augmenter avec la chl *a*, alors que la profondeur de Secchi tend à diminuer lorsque la chl *a* augmente (Tableau 2.13). Il n'y a pas de relation significative entre la chl *a* et la température de l'eau, l'azote total dissous et la conductivité spécifique.

La régression linéaire de type pas-à-pas ( $r^2 = 0,46$ ;  $F = 15,0$ ;  $p < 0,001$ ) indique que la chl *a* mesurée en 2007 et 2008 était principalement liée à une combinaison linéaire de la profondeur de Secchi ( $p < 0,001$ ), du phosphore total ( $p = 0,002$ ) et de l'azote total ( $p = 0,044$ ).

#### 2.3.4.2. Analyse multivariée

Dans un deuxième temps, nous avons réalisé une RDA pour déterminer les combinaisons de facteurs reliées aux variations d'abondance des cyanobactéries (PC YSI) et de l'ensemble des espèces de phytoplancton (chl  $\alpha$  YSI). La RDA a été effectuée sur les données recueillies la première année, car en 2007 les variations du signal de PC mesuré semblaient correspondre aux variations d'abondance des espèces de cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau, alors qu'en 2008 les variations d'abondance semblaient plutôt correspondre aux variations d'abondance des picocyanobactéries.

La RDA a mis en évidence une relation linéaire très significative entre la matrice réponse (chl  $\alpha$  et PC) et la matrice explicative (variables limnologiques) ( $r^2$  ajusté = 0,56;  $F = 6,81$  et  $p < 0,001$ ). Le pourcentage de la variance totale de la table de réponse de la RDA est expliqué principalement par l'axe canonique 1 (Valeur propre relative = 58 %) et très peu par l'axe canonique 2 (Valeur propre relative = 8 %). Le diagramme de double projection (*biplots*) de la RDA en cadrage 2 (Figure 2.24) indique qu'en 2007 le phytoplancton (chl  $\alpha$  YSI) semble avoir été plutôt corrélé avec les variations de température (VIF = 2,89), de pH (VIF = 1,52) et de turbidité (VIF = 2,37), alors que les cyanobactéries (PC YSI) l'étaient plutôt avec le phosphore total (VIF = 2,23), l'azote total (VIF = 1,68) et la conductivité (VIF = 2,78) (Figure 2.24). Remarquons que la variable JoursC2 affiche une corrélation négative avec les quatre dernières variables mentionnées. Étant donné que ce descripteur est transformé de manière particulière (centré puis mis au carré), cette corrélation suggère une relation unimodale entre chacune de ces variables et le temps (augmentation puis diminution des descripteurs avec le temps).

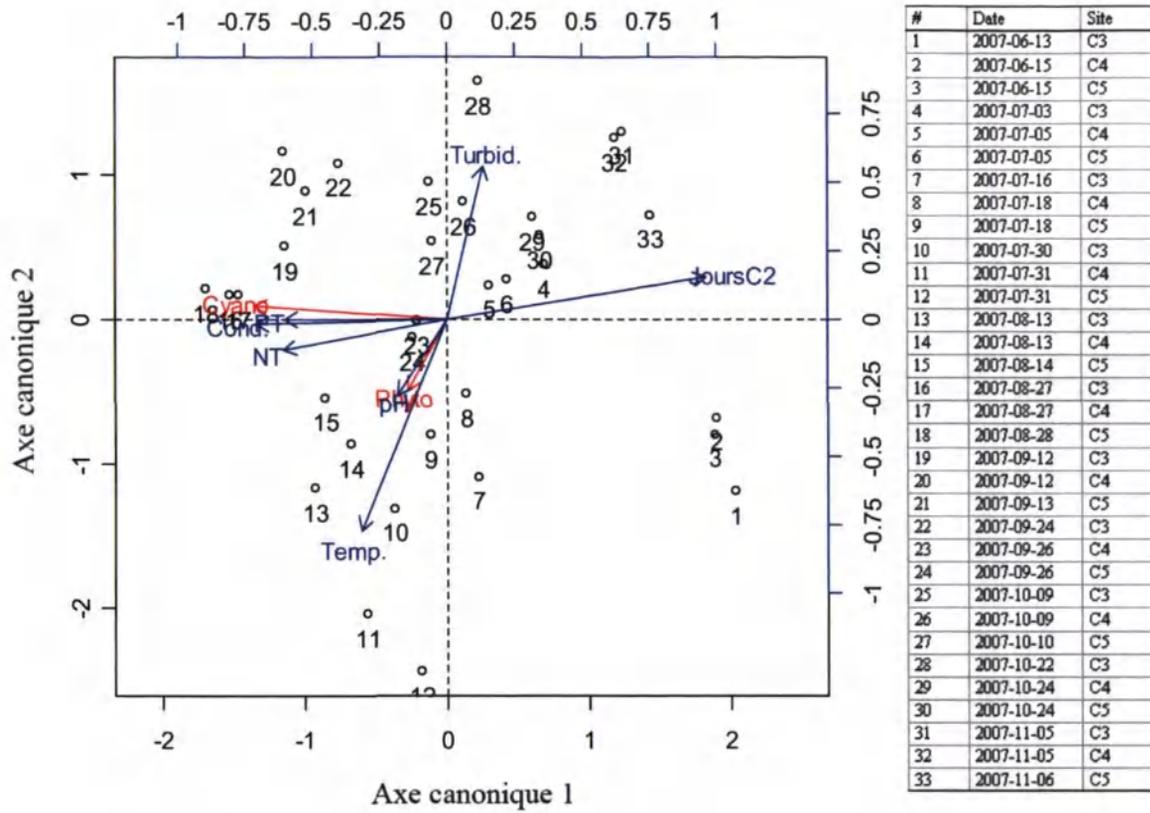


Figure 2.24. Diagramme de double projection (*biplots*) de la RDA en cadrage 2 où les flèches en bleu représentent les variables explicatives (PT= Phosphore total; NT = Azote total; Cond. = Conductivité; Temp.= Température; Turbid. = Turbidité; JourC2 = Jours juliens), les flèches en rouge illustrent les variables réponses (Phyto. = Phytoplancton et Cyano = Cyanobactéries) et les points représentent les observations (voir légende à droite).

### 2.3.5. Apports de phosphore

Les données recueillies sur le terrain nous ont permis d'estimer les charges de phosphore de l'effluent et des principaux affluents du lac Saint-Charles pour 2007 et 2008 (Tableau 2.14).

Tableau 2.14. Médianes des concentrations de PT, des débits modélisés et mesurés ainsi que la charge en PT des affluents du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008), des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury (de 2006 à 2008) et de la décharge du lac Saint-Charles (de 2007 à 2008)

Station	n	PT médian ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Débit médian ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Débit modélisé ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Charge PT ( $\text{kg j}^{-1}$ )
Rivière des Hurons amont (station 7)	23	8,5	2,4	2,7	2,0
Station d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury	35	410	0,007	-	0,2
Rivière des Hurons aval (station 1)	22	15,5	4,6	4,6	6,1
Décharge du lac Delage amont (station 2)	23	6,0	0,1	0,2	0,1
Station d'épuration des eaux usées de Lac-Delage	34	490	0,005	-	0,2
Décharge du lac Saint-Charles	27	10,3	5,3	5,6	5,0

#### *Décharge du lac Delage*

En amont de la station d'épuration, la décharge du lac Delage semble être une source mineure de phosphore vers le lac Saint-Charles. La concentration médiane de PT ( $6 \mu\text{g L}^{-1}$ ) mesurée dans la décharge ainsi que la charge journalière de PT évaluée pour cet affluent du lac Saint-Charles sont faibles. La décharge du lac Delage transporte une charge journalière de PT équivalente à moins de 2 % de celle de la rivière des Hurons.

#### *Rivière des Hurons*

La rivière des Hurons transporte la majorité du phosphore arrivant au lac Saint-Charles puisqu'elle apporte la plus grande partie de la charge en eau au lac. Dans la rivière des Hurons, il existe une relation positive entre la concentration de PT et le débit. La Figure 2.25 illustre cette relation en présentant les variations de débits et de PT dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie.

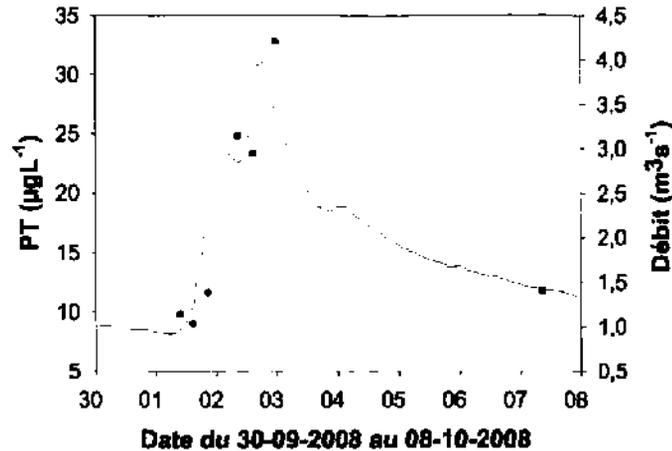


Figure 2.25. Débits horaires (trait rouge) et concentrations de PT (points noirs) dans la rivière des Hurons lors d'un épisode de pluie en octobre 2008.

De très importantes augmentations de la concentration de PT ont été observées lors d'événements de débit élevé. Par exemple, une valeur allant jusqu'à  $284 \mu\text{g L}^{-1}$  de PT a été enregistrée en période de débit ascendant lors du maximum d'une crue (APEL, 2009). Il semble donc exister une forte relation positive entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons (Figure 2.26). Ceci suggère un fort apport de phosphore durant les périodes de crue.

Pour mieux comprendre l'effet des crues, nous avons modélisé la charge de phosphore de la rivière des Hurons entre la mi-mai et la mi-novembre 2008. Cette modélisation a permis d'estimer que lors d'une période de pluie intense comme celle du 18 au 20 juin 2008, la rivière des Hurons pouvait transporter 19 % (231 kg) de sa charge totale en phosphore pour la période modélisée (1228 kg). De plus, cette modélisation a révélé que lors des quatre crues les plus intenses, la rivière des Hurons aurait transporté 46 % (570 kg) de sa charge totale de phosphore en l'espace de 8 jours (18 au 20 juin; 30 juin; 3 et 4 juillet; 13 et 14 juillet). Ces résultats suggèrent que les événements de pluie peuvent avoir de forts impacts sur les apports en phosphore provenant de la rivière des Hurons.

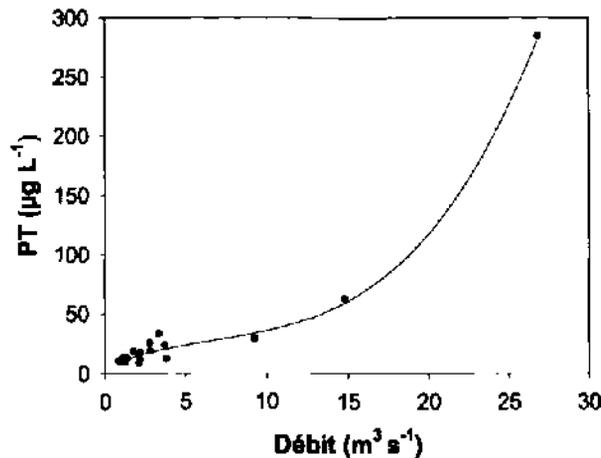


Figure 2.26. Concentration de PT de la rivière des Hurons en fonction du débit instantané mesuré en 2008.

#### *Stations d'épuration*

Les estimations de charge en PT effectuées suggèrent que les stations d'épuration ont un impact notable sur les deux principaux affluents du lac Saint-Charles. Nos résultats indiquent que la station d'épuration de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury apporterait une charge représentant 10 % de la charge de la rivière des Hurons (amont), alors que celle de la Ville de Lac-Delage représenterait un supplément de charge de 200 % pour la décharge du lac Delage. Il est à noter que l'exportation de phosphore par les stations d'épuration est possiblement sous-évaluée<sup>5</sup>, tout particulièrement lors des événements de pluies intenses, alors que le volume des étangs d'épuration ne suffit plus.

Une autre partie de la charge en PT provient des 38 petits affluents (ruisseaux, fossés et conduites pluviales) alimentant directement le lac Saint-Charles (Boisvert, 2009). Pour l'ensemble des événements de pluie d'une année, il a été évalué que les petits affluents du lac Saint-Charles contribueraient à apporter 3 % de la charge de phosphore total arrivant au lac. La charge de PT transportée par ces petits affluents en temps sec n'a pas été quantifiée.

<sup>5</sup> Les charges de PT de la station d'épuration de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury sont probablement sous-évaluées, car une vérification du débitmètre le 7 octobre 2008 a indiqué que le débit était sous-évalué de 50%. Aucun étalonnage des pompes ni de vérification du débitmètre n'aurait été effectué depuis plusieurs années (MAMROT, 2009).

## 2.4. Discussion

### 2.4.1. L'état trophique du lac Saint-Charles

La plupart des variables limnologiques que nous avons mesurées au lac Saint-Charles indiquent que ce dernier est à un stade méso-eutrophe, selon plusieurs échelles trophiques utilisées à travers le monde (voir détails à l'Annexe H; tableau H.1). La Figure 2.27 positionne le lac Saint-Charles, lors des années 1996, 1997, 2007 et 2008, selon l'échelle trophique développée pour les lacs du Québec par le MDDEP. Les paramètres utilisés sont les concentrations moyennes de phosphore total et de chlorophylle *a* en surface ainsi que la transparence. Au lac Saint-Charles, le positionnement des différents paramètres ne concorde pas (Figure 2.27). La chl *a* indique une tendance méso-eutrophe, alors que le PT indique un stade oligo-mésotrophe<sup>6</sup>. Dans une telle situation, il est préférable de prioriser l'indice obtenu à partir des concentrations de chl *a* (Carlson, 1977; Wetzel, 2001). L'indice biologique est favorisé, car il est un indice intégrateur de la physico-chimie du lac.

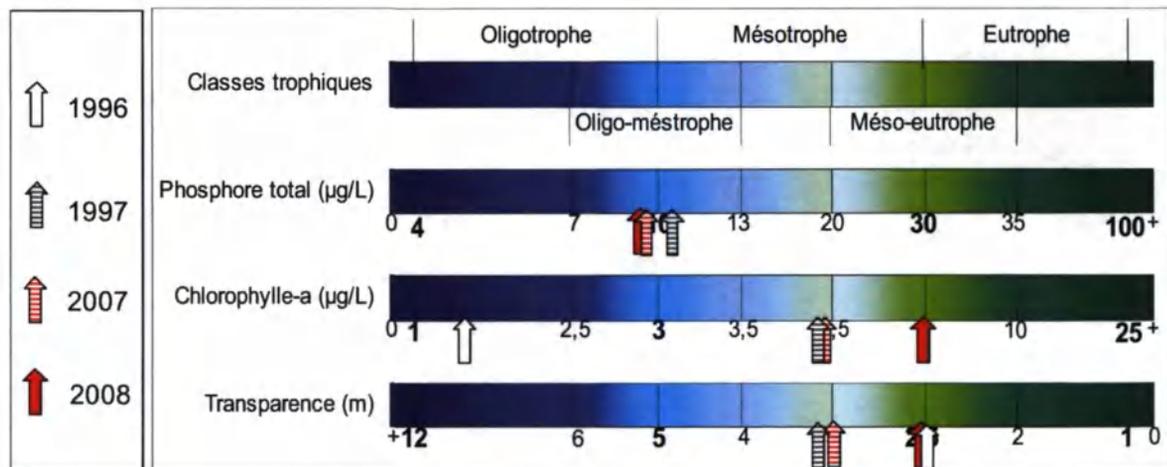


Figure 2.27. Positionnement du niveau trophique du lac Saint-Charles de 1996 à 2008 selon l'échelle trophique du MDDEP.

Les concentrations élevées de chl *a* suggèrent donc que la charge en nutriments vers le système est suffisante pour soutenir une forte biomasse de phytoplancton. Les

<sup>6</sup> Les concentrations de PT et de chl *a* mesurées au lac Saint-Charles ne concordent donc pas avec la relation générale observée entre ces deux variables (par ex. Carlson, 1977). Ces résultats mettent en évidence l'importance d'étudier les lacs à l'échelle locale.

concentrations de chl *a* en surface du lac Saint-Charles ont effectivement été élevées en 2007 ( $6,1 \pm 2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) et en 2008 ( $7,1 \pm 3,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Les valeurs moyennes mesurées en surface à certaines périodes de l'année indiquaient même un stade eutrophe (août 2007 :  $8,9 \pm 2,5 \mu\text{g L}^{-1}$  et août 2008 :  $9,5 \pm 2,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Globalement, les valeurs de chl *a* actuelles indiquent donc un stade méso-eutrophe. D'autres facteurs, tels que le déficit en oxygène dans l'hypolimnion ainsi que la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau, indiquent aussi que le lac Saint-Charles se trouve à un stade mésotrophe avancé (Cornett, 1989; Downing et al., 2001). La demande superficielle de l'hypolimnion en oxygène (DSHO) était de  $263 \text{ mg m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ , tel qu'estimé par Légaré (1998) en 1997. Cette demande en oxygène correspond aux valeurs retrouvées dans un lac mésotrophe (Annexe H; Tableau H.1).

Le déficit en oxygène peut avoir certaines répercussions sur les communautés ichtyologiques. Par exemple, à la fin de l'été, une bonne partie de la colonne d'eau était sous la limite des  $4 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{O}_2$ , limite inférieure pour la survie de la plupart des espèces de poissons (Légaré, 1998a). Les salmonidés sont particulièrement affectés par les conditions anoxiques de l'hypolimnion, car ils ont besoin d'eau froide et bien oxygénée pour survivre (Nürnberg, 1996). La faible concentration d'oxygène dans le bassin nord et l'augmentation de la température dans les premiers mètres de la colonne d'eau observée aux mois d'août et septembre modifient considérablement l'habitat de ce groupe de poissons. Légaré (1998a), ayant observé en 1996-1997 des profils d'oxygène semblables à 2007-2008, avait conclu que le développement d'une telle zone anoxique au fond du lac pouvait affecter la croissance et le comportement des espèces de salmonidés indigènes (Ciseo des lacs, *Coregonus artedii*; Touladi, *Salvelinus namaycuch*; Omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*) et contribuer, d'une certaine façon, à leur dépérissement. Une étude ichtyologique réalisée en 2005 (MRNF, 2006) concluait que ces espèces avaient disparu ou étaient sur le point de disparaître du lac Saint-Charles. Aucun salmonidé n'a été récolté sur plus de 1800 poissons capturés. Ceci est aussi un signe d'eutrophisation (Annexe H, Tableau H.1).

Les valeurs de COD mesurées au lac Saint-Charles sont comparables à celles retrouvées dans les lacs de la région. En effet, les valeurs que nous avons mesurées en 2007

( $2,99 \pm 0,31 \text{ mg L}^{-1}$ ) et 2008 ( $3,29 \pm 0,58 \text{ mg L}^{-1}$ ) sont légèrement plus faibles que les valeurs moyennes mesurées dans 30 lacs au sud-est du Québec sur le Bouclier canadien ( $3,95 \pm 1,6 \text{ mg L}^{-1}$ ; D'Arcy et Carignan, 1997). Le COD est une variable limnologique importante pour l'atténuation de la lumière dans l'eau, pour le réseau alimentaire microbien et pour la stratification thermique (Caplanne et Laurion, 2008). Très peu de mesures de COD ont été prises au lac Saint-Charles avant notre étude. Il serait pertinent de continuer à suivre l'évolution de cette variable à long terme, car elle est liée à la végétation dans le bassin versant (Carignan et al., 2000; Rae et al., 2001) et elle peut servir d'indicateur des changements dans ce dernier (Carignan et al., non publié). De plus, le COD est important pour l'interprétation de l'état trophique du lac étant donnée son influence sur la transparence de l'eau.

#### **2.4.2. Nutriments qui limitent la croissance du phytoplancton**

Nos résultats suggèrent que le phosphore est plus limitant que l'azote pour la croissance du phytoplancton au lac Saint-Charles. D'une part, le rapport NT:PT moyen mesuré était de 34:1 en 2007 puis de 36:1 en 2008, et il est généralement admis qu'un rapport N:P supérieur à 7:1 par masse reflète une limitation en phosphore, alors qu'un rapport inférieur à 7:1 par masse reflète une limitation en azote (Smith, 1982; Kalf, 2002). D'autre part, les concentrations de PRS de surface sont demeurées très faibles, et ce, sur l'ensemble du lac tout au long de la campagne d'échantillonnage et plus particulièrement en 2007. Malgré l'utilisation d'une technique d'analyse sensible, les concentrations étaient la plupart du temps sous la limite de quantification ( $< 0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Ceci indique que le PRS est utilisé par le phytoplancton aussitôt qu'il est disponible. Les concentrations moyennes saisonnières de nitrates étaient quant à elles relativement élevées en 2007 ( $91,2 \pm 26,6 \mu\text{g N L}^{-1}$ ) et en 2008 ( $132,3 \pm 30,3 \mu\text{g N L}^{-1}$ ). Les nitrates ont été à une seule reprise sous la limite de détection ( $< 5 \mu\text{g N L}^{-1}$ ; 12 septembre 2007; station C3), ce qui implique que la limitation en azote est rare au lac Saint-Charles, mais qu'elle est tout de même possible sur une courte période.

### 2.4.3. Changements à long terme

Les échantillonnages réalisés à la surface du bassin nord du lac Saint-Charles n'indiquent pas de changements marqués sur le plan des variables limnologiques mesurées entre les périodes 2007-2008 et 1996-1997. Les concentrations de phosphore sont très semblables et n'indiquent pas d'eutrophisation. Nos comparaisons ont toutefois mis en évidence une augmentation des concentrations de chl *a* et de NT entre 1996-1997 et 2007-2008.

En ce qui concerne le NT, il y avait une différence significative entre 1997 et 2008. Cependant, cette différence pourrait être causée par une divergence dans les méthodes de traitement des échantillons. En 1996 et 1997, les échantillons ont été filtrés sur une membrane GF/C 1,2 µm, alors qu'en 2007 et 2008, ils ont été analysés sans être filtrés. La tendance que nous avons observée est alors peut-être un artéfact méthodologique. Une série de données mesurées par le MDDEP (2010) à l'exutoire du lac Saint-Charles supporte cette hypothèse. Ces données montrent de fortes fluctuations saisonnières, mais elles n'indiquent pas de tendance à long terme sur la période de 1998 à 2010 (Figure 2.28).

Les concentrations de chl *a* de surface sont, quant à elles, très variables d'une année à l'autre. En effet, les différences observées entre 1996 et 1997 sont supérieures à celles observées sur une décennie (1997-2007). Des variations importantes ont aussi été observées entre 2007-2008 et 2009-2010 (Figure 2.29). Les concentrations de chl *a* étaient plus faibles en 2009-2010 à l'exutoire du lac (Figure 2.29) ainsi que sur le lac (Delphine Rolland, Université Laval, communication personnelle). Les tendances que nous avons observées sont donc possiblement causées par des variations interannuelles plutôt que par des changements à long terme.

Ces variations interannuelles peuvent être causées en partie par des changements de la communauté de phytoplancton ou des variations de la distribution verticale de la biomasse. Par exemple, au lac Saint-Charles, les maxima ont été observés entre 2 et 3 m en 2007, alors qu'en 2008 ils se situaient plutôt entre 0 et 2 m de profondeur. À la station C5, en 2007, les concentrations de chl *a* ont même été jusqu'à 6,7 fois plus élevées à 2,5 m comparativement à la surface. Ces observations mettent en évidence l'importance

d'échantillonner plusieurs profondeurs pour bien évaluer la biomasse algale dans la colonne d'eau et pour faire un suivi adéquat de l'eutrophisation d'un lac.

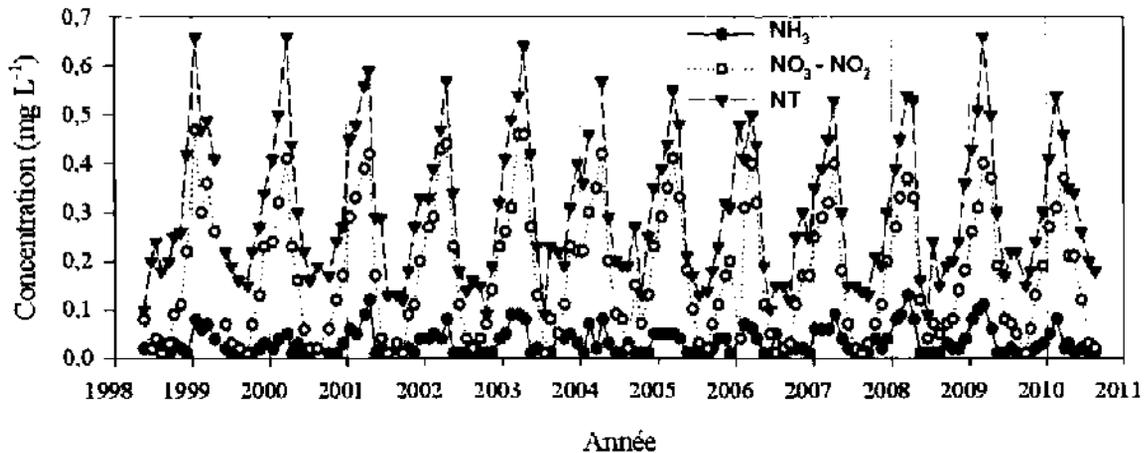


Figure 2.28. Concentrations d'azote total, d'azote ammoniacal et de nitrites-nitrates mesurées mensuellement à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010).

