

Rapport d'étape

Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles



Réalisé par
L'Association pour la protection de l'environnement
du lac Saint-Charles et des Marais du Nord



Avril 2008

Description des photographies de la page couverture

- | | | |
|---|---|--|
| 1 | 2 | 1- Lac Saint-Charles
2- Rive érodée de la rivière du Hibou |
| 3 | 4 | 3- Travaux de recherches sur le lac Saint-Charles
4- Fleurs d'eau de cyanobactérie, lac Saint-Charles |

Remerciements

Nous tenons à remercier nos partenaires financiers qui nous ont fait confiance pour la réalisation de cette grande étude. Notons que le principal partenaire de l'étude est la Ville de Québec, mais que plusieurs autres nous soutiennent par une aide financière et/ou en services. La Ville de Lac-Delage, la Municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, l'Institut national de recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement, l'Université Laval, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et le Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles sont tous partenaires dans ce projet.

Nous souhaitons aussi remercier toute l'équipe de bénévoles de l'APEL qui ont collaboré à la réalisation de cette étude. Au total, plus d'une trentaine de personnes ont pris part à l'une ou l'autre des activités de cette étude. Nous souhaitons remercier plus spécifiquement, madame Maggy P. Rousseau et monsieur Hervé Audet qui ont donné généreusement de nombreuses heures pour la réalisation de la cartographie et le transfert des données dans Google Earth afin de pouvoir éventuellement diffuser les données publiquement. Nous apprécions aussi le temps que nous ont accordé les membres du comité de révision scientifique, messieurs Stéphane Légaré, Warwick Vincent, Serge Hébert et Louis Roy ainsi que mesdames Roxane Tremblay et Isabelle Laurion. Nous remercions aussi Sylvie LaRose et Pierre Lapointe qui ont réalisé la révision linguistique du présent rapport.

Soulignons enfin le travail remarquable de l'équipe de réalisation : Sébastien Bourget, Mélanie Deslongchamps, Michel Devost, Mathieu Durette, Valérie Labrecque, Geneviève Laroche, Isabelle Nault, et Annabelle Warren.

Merci aux principaux partenaires :



Rapport d'étape

Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles

Rédaction :

Mélanie Deslongchamps, Directrice générale

Mathieu Durette, Biogiste

Isabelle Nault, Biogiste, M.Sc.

Sébastien Bourget, Biogiste, Étudiant à la maîtrise (Univ. Laval)

Annabelle Warren, Biogiste, Étudiante à la maîtrise (INRS)

Révision scientifique :

Serge Hébert, MDDEP

Isabelle Laurion, INRS

Stéphane Légaré

Jasmin Raymond, APEL

Louis Roy, MDDEP

Roxane Tremblay

Warwick Vincent, Univ. Laval

Révision linguistique :

Pierre Lapointe

Sylvie LaRose

Référence à citer :

APEL. 2008. *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport d'étape*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec. 186 pages.

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	I
ÉQUIPE DE RÉDACTION	II
LISTE DES ANNEXES	V
LISTE DES FIGURES.....	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
RESUME	1
1. INTRODUCTION	3
1.1 MISE EN CONTEXTE	3
1.2 PRÉSENTATION DU PROJET.....	3
2. PRÉSENTATION DU TERRITOIRE ÉTUDE.....	5
2.1 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT	5
2.2 DESCRIPTION DES LACS A L'ÉTUDE	11
2.2.1 <i>Les Trois-Petits-Lacs</i>	11
2.2.2 <i>Lac Durand</i>	11
2.2.3 <i>Lac Delage</i>	12
2.2.4 <i>Lac Clément</i>	12
2.2.5 <i>Lac Saint-Charles</i>	13
3. MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE.....	15
3.1 ÉTUDE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES RIVIÈRES ET DES LACS	15
3.1.1 <i>Paramètres mesurés en rivières et en lacs</i>	15
3.1.2 <i>Indices de niveau trophique utilisés</i>	18
3.1.3 <i>Les multisondes utilisées pour les mesures in situ</i>	19
3.2 SITES ET CALENDRIER D'ÉCHANTILLONNAGE EN RIVIÈRES	21
3.3 MÉTHODES DE CARACTÉRISATION DU LAC SAINT-CHARLES	23
3.3.1 <i>Sites et fréquence d'échantillonnage du lac Saint-Charles</i>	23
3.3.2. <i>Caractérisation physicochimique et biologique de l'eau</i>	23
3.3.3 <i>Caractérisation des sédiments</i>	26
3.3.4 <i>État des analyses</i>	27
3.4 MÉTHODE DE CARACTÉRISATION DES LACS DELAGE, DURAND, TROIS-PETITS-LACS ET CLEMENT	28
3.5 MÉTHODE DE CARACTÉRISATION DES BANDES RIVERAINES.....	28
3.6 CARACTÉRISATION DES HERBIERS AQUATIQUES	29
4. RÉSULTATS ET ANALYSES.....	31
4.1 QUALITÉ DE L'EAU DES LACS.....	31
4.1.1 <i>Lac Delage</i>	31
4.1.2 <i>Lac Durand</i>	36
4.1.3 <i>Lac Clément</i>	40
4.1.4 <i>Trois-Petits-Lacs</i>	46
4.1.5 <i>Lac Saint-Charles</i>	50

4.2. ÉVALUATION DE L'ETAT DES RIVIERES A L'ETUDE	68
4.2.1 <i>Enrichissement nutritif</i>	68
4.2.2 <i>Biomasse algale</i>	72
4.2.3 <i>Matières en suspension</i>	73
4.2.4 <i>Qualité bactériologique</i>	74
4.2.5 <i>Indice de qualité bactériologique et physico-chimique</i>	77
4.3 CARACTERISATION DES BANDES RIVERAINES	81
4.3.1 <i>Lac Saint-Charles</i>	83
4.3.2 <i>Lac Delage</i>	83
4.3.3 <i>Lac Durand</i>	85
4.3.4 <i>Trois-Petits-Lacs</i>	85
4.3.5 <i>Lac Clément</i>	85
4.3.6 <i>Rivière des Hurons</i>	87
4.3.7 <i>Rivière Noire</i>	87
4.3.8 <i>Rivière Hibou</i>	87
4.3.9 <i>Ruisseau Durand</i>	88
4.3.10 <i>Rivière Saint-Charles</i>	88
4.3.11 <i>Rivière Jaune</i>	88
4.3.12 <i>Ruisseau du Valet</i>	89
4.3.13 <i>Rivière Nelson</i>	89
4.4 HERBIERS AQUATIQUES.....	90
4.4.1 <i>Lac Saint-Charles</i>	90
4.4.2 <i>Lac Delage</i>	95
4.4.3 <i>Lac Durand</i>	97
4.4.4 <i>Lac Trois-Petits-Lacs</i>	99
4.4.5 <i>Lac Clément</i>	100
5. RECOMMANDATIONS ET TRAVAUX A VENIR	102
5.1 ACTIONS A ENTREPRENDRE	102
5.2 CONNAISSANCES SUPPLEMENTAIRES NECESSAIRES.....	104
5.3 SENSIBILISATION DES CITOYENS.....	107
5.4 RESUME DES TRAVAUX PREVUS A L'ETUDE EN 2008-2009	108
RÉFÉRENCES	109
GLOSSAIRE	114