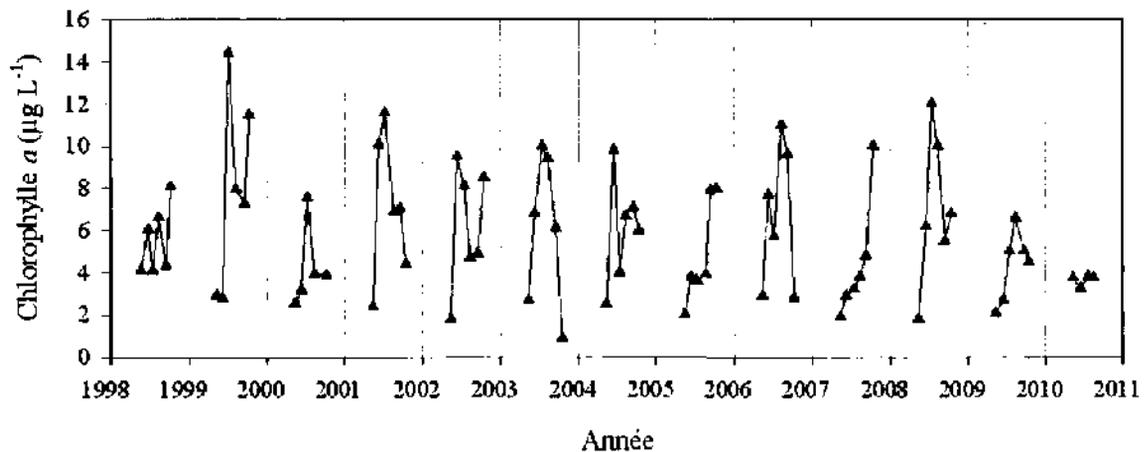


Figure 2.29. Concentrations de chl a mesurées mensuellement, de mai à octobre à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010).

Les périodes de dominance de cyanobactéries ainsi que la présence de fleurs d'eau n'avaient pas été signalées avant 2006. Cette nouvelle tendance de la communauté de phytoplancton est généralement interprétée comme un indice d'eutrophisation (Deng et al.,

2007). Toutefois, les concentrations de nutriments mesurées lors de cette étude n'indiquent pas de changement récent. Le PT moyen au lac Saint-Charles ( $9,7 \mu\text{g L}^{-1}$ ) est inférieur au seuil de phosphore ( $20\text{-}30 \mu\text{g L}^{-1}$ ), généralement mentionné dans la littérature, permettant la dominance des cyanobactéries (Pick et Lean, 1987; Downing et al., 2001; Jacquet et al., 2005). Une étude réalisée dans le sud-ouest du Québec a aussi signalé l'apparition récente de fleurs d'eau de cyanobactéries dans des lacs oligotrophes à mésotrophes, où de telles fleurs d'eau n'avaient pas été signalées auparavant (LeBlanc et al., 2008). Ceci indique que les concentrations pélagiques de PT ne suffisent pas pour prédire la présence de cyanobactéries et que d'autres facteurs sont impliqués dans la dominance des cyanobactéries.

Par ailleurs, il est possible que des fleurs d'eau de cyanobactéries aient eu lieu au lac Saint-Charles avant 2006. Le lac n'a pas fait l'objet d'un suivi de la communauté de phytoplancton avant 2006 et certains témoignages laissent croire qu'il pourrait bien avoir eu de telles fleurs d'eau. Certains riverains du lac Saint-Charles ont observé à partir de 2004 des accumulations d'algues semblables à des cyanobactéries près des rives (Pierre-Jules Lavigne, APÉL, communication personnelle). L'augmentation du nombre de signalements au lac Saint-Charles est associée à une augmentation de la surveillance du lac. Dans cette situation, l'augmentation des signalements n'est pas garante d'une augmentation réelle du phénomène. Il n'en demeure pas moins que la présence de cyanobactéries au lac Saint-Charles est bien réelle. Des fleurs d'eau ont aussi été observées en 2009 et 2010.

Les données limnologiques disponibles ne permettent donc pas de mettre en évidence un changement de l'état trophique du lac Saint-Charles avec certitude. Une étude paléolimnologique utilisant les pigments fossiles représente une voie prometteuse pour clarifier ce point ainsi que pour vérifier s'il y a eu des fleurs d'eau de cyanobactéries dans ce lac avant 2006.

## **2.4.4. Variations limnologiques spatiales**

### **2.4.4.1. Variations entre les 8 stations (C1 à C8)**

De manière générale, les variables limnologiques ont été semblables entre les huit stations à l'étude. Ces résultats sont en accord avec ce qui est généralement observé dans les petits lacs stratifiés (Kalff, 2002). Cependant, ils ne sont pas concordants avec les observations de variabilité spatiale dans les baies et les zones littorales de certains lacs ayant une grande superficie (Ishikawa et al., 2002; von Westernhagen et al., 2010). Ces observations ne sont donc pas concordantes avec notre hypothèse initiale qui supposait une grande variabilité spatiale des concentrations de nutriments entre les stations.

Par contre, nos analyses ont mis en évidence certaines variations spatiales. Nous avons d'abord observé une diminution des formes d'azote dissous de l'amont vers l'aval du lac. Les concentrations de nitrates étaient significativement plus faibles à C3 comparativement à C4 et C5. Ensuite, les concentrations de NTD étaient significativement plus faibles à la station C1 qu'à la station C8. Cette tendance est probablement causée par l'assimilation de l'azote par le phytoplancton au fur et à mesure que l'eau plus riche en nutriments provenant de la rivière des Hurons est transportée vers l'aval.

D'autres dissemblances ont aussi été observées à la station C8. Les conditions physicochimiques à cette station sont grandement influencées par la rivière des Hurons, qui est l'affluent transportant la plus grande partie de la charge hydrique vers le lac. Les concentrations médianes de chl  $a$  étaient plus faibles à la station C8 qu'à toutes les autres stations, car l'abondance du phytoplancton du lac y est diluée par les importants volumes d'eau arrivant de la rivière. Les concentrations de PT présentaient une plus grande variabilité à cette station qu'aux autres stations et ceci concorde avec les grandes variations du PT que nous avons observées avec le débit de la rivière des Hurons (voir section 2.3.5).

### **2.4.4.2. La rivière des Hurons**

Nous avons observé une relation exponentielle entre le débit de la rivière des Hurons et les concentrations de PT. Les périodes de crue apportent donc une charge importante en phosphore vers le lac. Notre modélisation des apports de phosphore en 2008 de cette rivière

a révélé que les quatre crues les plus intenses auraient transporté 46 % de sa charge estivale totale en l'espace de seulement 8 jours. Nos résultats concordent avec ceux obtenus dans une étude de l'ensemble de la rivière des Hurons réalisée par l'APEL (Boisvert, 2009) où les détériorations de la qualité de l'eau ont principalement été observées lors des pluies et des crues printanières.

Cette relation exponentielle entre le débit et les concentrations de PT est probablement associée à des caractéristiques naturelles du bassin versant de la rivière des Hurons et elle est sûrement amplifiée par la présence de milieux ouverts et de zones urbanisées. En effet, tel que mentionné dans une étude réalisée par Roche (2010), le bassin versant de cette rivière possède une combinaison de fortes pentes, de sols ayant une faible capacité d'infiltration ainsi que de fortes précipitations dans sa portion nord. Ces conditions font en sorte que ce bassin versant répond fortement aux événements de pluie et transporte plus rapidement les sédiments et les nutriments vers l'aval (Viens et Lewis, 2004). Le bassin versant de la rivière des Hurons comporte aussi un pourcentage notable de milieux ouverts et urbanisés (Figure 3.3.). Plusieurs études ont mis en évidence que ces milieux augmentent l'imperméabilisation des sols et, par le fait même, le ruissellement lors d'événements de pluie intense (voir Hogan et Walbridge, 2007). De plus, les eaux de ruissellement des milieux urbanisés contiennent de nombreux polluants ainsi qu'un excès en nutriments. Ces milieux, ainsi que les autres sources de phosphore diffuses du bassin versant, ont donc tendance à amplifier la relation positive entre le débit et la concentration en phosphore dans la rivière réceptrice (Donohue et al., 2005; Bowes et al., 2008).

#### **2.4.4.3. Les stations d'épuration**

Les estimations des charges de PT que nous avons effectuées suggèrent que les stations d'épuration ont un impact notable sur les deux principaux affluents du lac Saint-Charles. Nos résultats indiquent que la station d'épuration de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury apporterait une charge représentant 10 % de la charge de la rivière des Hurons, alors que celle de la Ville de Lac-Delage représenterait un supplément de charge en PT de 200 % pour la décharge du lac Delage. Il est important de souligner que ces apports de phosphore sont, en grande partie, sous une forme immédiatement disponible pour le phytoplancton. Effectivement, nous avons effectué deux mesures de PRS en juin et

juillet 2008 à la sortie de la station d'épuration de Lac Delage (dans la rivière; station 54; voir APEL 2009) et nous avons obtenu des valeurs de 38 et de 20  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivement. Ce phosphore disponible a donc un impact certain sur la croissance des microalgues à cet endroit (chl *a* s'élevant à 44 et 54  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Certaines microalgues, dont les cyanobactéries, ont la capacité de constituer des réserves en phosphore leur permettant de poursuivre leur croissance durant une certaine période après un apport ponctuel. Ces populations peuvent donc être transférées vers l'aval et contribuer à la biomasse algale du lac Saint-Charles. Ceci s'applique particulièrement à la station d'épuration de Lac Delage qui est située à une centaine de mètres du lac Saint-Charles. Ce phénomène a été observé dans un lac de Nouvelle-Zélande où les apports de nutriments et de phytoplancton provenant de l'effluent d'un lac eutrophe en amont ont contribué à la détérioration de la qualité de l'eau et au développement de fleurs d'eau (Vincent et al., 1991).

En réponse à une position ministérielle publiée en 2009 sur les rejets de phosphore des stations d'épuration (MDDEP, 2009a), les deux stations d'épuration ont ajouté une plus grande quantité d'alun lors du traitement des eaux usées de manière à flocculer plus de phosphore (Mélanie Deslongchamps, APEL, communication personnelle). Ces mesures ont contribué à une réduction de la charge moyenne de PT de 64 % en 2009 par rapport à la moyenne de 2006 à 2008 pour la station d'épuration de Lac Delage. Les concentrations plus faibles de chl *a* observées en 2009 et 2010 (voir section 2.4.3) pourraient être liées en partie à ce changement dans la gestion des eaux usées.

#### **2.4.4.4 Le phosphore provenant des sédiments**

Une augmentation du phosphore total a été observée dans l'hypolimnion à la fin de la période de stratification en 2007 et 2008 (PT max 2007 = 35,8  $\mu\text{g L}^{-1}$  et 2008 = 19,9  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Ce même phénomène avait été observé en 1997 (PT max 1997 = 17,3). Comme un déficit en oxygène se développe dans l'hypolimnion, Légaré (1998b) avait attribué ce phénomène à un relargage du phosphore par les sédiments. L'étude géochimique des sédiments effectuée en 1999 par Tremblay et al. (2001) avait aussi suggéré la possibilité d'occurrence d'un tel mécanisme. Toutefois, les valeurs de phosphore réactif soluble que nous avons mesurées dans l'hypolimnion et dans l'eau interstitielle des sédiments (Bourget, 2009a) étaient la plupart du temps sous la limite de quantification

( $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Elles ne suggèrent donc pas que le relargage du phosphore soit la seule cause des augmentations de PT observées dans l'hypolimnion. Des études sur les sédiments lacustres ont mis en évidence que les conditions anoxiques ne sont pas nécessairement accompagnées d'un relargage de phosphore. La rétention du phosphore dans les sédiments dépend aussi de divers processus biologiques et de l'abondance de certains ions dans les sédiments, dont le fer, le nitrate et le sulfate (de Montigny et Prairie, 1993; Gachter et Muller, 2003; Baldwin et Williams, 2007). Tel qu'observé dans certains lacs d'Ontario, l'augmentation de PT dans l'hypolimnion lors de la période de stratification peut aussi être causée par la sédimentation de particules contenant du phosphore provenant de l'épilimnion (Guy et al., 1994) ou par le dépôt de sédiments ayant été remis en suspension dans les zones peu profondes (Dillon et al., 1990; Dillon et Molot, 1996).

#### **2.4.4.5. Accumulation près des rives et processus d'accumulation horizontale**

Lors des périodes où les cyanobactéries étaient dominantes, d'importantes accumulations ont pu être observées près des rives. Une valeur maximale de près de  $300 \mu\text{g L}^{-1}$  de chl *a* a été mesurée dans la baie de l'Écho. Ces accumulations étaient principalement composées de cyanobactéries ayant la capacité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau (c.-à-d. *Microcystis* et *Anabaena*). De telles accumulations n'ont pas été observées en 2008 alors que les chrysophytes furent dominants pendant la plupart de la période d'échantillonnage. Des résultats semblables ont été observés dans une étude réalisée sur la variation spatiale du phytoplancton dans un réservoir d'eau potable en Méditerranée (Moreno-Ostos et al., 2008). Une uniformité de la distribution spatiale du phytoplancton a été observée lorsque les diatomées et les chlorophycées étaient dominantes. La plus grande inégalité de la distribution de la communauté de phytoplancton a été observée lorsqu'elle était dominée par des cyanobactéries ayant la capacité de flotter. Nos observations mettent en évidence l'importance des processus d'accumulation horizontale lorsque la communauté de phytoplancton est dominée par les cyanobactéries qui ont la capacité de flotter. Plusieurs études ont pu expliquer ces accumulations par des mécanismes météorologiques (c.-à-d. les vents) ou hydrologiques (Reynolds et Walsby, 1975; Alain, 1981; Dokulil et Teubner, 2000; Ishikawa et al., 2002).

Ishikawa et al. (2002) avaient proposé l'hypothèse que les cyanobactéries au lac Biwa se développaient dans les zones riches en phosphore et que leur croissance se poursuivait dans la zone pélagique grâce à leurs réserves. Notre analyse spatiale n'a pas mis en évidence de grandes variations des variables limnologiques entre les stations étudiées. Par contre, nous avons observé une grande variance de la concentration des nutriments à une station située près de la rivière des Hurons (C8) ainsi que des sources importantes de nutriments se déversant dans la section nord du lac Saint-Charles. Des concentrations plus élevées de nutriments ont aussi été observées dans l'hypolimnion. Nous suggérons de poursuivre des études afin de vérifier l'importance de ces zones riches en nutriments qui agissent potentiellement comme une zone de croissance et d'inoculum pour le phytoplancton et les cyanobactéries.

#### **2.4.5. Variations limnologiques saisonnières**

Nous avons observé d'importantes variations saisonnières pour l'ensemble des variables limnologiques mesurées. Ces variations peuvent s'expliquer en partie par le taux de renouvellement rapide du lac, particulièrement en période de pluie. Les périodes de crue peuvent ainsi renouveler une grande partie de l'eau du lac et elles pourraient expliquer des variations saisonnières dans la composition chimique de l'eau du lac.

Par exemple, les précipitations ont été deux fois plus élevées que les normales climatiques mensuelles en juin 2008. Ceci pourrait avoir contribué à réduire la salinité de l'eau du lac tel que mesuré par la conductivité en 2008. Notre analyse des données de l'APEL indique qu'il y a une relation négative entre le débit de la rivière des Hurons et la conductivité (données non publiées). Ces résultats concordent avec les résultats d'une étude réalisée sur 215 lacs d'Amérique du Nord ayant mis en évidence une diminution générale de la conductivité avec le taux de ruissellement (Duarte et Kalff, 1989).

Les résultats de notre étude suggèrent une relation exponentielle entre les concentrations de PT et le débit du principal affluent du lac. Par conséquent, les crues peuvent changer rapidement les concentrations de phosphore dans le lac. Il y avait par exemple un facteur de 1,8 et de 1,9 entre les moyennes spatiales de PT du lac les plus faibles et les plus élevées pour les périodes d'échantillonnage de 2007 et 2008 respectivement. Une étude réalisée sur

11 rivières en Irlande (Donohue et al., 2005) indique que la relation entre le débit et les concentrations en nutriments varient en fonction de la saison, mais elle est particulièrement élevée durant la période estivale. Ainsi, les grandes charges en nutriments associées aux périodes de crue peuvent avoir une grande influence sur la croissance algale dans le milieu récepteur.

Les variations saisonnières des variables physicochimiques dans le lac ont eu un impact certain sur la composition taxonomique et la biomasse de la communauté de phytoplancton. Le lien entre les différentes variables limnologiques et la biomasse du phytoplancton a été analysé par le biais de régressions linéaires (2007-2008). Cette analyse a montré que la chl *a* était une fonction de la transparence, du PT et de NT. Les changements de transparence sont généralement considérés comme une conséquence de l'abondance du phytoplancton (Nürnberg, 1996) alors que les variations de PT et de NT peuvent quant à elles engendrer des changements dans leur taux de croissance. Cette conclusion est en accord avec plusieurs études d'enrichissement en nutriments ayant mis en évidence un effet positif de l'augmentation du phosphore et de l'azote sur la croissance du phytoplancton<sup>7</sup> (Elser et al., 1990; Xu et al., 2010).

#### **2.4.6. Variables associées aux fleurs d'eau de cyanobactéries**

L'analyse de la communauté phytoplanctonique a révélé de grandes variations dans sa composition taxonomique. En 2007, plusieurs accumulations de cyanobactéries ayant un potentiel toxique ont été observées au lac Saint-Charles, alors qu'en 2008, la biomasse des genres de cyanobactéries toxiques qui forment des fleurs d'eau est généralement demeurée faible. Cette section du mémoire examine la variabilité limnologique associée à la dynamique des cyanobactéries à deux échelles temporelles soit, l'échelle saisonnière et l'échelle interannuelle.

---

<sup>7</sup> L'azote est souvent reconnu pour agir comme un élément nutritif secondaire capable de produire un effet synergique sur la croissance du phytoplancton, en présence de phosphore (Elser et al., 1990). Les résultats d'une expérience d'enrichissement en éléments nutritifs sur le lac Taihu, en Chine, ont mis en évidence une forte variation saisonnière dans la réponse de la croissance du phytoplancton à l'enrichissement, mais de manière générale il y avait une augmentation plus importante de la croissance du phytoplancton lors de l'ajout simultané de P et de N comparativement à un ajout individuel de ces éléments (Xu et al. 2010).

#### **2.4.6.1. Analyse multivariée 2007**

Pour commencer, nous avons fait une RDA sur les données de 2007 pour identifier les variations limnologiques saisonnières associées aux cyanobactéries (PC YSI) ainsi qu'à l'ensemble du phytoplancton (chl *a* YSI). L'analyse des diagrammes de double projection de la RDA a pu mettre en évidence des combinaisons de facteurs corrélés avec la densité des cyanobactéries. Celle-ci semble être corrélée avec le phosphore total et la conductivité principalement, puis avec l'azote total de manière secondaire. Comme ces trois facteurs peuvent être de provenance anthropique, il est important d'identifier leurs sources, particulièrement s'ils peuvent être reliés aux proliférations de cyanobactéries.

#### **2.4.6.2. Variation interannuelle**

Par la suite, nous avons examiné les variations limnologiques interannuelles. L'échantillonnage complet réalisé en 2007 et 2008 nous a offert l'opportunité de mettre en évidence les facteurs pouvant être responsables des différences sur le plan de la taxonomie de la communauté de phytoplancton entre les deux années.

##### *2.4.6.2.1. Température*

Les mesures de la température de l'eau prises avec les thermographes ainsi qu'avec la sonde YSI ont indiqué des températures généralement plus élevées en 2007. Par exemple, les températures moyennes mesurées en continu du 6 juillet au 26 octobre par les thermographes à la station C5 ont été de 5 à 10 % plus élevées en 2007. Les différences de précipitations entre les deux années ont pu contribuer à ces différences de température. Effectivement, les précipitations du mois de juin ont été 92 % plus élevées en 2008. Ces précipitations importantes ont eu pour effet de réduire le temps de résidence du lac, ne permettant pas à l'eau de l'épilimnion de se réchauffer aussi rapidement.

Nos résultats indiquent une certaine relation entre la température de l'eau et les cyanobactéries. En 2007, la température de l'eau a été plus élevée et les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau ont été plus abondantes, alors qu'en 2008 les cyanobactéries ont été moins abondantes, mais elles ont été présentes à la fin de la saison (plus de 100 000 cellules ml<sup>-1</sup> de *Microcystis aeruginosa* le 19 septembre 2008 dans la baie de l'Écho).

Cette présence tardive des cyanobactéries en 2008 a concorde avec des maxima de stratification thermique et de contenu calorifique de la colonne d'eau qui, eux aussi, ont été plus tardifs qu'en 2007. En effet, en 2008 les valeurs maximales de l'indice de Brunt Väisälä ont été enregistrées le 3 septembre et celles du contenu calorifique l'ont été le 4 septembre, alors qu'en 2007 elles ont été enregistrées vers le 30 juillet et le 3 août respectivement.

Ces résultats concordent avec ce qu'on retrouve dans la littérature. Les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau sont reconnues pour être favorisées par des températures élevées, et ce, pour deux raisons. La première étant que ces conditions ont un effet direct sur leur taux de croissance (Johnk et al., 2008; Paerl et Huisman, 2009). La seconde est qu'elles ont un effet indirect en augmentant la stabilité de la colonne d'eau ce qui favorise leur stratégie de migration effectuée grâce à leurs vacuoles gazeuses (Walsby, 1975; Walsby et al., 1997).

Les cyanobactéries, comme le genre *Microcystis*, ont généralement un taux de croissance optimal à des températures plus élevées que 25°C (Paerl et Huisman, 2009). Certains auteurs suggèrent que les cyanobactéries commencent à montrer un potentiel compétitif plus élevé à des températures supérieures à 20 °C (Tilman et al., 1986; McQueen et Lean, 1987; Deng et al., 2007). Pour visualiser la chaleur cumulée de l'eau au-delà de ce seuil de 20 °C, nous avons utilisé la méthode des degrés jours cumulatifs. Cet indice est fréquemment utilisé pour indiquer l'intensité de la saison de croissance en écologie végétale et en agriculture (Skaugen et Tveito, 2004). Cet indice se calcule en faisant la somme des degrés Celsius au-dessus d'une température de référence (20 °C). Nous avons observé une augmentation beaucoup plus marquée des degrés jours dans l'eau de surface en 2007 qu'en 2008 (Figure 2.30). Ces résultats indiquent que cet indice pourrait être prometteur pour prédire la présence des fleurs d'eau.

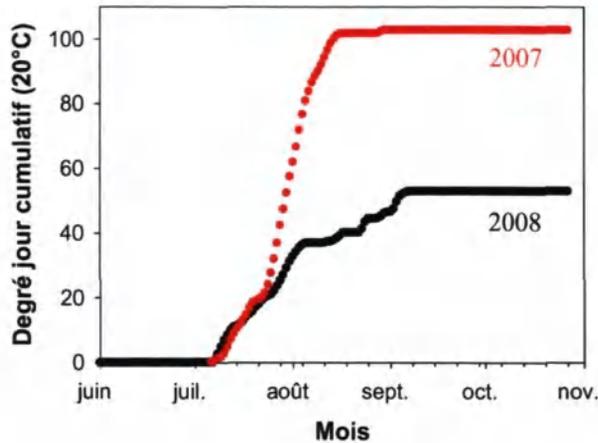


Figure 2.30. Degrés jours cumulatifs (20 °C) mesurés dans l'épilimnion à la station C5 en 2007 et 2008.

Les modèles climatiques québécois prédisent une augmentation de la température ainsi qu'une augmentation de la fréquence des événements de précipitations extrêmes (Ouranos, 2010). Ces deux changements risquent de favoriser les cyanobactéries et d'augmenter l'occurrence des fleurs d'eau de cyanobactéries<sup>8</sup> (Johnk et al., 2008; Paerl et Huisman, 2009; Vincent, 2009; Wagner et Adrian, 2009).

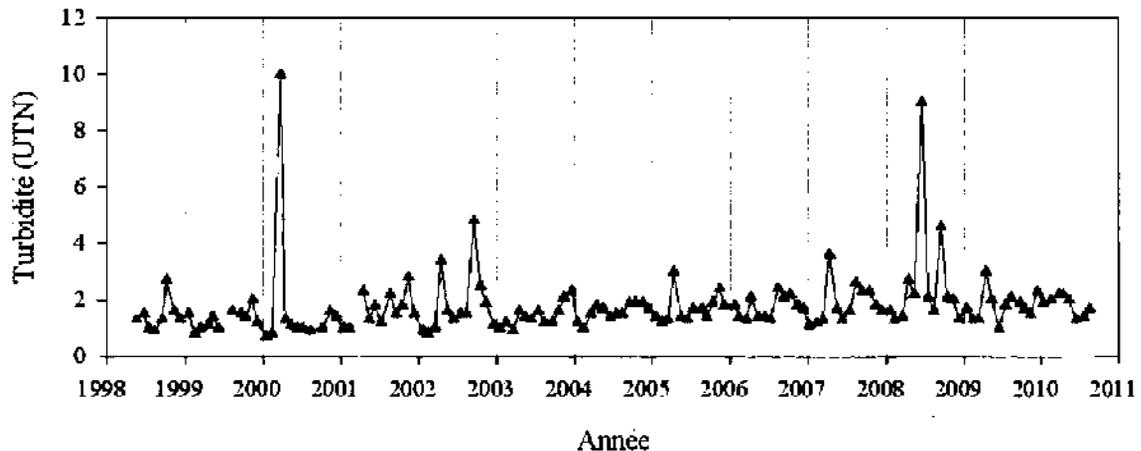
#### 2.4.6.2.2. Autres variables physicochimiques

Les variations dans la communauté de phytoplancton ne dépendent toutefois pas seulement de la température. La composition des espèces de phytoplancton dépend aussi de facteurs d'ordre chimique, physique et biologique (Reynolds, 1990). Plusieurs variables physicochimiques ont d'ailleurs montré des différences entre 2007 et 2008 (la turbidité, les nitrates, le NTD, la conductivité, le pH et les précipitations). Celles-ci pourraient être associées aux variations sur le plan de la communauté de phytoplancton.

<sup>8</sup> Une augmentation de température de l'air augmenterait du même coup la température de l'eau ainsi que la stratification thermique. Les étés plus chauds augmenteraient la durée de la stratification thermique ainsi que la période libre de glace. De plus, l'augmentation de la fréquence des événements d'orage augmenterait vraisemblablement les charges en nutriments provenant de l'eau de ruissellement et des eaux souterraines. La charge hydrique serait également augmentée. À court terme, ceci pourrait empêcher la prolifération algale à cause d'un renouvellement hydrique plus rapide. Cependant, lorsque le temps de résidence augmente à nouveau, la charge en éléments nutritifs reste dans le lac et peut éventuellement promouvoir les fleurs d'eau (voir Pearl and Huisman, 2009).