Liste des annexes

Annexe A - Informations complémentaires sur la qualité de l'eau des rivières....	A1 à A9
Annexe B - Méthodes détaillées d'analyses des phytopigments et des cyanobactéries.....	B1 à B5
Annexe C - Graphiques des profils des différents paramètres mesurés dans les lacs à l'étude.....	C1 à C8
Annexe D - Graphiques des profils des différents paramètres mesurés dans le lac Saint- Charles.....	D1 à D10
Annexe E - Résultats des analyses de la communauté phytoplanctonique réalisé en mode dépistage par le CEAEQ.....	E1
Annexe F - Résultat du suivi des communautés phytoplanctoniques du lac Saint-Charles.....	F1 à F7
Annexe G - Quelques espèces de plantes aquatiques.....	G1 à G6
Annexe H - Cartes de la caractérisation des rives des rivières à l'étude.....	H1 à H14
Annexe I - Photographies des lacs et rivières étudiés.....	I1 à I3

Liste des figures

Figure 2.1 Délimitation du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec, des sous-bassins et des municipalités.....	5
Figure 2.2 Carte du territoire à l'étude : Haut-bassin de la rivière Saint-Charles.....	6
Figure 2.3 Proportions de la population et du territoire du haut-bassin selon les municipalités.....	7
Figure 2.4 Évolution de la population de quatre localités du haut-bassin de la rivière Saint-Charles.....	7
Figure 2.5 Occupation du territoire dans le bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec.....	8
Figure 2.6 Vulnérabilité des aquifères	8
Figure 2.7 Photos d'activités anthropiques sur le territoire	9
Figure 2.8 Principales activités anthropiques ayant un impact sur l'eau dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.....	10
Figure 2.9 Image satellite du lac Clément et de son bassin versant.	13
Figure 2.10. Occupation du territoire du bassin versant du lac Saint-Charles en 1998 (tiré de Légaré 1998).....	14
Figure 3.1 Localisation des stations d'échantillonnage des rivières et des lacs.....	22
Figure 3.2 Localisations des stations d'études sur le lac Saint-Charles.....	23
Figure 4.1. Profondeur du disque de Secchi (m) de juin à septembre 2007 au lac Delage.....	31
Figure 4.2. Profils de température obtenus de juin à septembre 2007 au lac Delage .	32
Figure 4.3 Profils d'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Delage.....	33
Figure 4.4 Concentrations du phosphore total ($\mu\text{g}/\text{L}$) obtenues à la surface du lac Delage (0.5 m) de juin à septembre 2007.....	33
Figure 4.5. Positionnement du lac Delage selon les classes de niveau trophique du MDDEP	35
Figure 4.6 Profils de température ($^{\circ}\text{C}$) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Durand	36
Figure 4.7 Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Durand	37
Figure 4.8 Concentrations du phosphore total ($\mu\text{g}/\text{L}$) en surface (0 m) obtenue de juin à septembre 2007 au lac Durand	38
Figure 4.9. Positionnement du lac Durand selon les classes de niveau trophique du MDDEP	39
Figure 4.10 Profils de la température de l'eau obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément	40
Figure 4.11 Profils de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément.....	41
Figure 4.12 Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément	42

Figure 4.13 Concentrations de phosphore total ($\mu\text{g/L}$) obtenues de juin à septembre 2007 au lac Clément.....	43
Figure 4.14 Concentrations de phosphore total ($\mu\text{g/L}$) obtenues dans le fond du lac Clément (>4,5 m) de juin à septembre 2007	43
Figure 4.15 Concentrations de la chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) à la surface du lac Clément entre juin et septembre 2007.	44
Figure 4.16 Positionnement du lac Clément selon les classes de niveau trophique du MDDEP	45
Figure 4.17. Profils de température ($^{\circ}\text{C}$) obtenus de juin à septembre 2007 au Trois-Petits-Lacs.....	46
Figure 4.18. Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Trois-Petits-Lacs	47
Figure 4.19. Concentration de phosphore total ($\mu\text{g/L}$) de juin à septembre 2007 au lac Trois-Petits-Lacs.....	48
Figure 4.20. Positionnement du lac Trois-Petits-Lacs selon les classes de niveau trophique du MDDEP	49
Figure 4.21 Moyennes spatiales ($n=5$) \pm Erreur Standard (ES) des profondeurs de Secchi en fonction du temps.....	51
Figure 4.22 Moyennes temporelles \pm ES ($n=11$) des profondeurs de Secchi mesurées à chacune des stations.....	51
Figure 4.23 Établissement de l'état trophique à partir de la transparence selon l'échelle utilisée par le MDDEP.	52
Figure 4.24 Variation des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord, à deux et quinze mètres de profondeur, en fonction du temps.....	53
Figure 4.25 Profils des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord à cinq dates différentes.....	54
Figure 4.26 Moyennes spatiales ($n=8$) \pm ES des concentrations de PT en surface, en fonction du temps.....	55
Figure 4.27 Moyennes temporelles ($n=11$) \pm ES des concentrations de PT en surface pour chacune des stations.	56
Figure 4.28 Variation verticale du PT, de la température et de l'oxygène dissous, le 10 octobre 2007 au centre du bassin nord (site C5).....	57
Figure 4.29 Établissement de l'état trophique à partir de la concentration en phosphore total selon l'échelle utilisée par le MDDEP.	58
Figure 4.31 : Moyenne spatiale ($n=8$) \pm ES des concentrations de chl- <i>a</i> en surface en fonction du temps.....	60
Figure 4.32 : Concentration moyenne temporelle ($n=11$) \pm ES de la chl- <i>a</i> en surface pour chacune des stations.	60
Figure 4.33 Établissement de l'état trophique du lac Saint-Charles en fonction de la chl- <i>a</i> selon l'échelle du MDDEP.	62
Figure 4.34 Profils obtenus avec le Fluoroprobe le 10 octobre 2007 à la station C5... ..	64
Figure 4.35 Biomasses du phytoplancton en fonction de la profondeur le 10 octobre 2007 à la station C5, estimée par les deux profileurs en unités de fluorescence relative.....	64

Figure 4.36 Floraisons de cyanobactéries dans la baie de l'Écho au lac Saint-Charles le 26 septembre 2007	65
Figure 4.37 Les cyanobactéries pélagiques <i>Microcystis</i> cf. <i>aeruginosa</i> et <i>Anabaena</i> sp.	65
Figure 4.38 Statistiques des concentrations en phosphore total mesurées dans les rivières aux stations principales E01 à E09.....	68
Figure 4.39 Statistiques des concentrations en phosphore total mesurées dans les rivières aux stations secondaires E10 à E35	69
Figure 4.40 Statistiques des concentrations mesurées dans les rivières aux stations principales pour (A) l'Azote total dissous, (B) l'Azote ammoniacal et (C) les Nitrites et Nitrates.	70
Figure 4.41 Concentrations en chl-a totale dans les rivières étudiées.....	72
Figure 4.42 Concentrations en matières en suspension dans les rivières étudiées....	73
Figure 4.43. Représentation statistique de la pollution bactériologique des rivières aux neuf stations principales étudiées à l'été 2007.	74
Figure 4.44 Pollution bactériologique mesurée aux stations secondaires.	75
Figure 4.45 Fréquence et amplitude de dépassement du critère de qualité du MDDEP pour le contact direct.	76
Figure 4.46 Valeurs de l'IQBP médian pour l'année 2007 des stations 1 à 9.	78
Figure 4.47. Statistiques de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique du MDDEP pour les stations principales échantillonnées à l'été 2007.	78
Figure 4.47. Statistiques de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique du MDDEP pour les stations principales échantillonnées à l'été 2007.	79
Figure 4.48 Délimitation des différents secteurs de rives caractérisés dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.	82
Figure 4.49 Caractérisation des rives des lacs Saint-Charles et Delage.....	84
Figure 4.50 Caractérisation des rives des lacs Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément..	86
Figure 4.51A Localisation des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles. Partie nord-est du bassin nord du lac Saint-Charles	91
Figure 4.51B Partie nord-ouest du bassin nord du lac Saint-Charles	92
Figure 4.51C Partie nord-ouest du bassin sud du lac Saint-Charles.....	93
Figure 4.51D Partie Sud du bassin sud du lac Saint-Charles.....	94
Figure 4.52 Localisation des herbiers aquatiques du lac Delage.....	96
Figure 4.53 Localisation des herbiers aquatiques du lac Durand	98
Figure 4.54 Localisation des herbiers aquatiques des Trois-Petits-Lacs.	99
Figure 4.55 Localisation des herbiers du lac Clément.	100