La turbidité de l'eau mesurée à l'aide du disque de Secchi au lac Saint-Charles était significativement plus élevée en 2008 qu'en 2007. Ces données concordent avec les données obtenues par le MDDEP à l'exutoire du lac Saint-Charles. Les valeurs de turbidité de l'eau (UTN) mesurées en mai et en septembre 2008 sont parmi les valeurs les plus élevées mesurées dans la dernière décennie (MDDEP, 2010; Figure 2.31).

Nos résultats ne concordent pas avec les résultats obtenus dans certaines études qui suggèrent que la dominance des cyanobactéries est associée aux périodes de turbidité élevée (Spencer et King, 1987). Effectivement, certains auteurs rapportent que les cyanobactéries pourraient tolérer des conditions de faible luminosité étant donné leurs pigments spécialisés et leur potentiel de flottabilité (Lavoie et al., 2007). Par contre, le rôle joué par la lumière comme facteur de contrôle de la dominance des cyanobactéries n'est pas certain. La lumière disponible dans la colonne d'eau pourrait ne pas être impliquée dans le développement initial des fleurs d'eau de cyanobactéries. Elle pourrait, par contre, favoriser leur dominance une fois qu'elle forme une fleur d'eau (Jacoby et al., 2000).



*Figure 2.31.* Turbidité de l'eau (UTN) mesurée mensuellement à l'exutoire du lac Saint-Charles (source MDDEP, 2010).

La dynamique des formes dissoutes de l'azote a été différente entre les deux années d'échantillonnage. Les nitrates et le NTD étaient significativement plus faibles en 2007 (écart de 47 % pour les nitrates et de 23 % pour le NTD). En 2007, les concentrations les plus faibles de nitrates ont concordé avec une période de dominance de cyanobactéries

(dominance de *Microcystis* et sous-dominance d'*Anabaena*). Certaines études suggèrent que la dominance des cyanobactéries non fixatrices d'azote (par ex. *Microcystis*) est influencée par les concentrations de nitrates (Blomqvist et al., 1994; Nurnberg, 2007). Dans un environnement à forte concentration en nitrates, *Microcystis aeruginosa* serait supplantée par d'autres espèces de phytoplancton étant donné son faible taux d'assimilation des nitrates (Lavoie et al., 2007). De plus, selon Blomqvist et al. (1994), certaines cyanobactéries seraient favorisées lorsque les concentrations de nitrates sont inférieures à  $20 \mu\text{g N L}^{-1}$  (Jacoby et al., 2000). Au lac Saint-Charles, la concentration moyenne des sites principaux a diminué considérablement à certaines dates en 2007, mais elle est tout de même demeurée supérieure à ce seuil. Par contre, dans le bassin sud du lac, elles ont été inférieures à  $20 \mu\text{g N L}^{-1}$  de la mi-août à la mi-septembre. Les faibles concentrations de nitrates observées pourraient donc expliquer, en partie, la dominance des cyanobactéries au lac Saint-Charles en 2007.

La conductivité moyenne, pour sa part, était plus élevée de 15 % en 2007. La différence interannuelle en ce qui concerne la conductivité pourrait être causée par des régimes de précipitations différents entre les deux années. Les cyanobactéries ont une forte résistance aux variations rapides de salinité (tel que mesuré par la conductivité). En ce sens, certaines études suggèrent que les cyanobactéries formant des fleurs d'eau sont favorisées lorsque la conductivité est plus élevée. Les variations observées au lac Saint-Charles sont toutefois beaucoup moins importantes que les variations favorisant les cyanobactéries (Pearl et Huisman, 2009).

Le temps de résidence est un autre facteur à mentionner. Les précipitations de juin 2008 étaient deux fois plus élevées que la normale, ce qui implique que le temps de résidence du lac était aussi plus court durant cette période. Ces conditions pourraient avoir défavorisé, en 2008, les cyanobactéries qui forment des fleurs d'eau. D'une part, ces cyanobactéries ont un taux de croissance relativement long par rapport aux autres genres de phytoplancton (par ex. les algues vertes). Ainsi, les fleurs d'eau de cyanobactéries sont plutôt reliées à une augmentation du temps de résidence. Par exemple, une étude réalisée sur un lac de Virginie de l'Ouest (É.-U.) a mis en évidence une corrélation hautement significative ( $r = 0,898$ ;  $p < 0,001$ ) entre le temps de résidence et l'abondance des cyanobactéries *Anabaena* spp et

*Microcystis* sp. (en pourcentage de la composition de la communauté de phytoplancton; Perry et al., 1990). D'autre part, s'il y a un recrutement important des cyanobactéries par les sédiments (voir Brunberg et Blomqvist, 2003; Verspagen et al., 2005; Latour et al., 2007), le temps de résidence plus court en début de saison pourrait avoir contribué à emporté vers l'aval cet inoculum potentiel.

Le pH, de son côté, a été plus élevé en 2007 qu'en 2008. Certaines études rapportent un lien entre le pH/CO<sub>2</sub> et les cyanobactéries (Shapiro, 1990; 1997), mais il s'agit souvent d'une conséquence de la présence des cyanobactéries plutôt que d'une cause (Vincent, 2009).

Plusieurs variables biologiques peuvent aussi jouer un rôle dans la dominance des cyanobactéries. Par exemple, le zooplancton peut avoir une influence considérable sur la communauté de phytoplancton (Raikow et al., 2004; Deng et al., 2007). Les cyanophages (des virus) peuvent aussi réduire la population de cyanobactéries (Suttle, 2000). Ces variables ne faisaient toutefois pas partie des objectifs de l'étude.

## **Chapitre 3. Modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles**

### **3.1. Introduction**

L'eutrophisation des lacs et les problèmes qui en découlent soulèvent le besoin de développer et d'utiliser des outils d'aide à la décision en relation avec l'aménagement du territoire de manière à mettre en place des mesures pour prévenir ou réduire ce phénomène. L'approche à long terme la plus efficace pour l'« oligotrophisation » d'un lac est de réduire ses apports en nutriments provenant du bassin versant. Plus particulièrement les source de phosphore, car il est généralement l'élément limitant dans les systèmes aquatiques d'eau douce (Schindler, 1977; Schindler et al., 2008).

Un certain nombre de modèles d'apports en phosphore et d'eutrophisation ont été développés pour expliquer et déterminer les concentrations de phosphore dans les lacs à partir des caractéristiques du lac et de l'utilisation du territoire dans son bassin versant. Ces types de modèle représentent une voie intéressante, car ils sont beaucoup moins coûteux et plus rapides qu'un bilan de phosphore complet. Ce chapitre du mémoire présente les résultats préliminaires de la modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles. Cette introduction présente d'abord une brève description du type de modèle d'exportation de phosphore que nous avons utilisé, suivie de la problématique, des objectifs et de l'approche de l'étude.

#### **3.1.1. Fonctionnement des modèles explicites d'exportation de phosphore**

Dans les années 1970, Dillon et Rigler (1975) ont développé un modèle permettant d'évaluer les concentrations de phosphore d'un lac à partir de ses sources naturelles de phosphore, de ses apports anthropiques provenant des rives, de son bilan hydrique et de sa morphologie. Ce modèle explicite d'exportation de phosphore a été calibré sur des lacs du Bouclier canadien en Ontario et il visait principalement à déterminer la capacité de support des lacs, en phosphore, par rapport au développement résidentiel des rives (Dillon et Rigler, 1975; Dillon et al., 1994). Depuis sa création, ce type de modèle a été utilisé comme base pour plusieurs décisions de gestion dans le secteur public et le secteur privé (Paterson et al.,

2006). Son principe tire ses origines des travaux de Vollenweider (1969), mais plusieurs variantes et adaptations ont été développées depuis (Brett et Benjamin, 2008). Ce type de modèle est basé sur le principe du bilan de masse entre le phosphore entrant et le phosphore sortant du lac. La Figure 3.1 résume le fonctionnement général de ce type de modèle.

La modélisation se fait en deux étapes. La première consiste à déterminer la charge de phosphore par unité de surface du lac ( $L_p$ ).  $L_p$  est composée de plusieurs termes qui représentent la charge en phosphore provenant des différentes sources dans le bassin versant. Les sources de phosphore peuvent se diviser en deux genres : les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les sources diffuses représentent les sources de phosphore n'ayant pas de localisation géographique ponctuelle. Elles proviennent plutôt d'une surface du territoire, par exemple un champ agricole. Dans le type de modèle qu'on utilise, les charges associées aux sources diffuses varient en fonction de l'utilisation du territoire. La charge associée à ces sources ( $\text{kg an}^{-1}$ ) est alors déterminée en multipliant la surface totale ( $\text{km}^2$ ) associée à chaque type d'occupation du territoire (par ex. forêt, agriculture) par un coefficient d'exportation déterminé pour chacune d'elles ( $\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$ ). Ces coefficients d'exportation ont été développés de manière empirique dans le cadre d'études à grande échelle (Reckhow et Simpson, 1980; Carignan et al., non publié). Les sources ponctuelles sont, quant à elles, localisées en un point géographique précis. Elles correspondent aux charges de phosphore provenant des installations sanitaires individuelles (fosse septique, puisard, etc.), des piscicultures, des stations d'épuration des eaux usées ou de toutes autres sources de phosphore provenant d'un endroit précis. Les charges libérées par les sources ponctuelles sont obtenues à l'aide de coefficients d'exportation (Crago, 2004), ou encore par des données mesurées sur le terrain lorsqu'elles sont disponibles. La deuxième étape de la modélisation consiste à estimer les pertes de phosphore dans le lac, par l'entremise d'un coefficient de rétention de phosphore ( $R_p$ ). Ce coefficient  $R_p$  peut être estimé selon plusieurs modèles possibles. Les données et les coefficients utilisés pour la modélisation sont présentés en détail dans la section 3.2.

Pour la suite de ce chapitre, le modèle explicite d'exportation de phosphore réfèrera à ce type de modèle semi-empirique de bilan de masse.

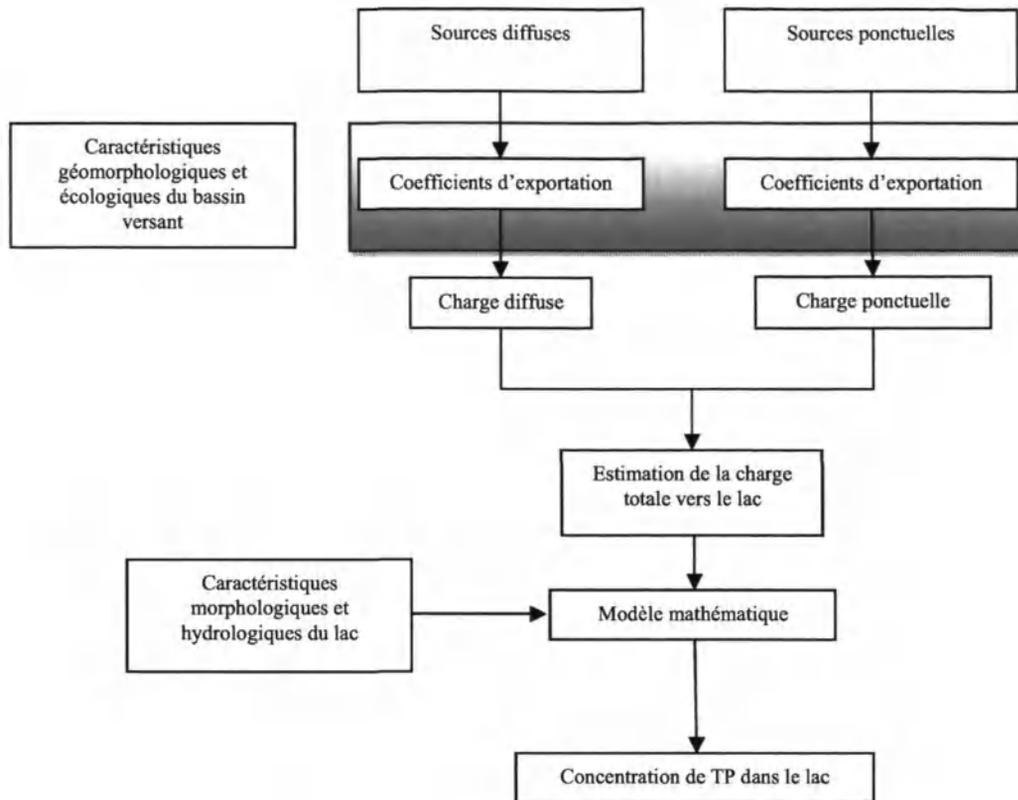


Figure 3.1. Schématisation du modèle d'exportation de phosphore pour un lac donné (source APEL, 2009). Notez que certaines charges ponctuelles peuvent aussi être mesurées directement sur le terrain.

### 3.1.2. Problématique, objectifs et approche

Les coefficients d'exportation de phosphore et les coefficients de rétention lacustre varient en fonction du climat (c.-à-d. les précipitations et la température), du type de sol, de la géologie locale et de la morphométrie du bassin versant (c.-à-d. la pente, la superficie et la forme). Il est donc préférable d'utiliser des coefficients d'exportation qui ont été développés dans la même région que les bassins versants et les lacs que l'on veut modéliser. Aucune étude spécifique sur l'exportation du phosphore n'a toutefois été réalisée directement dans la région du lac Saint-Charles. On peut donc se demander s'il est possible d'obtenir des résultats de modélisation satisfaisants à partir de coefficients d'exportation tirés d'études réalisées dans des régions semblables.

Spécifiquement, les objectifs de cette étude étaient les suivants :

- *Évaluer la fiabilité de modèles explicites d'exportation de phosphore avec différents assemblages de coefficients d'exportation tirés de la littérature;*
- *Identifier les principales sources de phosphore dans le bassin versant du lac Saint-Charles.*

Pour choisir les paramètres qui offrent le meilleur pouvoir de prédiction, des simulations ont été effectuées avec différents coefficients d'exportation et de rétention de phosphore tirés de la littérature. Les concentrations modélisées par ces différentes simulations ont été comparées aux concentrations mesurées dans douze lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles.

## **3.2. Méthodes**

L'ensemble des étapes de modélisation a été réalisé à l'aide des logiciels ArcGIS (Environmental Systems Research Institute, É.-U.) et MS Access (Microsoft, É.-U.). Les procédures d'organisation des données, de compilation et de calcul, ainsi que la structuration du réseau hydrographique en unité de drainage ont été développées par la Direction du patrimoine écologique et des parcs du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (Daniel Blais, MDDEP, communication personnelle). La modélisation a suivi trois étapes :

1. Estimation la charge totale de phosphore qui arrive au lac;
2. Évaluation de la rétention du phosphore par le lac lui-même ainsi que par les autres lacs de son bassin versant, puis calcul de la concentration de phosphore dans l'eau;
3. Validation des résultats obtenus en comparant les valeurs mesurées sur le terrain aux valeurs modélisées.

### **3.2.1. Estimation de la charge en phosphore**

#### **3.2.1.1. Coefficient d'exportation**

La charge en phosphore ( $L_p$ ) est estimée en faisant la somme des sources diffuses et ponctuelles de phosphore dans le bassin versant. La charge de phosphore associée à chacune des sources a été déterminée à l'aide de coefficients d'exportation tirés de la

littérature ou à partir des charges moyennes annuelles de 2006 à 2008 dans le cas des stations d'épuration des eaux usées de la ville de Lac-Delage et de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury (MAMROT, 2009).

Nous avons effectué 5 simulations avec des coefficients d'exportation distincts de manière à identifier ceux qui représentaient le mieux les réalités de la région à l'étude. Les paramètres utilisés pour les différentes simulations sont présentés au Tableau 3.1.

D'une part, nous avons effectué des simulations avec des coefficients d'exportation suggérés pour le nord de l'Ontario par Dillon et al. (1994) ainsi que des coefficients d'exportation développés dans les Laurentides méridionales par Carignan et al. (non publié; Tableau 3.2).

D'autre part, nous avons effectué des simulations avec des coefficients d'exportation employés par le MDDEP dans le cadre de projets visant à développer et à valider les modèles explicites d'exportation de phosphore dans différentes régions du Québec (Daniel Blais et Louis Roy, MDDEP, communication personnelle). Ces travaux s'inscrivent dans la continuité d'études réalisées par des chercheurs du Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL) (Crago, 2004; Carignan et al., non publié) et ils s'inspirent d'études récentes réalisées en Ontario (Paterson et al., 2006). Nous appellerons cette approche l'approche rationnelle, car les coefficients d'exportation ont été choisis parmi plusieurs études pour représenter, au meilleur de la connaissance disponible, la région à l'étude. Les coefficients d'exportation choisis pour les sources diffuses sont présentés au Tableau 3.3, alors que la charge de phosphore associée aux installations sanitaires individuelles (sources ponctuelles) a été calculée selon la formule suivante :

$$\text{Charge d'une installation sanitaire individuelle} = 0,73 \text{ kg pers}^{-1} \text{ an}^{-1} * (\text{nombre de logements}) * (\text{taux d'occupation}) * (\text{type de traitement}) * (\text{type de sol}) * (\text{distance du réseau hydrographique})$$

Les valeurs associées aux différents termes sont présentées aux tableaux de l'Annexe I. Ces termes ont été utilisés, car l'exportation de phosphore associée à ce type de source est reconnue pour varier considérablement selon ces facteurs (Behrendt et Boekhold, 1993; Carroll et al., 2006; Paterson et al., 2006).

Tableau 3.1. Assemblage de coefficients d'exportation des sources associées aux installations sanitaires individuelles et aux sources diffuses utilisées pour les différentes simulations

Simulation	Coefficient d'exportation des sources diffuses	Coefficient d'exportation des installations sanitaires individuelles
1	MDDEP	MDDEP
2	Carignan et al. (non publié)	MDDEP
3	Carignan et al. (non publié)	Carignan et al. (non publié)
4	Dillon et al. (1994)	Dillon et al. (1994)
5	Dillon et al. (1994)	MDDEP

Tableau 3.2. Coefficients d'exportation suggérés par des études réalisées dans l'est de l'Ontario (Dillon et al., 1994) et dans les Laurentides au Québec (tableau tiré et modifié de Carignan et al., non publié)

Source de phosphore	Unité	Coefficient d'exportation	
		Dillon et al., 1994 (cst de l'Ontario)	Carignan et al. (Laurentides)
Source diffuse			
Atmosphère	kg km <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup>	15	6,0 ± 3,0
Forêts	kg km <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup>	5,5	4,9 ± 0,4
Milieus humides	kg km <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup>	20	125
Milieus ouverts	kg km <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup>	9,8	11,3 ± 5,7
Source ponctuelle			
Humain	kg pers <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	0,8	0,064 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> (Crago, 2004)

Tableau 3.3. Coefficients d'exportation des sources diffuses employées pour l'approche rationnelle (MDDEP)

Description	Coefficient d'exportation (kg km <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> )
Dépôts atmosphériques (Eau)	6
Forêt et friche	4,9
Routes	64
Coupes ou brûlis	15
Milieus humides	125
Marais récent	125
Marais ancien	125
Tourbière	5
Agriculture	55
Milieu urbain	50
Terrain de golf	100
Centre de ski	20
Sol à nu	11
Débris métalliques	15
Dépôt sanitaire	100
Milieus ouverts	11,3
Ancien site d'enfouissement	11,3

### 3.2.1.2. Structure du réseau hydrographique

Le transport du phosphore d'une unité de surface donnée (qu'il provienne d'une source diffuse ou ponctuelle) vers les lacs situés en aval est modélisé à l'aide d'un réseau hydrographique linéaire créé par le MDDEP (2009c). À titre d'exemple, la Figure 3.2 illustre les unités de drainage et le sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles.

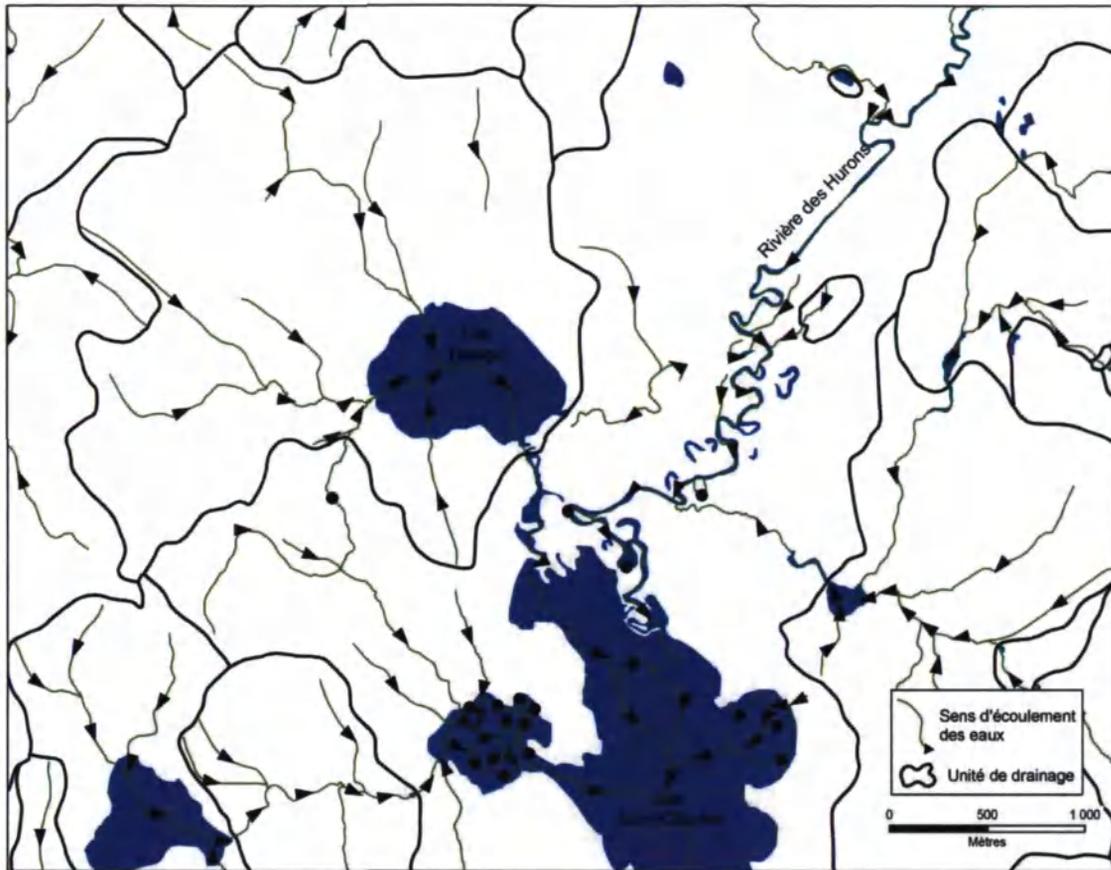
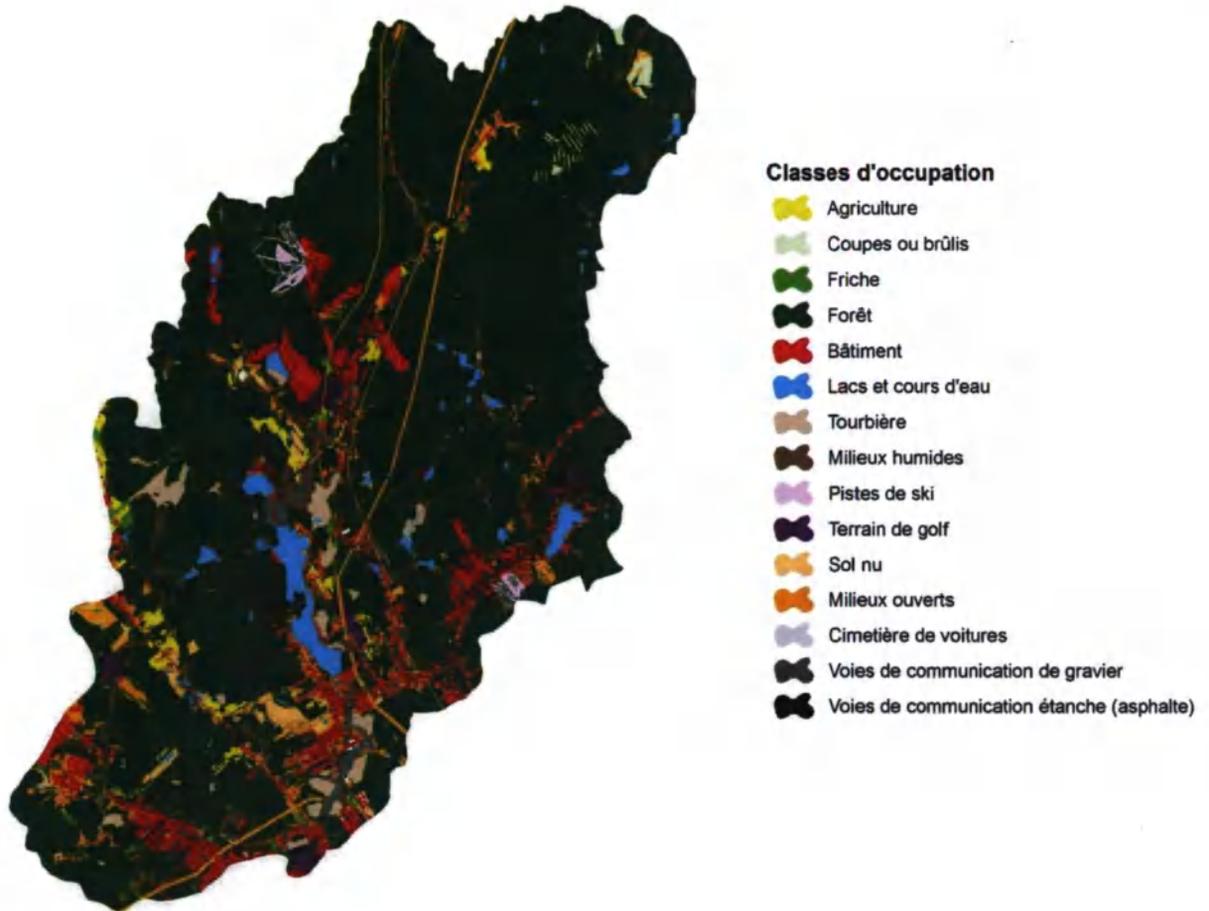


Figure 3.2. Illustration des unités de drainage et du sens d'écoulement des eaux pour le lac Delage, la rivière des Hurons et le lac Saint-Charles (source APEL, 2009).