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Principaux lacs du territoire à l'étude.....	8
Tableau 2.2 Données descriptives des Trois-Petits-Lacs	11
Tableau 2.3 Données descriptives du lac Durand.....	11
Tableau 2.4 Données descriptives du lac Delage.....	12
Tableau 2.5 Données descriptives du lac Clément.....	12
Tableau 2.6 : Données descriptives du lac Saint Charles.....	14
Tableau 3.1 Critères de qualité pour l'eau de surface concernant les coliformes fécaux.....	16
Tableau 3.2 Valeurs de phosphore total, de chl- <i>a</i> et de transparence de l'eau correspondant aux différents niveaux trophiques des lacs (MDDEP2007).....	19
Tableau 3.3 Paramètres mesurés par la multisonde YSI 6600.....	20
Tableau 3.4 Paramètres mesurés dans les rivières à l'été 2007.....	21
Tableau 3.5 Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles.....	24
Tableau 3.6 Méthodes d'analyse.....	26
Tableau 3.7 État des analyses.....	27
Tableau 3.8 Paramètres mesurés dans les autres lacs étudiés.....	28
Tableau 4.1. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour le lac Delage calculé à partir des données en surface.....	35
Tableau 4.2. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour lac Durand.....	38
Tableau 4.3. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour lac Clément.....	44
Tableau 4.4. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour les Trois-Petits-Lacs	49
Tableau 4.5 Profondeur de Secchi moyenne ± SD de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.....	52
Tableau 4.6 Concentration moyenne de PT de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.....	58
Tableau 4.7 Concentration moyenne de chl- <i>a</i> de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.....	62
Tableau 4.8 Liste des taxons observés le 10 octobre 2007 au site C5 en surface.....	65
Tableau 4.9 Abondance, biovolume et biomasse des différents groupes de phytoplancton le 10 octobre 2007 au site C5 en surface.....	66
Tableau 4.10. Description des classes de qualité de l'IQBP.....	77
Tableau 4.11 Fréquence d'occurrence de chaque descripteurs limitant l'IQBP sous lors d'une des journées d'échantillonnage.....	79

Résumé

Le lac Saint-Charles est un réservoir d'eau potable pour plus de 250 000 résidants de la Ville de Québec. Ainsi, il est impératif de veiller à la conservation et la protection de tout son bassin versant. À l'été 2006, des fleurs d'eau de cyanobactéries ont fait leur apparition dans la baie de l'Écho au lac Saint-Charles. Cette alerte environnementale a éveillé plusieurs acteurs œuvrant à la gestion du territoire. La formation d'un comité technique, regroupant les représentants des villes du bassin versant, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) ainsi que le Conseil de bassin versant de la rivière Saint-Charles (CBRSC), a mené à la réalisation d'une étude limnologique sur le territoire de la prise d'eau à l'été 2007. Ce projet a pour but de mieux connaître le milieu afin d'être en mesure d'élaborer des recommandations pour améliorer la qualité de l'eau du bassin versant.

Les rives des lacs à l'étude présentent tous des secteurs dénaturalisés par les diverses actions anthropiques (murets, remblais, enrochements, etc.). Aussi, le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) envahit le littoral des lacs Saint-Charles et Delage et devient menaçant pour le maintien de l'équilibre de ces écosystèmes aquatiques. Cette augmentation de la biomasse des plantes aquatiques constitue un apport en matière organique et contribue à l'enrichissement des lacs. Les analyses physico-chimiques démontrent que la majorité des lacs étudiés se situent au stade trophique mésotrophe, selon l'indice développé par le MDDEP (2007), sauf pour les Trois-Petits-Lacs qui se positionnent au stade oligotrophe et le lac Durand qui se trouve au stade eutrophe.

L'ensemble des rivières du bassin versant présentent des problèmes d'érosion et de dénaturalisation. Les analyses physico-chimiques démontrent que les concentrations en azote total et en matières en suspension sont relativement faibles dans tous les cours d'eau. La concentration de phosphore total est assez faible mais est, pour 54 % des sites d'échantillonnage, plus élevée que le critère de qualité des eaux de surface (30 µg/L) pour au moins un prélèvement par station au cours de la saison d'échantillonnage 2007. Les rivières Jaune, Nelson ainsi que le ruisseau Savard sont les cours d'eau où le risque bactériologique est le plus élevé. La majorité des échantillons prélevés sur ces plans d'eau dépassent le critère gouvernemental sur la qualité des eaux de surface pour les contacts primaires (200 UFC/100 ml). Les cours d'eau au nord du lac Saint-Charles possèdent un indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) entre 80 et 100 (eau de bonne qualité permettant tous les usages y compris la baignade) tandis que les cours d'eau au sud du lac ont un indice qui se situe entre 60 et 79 (eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages).

Des actions concrètes peuvent être entreprises pour améliorer la qualité du milieu, telles que le reboisement, la renaturalisation des rives ainsi que la création de bassins de rétention de sorte à limiter l'apport en éléments nutritifs et en sédiments vers les cours d'eau. De plus, une harmonisation de la réglementation sur l'ensemble du territoire

permettrait la mise en œuvre d'actions communes orientées vers un même objectif. La recherche d'informations supplémentaires sur le territoire permettrait de mieux connaître le milieu pour mieux cibler les endroits problématiques. Enfin, des efforts doivent être entrepris afin d'éduquer et de sensibiliser les citoyens sur l'utilisation de produits écologiques, l'importance du reboisement dans tout le bassin versant et la renaturalisation des rives. De plus, une attention particulière devra être portée pour ne pas introduire des espèces exotiques, comme le Myriophylle à épis, et limiter leur expansion dans les lacs déjà colonisés.

Il faut prendre note que le présent rapport en est un d'étape. Plusieurs données recueillis au cours de la période estivale 2007 sont en cours d'analyse. En effet, les travaux d'échantillonnage pour le suivi de la qualité de l'eau des cours d'eau compris sur le territoire à l'étude se poursuivront au cours de la saison estivale 2008. Le rapport final de l'étude limnologique du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles sera donc disponible au cours de l'année 2009.

1. Introduction

1.1 Mise en contexte

Au cours des années 1980, des études¹ effectuées sur le lac Saint-Charles ont mis en évidence la dégradation des berges, la défaillance de plusieurs installations septiques ainsi qu'une baisse marquée de l'oxygène dans les eaux profondes du bassin nord. En 1997, Légaré (1998) décèle plusieurs problématiques environnementales additionnelles, dont celle de la dégradation de la qualité de l'eau dans la rivière des Hurons, principal tributaire du lac.