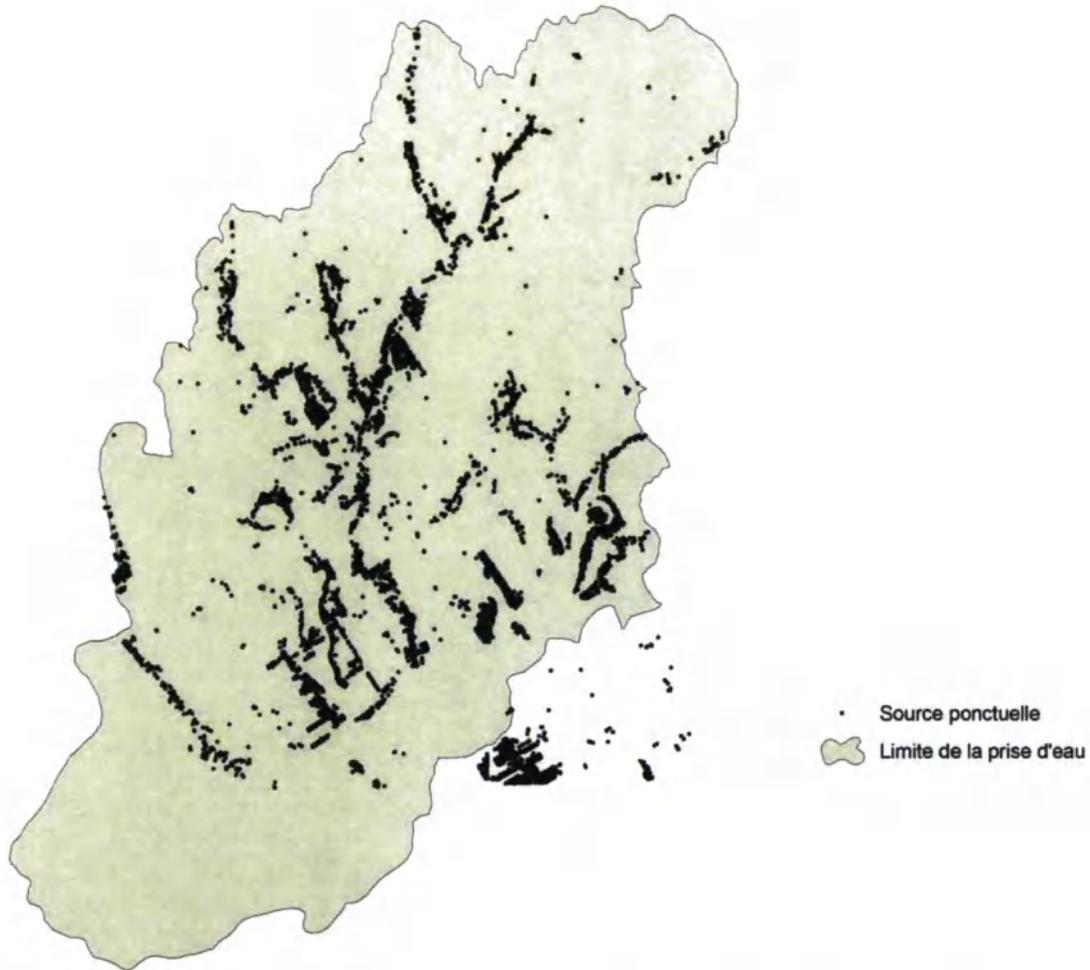
### 3.2.1.3. Détermination des sources diffuses et des sources ponctuelles

À partir d'une carte de l'occupation des sols réalisée par l'APEL (2009), il a été possible de recenser les différentes utilisations du territoire ainsi que la superficie qu'elles occupent dans le bassin versant des lacs étudiés (Figure 3.3). La charge associée aux sources diffuses ( $\text{kg an}^{-1}$ ) a alors été déterminée en multipliant la surface totale ( $\text{km}^2$ ) associée à chaque type d'occupation du territoire par un coefficient d'exportation ( $\text{kg km}^{-2} \text{an}^{-1}$ ) qui varie selon la simulation (voir tableaux 3.1 à 3.3).



*Figure 3.3.* Carte d'occupation du sol du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec (source APEL, 2009).

La Figure 3.4 illustre la distribution des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant. Le positionnement et les caractéristiques de ces sources ont été fournis par le MDDEP (2009c). Pour chaque simulation, nous avons multiplié les coefficients d'exportation de ces sources ponctuelles par un facteur de distance du réseau hydrographique selon la méthode décrite dans Paterson et al. (2006).



*Figure 3.4.* Représentation des installations sanitaires individuelles identifiées à l'intérieur du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec (source APEL, 2009).

### 3.2.2. Estimation de la concentration de phosphore total dans les lacs

La concentration de phosphore du lac à l'équilibre ( $P_{Lac}$ ;  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) a été évaluée à l'aide de l'équation suivante (Vollenweider, 1969; 1975) :

$$P_{Lac} = Lp \cdot (1 - R_p) / Q_s$$

où  $L_p$  est la charge en phosphore par unité de surface du lac ( $\text{mg m}^{-2} \text{an}^{-1}$ ) qui a été calculée selon la méthode décrite à la section 3.2.1.,  $Q_s$  est la charge en eau par unité de surface du lac ( $\text{m an}^{-1}$ ; source MDDEP, 2009c) et  $R_p$  est le coefficient de rétention du phosphore (sans dimension).

Tableau 3.4. Coefficients de rétention utilisés pour les calculs de concentration de phosphore, où Q est la charge hydraulique ( $m\ an^{-1}$ ) et  $\tau$  le temps de séjour ( $an^{-1}$ )

Formule	Source
$10/(10 + Q)$	(Vollenweider, 1975)
$0,426 \exp(-0,271 Q) + 0,574 \exp(-0,00949 Q)$	(Kirchner et Dillon, 1975)
$(0,25 + 0,18 \tau)/(1 + 0,18 \tau)$	(Prairie, 1989)
$1/(1 + 1/\tau 0,5)$	(Larsen et Mercier, 1976)

Il existe plusieurs modèles mathématiques pour estimer le coefficient de rétention du phosphore (revue dans Brett et Benjamin, 2008). Dans le cadre de notre étude, nous en avons utilisé quatre de manière à comparer leurs résultats et à utiliser celui qui présente le meilleur pouvoir de prédiction (Tableau 3.4).

Comme chaque lac n'est pas isolé et qu'il peut être relié à d'autres lacs par son réseau hydrographique, la rétention en phosphore des lacs en amont a été prise en considération à travers une table de chaînage. Cette table de chaînage décrit de manière explicite les relations de proximité entre les lacs et elle additionne la rétention du phosphore des lacs de même unité de drainage en fonction de leur relation amont-aval (Paterson et al., 2006).

### 3.2.3. Validation des résultats de modélisation

L'efficacité de prédiction des simulations a ensuite été vérifiée en effectuant une régression linéaire entre les concentrations de PT modélisées et les valeurs mesurées pour douze lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles. Le choix de la meilleure simulation est basé sur la pente, l'ordonnée à l'origine et le coefficient de détermination de la régression linéaire. Un modèle parfait donnerait une pente de 1, une ordonnée à l'origine de 0 et un coefficient de détermination ( $r^2$ ) de 1.

Les régressions ont été faites d'une part avec douze lacs du bassin versant et d'autre part avec un sous-échantillon de cinq lacs (Tableau 3.5). Des comparaisons spécifiques ont été

effectuées avec ces cinq lacs puisqu'on s'attend à une meilleure prédiction de la concentration de PT par modélisation pour ces lacs. En effet, nous disposons de plus d'information sur leur morphométrie (c.-à-d. la profondeur, le volume et le temps de résidence de l'eau). L'estimation de la rétention lacustre peut alors être faite avec un coefficient de rétention qui considère le temps de résidence de l'eau du lac, en l'occurrence celui de Larsen et Mercier (1976), et avec lequel nous nous attendions à avoir des résultats plus exacts (Brett et Benjamin, 2008).

Les concentrations de phosphore observées ont été tirées de la campagne d'échantillonnage réalisée par l'APEL et ses partenaires en 2007 et 2008 (APEL, 2009; Bourget, 2009a) ainsi que de la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) donnant des informations relatives à la physico-chimie des eaux de surface (MDDEP, 2009b). Les concentrations utilisées pour la validation sont les valeurs moyennes des données disponibles de PT épilimnétiques estivales pour la période de 2001 à 2008.

Tableau 3.5. Informations sur les lacs utilisés pour la validation du modèle explicite d'exportation de phosphore

Lac	Position GPS du centre du lac	Municipalité	Aire (ha)	PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	N
Saint-Charles <sup>a</sup>	46° 56' 33.81" N 71° 23' 18.14" O	Québec et Stoneham-et-Tewkesbury	360	10,1	59
Beauport	46° 57' 14.57" N 71° 16' 32.40" O	Lac-Beauport	85,4	6,8	12
Delage <sup>a</sup>	46° 57' 57.20" N 71° 24' 13.89" O	Ville de Lac-Delage	52	6,2	11
Durand <sup>a</sup>	47° 00' 00.00" N 71° 23' 47.47" O	Stoneham-et-Tewkesbury	32,0	20,1	11
Sud-Ouest	46° 56' 42.99" N 71° 25' 29.89" O	Québec et Saint-Gabriel-de-Valcartier	25,2	7,5	3
Trois-Petits-Lacs <sup>a</sup>	46° 56' 42.99" N 71° 25' 29.89" O	Stoneham-et-Tewkesbury	20,1	6,4	6
Morin	46° 59' 24.40" N 71° 18' 19.70" O	Lac-Beauport	16,6	10,9	3
Neigette	46° 57' 07.99" N 71° 18' 01.01" O	Lac-Beauport	12,1	4,4	4
Bleu	46° 59' 52.40" N 71° 18' 42.30" O	Lac-Beauport	11,1	7,6	3
Jaune	46° 56' 36.00" N 71° 19' 46.02" O	Québec	9,0	10,7	3
Clément <sup>a</sup>	46° 56' 34.08" N 71° 21' 12.43" O	Québec et Stoneham-et-Tewkesbury	8,5	10,3	8
Écho	46° 57' 42.84" N 71° 18' 25.95" O	Lac-Beauport	N.D.	6,4	4

Note. N.D. = Non déterminé.

<sup>a</sup> Lac dont le temps de résidence est connu.

### 3.3. Résultats

#### 3.3.1. Validation des modèles

Les comparaisons effectuées entre les valeurs observées et modélisées découlant des cinq simulations ont donné, dans tous les cas, un coefficient de détermination ( $r^2$ ) plus élevé ainsi qu'une erreur relative généralement plus faible avec le coefficient de rétention de Larsen et Mercier (1976; voir tableaux J1 et J2 de l'Annexe J). Nous avons donc utilisé ce coefficient de rétention pour les lacs dont nous connaissons le temps de résidence ( $n = 5$ ). Pour les autres lacs, nous avons utilisé le coefficient de Vollenweider (1975) parce qu'il ne nécessite pas de connaître le temps de résidence (Tableau 3.4).

Le Tableau 3.6 présente les résultats des régressions linéaires pour les cinq simulations. Ces résultats indiquent que les paramètres de modélisation suggérés par Dillon et al. (1994) ne s'appliquent pas à la région du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En effet, dans la simulation 4, il n'y a aucune relation entre les résultats mesurés et modélisés. La simulation 3 (Carignan et al., non publié) et la simulation 5 (Dillon et al., 1994 et MDDEP) donnent de meilleurs résultats, sans toutefois être satisfaisants.

Les simulations 1 et 2 ont, quant à elles, donné des résultats plus satisfaisants. Les graphiques des concentrations modélisées et observées sont présentés aux figures 3.5 et 3.6 respectivement. Pour la série de lacs considérés, il existe une corrélation significative entre les valeurs de TP mesurées et modélisées pour ces deux simulations ( $n = 12$ ;  $p < 0,001$  pour la simulation 1 et  $p = 0,001$  pour la simulation 2). La simulation 1 tend à surévaluer les concentrations de TP, alors que la simulation 2 tend à les sous-évaluer.

Malgré de bonnes corrélations entre les valeurs modélisées et mesurées, pour ces simulations, l'erreur relative est élevée lorsque nous considérons certains lacs individuellement. C'est le cas des lacs Bleu et Morin (par ex. erreurs relatives de 62 % et de 40 % pour la simulation 2). Nous ne disposons pas du temps de résidence pour ces deux lacs. L'erreur peut donc être associée aux calculs de rétention de phosphore. Pour ce qui est des lacs dont nous disposons du temps de résidence ( $n = 5$ ), l'erreur relative a toujours été inférieure à 31 % pour les simulations 1 et 2 (voir Annexe J, Tableau J.2).

Tableau 3.6. Résultat de l'exercice de validation, où y est le PT observé, x est le PT prédit par modélisation et  $r^2$  est le coefficient de détermination

Simulation	Coefficient d'exportation des sources diffuses	Coefficient d'exportation des installations sanitaires individuelles	Résultats N = 5	Résultats N = 12
Simulation 1	MDDEP	MDDEP	$y = 0,8x - 0,22$ $r^2 = 0,98$ ***	$y = 0,7x + 2,6$ $r^2 = 0,81$ ***
Simulation 2	Carignan et al.	MDDEP	$y = 1,3x - 1,3$ $r^2 = 0,78$	$y = 1,0x + 1,7$ $r^2 = 0,68$ **
Simulation 3	Carignan et al. (non publié)	Carignan et al. (non publié)	$y = 2,4x - 6,1$ $r^2 = 0,94$	$y = 1,5x - 0,4$ $r^2 = 0,60$ **
Simulation 4	Dillon et al. (1994)	Dillon et al. (1994)	$y = 0,3x + 4,0$ $r^2 = 0,66$	$y = 0,2x + 4,1$ $r^2 = 0,33$
Simulation 5	Dillon et al. (1994)	MDDEP	$y = 2,5x - 8,2$ $r^2 = 0,71$	$y = 1,5x - 0,3$ $r^2 = 0,60$ **

\*\*  $p < 0,01$ . \*\*\*  $p < 0,001$ .

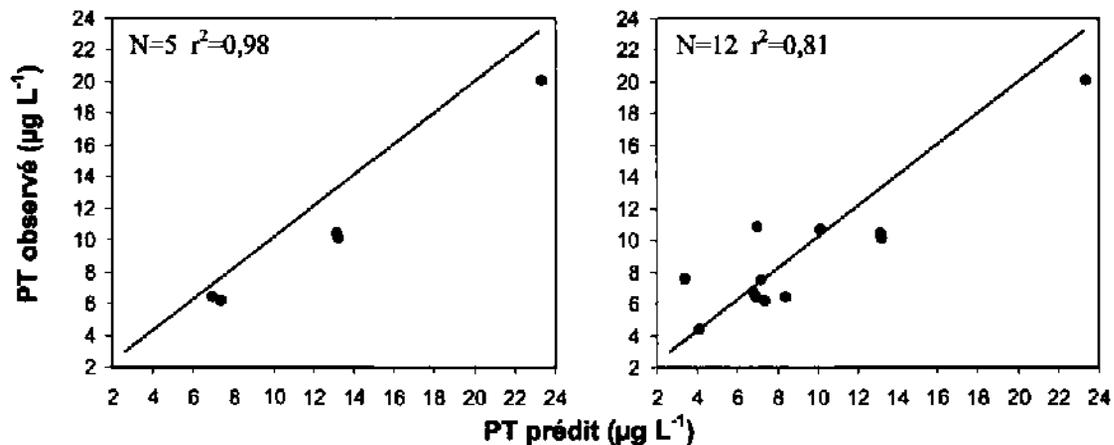


Figure 3.5. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec la simulation 1 pour les cinq lacs échantillonnés dont nous savons le temps de résidence (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). La ligne représente la relation 1:1.

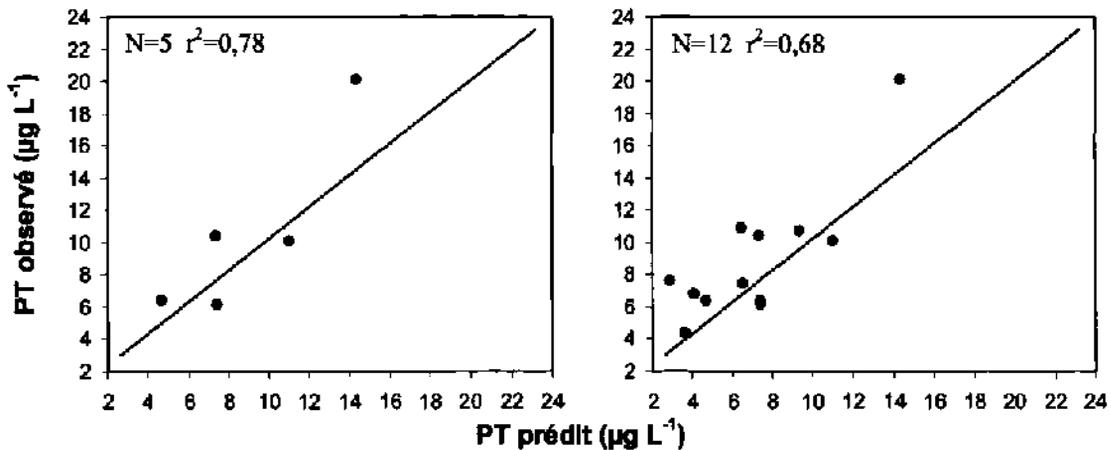


Figure 3.6. Concentrations de PT observées sur le terrain et prédites avec la simulation 2 pour les cinq lacs dont nous savions le temps de résidence (à gauche) et pour douze lacs du bassin versant (à droite). La ligne représente la relation 1:1.

### 3.3.2. Charge de phosphore au lac Saint-Charles selon le type de source

Comme les simulations 1 et 2 ont donné les meilleurs résultats, nous les avons retenues pour la modélisation des apports de phosphore du lac Saint-Charles. Les tableaux 3.7 et 3.8 présentent une compilation des charges de phosphore arrivant au lac Saint-Charles, classées par type de source selon un scénario naturel (Tableau 3.7) et selon un scénario actuel (Tableau 3.8). Les charges détaillées sont présentées à l'Annexe K.

Sous le scénario naturel, toutes les sources ponctuelles sont exclues et l'occupation du sol associée aux activités anthropiques est considérée comme étant de la forêt. La superficie des forêts est donc plus élevée sous un scénario naturel que sous un scénario actuel. C'est pourquoi la charge totale en phosphore provenant des milieux forestiers est plus élevée sous un scénario naturel.

Tableau 3.7. Charge de phosphore par type de source sous un scénario naturel

Source	Simulation 1		Simulation 2	
	Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)	Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)
Forêt	606,8	58,0	606,8	49,4
Milieus humides	410,9	39,3	592,3	48,3
Eau	26,3	2,5	26,3	2,1
Friche	2,1	0,2	2,1	0,2
Total	1046,0	100,00	1227,5	100

Sous le scénario actuel, la charge liée aux milieux ouverts et urbanisés est estimée à 37 % de la charge totale de phosphore pour la simulation 1 et à 14 % pour la simulation 2. Les sources ponctuelles représentent aussi un apport important de phosphore vers le lac. La charge des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury représente environ 10 % de la charge totale dans les deux simulations. Bien que les charges de PT provenant des stations d'épuration aient été estimées de manière prudente (voir chapitre 2), elles représentent une source importante de PT pour le lac Saint-Charles. Les apports provenant des installations sanitaires individuelles représentent quant à elles environ 7 % de la charge totale.

Les deux simulations indiquent un apport important des milieux humides (entre 23 % et 38 % de la charge actuelle de PT au lac Saint-Charles). On peut constater que les apports de phosphore par les milieux humides sont moins élevés en scénario naturel qu'en scénario actuel. Ceci est dû au fait qu'une classification différente a été utilisée pour chacun des scénarios. Ce qui a eu pour effet de changer les superficies attribuées à certains milieux humides et, par le fait même, leur apport en phosphore. Par exemple, les marais récents sous un scénario actuel ont été classés en forêt sous un scénario naturel. Il est à noter que le niveau du lac a été augmenté au début du 20<sup>ème</sup> siècle, créant de nouveaux milieux humides et augmentant leur superficie par rapport aux conditions naturelles. Cependant, l'importance de cette perturbation ne peut pas être quantifiée avec certitude.

Tableau 3.8. Charge de phosphore par type de source sous un scénario actuel

Source	Simulation 1		Simulation 2	
	Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)	Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)
Milieus ouverts et urbanisés	801,1	36,6	252,6	13,9
Forêt et friche	530,2	24,2	530,2	29,1
Milieus humides	500,8	22,9	682,2	37,4
Station d'épuration	191,3	8,7	191,3	10,5
Fosses septiques	140,1	6,4	140,1	7,7
Eau	26,3	1,2	26,3	1,4
Total	2189,9	100	1822,8	100

Les résultats indiquent une augmentation considérable de la charge en phosphore causée par les activités anthropiques dans le bassin versant du lac Saint-Charles (tableaux 3.7 et 3.8). La comparaison entre les conditions naturelles et anthropiques indique une augmentation de près de 110 % de la charge avec la simulation 1 et une augmentation de près de 50 % avec la simulation 2.

### 3.3.3. Modélisation des concentrations de phosphore dans les conditions actuelles et les conditions naturelles

Les tableaux 3.9 et 3.10 présentent les concentrations de phosphore modélisées pour le lac Saint-Charles à l'aide de la simulation 1 (Tableau 3.9) et de la simulation 2 (Tableau 3.10). Les concentrations estimées sont généralement proches des valeurs moyennes épilimnétiques mesurées sur l'ensemble (station C1 à C8) du lac Saint-Charles en 2007 et 2008 ( $10,1 \pm 2,7 \mu\text{g L}^{-1}$ ;  $n = 59$ ). Ceci augmente notre niveau de confiance par rapport aux résultats modélisés.

Les modèles indiquent que les activités anthropiques seraient responsables d'une augmentation des concentrations de phosphore dans le lac Saint-Charles de l'ordre de 48 % (simulation 2) à 109 % (simulation 1) par rapport aux conditions naturelles (tableaux 3.9 et 3.10).

Tableau 3.9. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 1 selon différents modèles de rétention de phosphore

	R <sub>p</sub> #1 Vollenweider, 1975	R <sub>p</sub> #2 Kirchen et Dillon, 1975	R <sub>p</sub> #3 Prairie, 1989	R <sub>p</sub> #4 Larsen et Mercier, 1976
PT actuel ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	12,9	9,6	12,2	13,2
PT naturel ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	6,2	4,6	5,8	6,3
Augmentation (%)	108	108	108	109

Tableau 3.10. Concentrations de phosphore du lac Saint-Charles obtenues par modélisation avec la simulation 2 selon différents modèles de rétention de phosphore

	R <sub>p</sub> #1 Vollenweider, 1975	R <sub>p</sub> #2 Kirchen et Dillon, 1975	R <sub>p</sub> #3 Prairie, 1989	R <sub>p</sub> #4 Larsen et Mercier, 1976
PT actuel ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	10,7	8,0	10,2	11,0
PT naturel ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	7,2	5,4	6,9	7,4
Augmentation (%)	48	49	48	49

## 3.4. Discussion

### 3.4.1. Validation des modèles

Les meilleurs résultats de rétention de phosphore ont été obtenus avec le coefficient de Larsen et Mercier (1976), un coefficient de rétention qui considère le temps de résidence (voir Annexe J). Ces résultats concordent avec une étude qui a réévalué statistiquement les données rapportées dans la littérature portant sur les bilans de masse de PT ( $n = 305$  lacs; Brett et Benjamin, 2008). Dans cette étude, les résultats indiquent que ce coefficient de rétention possède l'un des meilleurs pouvoirs prédictifs.

Les résultats de l'exercice de validation indiquent que les coefficients d'exportation suggérés par Dillon et al. (1994) (simulation 4) ne s'appliquent pas à la région du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. En effet, les simulations effectuées avec les coefficients d'exploration des sources diffuses et ponctuelles ne montrent aucune relation entre les résultats mesurés et modélisés ( $r^2 = 0,33$ ;  $p > 0,05$ ;  $n = 12$ ). Ces coefficients ont pourtant été développés dans l'est de l'Ontario, une région relativement semblable à la région à l'étude. Ces résultats mettent en évidence qu'il faut être prudent lorsqu'on utilise des coefficients d'exportation. Cet aspect ainsi que l'incertitude générale liée aux modèles explicites d'exportation de phosphore ont d'ailleurs été discutés dans d'autres études réalisées au Québec (Crago, 2004; Laniel, 2008; Carignan et al., non publié).

D'un autre côté, nous avons obtenu des corrélations significatives entre le phosphore modélisé et le phosphore mesuré pour la simulation 1 ( $r^2 = 0,81$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 12$ ) et la simulation 2 ( $r^2 = 0,68$ ;  $p = 0,001$ ;  $n = 12$ ). Ces deux simulations utilisaient un coefficient d'exportation pour les sources ponctuelles variant en fonction de facteurs spécifiques à chaque source, dont le type de sol. Ceci suggère que l'utilisation de modèles plus sophistiqués est préférable. Il serait donc pertinent de développer également des coefficients d'exportation de phosphore pour les sources diffuses qui ne varient pas uniquement avec l'utilisation du territoire, mais aussi en fonction de la topographie (D'Arcy et Carignan, 1997), de la géologie et du type de sol (Behrendt et Boekhold, 1993).

Malgré le faible nombre de lacs considérés pour l'exercice de validation, les résultats des simulations 1 et 2 ont été jugés satisfaisants pour être utilisés dans l'évaluation de la charge en phosphore du lac Saint-Charles.

### **3.4.2. La charge en phosphore du lac Saint-Charles**

Les résultats des simulations 1 et 2 indiquent des augmentations de 110 % et 50 % entre les concentrations de PT naturelles et actuelles. Ces résultats concordent avec nos observations faites lors de l'exercice de validation. Effectivement, la simulation 1 tendait à surévaluer les concentrations de TP, alors que la simulation 2 tendait à les sous-évaluer. La principale différence entre les deux simulations est sur le plan de la charge liée aux milieux ouverts et urbanisés (37 % et 14 % respectivement). Dans la première simulation, des coefficients

d'exportation adaptés à différentes activités anthropiques sont utilisés parce que certaines sont reconnues pour exporter plus de phosphore, par exemple l'agriculture ( $55 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) et les terrains de golf ( $100 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) (Novotny et Olem, 1993). Dans la deuxième simulation, un seul coefficient d'exportation est utilisé pour l'ensemble des milieux ouverts et urbanisés ( $11,3 \text{ kg km}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ). La simulation 2 peut donc être considérée comme plus prudente, car les sources de PT liées aux milieux ouverts sont probablement sous-évaluées dans cette simulation. Les deux simulations suggèrent tout de même qu'il existe une importante charge associée aux milieux ouverts et urbanisés.

La charge des stations d'épuration des eaux usées représente environ 10 % de la charge totale dans les deux simulations. Les apports de nutriments de ces stations devraient être mieux quantifiés, particulièrement en période de pluie puisque les résultats présentés dans le chapitre 2 de ce mémoire montrent une relation exponentielle entre le débit de la rivière des Hurons et les concentrations de phosphore.

L'exportation associée aux installations sanitaires individuelles varie beaucoup en fonction du type d'installation (par ex. fosse septique, puisard), de leur distance au réseau hydrographique ainsi que du type de sol sur lequel elles sont installées (Paterson et al., 2006). Par exemple, les sols d'origine glaciaire, de texture loameuse, épais et riches en fer comme les podzols ont une grande capacité de rétention du phosphore, alors que les dépôts sablonneux d'origine fluviale ou fluvioglaciaire ou les sols minces ne retiennent presque rien (Behrendt et Boekhold, 1993; Carroll et al., 2006). Ces connaissances pourraient être utilisées afin d'identifier de manière précise les zones à risque du bassin versant et ainsi construire des installations sanitaires adaptées aux réalités du milieu ce qui contribuerait à optimiser la rétention du phosphore dans les futurs développements.

Les deux simulations indiquent un apport important des milieux humides (entre 23 % et 38 % de la charge actuelle de PT au lac Saint-Charles). Les coefficients d'exportation que nous avons utilisés proviennent de travaux réalisés dans les Laurentides (Crago, 2004; Carignan et al., non publié). Toutefois, ils sont beaucoup plus élevés que ce qui est généralement utilisé pour les modèles explicites (Mitsch et Gosselink, 1993; Dillon et al., 1994). Ainsi, des incertitudes subsistent quant à l'exportation du phosphore provenant des milieux humides. Dans le bassin versant que nous avons étudié, les milieux humides ont été

cartographiés en différentes catégories (c.-à-d. les tourbières, les marécages, les marais anciens, les marais et les prairies humides). Cependant, la littérature ne fournit pas de coefficients d'exportation adaptés à ces différents milieux pour la région à l'étude. Il existe donc un besoin de recherche supplémentaire pour mieux caractériser l'exportation de phosphore spécifique à chaque catégorie de milieux humides.

### **3.4.3. La capacité de support**

La capacité de support d'un lac, en ce qui a trait aux nutriments, se définit comme la quantité d'éléments nutritifs qu'un lac peut recevoir sans engendrer d'impact négatif sur celui-ci (voir GRIL, 2009). Ce concept est fréquemment utilisé (Paterson et al., 2006). Cependant, il est difficile de définir une telle limite, car chaque lac a des caractéristiques uniques.

Selon les concentrations de PT modélisées, le lac Saint-Charles serait passé d'un stade oligotrophe ( $PT < 10 \mu\text{g L}^{-1}$ ) en condition naturelle, à un stade à la limite inférieure du mésotrophe ( $PT > 10 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Selon le critère de capacité de support suggéré par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) ainsi que par le MDDEP, l'augmentation de la concentration de phosphore ne devrait pas être supérieure à 50 % de la concentration naturelle, sans toutefois dépasser  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  si les concentrations naturelles sont inférieures à  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Selon ce critère, les résultats suggèrent que le lac Saint-Charles aurait atteint ou dépassé sa capacité de support en phosphore.

D'autres critères pourraient toutefois être considérés. Par exemple, certaines observations indiquent que le critère du CCME est trop permissif. Ainsi, certains auteurs suggèrent d'utiliser un critère de 10 % au lieu du critère de 50 % (voir Laniel, 2008; GRIL, 2009). Le MDDEP entend d'ailleurs revoir ses critères (Louis Roy, MDDEP, communication personnelle).

### **3.4.4. Limites et perspectives**

Les modèles explicites d'exportation de phosphore sont des outils qui doivent être développés et adaptés en fonction des caractéristiques régionales. Les limites de ces modèles et les lignes directrices pour encadrer leur utilisation restent à être déterminées par

le MDDEP. L'exercice de validation réalisé dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles a donné des résultats encourageants, mais il a aussi mis en évidence le besoin d'améliorer ces modèles pour permettre une utilisation à plus grande échelle. De manière générale, des investigations plus poussées doivent être effectuées afin de raffiner l'estimation des intrants et ainsi améliorer les simulations.

Dans le bassin versant du lac Saint-Charles, l'estimation des charges associées aux sources ponctuelles provenant des installations sanitaires individuelles pourrait être améliorée dans certains secteurs en acquérant des données relatives à leur localisation, leurs caractéristiques et le type de résidences auxquelles elles sont raccordées. Ces informations pourraient être acquises, entre autres, à partir du rôle d'évaluation municipale.

Quant aux sources diffuses, une meilleure estimation de leurs charges pourrait aussi être obtenue, d'une part, par une carte d'occupation des sols plus exacte et, d'autre part, par des coefficients d'exportation plus adaptés aux différentes sources. Dans un même ordre d'idées, une attention particulière devrait être portée sur les milieux humides, étant donné l'incertitude associée à leur coefficient d'exportation.

Il serait aussi recommandé d'effectuer un meilleur exercice de validation en incluant un plus grand nombre de lacs et en acquérant des informations plus précises sur leur morphométrie, leur hydrologie et leur concentration en phosphore (c.-à-d. un nombre de mesures de PT suffisamment élevé). Ultimement, en améliorant les connaissances, il serait possible d'obtenir des paramètres qui sont en mesure de décrire plus adéquatement les charges associées aux sources diffuses et ponctuelles.

Il est pertinent de continuer à développer ces modèles, car, lorsqu'ils sont combinés à des études sur le terrain, ils présentent un potentiel élevé comme outils d'aide à la prise de décision. Par exemple, ils peuvent permettre de cibler les activités problématiques dans le bassin versant ainsi qu'évaluer l'impact de développements futurs en faisant des simulations avec des scénarios prévisionnels. Ils permettraient ainsi une meilleure concertation entre différents partenaires dans un cadre de gestion intégrée du développement urbain. L'utilisation de ces modèles permettrait éventuellement d'établir des objectifs de charge en phosphore pour les lacs, tout en proposant des scénarios de solutions.

## 4. Conclusion générale

Les concentrations élevées de chl *a* mesurées au lac Saint-Charles en 2007 et 2008 sont caractéristiques d'un lac méso-eutrophe et elles indiquent la présence d'une forte biomasse de phytoplancton. Le déficit en oxygène dans les zones les plus profondes du lac ainsi que la prolifération de cyanobactéries formant des fleurs d'eau renforcent aussi la conclusion que le lac Saint-Charles est à un stade mésotrophe avancé.

La présence d'une forte biomasse phytoplanctonique s'avère problématique lorsque la communauté de phytoplancton est dominée par des cyanobactéries à potentiel toxique, comme ce fut le cas en 2007. La différence entre 2007 et 2008 sur le plan de la communauté de phytoplancton a concorde avec des différences interannuelles de certaines variables limnologiques, dont la température de l'eau. Les températures élevées pourraient avoir favorisé la prolifération des cyanobactéries en 2007.

L'abondance et la composition de la communauté phytoplanctonique nous indiquent que les apports en nutriments vers le lac sont importants. Pour améliorer la qualité de l'eau et éviter que les fleurs d'eau de cyanobactéries ne deviennent un problème récurrent, il importe donc de cibler les sources de l'élément nutritif qui limite la croissance du phytoplancton, en l'occurrence le phosphore, et de réduire ces apports vers le lac.

Cette étude a permis d'évaluer les charges de phosphore provenant des principaux affluents du lac Saint-Charles ainsi que des stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Le bassin versant de la rivière des Hurons est la principale source de phosphore vers le lac Saint-Charles. Nos résultats indiquent qu'il existe une forte relation entre la concentration de phosphore et le débit dans la rivière des Hurons, ce qui implique que les périodes de crue auraient un impact majeur sur les charges en phosphore du lac. Nos résultats suggèrent aussi que les stations d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury ont un impact notable sur les charges en PT des deux principaux affluents du lac Saint-Charles. Elles apportent un supplément de charge de 200 % et de 10 % à leur affluent respectif, ce qui peut mener à des répercussions négatives sur le lac lui-même.

Les deux simulations retenues pour modéliser les apports de phosphore ont indiqué que les activités anthropiques dans le bassin versant du lac Saint-Charles étaient responsables d'une augmentation de la charge en phosphore de l'ordre de 50 % et de 110 %. Les principales sources anthropiques de phosphore proviennent du secteur résidentiel et touristique (par ex. les milieux ouverts, les installations sanitaires et les stations d'épuration).

Notre étude a mis en évidence une certaine uniformité des variables limnologiques dans l'épilimnion de la zone pélagique du lac Saint-Charles. Toutefois, nous avons observé de fortes accumulations de cyanobactéries près des rives ( $\text{chl } a \text{ max} = 300 \mu\text{g L}^{-1}$ ), ce qui met en évidence l'importance des processus d'accumulation horizontale des cyanobactéries. De plus, nous avons observé des zones où les concentrations moyennes de nutriments étaient plus élevées, soit dans le secteur nord du lac ainsi que dans l'hypolimnion. Dans ces zones, la croissance algale pourrait être plus importante. Il serait donc intéressant, dans des études ultérieures, de faire des analyses du taux de croissance et de la condition physiologique des cellules de phytoplancton pour identifier si les zones de fortes concentrations en nutriments sont des zones d'inoculum potentiels pour le phytoplancton et les cyanobactéries.

Le recrutement des cyanobactéries est aussi une avenue à suivre au lac Saint-Charles. Plusieurs espèces de cyanobactéries peuvent survivre à la surface des sédiments pendant l'hiver en formant des cellules en stade de dormance lorsque les conditions environnementales deviennent défavorables (Latour et al., 2007). L'ensemble des cellules accumulées à la surface des sédiments représente alors un potentiel d'inoculum important lorsque les conditions redeviennent favorables. Certaines études suggèrent que ce mécanisme représente un inoculum important pour les populations pélagiques (Head et al., 1999; Verspagen et al., 2005), particulièrement dans les zones peu profondes (Brunberg et Blomqvist, 2003).

Un suivi des changements à court terme des conditions limnologiques serait aussi une avenue à suivre pour identifier les facteurs associés aux fleurs d'eau de cyanobactéries. Les changements à court terme des variables limnologiques peuvent avoir une grande influence sur la communauté de phytoplancton (Bouchard Valentine, 2004). Au lac Saint-Charles, les variations saisonnières des conditions limnologiques sont grandement influencées par le

débit des rivières. Le lac Saint-Charles a effectivement une charge hydraulique élevée par rapport à son volume. Les périodes de crue ont donc tendance à accélérer le renouvellement de l'eau du lac. Ces périodes sont aussi associées à une charge considérable en phosphore, ce qui résulte en un apport élevé de cet élément sur une courte période de temps. Certaines espèces de cyanobactéries ont la capacité d'emmagasiner le phosphore. Alors, malgré les concentrations de phosphore généralement faibles, les cyanobactéries pourraient profiter de ces apports ponctuels pour croître pendant un certain temps. Pour mieux comprendre l'influence de ces événements ainsi que d'autres mécanismes pouvant favoriser les cyanobactéries, comme une alternance de stabilité et de brassage de la colonne d'eau (Reynolds et Walsby, 1975), il serait nécessaire d'effectuer des analyses à une fréquence d'échantillonnage plus élevée que ce que nous avons fait.

Le lac Saint-Charles a subi un certain nombre de pressions anthropiques depuis la colonisation de la région. Il a été touché successivement par la construction d'un barrage à son effluent et par l'augmentation de l'urbanisation de son bassin versant. L'urbanisation et l'augmentation de la population dans le bassin versant ont mené à la destruction des bandes riveraines, à l'augmentation de l'imperméabilisation des sols et à l'obligation d'implanter des systèmes d'épuration des eaux usées. Des mesures pouvant réduire les apports de phosphore au lac et réduire l'impact de l'activité humaine dans le bassin versant devraient être entreprises (voir Annexe L), puisque notre étude indique que le lac est à un stade critique d'eutrophisation où l'apparition de cyanobactéries potentiellement nocives est une problématique qui est susceptible de se reproduire.

## Bibliographie

- Agusti, S. and Duarte, C.M. (1999) Phytoplankton chlorophyll a distribution and water column stability in the central Atlantic Ocean. *Oceanologica Acta* 22: 193-203.
- Alain, J. (1981) *Projet assainissement: Diagnose du lac Saint-Charles*. Québec: Direction générale des inventaires et de la recherche, Ministère de l'Environnement du Québec.
- APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. Québec: Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord.
- Aner, M.T., Kieser, M.S. and Canale, R.P. (1986) Identification of critical nutrient levels through field verification of models for phosphorus and phytoplankton growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 379-388.
- Backer, L.C., McNeel, S.V., Barber, T., Kirkpatrick, B., Williams, C., Irvin, M., Zhou, Y., Johnson, T.B., Nierenberg, K., Auel, M., LePrel, R., Chapman, A., Foss, A., Corum, S., Hill, V.R., Kieszak, S.M. and Cheng, Y.-S. (2010) Recreational exposure to Microcystins during algal blooms in two California lakes. *Toxicon* 55: 909-921.
- Baldwin, D.S. and Williams, J. (2007) Differential release of nitrogen and phosphorus from anoxic sediments. *Chemistry and Ecology* 23: 243-249.
- Barbeau, B., Carrier, A., Prévost, M., Zamyadi, A. and Chevalier, P. (2008) *Changements climatiques : Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de traitement de l'eau potable aux cyanobactéries toxiques*. Montréal: Chaire Industrielle en Eau Potable, École Polytechnique de Montréal.
- Behrendt, H. and Boekhold, A. (1993) Phosphorus saturation in soils and groundwaters. *Land Degradation and Development* 4: 233.
- Belzile, L. (1987) *Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec*: Schooner et Associés Inc.
- Blais, S. (2002) La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosolutions* 13: 103-110.
- Blomqvist, P., Pettersson, A. and Hyenstrand, P. (1994) Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie* 132: 141-164.

- Boissonneault, Y., Laurion, I. and Vincent, W.F. (2007) *Les fleurs d'eau de cyanobactéries, analyse des données du MDDEP sur sept lacs québécois*. Québec: INRS, rapport no 918.
- Boisvert, A. (2009) Suivi des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. In *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. APEL (ed). Québec.
- Bouchard Valentine, M. (2004) *Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin: Dynamique à court terme et stratification*. M.Sc. thesis. Faculté des sciences et de génie, Université Laval: Québec.
- Bourget, S. (2009a) Diagnose du lac Saint-Charles. In *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. APEL (ed). Québec.
- Bourget, S. (2009b) Modélisation des apports de phosphore au lac Saint-Charles. In *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. APEL (ed). Québec.
- Bowes, M.J., Smith, J.T., Jarvie, H.P. and Neal, C. (2008) Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395: 125-138.
- Brett, M.T. and Benjamin, M.M. (2008) A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology* 53: 194-211.
- Brunberg, A.K. and Blomqvist, P. (2003) Recruitment of *Microcystis* (*Cyanophyceae*) from lake sediments: The importance of littoral inocula. *Journal of Phycology* 39: 58-63.
- Caplanne, S. and Laurion, I. (2008) Effect of chromophoric dissolved organic matter on epilimnetic stratification in lakes. *Aquatic Sciences* 70: 123-133.
- Carignan, R., D'Arcy, P. and Lamontagne, S. (2000) Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 105-117.
- Carignan, R., Perceval, Y., Prairie, Y.T. and Parkes, A. (non publié) *Développement d'un outil de prévention de l'eutrophisation des lacs des Laurentides et de l'Estrie: Rapport présenté au Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs dans le cadre du programme PARDE du Ministère de l'Environnement du Québec*.
- Carlson, R.E. (1977) Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.

- Carmichael, W. (2008) A world overview. One-hundred-twenty-seven years of research on toxic cyanobacteria. Where do we go from here? In *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Hudnell, H.K. (ed). Triangle Park: United States Environmental Protection, pp. 105-125.
- Carpenter, S.R., Bolgrien, D., Lathrop, R.C., Stow, C.A., Reed, T. and Wilson, M.A. (1998a) Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. *Australian Journal of Ecology* 23: 68-79.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. and Smith, V.H. (1998b) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Carroll, S., Goonetilleke, A., Thomas, E., Hargreaves, M., Frost, R. and Dawes, L. (2006) Integrated risk framework for onsite wastewater treatment systems. *Environmental Management* 38: 286-303.
- CEAEQ (2007) *Certificat d'analyse - Dépistage des cyanobactéries - Lac Saint-Charles 17 août et 5 septembre 2007*. Québec: Centre d'expertise et d'analyse environnementale, gouvernement du Québec.
- CEHQ (2009) Centre d'expertise hydrique du Québec, gouvernement du Québec. In. Québec.
- Chapra, S.C. and Dobson, H.F.H. (1981) Quantification of the lake trophic typologies of Naumann (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes, Canada, USA. *Journal of Great Lakes Research* 7: 182-193.
- Chorus, I. and Bartram, J. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: Spon Press.
- Codd, G.A., Bell, S.G., Kaya, K., Ward, C.J., Beattie, K.A. and Metcalf, J.S. (1999) Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology* 34: 405-415.
- Codd, G.A., Lindsay, J., Young, F.M., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. (2005) Harmful cyanobacteria: From mass mortalities to management measures. In *Harmful Cyanobacteria*. Berlin: Springer-Verlag Berlin, pp. 1-23.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. and Likens, G.E. (2009) Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science* 323: 1014-1015.
- Conseil du bassin de la rivière Saint-Charles (2007) Portrait du bassin de la rivière Saint-Charles. Available on-line at: [http://www.rivierestcharles.org/pdf/portrait\\_2007.pdf](http://www.rivierestcharles.org/pdf/portrait_2007.pdf).

- Cornett, R.J. (1989) Predicting changes in hypolimnetic oxygen concentrations with phosphorus retention, temperature, and morphometry. *Limnology and Oceanography* 34: 1359.
- Crago, C. (2004) *Coefficients d'exportation de phosphore, carbone organique dissous et matières en suspension associés à la forêt, aux résidences et aux milieux humides dans les Laurentides*. M.Sc. thesis. Département de sciences biologiques, Université de Montréal: Montréal.
- D'Arcy, P. and Carignan, R. (1997) Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Quebec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2215-2227.
- de Montigny, C. and Prairie, Y.T. (1993) The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. *Hydrobiologia* 253: 141.
- Deng, D.G., Xie, P., Zhou, Q., Yang, H. and Guo, L.G. (2007) Studies on temporal and spatial variations of phytoplankton in Lake Chaohu. *Journal of Integrative Plant Biology* 49: 409-418.
- Deslongchamps, M. (2009) Introduction et présentation du territoire. In *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. APEL (ed). Québec.
- Dillon, P.J. and Rigler, F.H. (1975) Simple method for predicting capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 1519-1531.
- Dillon, P.J., Evans, R.D. and Molot, L.A. (1990) Retention and resuspension of phosphorus, nitrogen, and iron in a central Ontario lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1269-1274.
- Dillon, P.J., Scheider, W.A., Reid, R.A. and Jeffries, D.S. (1994) Lakeshore capacity study: Part I-Test of effects of shoreline development on the trophic status of lakes. *Lake and Reservoir Management* 8: 121-129.
- Dillon, P.J. and Molot, L.A. (1996) Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. *Water Research* 30: 2273-2280.
- Dobson, H. (1981) Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. *Water Quality Bulletin* 6: 146-151.
- Dobson, H.F.H., Gilbertson, M. and Sly, P.G. (1974) A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lakes Erie, Ontario, Huron, and Superior. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31: 731-738.

- Dodds, W.K. (2002) Biodiversity of Freshwaters. In *Freshwater Ecology*. San Diego: Academic Press, pp. 183-202.
- Dokulil, M.T. and Teubner, K. (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- Donohue, I., Styles, D., Coxon, C. and Irvine, K. (2005) Importance of spatial and temporal patterns for assessment of risk of diffuse nutrient emissions to surface waters. *Journal of Hydrology* 304: 183-192.
- Downing, J.A., Watson, S.B. and McCauley, E. (2001) Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.
- Duarte, C.M. and Kalff, J. (1989) The influence of catchment geology and lake depth on phytoplankton biomass. *Archiv für Hydrobiologie* 115: 27-40.
- Elser, J.J., Marzolf, E.R. and Goldman, C.R. (1990) Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the fresh-waters of North-America: A review and critique of experimental enrichments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1468-1477.
- Environnement Canada (2010) Aéroport int. Lesage de Québec. Conditions des dernières 24 heures. Environnement canada. Available on-line at: [http://www.weatheroffice.gc.ca/forecast/24\\_hour\\_conditions\\_f.html?yqb&unit=m](http://www.weatheroffice.gc.ca/forecast/24_hour_conditions_f.html?yqb&unit=m).
- Forsberg, C. and Ryding, S.O. (1980) Eutrophication parameters and trophic state indexes in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 89: 189-207.
- Gaborit, E. (2008) *Modélisation hydrologique du bassin-versant de la rivière Saint-Charles*. M.Sc. thesis. Département de Génie Civil, Université Laval: Québec.
- Gaborit, E., Pelletier, G., Vanrolleghem, P.A. and Anctil, F. (2010) Simulation of the flow of the Saint-Charles River, primary source of drinking water in Quebec city. *Canadian Journal of Civil Engineering* 37: 311-321.
- Gachter, R. and Muller, B. (2003) Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* 48: 929-933.
- Galvez-Cloutier, R. and Sanchez, M. (2007) Trophic status evaluation for 154 lakes in Québec, Canada: Monitoring and recommendations. *The Water Quality Research Journal of Canada* 42: 252-268.
- Genivar (2007) Carte bathymétrique du lac Saint-Charles préparée par le Groupe conseil Genivar pour la Ville de Québec.

- Gérardin, V. and Lachance, Y. (1997) *Vers une gestion intégrée des bassins versants. Atlas du cadre écologique de référence du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada.* : Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, ministère de l'Environnement du Canada.
- Gleick, P.H. and Palaniappan, M. (2010) Peak water limits to freshwater withdrawal and use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 11155-11162.
- GRIL (2009) Calcul de la capacité de support en phosphore des lacs : où en sommes-nous? Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique. Available on-line at:  
[https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/gscw031?owa\\_no\\_site=1272](https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/gscw031?owa_no_site=1272).
- Guo, L. (2007) Doing battle with the green monster of Taihu Lake. *Science* 317: 1166-1166.
- Guy, M., Taylor, W.D. and Carter, J.C.H. (1994) Decline in total phosphorus in the surface waters of lakes during summer stratification, and its relationship to size distribution of particles and sedimentation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1330-1337.
- Head, R.M., Jones, R.I. and Bailey-Watts, A.E. (1999) An assessment of the influence of recruitment from the sediment on the development of planktonic populations of cyanobacteria in a temperate mesotrophic lake. *Freshwater Biology* 41: 759-769.
- Hogan, D.M. and Walbridge, M.R. (2007) Best management practices for nutrient and sediment retention in urban stormwater runoff. *Journal of Environmental Quality* 36: 386-395.
- Hutchinson, G.E. (1957) *A treatise on limnology, Vol 1, Part 2 - Chemistry of lakes*. New York: Wiley.
- Ibelings, B.W., Mur, L.R. and Walsby, A.E. (1991) Diurnal changes in buoyancy and vertical distribution in populations of *Microcystis* in two shallow lakes. *Journal of Plankton Research* 13: 419-436.
- Imai, H., Chang, K.H., Kusaba, M. and Nakano, S. (2009) Temperature-dependent dominance of *Microcystis* (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii*. *Journal of Plankton Research* 31: 171-178.
- Ishikawa, K., Kumagai, M., Vincent, W.F., Tsujimura, S. and Nakahara, H. (2002) Transport and accumulation of bloom-forming cyanobacteria in a large, mid-latitude lake: The gyre-*Microcystis* hypothesis. *Limnology* 3: 87-96.