À l'été 2006, le lac Saint-Charles, source d'eau potable pour plus de 250 000 résidants de la Ville de Québec, a connu un premier épisode de fleurs d'eau de cyanobactéries. Sous de telles circonstances, les villes de Québec, Lac-Delage, et Stoneham-et-Tewkesbury, le ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), ainsi que l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) et le Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles (CBRSC) ont jugé nécessaire d'élaborer un plan d'action afin de mieux gérer ces contraintes environnementales. À la suite de ce constat, le présent projet d'étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles a été élaboré. Il a pour but d'approfondir les connaissances sur la dynamique des lacs et rivières du bassin, d'établir un diagnostic environnemental, de proposer des pistes de solutions et d'établir les bases d'un suivi temporel permettant de mesurer l'efficacité des éventuelles interventions. Le présent document est un rapport d'étape qui présente les résultats préliminaires de l'étude.

1.2 Présentation du projet

D'importantes pressions environnementales sur le territoire justifient l'ampleur du présent projet qui s'échelonnera sur deux années. Dans cette étude, nous avons appliqué un grand spectre de méthodes limnologiques pour évaluer la qualité de l'eau, caractériser les rives et trouver les sources de pollution sur les rivières et lacs du bassin, en plus de cartographier les herbiers aquatiques des lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément.

Deux projets de recherche universitaires plus spécifiques au lac Saint-Charles sont aussi inclus dans la présente étude. Les objectifs de ces projets sont de mieux comprendre les causes de la prolifération des cyanobactéries au lac Saint-Charles et d'identifier les meilleurs indices pour les détecter et faire leur suivi. Pour ce faire, les chercheurs impliqués analysent les facteurs qui influencent le développement des fleurs d'eau de

¹ Alain 1981; Marcotte 1982 et Belzile 1987.

cyanobactéries et la variabilité spatio-temporelle des cyanobactéries dans le lac en utilisant diverses approches.

Enfin, une étude paléolimnologique sur les sédiments de la fosse documentera, pour 2009, l'évolution de la conductivité du lac Saint-Charles en lien avec l'absence ou la présence des diatomées fossiles montrant des préférences écologiques spécifiques pour la salinité du milieu. Ce travail s'inscrit dans une étude paléolimnologique plus vaste qui se poursuivra jusqu'en 2011 et qui est financée par la Ville de Québec. Dans cette étude, le portrait de l'évolution trophique du plan d'eau ainsi que celui de l'évolution des communautés phytoplanctoniques à travers le temps seront reconstitués. Ces renseignements seront analysés en parallèle avec les activités humaines du bassin versant. Ce qui constituera un produit permettant l'élaboration d'un plan d'intervention ciblé. Enfin, les profits de cette étude sont réacheminé par CIMA+ vers un projet de recherche et développement en collaboration avec l'université Laval visant l'élaboration d'un modèle prédictif pour les floraisons de cyanobactéries.

Ce rapport présente les résultats préliminaires de l'étude. Une grande quantité de données a été récoltée en 2007 et l'analyse est présentement en cours. Le rapport a pour objectif de dresser un bref portrait du territoire couvert par l'étude, expliquer les méthodologies utilisées pour chacune des activités réalisées et interpréter les résultats actuels afin de faire les premières recommandations. Le rapport final de l'étude sera diffusé au cours de l'année 2009, à la fin des travaux de maîtrise des étudiants universitaires impliqués.

2. Présentation du territoire étudié

2.1 Description du bassin versant

Le haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles couvre une superficie d'environ 348 km². Il touche aux municipalités des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, Lac-Delage, Lac-Beauport, Saint-Gabriel-de-Valcartier, Shannon, Sainte-Brigitte-de-Laval, Québec ainsi qu'au territoire de Wendake (Figure 2.1 et 2.2). Selon les données de 2006, la population de ce territoire est évaluée à 42 700 habitants, soit plus de 120 habitants/km² en moyenne. La plus grande proportion de la superficie du territoire se retrouve dans les Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury (41,0 %), tandis que la plus grande proportion de la population du territoire est au niveau de la ville de Québec (71,0 %). La proportion totale de la superficie occupée par la ville de Québec représente 31,1 %. La population de l'ensemble du territoire à l'étude connaît une croissance soutenue depuis le début des années 1970 (Figure 2.3).

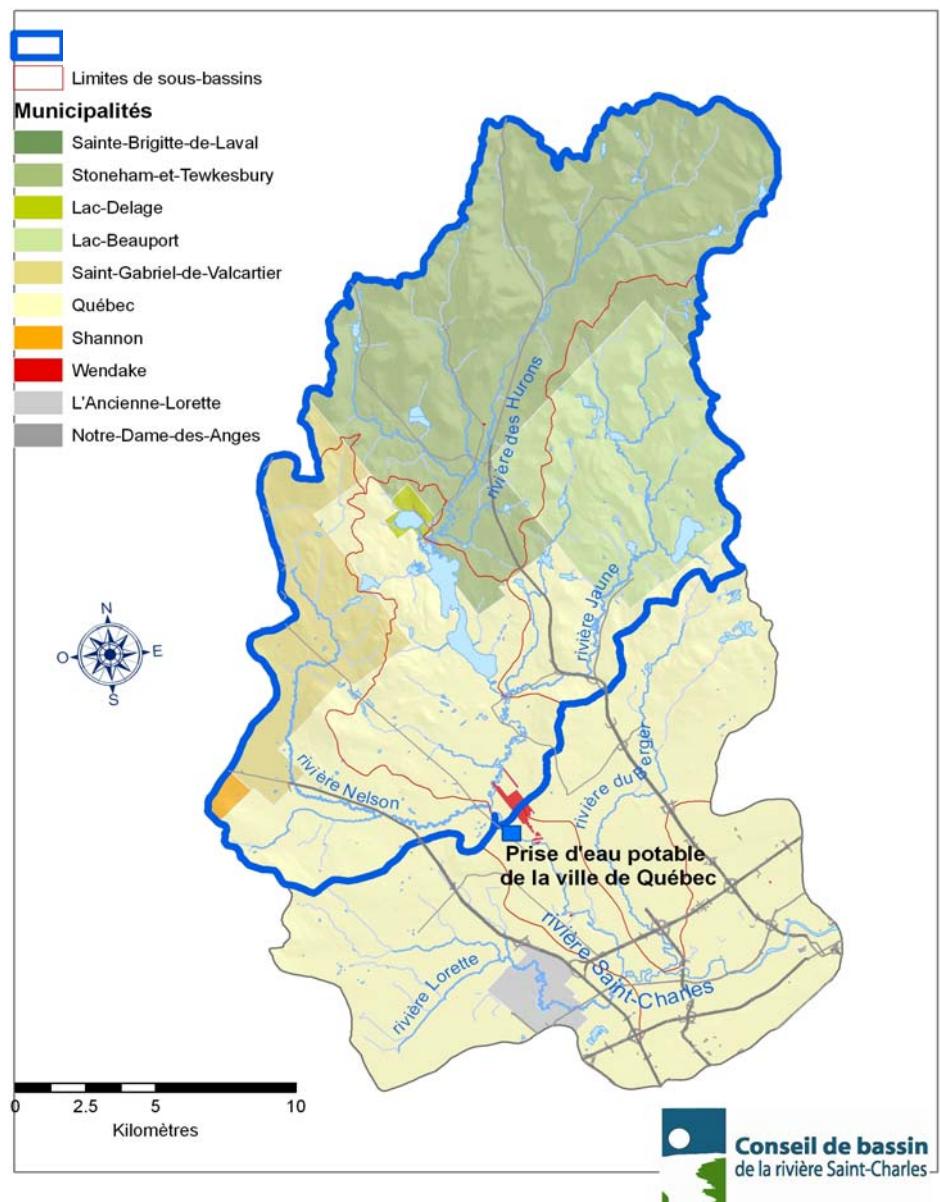


Figure 2.1 Délimitation du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec, des sous-bassins et des municipalités.