- Jacoby, J.M., Collier, D.C., Welch, E.B., Hardy, F.J. and Crayton, M. (2000) Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 231-240.
- Jacquet, S., Briand, J.F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., Vincon-Leite, B., Paolini, G., Druart, J.C., Anneville, O. and Humbert, J.F. (2005) The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4: 651-672.
- Jeffrey, S.W. and Welschmeyer, N.A. (1997) Spectrophotometric and fluorometric equation in common use in oceanography. In *Phytoplankton pigments in oceanography: Guidelines to modern methods*. Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C. and Wright, S.W. (eds). Paris: UNESCO, pp. 597-615.
- Johnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. and Stroom, J.M. (2008) Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14: 495-512.
- Jones, J.R. and Knowlton, M.F. (1993) Limnology of Missouri reservoirs: An analysis of regional patterns. *Lake and Reservoir Management* 8: 17-30.
- Kalff, J. (2002) *Limnology: Inland Water Ecosystems*. New Jersey: Prentice Hall.
- Kirchner, W.B. and Dillon, P.J. (1975) Empirical method of estimating retention of phosphorus in lakes. *Water Resources Research* 11: 182-183.
- Köster, D. and Pienitz, R. (2006) Late-Holocene environmental history of two New England ponds: natural dynamics versus human impacts. *Holocene* 16: 519-532.
- Kratzer, C.R. and Brezonik, P.L. (1981) A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin* 17: 713-715.
- Laniel, M. (2008) *Intégration du concept de capacité de support d'un plan d'eau aux apports en phosphore à l'aménagement du territoire au Québec: Réalité ou utopie?* M.Sc. thesis. Faculté de l'Aménagement, Université du Montréal: Montréal.
- Larsen, D.P. and Mercier, H.T. (1976) Phosphorus retention capacity of lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33: 1742-1750.
- Latour, D., Salençon, M.J., Reyss, J.L. and Giraudet, H. (2007) Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) blooms in Grangent reservoir (Loire, France). *Journal of Phycology* 43: 417-425.

- Laurion, I., Rousseau, A.N., Chokmani, K., Drogui, P., Bourget, S., Warren, A. and Drevnick, P. (2009) *Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries*. INRS - Centre Eau Terre Environnement, Université du Québec: Québec.
- Lavoie, I., Laurion, I., Warren, A. and Vincent, W.F. (2007) *Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature*. Québec: INRS, rapport no 916.
- LeBlanc, S., Pick, F.R. and Hamilton, P.B. (2008) Fall cyanobacterial blooms in oligotrophic-to-mesotrophic temperate lakes and the role of climate change. *International Association of Theoretical and Applied Limnology* 30: 90-94.
- Légaré, S. (1998a) *Étude limnologique du lac Saint-Charles*. Québec: Université Laval.
- Légaré, S. (1998b) *Dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière de la rivière Saint-Charles*. M.Sc. thesis. Faculté des sciences et de génie, Université Laval: Québec.
- Legendre, P. and Legendre, L. (1998) Canonical analysis. In *Numerical Ecology (2nd ed.)*. Legendre, P. and Legendre, L. (eds). Amsterdam: Elsevier, pp. 387-480.
- Litynski, J. (1988) *Climats du Québec d'après la classification numérique*. Carte de format 100 x 130 cm. Édition Gamma.
- MAMROT (2009) *Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux*. Ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire. Available on-line at: [http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/infr\\_suivi\\_ouv\\_ass\\_eaux.asp](http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/infr_suivi_ouv_ass_eaux.asp)
- McQueen, D.J. and Lean, D.R.S. (1987) Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green-algae in Lake St-George, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 598-604.
- MDDEP (2007) *Méthodes du Réseau de surveillance volontaire des lacs de villégiature*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Available on-line at: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/tsv-lacs/methodes.htm>.
- MDDEP (2009a) *Réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Available on-line at: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm#exigences>
- MDDEP (2009b) *Banque de données sur la qualité du milieu aquatique*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

MDDEP (2009c) Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs.

MDDEP (2010) Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, station 05090016. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G. (1993) *Wetlands (2nd ed.)*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Moreno-Ostos, E., Cruz-Pizarro, L., Basanta, A. and Glen George, D. (2008) The spatial distribution of different phytoplankton functional groups in a Mediterranean reservoir. *Aquatic Ecology* 42: 115.

Mortimer, C.H. (1941) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 29: 280.

MRNF (2006) *Diagnose écologique du lac Saint-Charles*. Québec: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

Natural Resources Canada (2009) The Atlas of Canada - Lakes. Available on-line at: <http://atlas.nrcan.gc.ca/auth/english/learningresources/facts/lakes.html>.

Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. and Williams, J.R. (2005) Soil and water assessment tool theoretical documentation. Blackland research center, Texas agricultural experiment station. Available on-line at: <http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swat2005/SWAT%202005%20theory%20final.pdf>.

Novotny, V. and Olem, H. (1993) *Water quality: Prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Nurnberg, G.K. (2007) Low-nitrate-days (LND), a potential indicator of cyanobacteria blooms in a eutrophic hardwater reservoir. *Water Quality Research Journal of Canada* 42: 269-283.

Nürnberg, G.K. (1996) Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management* 12: 432 - 447.

Nusch, E.A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* 14: 14-36.

Oki, T. and Kanae, S. (2006) Global hydrological cycles and world water resources. *Science* 313: 1068-1072.

- Oliver, R.L. and Ganf, G.G. (2000) Freshwater blooms. In *The Ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space*. Whitton, B.A. and Potts, M. (eds). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 149-194.
- Ouranos (2010) *Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois*. Montréal.
- Paerl, H.W. (2008) Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In *Cyanobacterial Harmful Algal. State of the Science and Research Needs*. Hudnell, H.K. (ed). Triangle Park: United States Environmental Protection, pp. 217-237.
- Paerl, H.W. and Huisman, J. (2009) Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1: 27-37.
- Paterson, A.M., Dillon, P.J., Hutchinson, N.J., Futter, M.N., Clark, B.J., Mills, R.B., Reid, R.A. and Scheider, W.A. (2006) A review of the components, coefficients and technical assumptions of Ontario's lakeshore capacity model. *Lake and Reservoir Management* 22: 7-18.
- Perrin, C. (2000) *Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative*. Ph.D. thesis. Institut National Polytechnique de Grenoble: Grenoble.
- Perry, S.A., Perry, W.B. and Simmons, G.M. (1990) Bacterioplankton and phytoplankton populations in a rapidly-flushed eutrophic reservoir. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 75: 27-44.
- Pick, F.R. and Lean, D.R.S. (1987) The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 425-434.
- Pienitz, R., Roberge, K. and Vincent, W.F. (2006) Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. *Canadian Journal of Botany* 84: 303-320.
- Porcella, D.B., Peterson, S.A. and Larsen, D.P. (1980) Index to evaluate lake restoration. *Journal of the Environmental Engineering Division-ASCE* 106: 1151-1169.
- Postel, S.L., Daily, G.C. and Ehrlich, P.R. (1996) Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271: 785-788.
- Prairie, Y.T. (1989) Statistical models for the estimation of net phosphorus sedimentation in lakes. *Aquatic Sciences* 51: 192-210.
- Prairie, Y.T., Duarte, C.M. and Kalff, J. (1989) Unifying nutrient chlorophyll relationships in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 1176-1182.

- Pridmore, R.D. and McBride, G.B. (1984) Prediction of chlorophyll-a concentrations in impoundments of short hydraulic retention time. *Journal of Environmental Management* 19: 343-350.
- Rae, R., Howard-Williams, C., Hawes, I., Schwarz, A.-M. and Vincent, W.F. (2001) Penetration of solar ultraviolet radiation into New Zealand lakes: Influence of dissolved organic carbon and catchment vegetation. *Limnology* 2: 79-89.
- Raikow, D.F., Sarnelle, O., Wilson, A.E. and Hamilton, S.K. (2004) Dominance of the noxious cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. *Limnology and Oceanography* 49: 482-487.
- Reckhow, K.H. and Simpson, J.T. (1980) A procedure using modeling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land-use information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1439-1448.
- Reckhow, K.H. and Chapra, S.C. (1983) *Engineering approaches for lake management; Volume 1: Data analysis and empirical modeling*. Boston: Butterworth Publishers.
- Reynolds, C.S. and Walsby, A.E. (1975) Water Blooms. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 50: 437-481.
- Reynolds, C.S., Oliver, R.L. and Walsby, A.E. (1987) Cyanobacterial dominance: The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 379-390.
- Reynolds, C.S. (1990) Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. *Freshwater Biology* 23: 25-53.
- Robert, C., Tremblay, H. and Deblois, C. (2004) *Cyanobactéries et cyanotoxines au Québec: suivi à six stations de production d'eau potable (2001-2003)*. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Roche (2010) *État de la situation du bassin versant de la prise de la rivière St-Charles*. Québec: Communauté métropolitaine de Québec.
- Roy, L. (2010) État de situation du phosphore dans nos lacs. In *Forum science environnement. Le phosphore dans les sols, les rivières et les lacs: état des connaissances scientifiques et perspectives d'avenir pour sa gestion*. Québec.
- Sartory, D.P. and Grobbelaar, J.U. (1984) Extraction of chlorophyll-a from fresh-water phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Schindler, D.W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.

- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. and Kasian, S.E.M. (2008) Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11254-11258.
- Seitzinger, S.P., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., Van Drecht, G., Dumont, E., Fekete, B.M., Garnier, J. and Harrison, J.A. (2010) Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24.
- Serra, T., Vidal, J., Casamitjana, X., Soler, M. and Colomer, J. (2007) The role of surface vertical mixing in phytoplankton distribution in a stratified reservoir. *Limnology and Oceanography* 52: 620-634.
- Shapiro, J. (1990) Current beliefs regarding dominance by blue-Greens: The case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. In *International Association of Theoretical and Applied Limnology - Proceedings, Vol 24, Pt 1*. Stuttgart: E Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, pp. 38-54.
- Shapiro, J. (1997) The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* 37: 307-323.
- Skaugen, T.E. and Tveito, O.E. (2004) Growing-season and degree-day scenario in Norway for 2021-2050. *Climate Research* 26: 221-232.
- Smith, V.H. (1982) The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnology and Oceanography* 27: 1101-1112.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Spencer, C.N. and King, D.L. (1987) Regulation of blue-green-algal buoyancy and bloom formation by light, inorganic nitrogen, CO<sub>2</sub>, and trophic level interactions. *Hydrobiologia* 144: 183-191.
- Stainton, M.P., Capel, M.J. and Armstrong, F.A. (1977) The chemical analysis of freshwater (2nd ed.). *Canada Fisheries and Marine Service Miscellaneous Special Publication* 25.
- Suttle, C.A. (2000) Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria. In *The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space*. Whitton, B.A. and Potts, M. (eds). Boston: Kluwer Academic Publishers, pp. 563-589.

- Tilman, D., Kiesling, R., Sterner, R., Kilham, S.S. and Johnson, F.A. (1986) Green, bluegreen and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 473-485.
- Tremblay, R., Légaré, S., Pienitz, R., Vincent, W.F. and Hall, R.I. (2001) Paleolimnological analysis of changes in the trophic status of Lake Saint-Charles, a drinking water reservoir for the Québec urban community. *Revue des Sciences de l'eau* 14: 489-510.
- Uhlmann, D. (1982) Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 67: 821-835.
- Vallentyne, J.R. (1973) Algal bowl: Faustian view of eutrophication. *Federation Proceedings* 32: 1754-1757.
- Verspagen, J.M.H., Snelder, E., Visser, P.M., Johnk, K.D., Ibelings, B.W., Mur, L.R. and Huisman, J. (2005) Benthic-pelagic coupling in the population dynamics of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Freshwater Biology* 50: 854-867.
- Viens, D. and Lewis, F. (2004) *Rapport final d'inventaire des zones d'érosion sur la rivière des Hurons*. Québec: Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles.
- Vincent, W.F., Gibbs, M.M. and Spigel, R.H. (1991) Eutrophication processes regulated by a plunging river inflow. *Hydrobiologia* 226: 51-63.
- Vincent, W.F. (2009) Cyanobacteria. In *Encyclopedia of Inland Water (Vol.3)*. Likens, G.E. (ed). Oxford: Elsevier, pp. 226-232.
- Vollenweider, R.A. (1968) *Water management research*: OECD, Paris.
- Vollenweider, R.A. (1969) Moglichkeiten und grenzen elementar modelle de stoffbilanz von seen. *Archiv für Hydrobiologie* 66: 1-36.
- Vollenweider, R.A. (1975) Input output models with special reference to the phosphorus loading concept in Limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 37: 53-84.
- von Westernhagen, N., Hamilton, D.P. and Pilditch, C.A. (2010) Temporal and spatial variations in phytoplankton productivity in surface waters of a warm-temperate, monomictic lake in New Zealand. *Hydrobiologia* 652: 57-70.
- Wagner, C. and Adrian, R. (2009) Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54: 2460-2468.
- Walker, W.W. (1979) Use of hypolimnetic oxygen depletion rate as a trophic state index for lakes. *Water Resources Research* 15: 1463-1470.

- Walsby, A.E. (1975) Gas vesicles. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 26: 427-439.
- Walsby, A.E., Hayes, P.K., Boje, R. and Stal, L.J. (1997) The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytologist* 136: 407-417.
- Warren, A. (2009) Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie in vivo - Étude de cas: le lac Saint-Charles In *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. APEL (ed). Québec.
- Warren, A. (2011) *Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie in vivo*. M.Sc. thesis. INRS - Centre Eau Terre Environnement, Université du Québec: Québec.
- Watson, S.B., McCauley, E. and Downing, J.A. (1997) Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography* 42: 487-495.
- Wetzel, R.G. and Hough, R.A. (1973) Productivity and role of aquatic macrophytes in lakes an assessment. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 20: 9-19.
- Wetzel, R.G. (1975) *Limnology*. Toronto: W.B. Saunders Compagny.
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E. (1990) *Limnological Analyses*. New York: Springer-Verlag.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems (3rd ed.)*. London: Academic Press.
- Xu, H., Paerl, H.W., Qin, B.Q., Zhu, G.W. and Gao, G. (2010) Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography* 55: 420-432.

## Annexe A - Évaluation trophique de certains lacs du Québec suivis par MDDEP

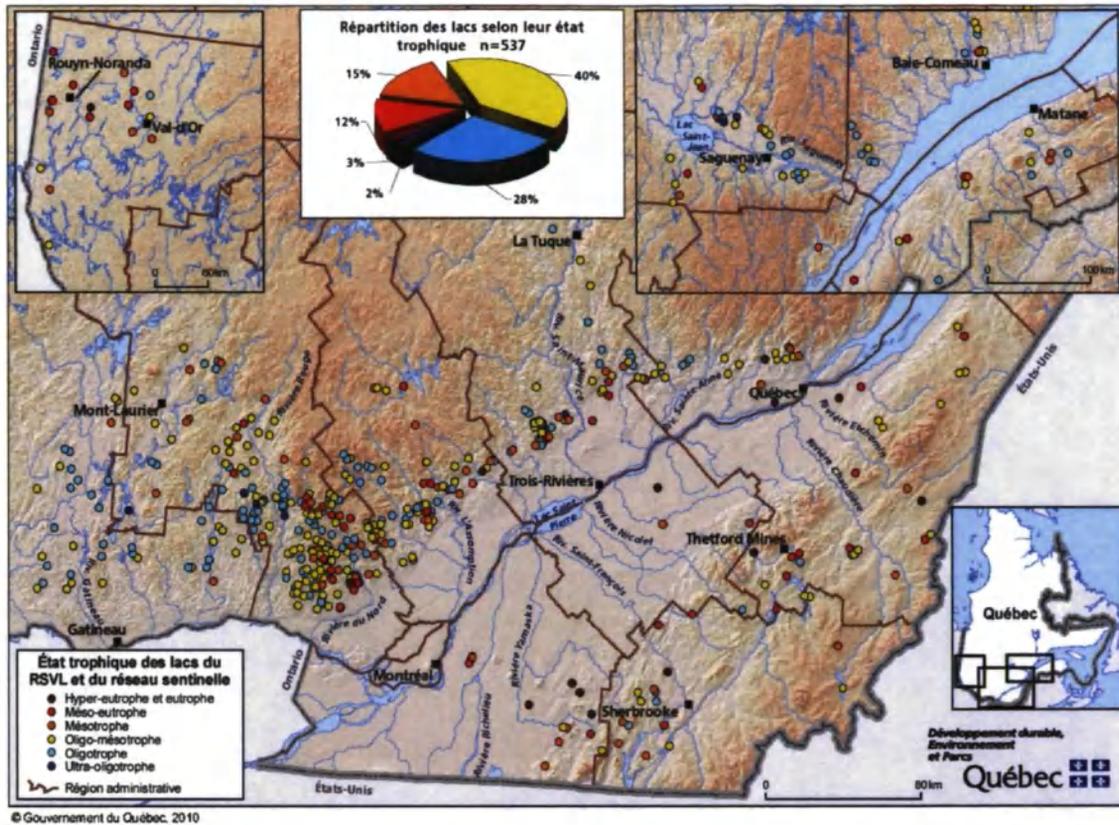
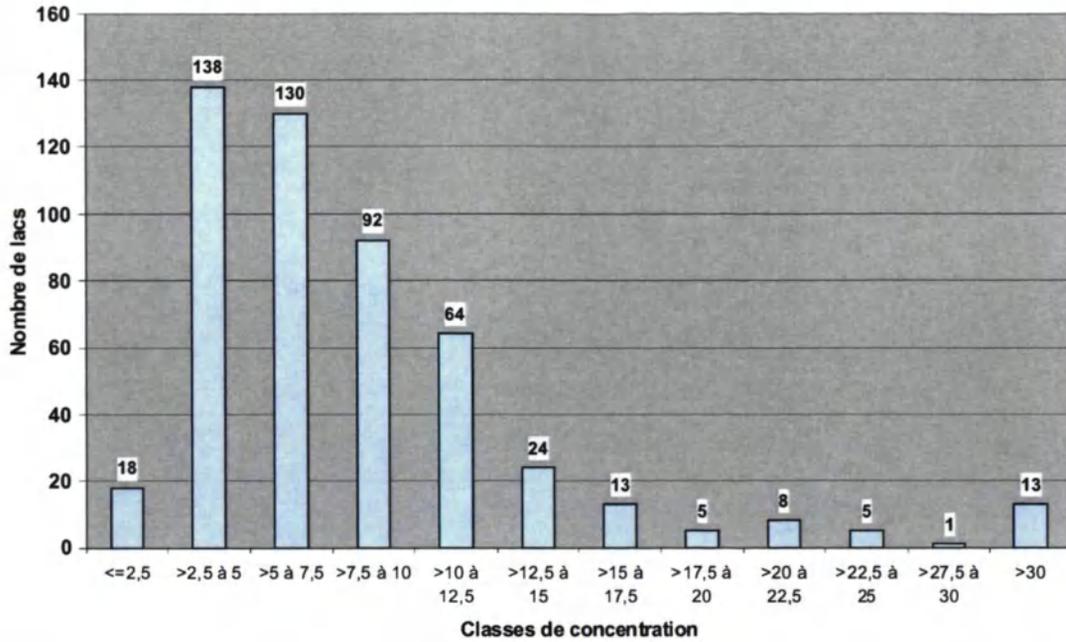


Figure A.1. Évaluation de l'état trophique (méthode MDDEP) des lacs du réseau sentinelle et du RSVL du MDDEP, basée sur les valeurs moyennes entre 2004 et 2009 (n = 537; Figure tirée de Roy, 2010).



*Figure A.2.* Histogramme de la distribution des concentrations de PT des lacs du RSVL (moyenne 2004 à 2009; Figure tiré de Roy, 2010).

## Annexe B - Calendrier des échantillonnages pour la qualité de l'eau en 2007 et en 2008

Tableau B.1. Calendrier d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2007

#	Date	Stations d'échantillonnage							
		C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
1	2007-05-16	X	X	X					
2	2007-06-07				X	X	X	X	X
3	2007-06-13	X	X	X					
3	2007-06-14						X	X	X
3	2007-06-15				X	X			
4	2007-07-03	X	X	X					
4	2007-07-05				X	X			X
4	2007-07-06						X	X	
5	2007-07-16	X	X	X					
5	2007-07-18				X	X	X	X	X
6	2007-07-30	X	X	X					
6	2007-07-31				X	X	X	X	X
7	2007-08-13	X	X	X	X				
7	2007-08-14					X	X	X	X
8	2007-08-17					X			
9	2007-08-27	X	X	X	X				
9	2007-08-28					X	X	X	X
10	2007-09-12		X	X	X				
10	2007-09-13	X				X	X	X	X
11	2007-09-24	X	X	X					
11	2007-09-25						X	X	X
11	2007-09-26				X	X			
12	2007-10-09	X	X	X	X				
12	2007-10-10					X	X	X	X
13	2007-10-22	X	X	X					
13	2007-10-23						X	X	X
13	2007-10-24				X	X			
14	2007-11-05	X	X	X	X				
14	2007-11-06					X		X	X

Tableau B.2. Calendrier d'échantillonnage du lac Saint-Charles en 2008

#	Date	Stations d'échantillonnage							
		C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
15	2008-01-29					X			
16	2008-05-16			X	X	X			
17	2008-06-10			X	X	X			
18	2008-06-26			X	X	X			
19	2008-07-02				X	X			
20	2008-07-08				X	X			
20	2008-07-09	X	X	X					
20	2008-07-10						X	X	X
21	2008-07-15				X	X			
22	2008-07-22	X	X	X					
22	2008-07-23				X	X			
22	2008-07-24						X	X	X
23	2008-07-29				X	X			
24	2008-08-04				X	X			
24	2008-08-05						X	X	X
24	2008-08-06	X	X	X					
25	2008-08-12				X	X			
26	2008-08-18						X	X	X
26	2008-08-19				X	X			
26	2008-08-20	X	X	X					
27	2008-08-26				X	X			
28	2008-09-01						X	X	X
28	2008-09-02	X	X	X					
28	2008-09-03				X	X			
29	2008-09-10				X	X			
30	2008-09-18	X	X	X					
30	2008-09-19				X	X	X	X	X
31	2008-09-30				X	X			
31	2008-10-01						X	X	X
31	2008-10-02	X	X	X					
32	2008-10-14			X	X	X			
33	2008-10-27			X	X	X			

## **Annexe C - Méthodologie détaillée des analyses physicochimiques et biologiques**

### **Phosphore**

Les analyses de phosphore total et de PRS ont été réalisées manuellement par dosage colorimétrique des orthophosphates (Stainton et al., 1977). Pour le phosphore total, une digestion au persulfate de potassium a été réalisée de manière à transformer toutes les formes de phosphate en orthophosphate. Le PRS a été analysé directement (sans digestion) pour quantifier uniquement le phosphate réactif (orthophosphate). Pour ces deux analyses, le dosage a été réalisé à l'aide d'un spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic, Waltham, Ma, USA), après l'ajout de réactifs qui catalysent la formation d'un complexe bleu avec les orthophosphates. La mesure d'absorbance a été réalisée à une longueur d'onde de 885 nm dans une cellule de 10 cm en cristal.

### **Azote total et Azote Kjeldahl**

L'azote Kjeldahl total et l'azote total ont été déterminés en effectuant une digestion suivie d'une analyse colorimétrique d'injection en flux à l'aide d'un analyseur d'ion automatisé (Lachat QuikChem 8500, Loveland, Colorado, USA). Le NKT a été analysé suivant la méthode QuikChem 10-107-06-2-K et le NT par la méthode QuikChem 10-107-04-3-A. La différence entre les deux méthodes se situe sur le plan de la quantification des nitrates. Pour la méthode NKT, les nitrates ne sont pas convertis en ammonium durant la digestion. Ils ne sont donc pas quantifiés. La limite de détection liée aux deux méthodes est de 0,01 mg L<sup>-1</sup>.

### **Nitrates**

Les concentrations de nitrates ont été déterminées par chromatographie ionique à l'aide d'un appareil ICS 2000 (Dionex, Sunnyvale, Ca, USA). Les colonnes utilisées étaient d'une longueur de 4 mm. La boucle d'injection était de 100 µL et l'éluant utilisé est du KOH 23 miliM.

### **Carbone organique dissous**

La concentration de carbone organique dissous a été mesurée à l'aide d'un autoanalyseur Shimadzu VCPH (Kyoto, Japon) par la méthode NPOC/TN de l'INRS-ETE. La limite de détection associée à cette méthode est de 0,05 mg/L.