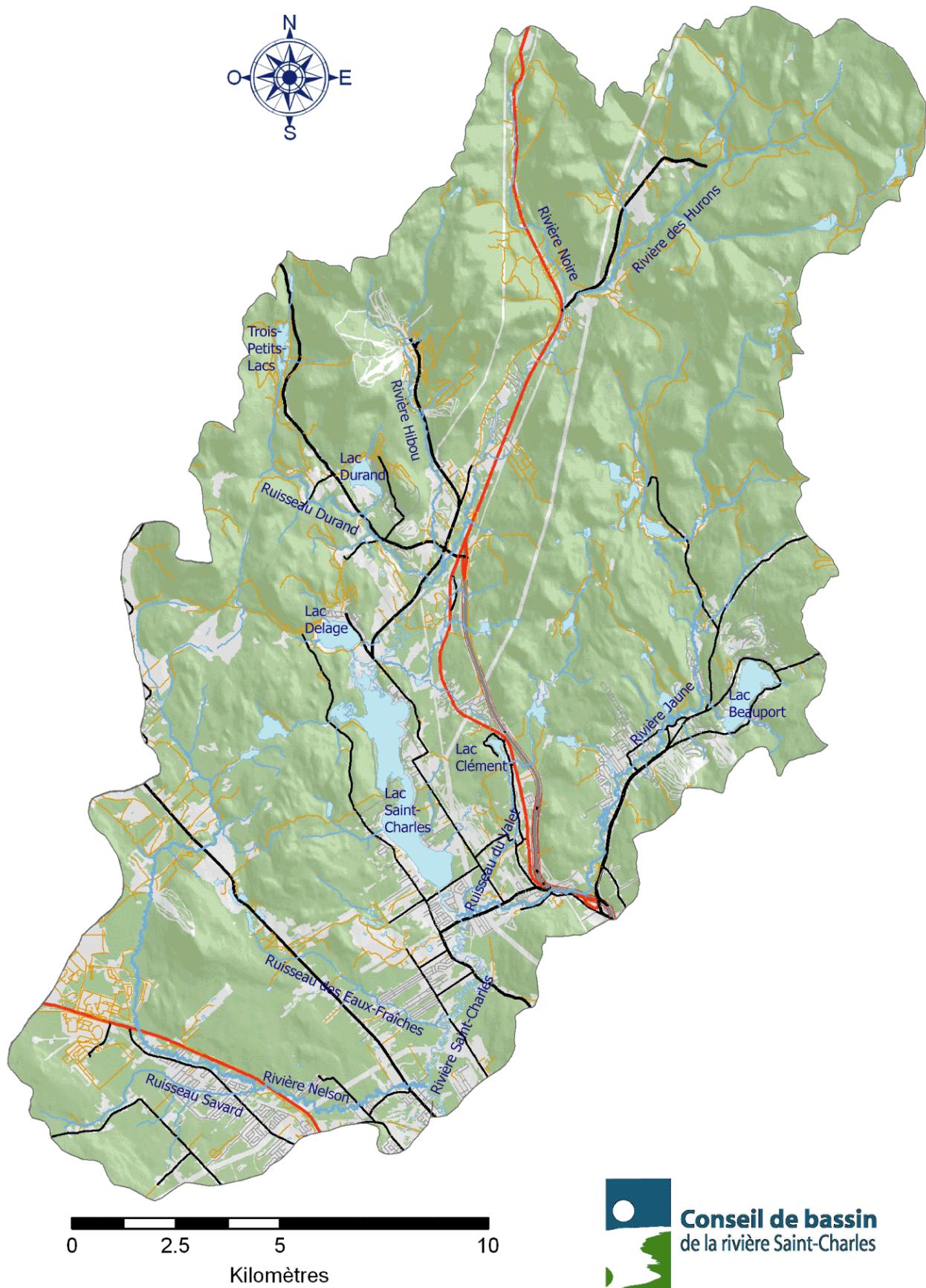


Figure 2.2 Carte du territoire à l'étude : Haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

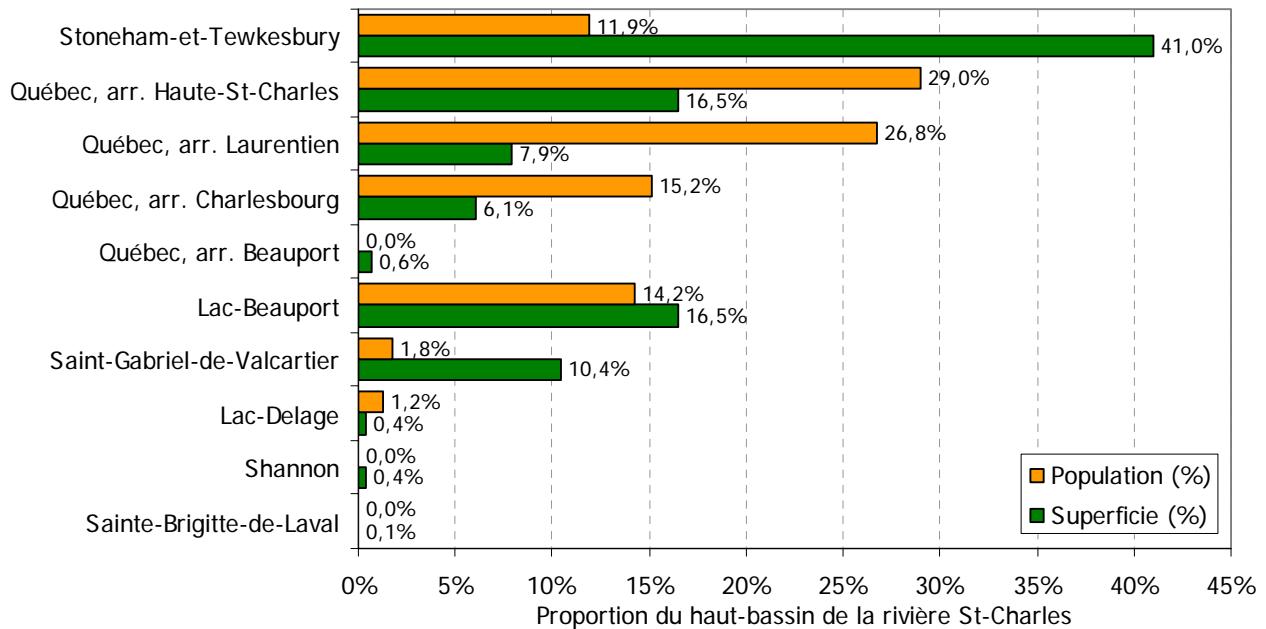


Figure 2.3 Proportions de la population et du territoire du haut-bassin selon les municipalités.