### **Chlorophylle *a***

La méthode utilisée pour extraire chl *a* est une version modifiée de celle décrite par Nusch (1980) et Sartory et Grobbelaar (1984). Les pigments ont été extraits en plaçant les filtres GF/F contenant les échantillons dans l'éthanol chauffé à 70°C pendant 5 minutes, ensuite le tout a été refroidi rapidement dans un bain d'eau glacée, puis placé à 4°C pendant une heure au minimum pour continuer l'extraction. La fluorescence de l'extrait a par la suite été mesurée à l'aide d'un spectrofluorimètre, Varian, Cary Eclipse (excitation 430 nm et émission 680 nm). Une deuxième mesure a été prise deux minutes après acidification (4 gouttes de HCL à 1 N) afin de corriger les valeurs pour les phaeopigments. La concentration en chl *a* a été calculée en comparant les valeurs de fluorescence à une courbe-étalon construite à partir d'une solution de concentration connue (Sigma Chemical Co.). La formule utilisée est la suivante (Jeffrey et Welschmeyer, 1997) :

$$\text{chl } a = \frac{K \cdot F_m \cdot v_e \cdot (F_o - F_a)}{(F_m - 1) \cdot V_f}$$

où

**chl *a*** est la concentration en chlorophylle *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ),

**F<sub>o</sub>** est la fluorescence avant acidification,

**F<sub>a</sub>** est la fluorescence après acidification,

**F<sub>m</sub>** est le rapport F<sub>o</sub>/F<sub>a</sub> de la courbe standard,

**v<sub>e</sub>** est le volume d'éthanol utilisé pour l'extraction (mL),

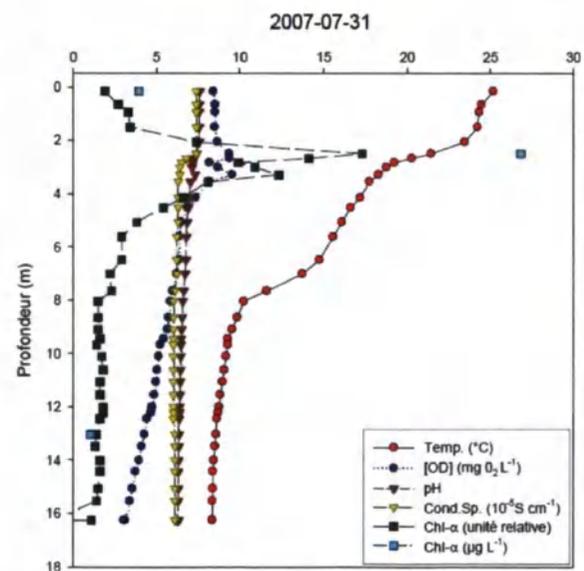
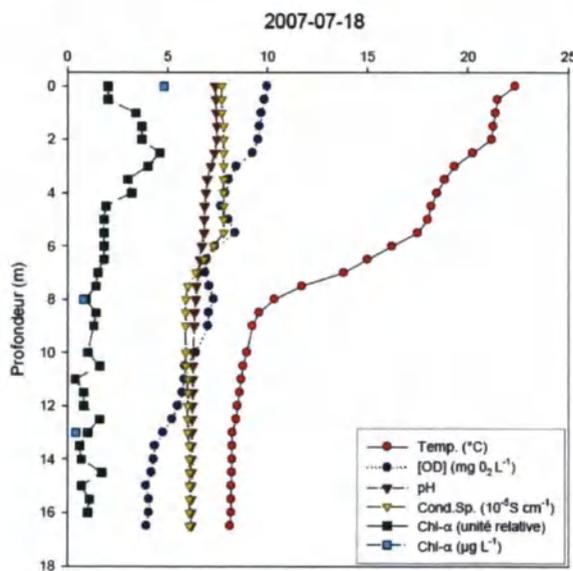
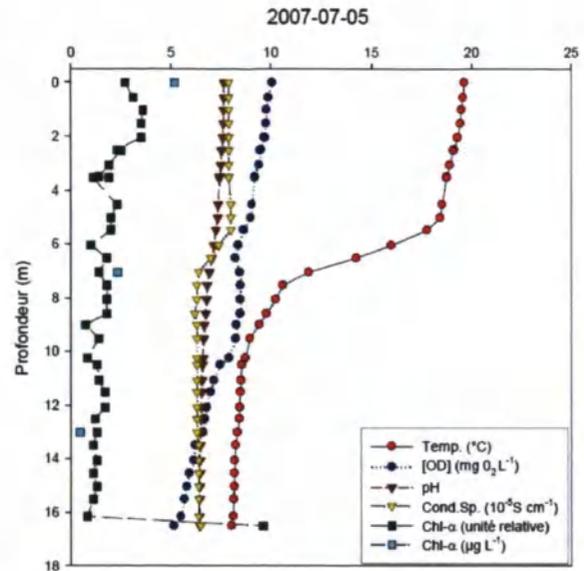
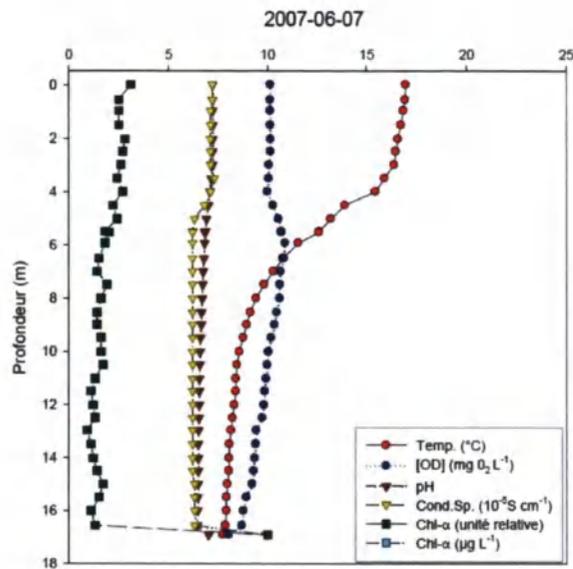
**V<sub>f</sub>** est le volume d'eau filtrée (L),

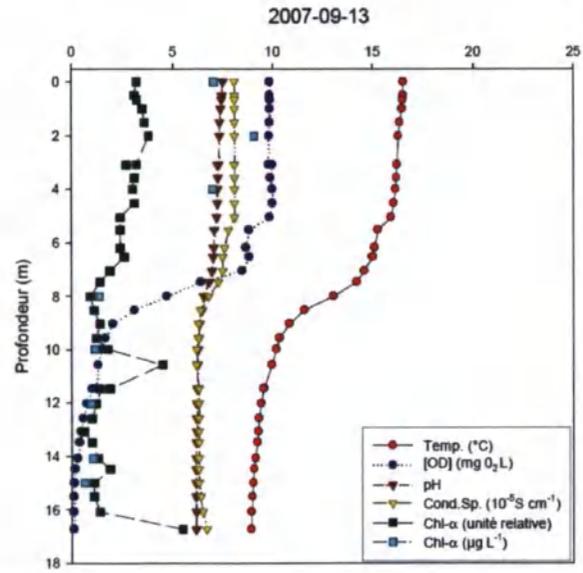
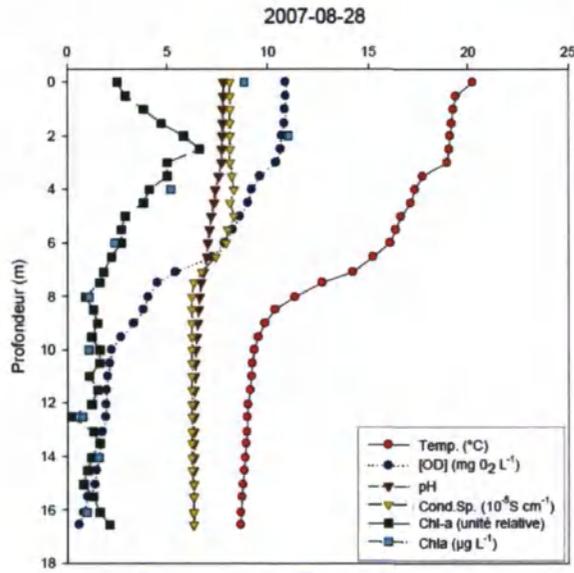
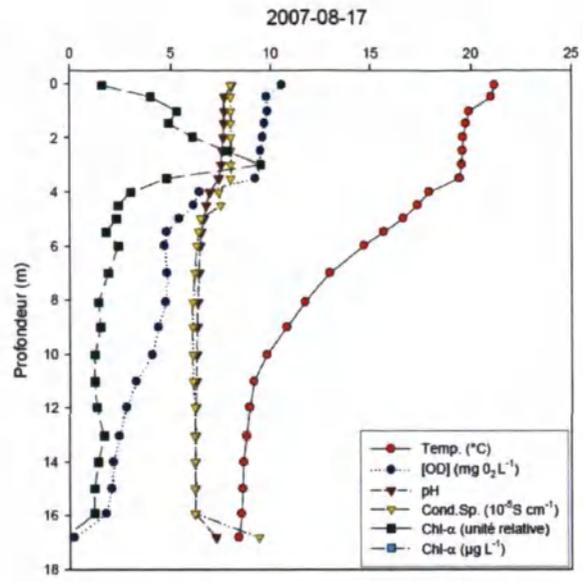
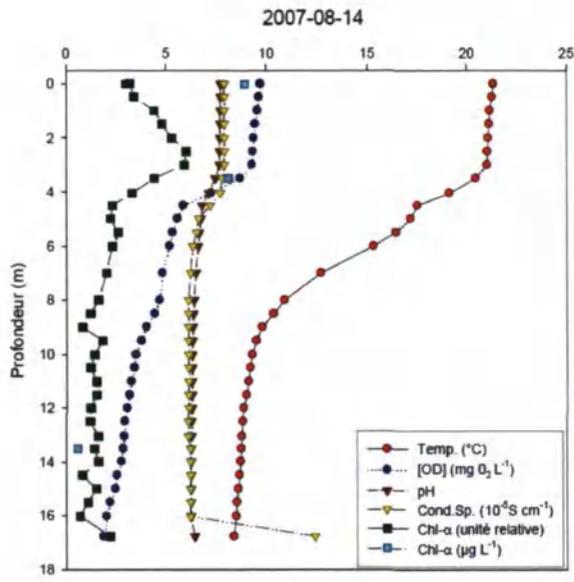
**et K** est la pente de la courbe standard ( $\mu\text{g chl } a / \text{unité de fluorescence}$ )

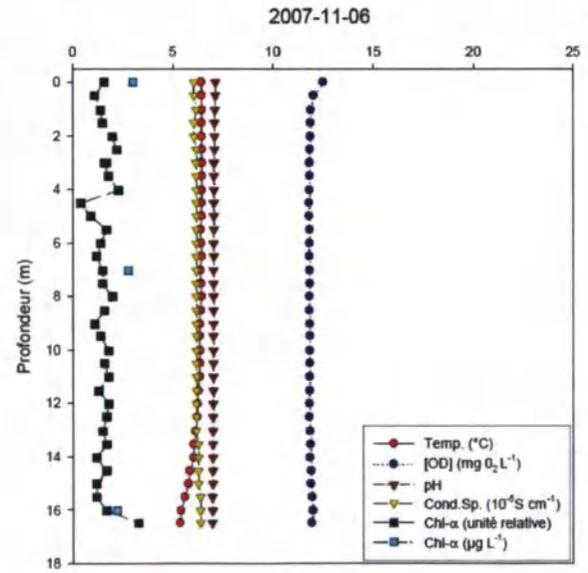
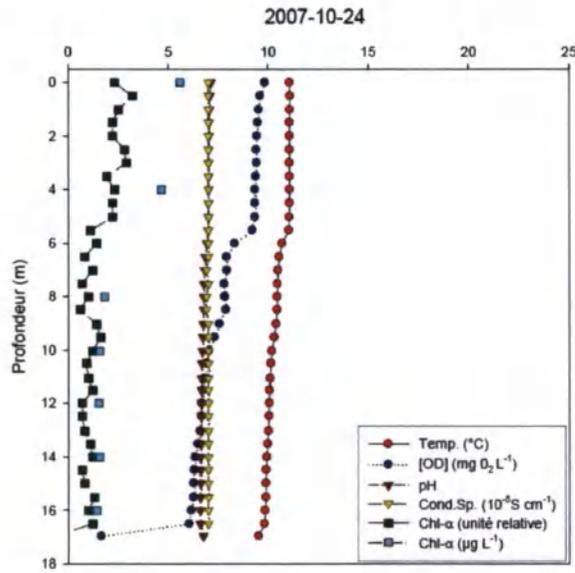
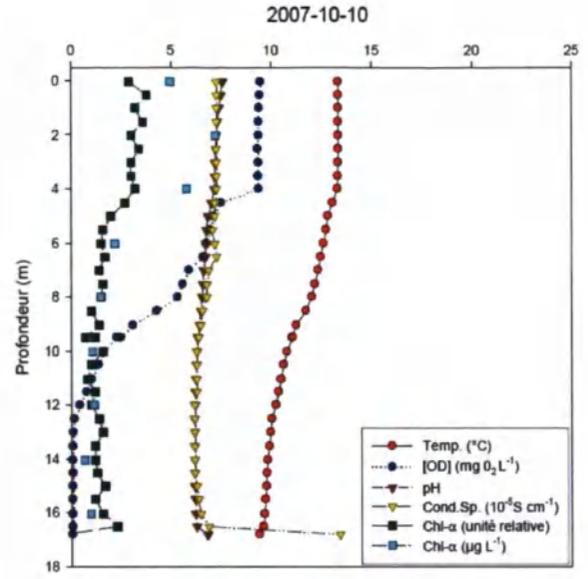
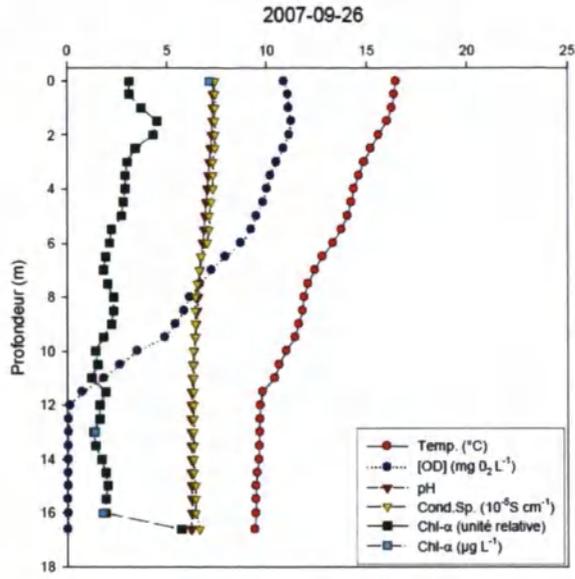
### **Analyses microscopiques**

Une analyse qualitative a permis de déterminer rapidement les espèces les plus abondantes dans le lac Saint-Charles. À chaque station, un échantillon a été récolté à l'aide d'un filet à plancton (Birge Net, mailles de 20 µm). Trois traits de filet ont été effectués dans les trois premiers mètres, ce qui correspond approximativement à la moitié de la zone photique. Les échantillons ont été conservés à 4°C à la noirceur sans fixatif pour une période de moins de 24 heures. Après avoir laissé reposer les échantillons, les cellules flottantes à la surface de l'eau (cyanobactéries possédant un mécanisme de flottaison et donc formant les fleurs d'eau visibles à la surface des plans d'eau) ainsi que celles ayant décantées dans le fond ont été récoltées à l'aide d'une pipette puis observées sous microscope inverse (Axiovert 200, Zeiss) pour déterminer les taxons dominants. La présence ou l'absence des cyanobactéries potentiellement toxiques a été précisée.

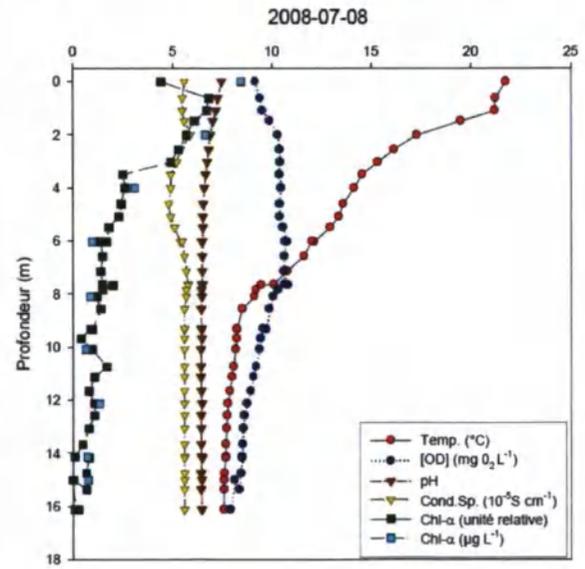
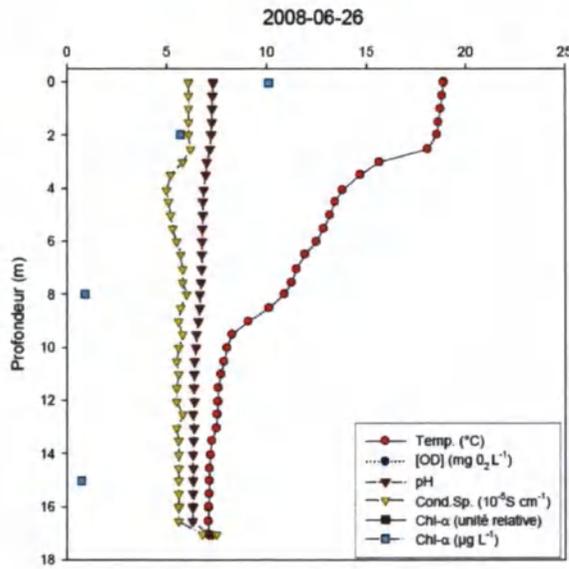
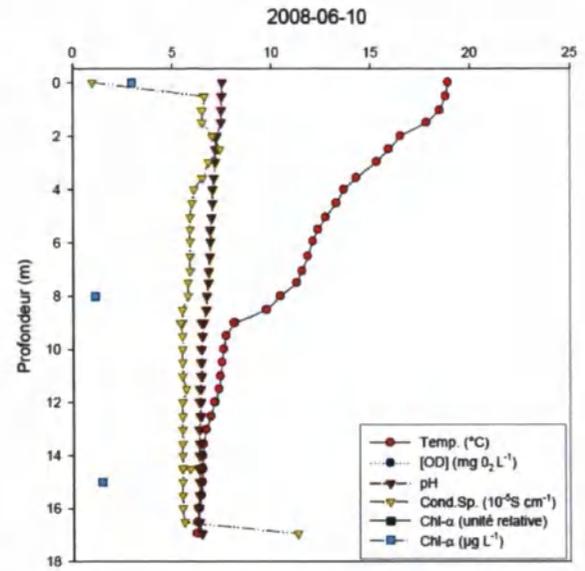
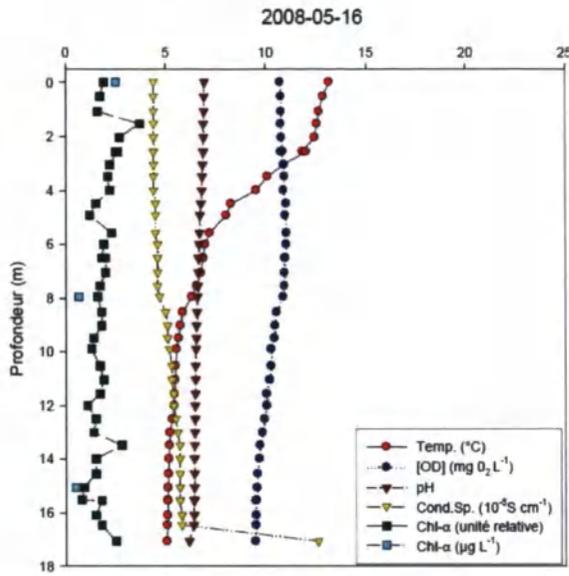
## Annexe D - Profils réalisés au site C5 du lac Saint-Charles en 2007

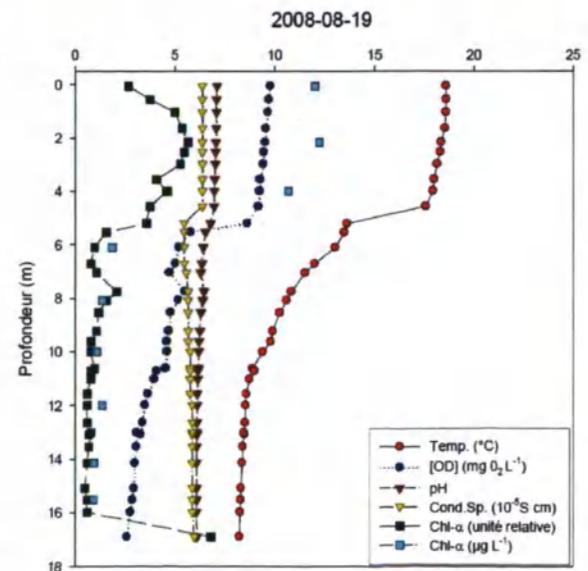
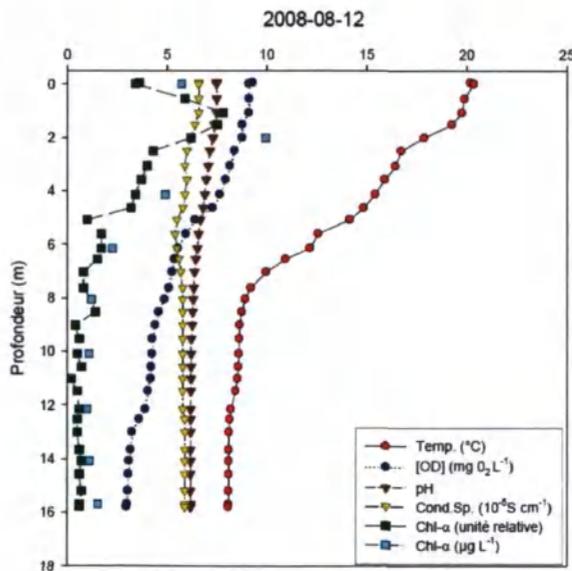
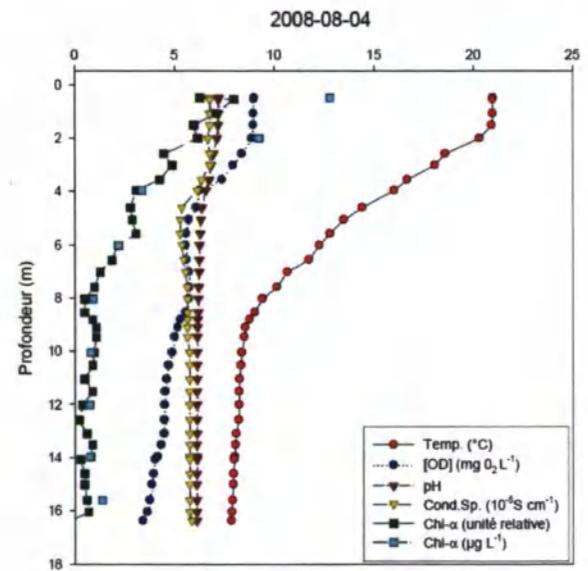
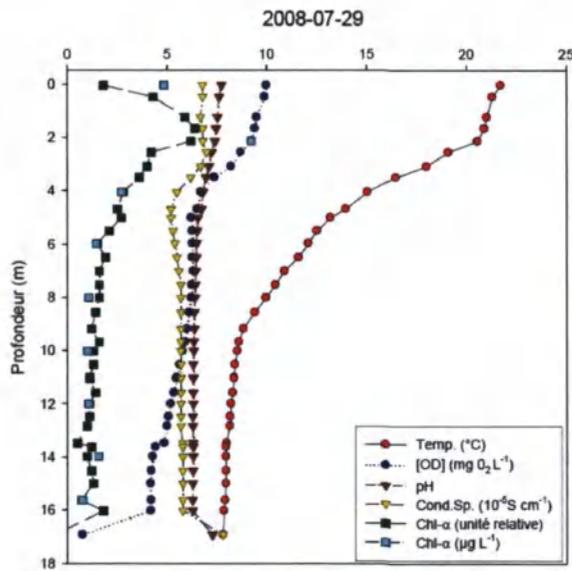
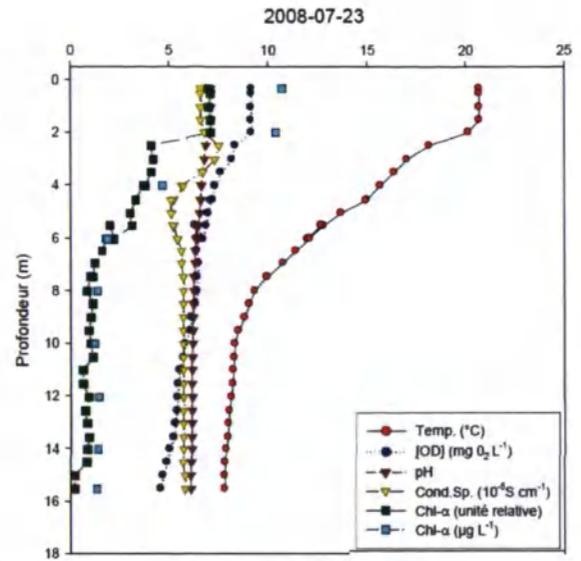
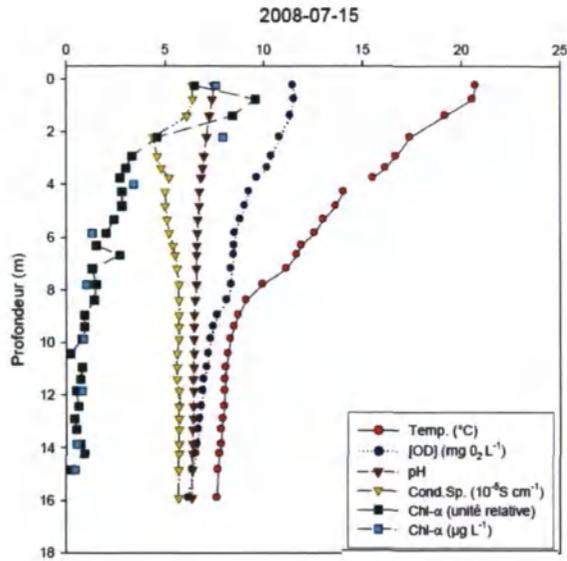