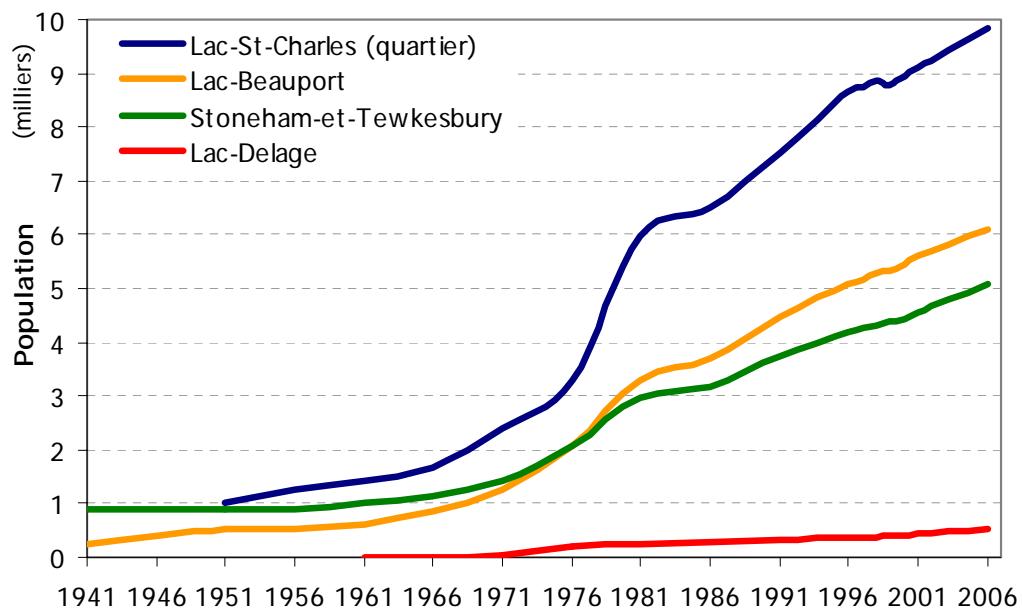


Figure 2.4 Évolution de la population de quatre localités du haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

Les secteurs urbains représentent près du quart de la superficie totale du territoire à l'étude, tandis que les zones boisées en couvrent 68% (Figure 2.5). Un faible 3% des terres sont utilisées à des fins agricoles. Le reste (6%) étant occupé par les milieux humides et les eaux de surface (lacs et rivières). L'utilisation urbaine du territoire semble toujours s'intensifier au cours des années. Par exemple, environ 610 nouvelles résidences furent construites dans la municipalité de Stoneham au cours de 12 dernières années.

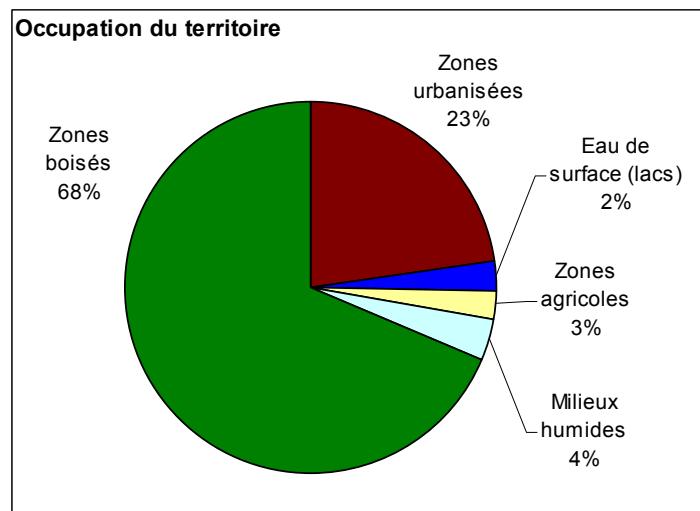


Figure 2.5 Occupation du territoire dans le bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec.

Les principales rivières du bassin versant de la prise d'eau potable de la Ville de Québec sont : des Hurons, Jaune, Nelson et Saint-Charles. Les principaux lacs sont : Saint-Charles, Beauport et Delage. Le territoire est également parsemé de nombreux autres lacs (Tableau 2.1). Les eaux souterraines du territoire sont très peu connues. La modélisation faite par Gérardin *et al.* (1997) montre une vulnérabilité élevée de plusieurs aquifères libres du haut-bassin face à la contamination (Figure 2.6).

Tableau 2.1. Principaux lacs du territoire à l'étude

Nom du lac	Superficie (ha)
Saint-Charles	332
Beauport	85.5
Delage	49
Durand	31.9
Sud-Ouest	25.2
Trois-Petits-Lacs	21.1
Fortier	18.5
Morin	16.7
Bonnet	14.7
Demers	14.2
Turgeon	13.1
Neigette	12.1
Bleu	11.1
Jaune	9.0
Blanc	8.9
Clément	8.5
McKenzie	8.4
Loutre	6.1

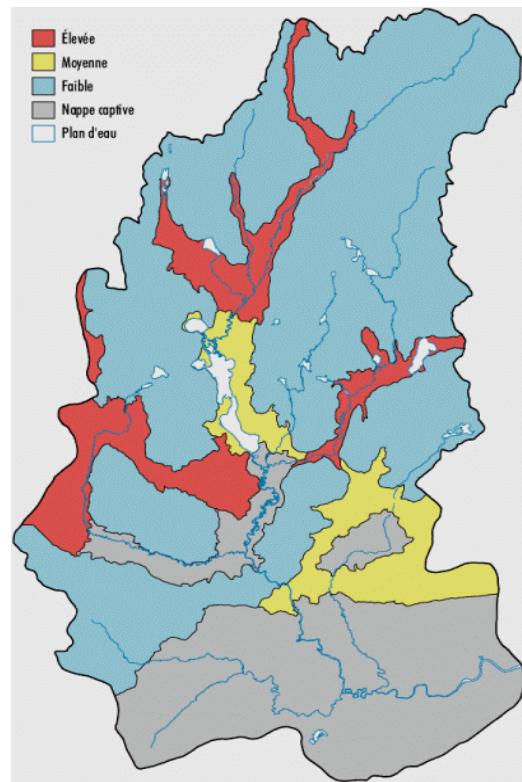


Figure 2.6 Vulnérabilité des aquifères
(Tiré de Gérardin et Lachance, 1997)

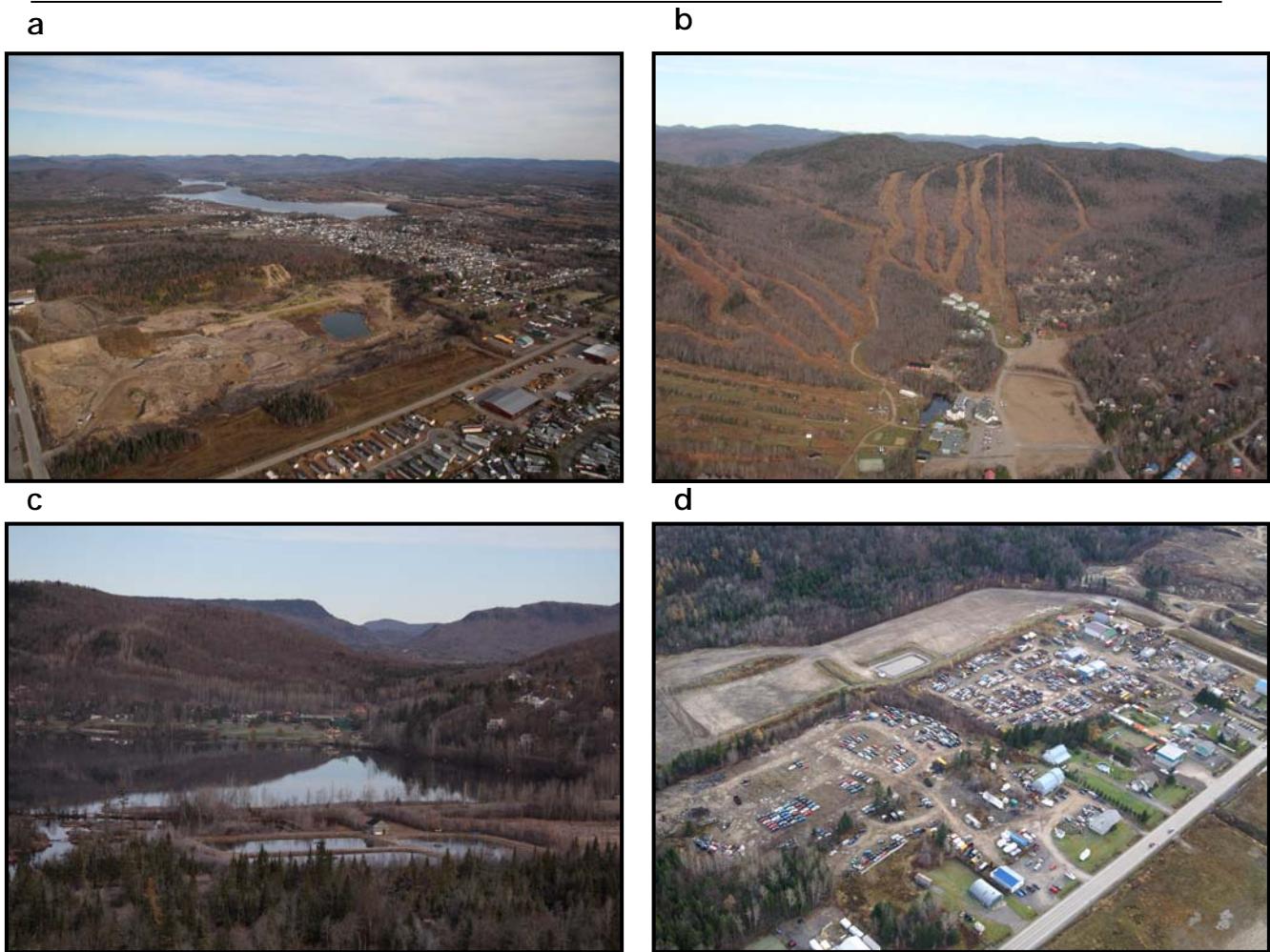


Figure 2.7 Photos d'activités anthropiques sur le territoire

- a) Sablière au sud du lac Saint-Charles
- b) Station de ski Stoneham
- c) Usine d'épuration des eaux usées et le lac Delage
- d) Cimetière d'automobiles

Les deux principales activités économiques qui marquent le territoire sont l'exploitation des carrières et sablières et le récrécotourisme. En effet, on y retrouve deux stations de ski, sept clubs de golfs, deux campings et de nombreux hôtels (Figure 2.7).

Plusieurs autres activités anthropiques peuvent représenter une menace pour la qualité des cours d'eau du territoire (Figure 2.8). Notons la présence d'anciens sites d'enfouissement, de plusieurs lieux d'entreposage de véhicules hors d'usage, d'étangs décoratifs, d'une pisciculture privée et de nombreux commerces. Quoique les deux stations d'épurations des eaux usées présentes sur le territoire traitent l'eau pour minimiser les impacts sur l'environnement, leur rejet représente tout de même une source polluante. De plus, le développement résidentiel se fait principalement dans des secteurs montagneux, modifiant l'écoulement des eaux de surface de manière significative et entraînant l'érosion des sols. Or, plusieurs résidences associées à cet étalement urbain ne sont pas reliées au réseau d'égout municipal. Dans ce cas, il est important de s'assurer de la conformité des installations septiques. Enfin,

l'artificialisation des rives est importante aux abords de plusieurs lacs et rivières du bassin, affaiblissant ainsi la protection naturelle de ceux-ci contre l'érosion, le réchauffement et le surenrichissement.

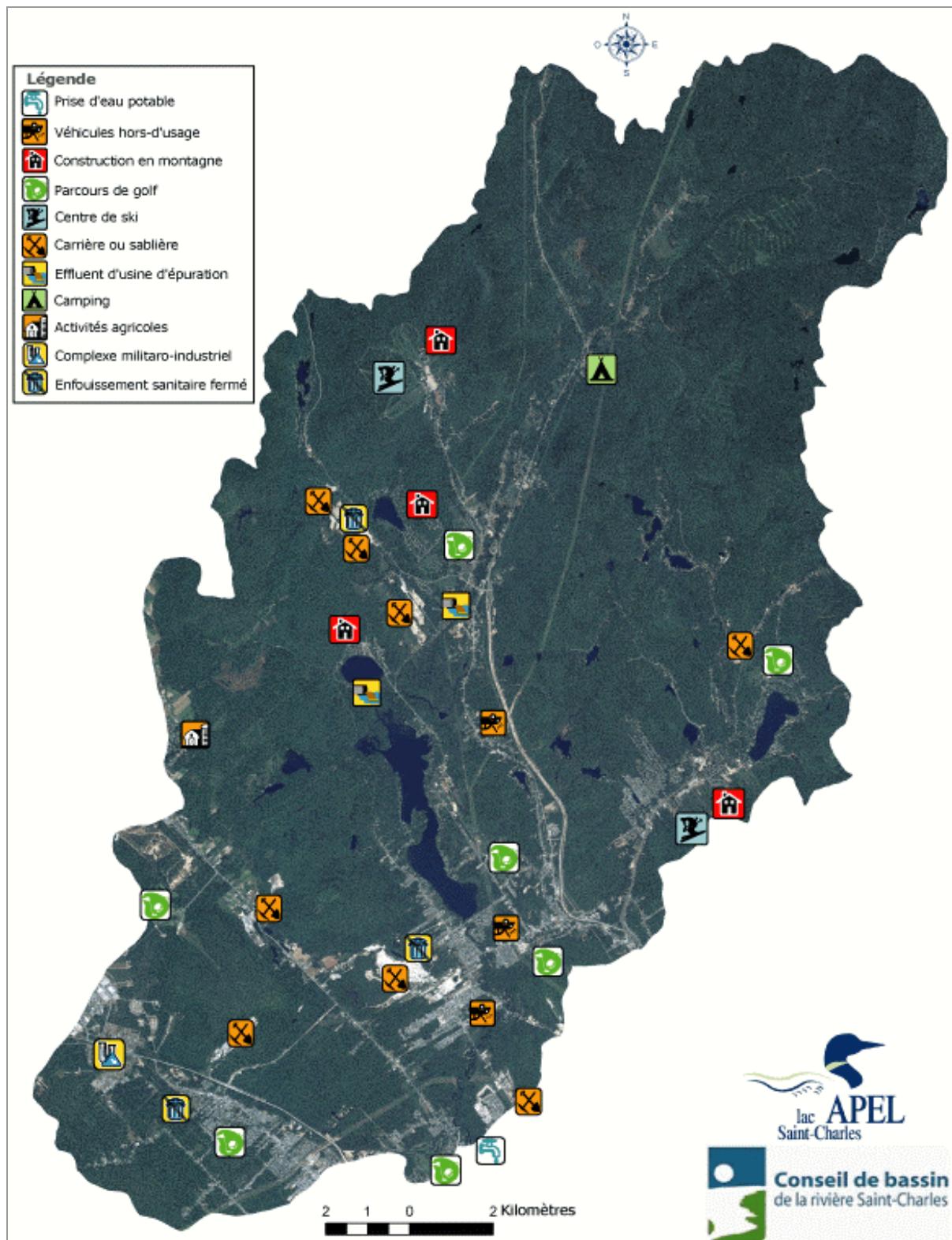


Figure 2.8 Principales activités anthropiques ayant un impact sur l'eau dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