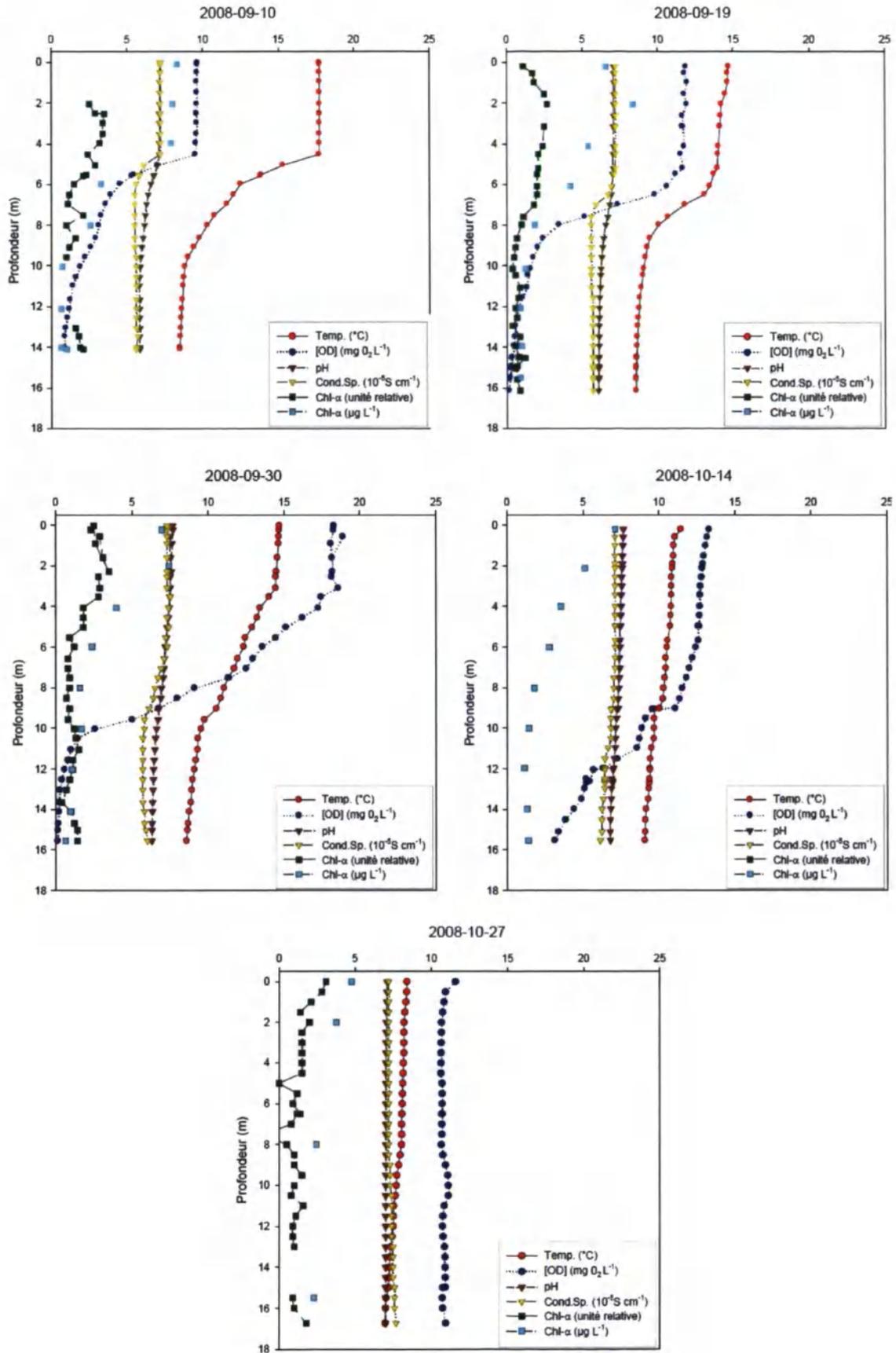




## Annexe E - Profils réalisés au site C5 du lac Saint-Charles en 2008







## Annexe F - Conditions météorologiques et débits mensuels de la rivière des Huron en 2007 et en 2008

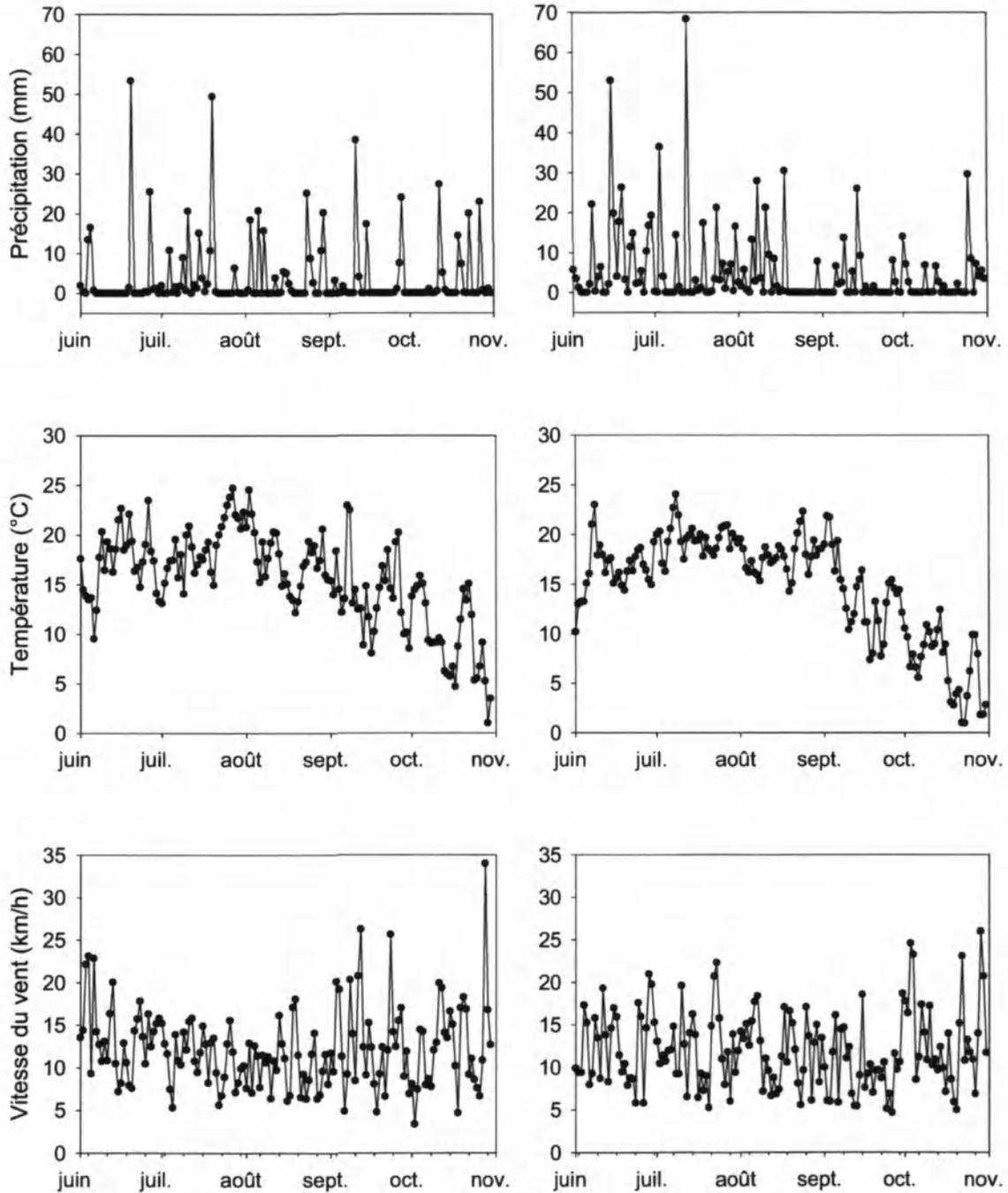


Figure F.1. Conditions météorologiques mesurées à l'aéroport Jean Lesage en 2007 (gauche) et en 2008 (droite).

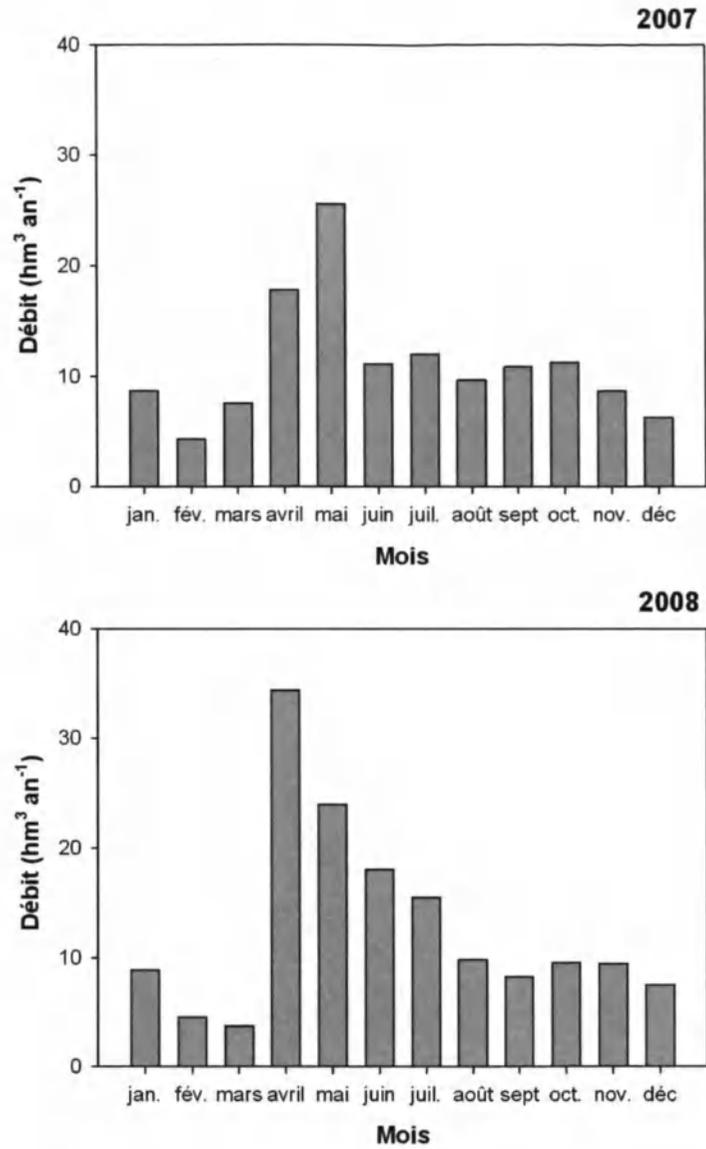


Figure F.2. Débits mensuels de la rivière des Hurons en 2007 (haut) et 2008 (bas) modélisés pour l'ensemble de son bassin versant (source : Étienne Gaborit, Université Laval).

## Annexe G - Évolution des concentrations d'oxygène à sept profondeurs dans l'hypolimnion en 2007 et 2008

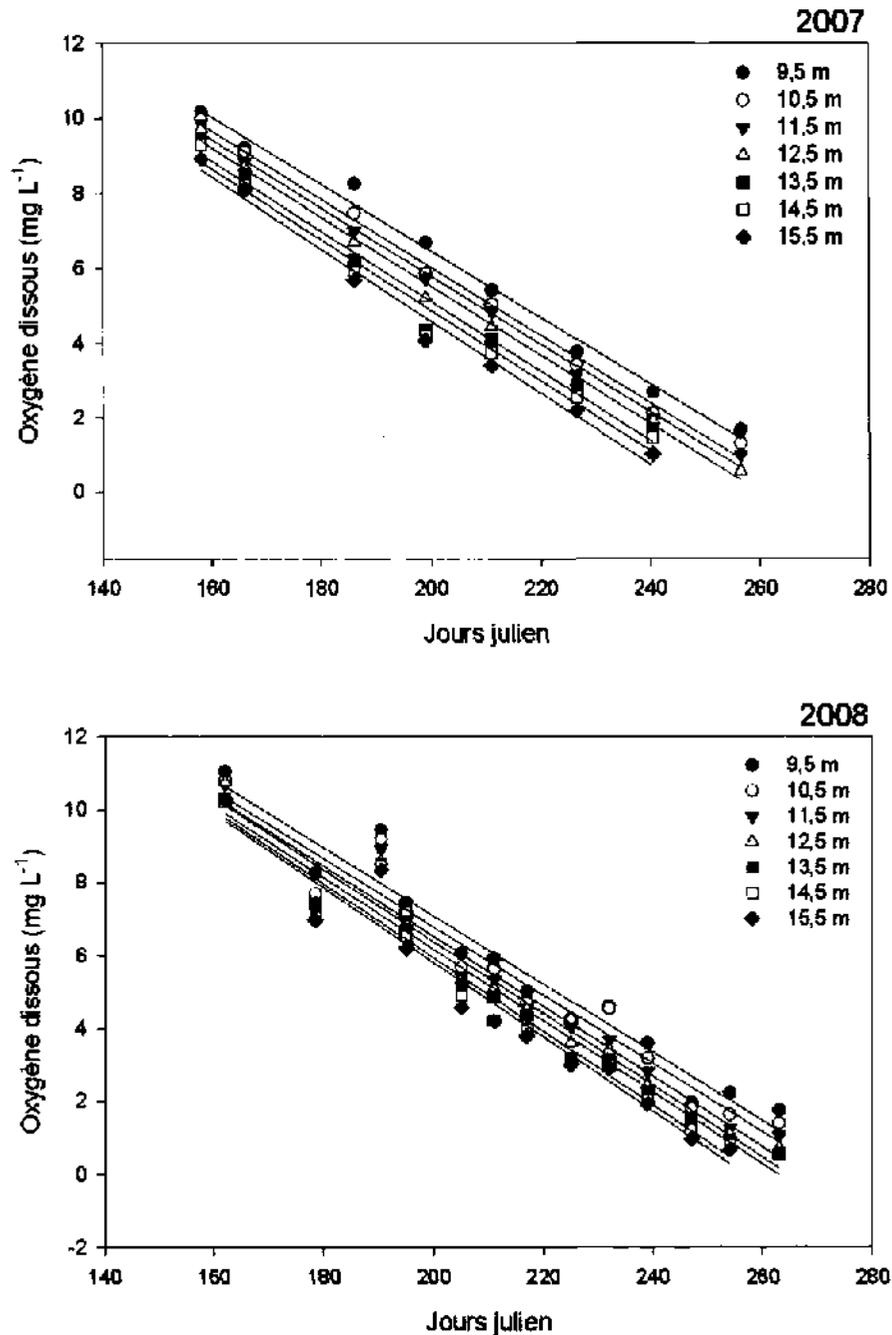


Figure G.1. Évolution des concentrations d'oxygène à sept profondeurs dans l'hypolimnion en 2007 (haut) et 2008 (bas).

## Annexe H - État trophique selon différentes variables

Tableau H.1. Variables mesurées au centre du bassin nord au lac Saint-Charles (LSC) en 2007 et 2008 ainsi que différentes limites trophiques publiées dans la littérature. Les variables trophiques représentent la moyenne épilimnétique estivale à moins qu'il ne le soit spécifié autrement dans les commentaires (Tableau tiré et modifié de Nürnberg, 1996)

Variable	LSC	Limites			Commentaire	Référence
		o-m	m-e	e-h		
PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	9,7	10	30	100	Lacs du Québec	MDDEP (2007)
		10	30	100	Monde entier	Wetzel (1975) et Nürnberg (1996)
		10	30	100	Monde entier	Vollenweider (1968) via Wetzel (1975)
		10	30	90	Monde entier	Vollenweider (comm. pers.) via Dobson (1981)
		10	35	100	OECD, annuel	Vollenweider (1982) via Auer et al. (1986)
		10	24	96	Amérique du Nord	Carlson (1977)
		10	20	50	Nord tempéré	Reckhow et Chapra (1983)
		10	18; 30 <sup>a</sup>	56	Sud de l'Ontario, printemps	Dillon et Rigler (1975)
		11	21,7		Grands Lacs, annuel	Chapra et Dobson (1981)
		14	25		États-Unis	Porcella et al. (1980)
		10	25	100	Réservoirs du Missouri	Jones et Knowlton (1993)
		15	25	100	Suède	Forsberg et Ryding (1980)
		15	25	60	Allemagne, eau douce, printemps	Uhlmann (1982)
		15	45	1500	Allemagne, eau dure, printemps	Uhlmann (1982)
		NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	374	11,5	37,5	
350	650			1200	Monde entier	Nürnberg (1996)
400	600			1500	Suède	Forsberg et Ryding (1980)
140	180				États-Unis	Porcella et al. (1980)
300	500			1200	Réservoirs du Missouri	Jones et Knowlton (1993)
310	920			2940	Lacs limités en N de Floride	Kratzer et Brezonik (1981)

(Tableau H.1 suite)

Variable	LSC	Limites			Commentaire	Référence
		o-m	m-e	e-h		
Chl a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	6,9	3	8	25	Lacs du Québec	MDDEP (2007)
		3,5	9	25	Monde entier	Nürnberg (1996)
		2	6	18	Monde entier	Dobson (1981)
		2,5	8	25	OECD, annuel	Vollenweider 1982 via Auer et al. (1986)
		3,5	7,5	24,8	Amérique du Nord	Carlson (1977)
		4,3	8,8		Grands Lacs	Dobson (1974)
		2,9	5,6		Grands Lacs	Chapra et Dobson (1981)
		2	5; 10 <sup>a</sup>	25	Sud de l'Ontario	Dillon et Rigler (1975)
		3	7	40	Réservoirs du Missouri	Jones et Knowlton (1993)
Secchi (m)	2,7	3	7	40	Suède	Forsberg et Ryding (1980)
		5	2,5	1	Lacs du Québec	MDDEP (2007)
		4	2	1	Monde entier	Nürnberg (1996)
		6	3	1,5	OECD, annuel	Vollenweider 1982 via Auer et al. (1986)
		3,9	2,4	1,1	Amérique du Nord	Carlson (1977)
		5	2	1	Sud de l'Ontario	Dillon et Rigler (1975)
		5	3		Grands Lacs	Chapra et Dobson (1981)
		4	2,5	1	Suède	Forsberg et Ryding (1980)
Oxygène dissous minimum ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,1	7,2	6,2		États-Unis	Porcella et al. (1980)
DSHO ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	263 <sup>b</sup>	250	400	550	Nord-Est de l'Amérique	Nürnberg (1996)
		275	700	1800	Exemple à partir de $z_{\text{moy}} = 10 \text{ m}$	Walker (1979)
		750	1177	2275	Exemple à partir de $z_{\text{moy}} = 5 \text{ m}$	Walker (1979)
		250	550			Mortimer (1941)
		170	330		$z_{\text{max}} > 20 \text{ m}$	Hutchinson (1957)
Nombre de poisson d'eau froide	0 <sup>c</sup>	1	0	0	Bouclier précambrien	Nürnberg (1996)

*Note.* LSC = lac Saint-Charles; o-m = oligotrophe-mésotrophe; m-e = mésotrophe-eutrophe; e-h = eutrophe-hypereutrophe;  $z_{\text{moy}}$  = Profondeur moyenne;  $z_{\text{max}}$  = Profondeur maximum

<sup>a</sup> Les deux valeurs étaient indiquées pour la limite mésotrophe

<sup>b</sup> (Légaré, 1998b)

<sup>c</sup> (MRNF, 2006)

## Annexe I - Calcul du coefficient d'exportation pour les sources ponctuelles (MDDEP)

La charge de phosphore associée à chaque fosse septique est calculée en multipliant plusieurs coefficients d'exportation, selon la formule suivante :

$$\text{Charge d'une installation sanitaire individuelle} = 0,73 \text{ kg pers}^{-1} \text{ an}^{-1} * \text{nombre de logements} * \text{taux d'occupation} * \text{type de traitement} * \text{type de sol} * \text{distance du réseau hydrographique}$$

Les valeurs associées aux différents termes sont présentées aux tableaux I.1, I.2, I.3 et I.4.

Tableau I.1. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type de traitement

Type d'installation	Coefficient d'exportation
Égout	0
Fosse septique	0,7
Puisard	0,85
Autres	1

Tableau I.2. Taux d'occupation associé au type de logement

Type de logement	Nombre de personnes/année
Logement	2,5
Chalet ou maison de villégiature	0,825
Maison mobile	2,3

Tableau I.3. Coefficients d'exportation du phosphore selon le type de sol

Type de dépôt	Coefficient d'exportation
Podzol	0,12
Brunisol	0,3
Gleysol	0,75
Autres	1

Tableau I.4. Pourcentage d'exportation en relation avec la distance entre la source ponctuelle et le réseau hydrographique (Paterson et al., 2006)

Distance du réseau hydrographique	% de charge
0-100 m	100
100-200 m	66
200-300 m	33
> 300 m	0

## Annexe J - Résultats détaillés des simulations d'exportation de phosphore

Tableau J.1. Résultat des régressions linéaires effectuées entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites pour 5 lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles selon les 4 coefficients de rétention de phosphore et pour les 5 simulations effectuées dans le cadre de cette étude

Simulation	R <sub>p</sub> #1 Vollenweider, 1975	R <sub>p</sub> #2 Kirchen et Dillon, 1975	R <sub>p</sub> #2 Prairie, 1989	R <sub>p</sub> #4 Larsen et Mercier, 1976
1	$y = 1,3x - 1,8$ $r^2 = 0,53$	$y = 1,9x - 4,3$ $r^2 = 0,84$	$y = 1,0x - 2,3$ $r^2 = 0,97$	$y = 0,8x - 0,2$ $r^2 = 0,98$
2	$y = 0,68x + 6,0$ $r^2 = 0,10$	$y = 1,5x + 2,0$ $r^2 = 0,28$	$y = 1,4x - 2,4$ $r^2 = 0,63$	$y = 1,3x - 1,3$ $r^2 = 0,78$
3	$y = 1,0x + 5,3$ $r^2 = 0,06$	$y = 3,6x - 5,6$ $r^2 = 0,40$	$y = 3,0x - 11,1$ $r^2 = 0,85$	$y = 2,4x - 6,1$ $r^2 = 0,94$
4	$y = 0,4x + 4,7$ $r^2 = 0,24$	$y = 0,5x + 3,89$ $r^2 = 0,38$	$y = 0,3x + 4,1$ $r^2 = 0,51$	$y = 0,3x + 4,0$ $r^2 = 0,66$
5	$y = -0,5x + 13,5$ $r^2 = 0,02$	$y = 1,3x + 4,1$ $r^2 = 0,04$	$y = 3,6x - 17,1$ $r^2 = 0,65$	$y = 2,5x - 8,2$ $r^2 = 0,71$

Note.  $y$  = PT observé;  $x$  = PT modélisé;  $r^2$  = coefficient de détermination.

Tableau J.2. Moyenne (M) et Écart type (ÉT) des erreurs relatives sur valeurs de PT modélisées pour 5 lacs du bassin versant de la rivière Saint-Charles selon les 4 coefficients de rétention de phosphore et pour les 5 simulations effectuées dans le cadre de cette étude

Simulation	R <sub>P</sub> #1		R <sub>P</sub> #2		R <sub>P</sub> #3		R <sub>P</sub> #4	
	M	ÉT	M	ÉT	M	ÉT	M	ÉT
1	19	15	20	15	25	17	20	9
2	30	27	40	25	28	18	23	8
3	41	23	52	17	29	15	28	14
4	93	61	66	49	134	97	122	65
5	42	23	44	25	30	15	29	14

*Note.* R<sub>P</sub> #1 = (Vollenweider, 1975); R<sub>P</sub> #2 = (Kirchen et Dillon, 1975); R<sub>P</sub> #3 = (Prairie, 1989); R<sub>P</sub> #4 = (Larsen et Mercier, 1976).

## Annexe K - Charge de phosphore du lac Saint-Charles selon le type de source

Tableau K.1. Tableau détaillé des charges de phosphore du lac Saint-Charles par type de source sous un scénario actuel

Source	Superficie (%)	Simulation 1		Simulation 2	
		Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)	Charge PT (kg an <sup>-1</sup> )	Importance relative (%)
Forêt	77,49	528,11	24,12	528,11	28,97
Marais ancien	2,04	403,29	18,42	403,29	22,12
Milieu résidentiel	4,37	312,00	14,25	70,51	3,87
Route	1,74	159,91	7,30	28,23	1,55
Installation sanitaire individuelle	N/A	140,15	6,40	140,15	7,69
Stations d'épuration Lac-Delage	N/A	100,38	4,58	100,38	5,51
Terrain de golf	0,59	93,19	4,26	10,53	0,58
Stations d'épuration Stoneham	N/A	90,94	4,15	90,94	4,99
Agriculture	1,02	90,43	4,13	18,58	1,02
Milieu ouvert	5,22	90,05	4,11	90,05	4,94
Tourbière	1,18	75,36	3,44	189,00	10,37
Eau	3,63	26,26	1,20	26,26	1,44
Station de ski	0,62	20,61	0,94	11,64	0,64
Coupe ou brûlis	0,75	17,98	0,82	13,54	0,74
Prairie humide	0,07	14,08	0,64	14,08	0,77
Sol nu	0,45	7,85	0,36	8,06	0,44
Milieu humide	0,48	7,56	0,35	75,36	4,13
Ancien site enfouissement	0,03	5,80	0,26	0,65	0,04
Route (gravier)	0,04	2,95	0,13	0,52	0,03
Friche	0,27	2,11	0,10	2,11	0,12
Marais récent	< 0,01	0,52	0,02	0,52	0,03
Déchets métalliques	0,02	0,39	0,02	0,30	0,02
Somme	100	2189,90	100	1822,82	100

*Note.* Les superficies sont extraites de la carte d'occupation du territoire pour le bassin versant du lac Saint-Charles.

N/A = non applicable, parce qu'il s'agit de sources ponctuelles.

## Annexe L - Recommandations

Ces recommandations ont été formulées suite à la diagnose du lac Saint-Charles (Bourget, 2009a) réalisé dans le cadre l'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles (APEL, 2009).

Recommandations	Buts visés				
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Amélioration des connaissances
Améliorer la technologie des usines d'épuration des eaux usées des municipalités de Lac-Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury afin de favoriser une meilleure rétention du phosphore.	X				
Appliquer un plan intégré de lutte à l'érosion et du transport des sédiments dans tout le bassin versant. <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ce plan de lutte devrait interdire de laisser des surfaces de sols nus sans protection et offrir des services conseils pour régler les problématiques.</li> <li>▪ Ce plan devrait aussi viser à maximiser le ramassage des sédiments sur les axes routiers tout au long de l'année.</li> </ul>	X	X			
Limiter le déboisement et la création de surfaces imperméables (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant. Réduire les surfaces imperméables existantes lorsque possible.	X	X	X		
Conserver et remettre à l'état naturel une bande riveraine de 10 à 20 m de profondeur autour des lacs et rivières du bassin versant du lac Saint-Charles.	X	X	X		
Augmenter les milieux de rétention et d'épuration intégrés au réseau de drainage urbain (par exemple : fossés filtrants et bassins de décantation).	X	X	X		
Exiger la séparation et le traitement des eaux pluviales générées par les routes lors de la construction ou la réfection de celles-ci.	X	X	X		
Planter des aménagements de gestion des eaux pluviales pour les surfaces imperméables existantes et projetées ne pouvant être éliminées (par exemple: jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, stationnements verts, puits d'infiltration pour eau de gouttières, etc.).	X	X	X		
Délimiter les herbiers de Myriophylle à épis et effectuer une sensibilisation auprès des utilisateurs d'embarcations pour qu'ils évitent ces zones.				X	

Suite des recommandations:

Recommandations	Buts visés				
	Réduire les apports de phosphore	Réduire les apports de sédiments	Réduire le ruissellement	Limiter l'étalement des herbiers de Myrio. à épis	Amélioration des connaissances
Améliorer l'évaluation des apports de phosphore provenant des stations d'épuration, et spécialement en temps de pluie.					X
Effectuer un suivi des apports de phosphore et de sédiments provenant de la rivière des Hurons avec une attention spéciale aux événements de pluie.					X
Effectuer un suivi à long terme du lac Saint-Charles selon une méthode standardisée.					X