2.2 Description des lacs à l'étude

2.2.1 Les Trois-Petits-Lacs

Situé sur le territoire de la municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, les Trois-Petit-Lacs sont alimentés par quatre petits ruisseaux et l'effluent rejoint celui du lac Durand avant de se déverser dans la rivière des Hurons. Ce lac est reconnu pour la qualité de ses eaux et pour l'excellence de son habitat pour l'Omble de fontaine (Bolduc 2002). La majorité du bassin versant de ce lac est forestier. Les résidences de ce secteur ont des installations septiques individuelles.

Une association de riverains est présente et active depuis plusieurs décennies dans ce milieu. Elle a réalisé des aménagements pour la faune, effectué des suivis sur les installations septiques et sensibilise les riverains à la protection de la bande riveraine.

Tableau 2.2 Données descriptives des Trois-Petits-Lacs

Superficie du lac	21.9 ha
Superficie du bassin versant	6,15 km ²
Volume	1 067 000 m ³
Profondeur maximale	11,4 m (bassin nord), 9,4 m (centre) et 6,9 m (sud)
Taux de renouvellement	77 jours (bassin nord), 13 jours (centre) et 8 jours (sud)

(Tiré de Bolduc 2002)

2.2.2 Lac Durand

Situé dans la municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury, dans le hameau de Vermont-sur-le-Lac, le lac Durand possède un seul affluent permanent et son exutoire est le ruisseau Durand. Ce dernier se jette dans la rivière des Hurons. Ce lac est très peu profond et mesure environ 1 km de long. Le bassin versant du lac Durand est plutôt forestier sauf à l'est où un développement résidentiel à flanc de montagne y fut réalisé. L'ensemble des résidences du bassin dispose d'installations septiques individuelles.

Tableau 2.3 Données descriptives du lac Durand

Superficie du lac	31,9 ha
Superficie du bassin versant	4,89 km ²
Volume	310 400 m ³
Profondeur maximale	2,5 m
Profondeur moyenne	1 m
Taux de renouvellement	22 jours

(Tiré de Bolduc 2002)

2.2.3 Lac Delage

Situé sur le territoire de la Ville de Lac-Delage, le lac Delage est alimenté par quatre affluents majeurs (3 intermittents, 1 canalisé) et son effluent est la rivière Delage (nom usuel) qui se jette dans les marais du Nord du lac Saint-Charles. Comme le niveau du lac Delage est pratiquement le même que celui du lac Saint-Charles, il arrive que l'écoulement de son exutoire se fasse à contre-sens lors des crues.

Tableau 2.4 Données descriptives du lac Delage

Superficie du lac	49 ha
Superficie du bassin versant	6,16 km ²
Volume	5 742 000 m ³
Profondeur maximale	26 m
Profondeur moyenne	10 m
Taux de renouvellement	332 jours

(Tiré de Gagnon, 2003)

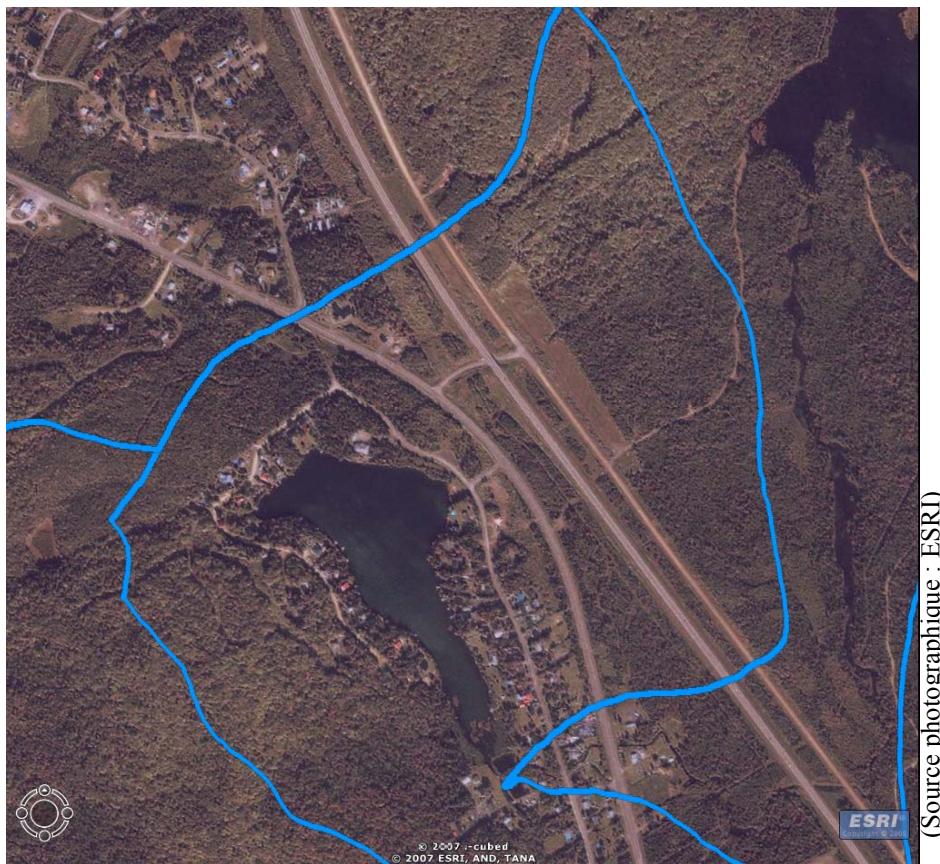
Le bassin versant de ce lac est en grande partie forestier. Par contre, en raison de son attrait naturel, la Ville de Lac-Delage a connu une forte croissance de la population (600%) dans les années 1970 (Gagnon 2003). Par la suite, une légère croissance de la population a été enregistrée (Figure 2.2). Une bonne partie des résidences de la ville est raccordée à un réseau d'égout relié à une usine de traitement par étangs aérés, dont l'effluent se situe environ à 50 m en aval de la décharge du lac Delage. Par contre, les résidences de l'avenue du Rocher, situées à l'ouest du lac, ne sont pas raccordées. Dans ce secteur, des installations septiques individuelles effectuent le traitement des eaux usées des résidences.

2.2.4 Lac Clément

Très peu d'informations sont disponibles sur le lac Clément puisqu'il semble qu'aucune étude n'ait été effectuée sur ce lac dans le passé. Il s'agit d'un lac de tête possédant un petit bassin versant situé aux limites de l'arrondissement Charlesbourg de la ville de Québec et de la municipalité de Stoneham. Environ 75 habitations sont situées dans son bassin versant, dont 40 sont sur les rives du lac. Seules les résidences riveraines situées sur la rue de la rivière Jaune sont desservies par le réseau d'égout. Le reste des maisons riveraines possèdent des installations septiques individuelles. Le petit bassin versant du lac Clément est traversé par de nombreuses routes : chemin Notre-Dame, boulevard Talbot et l'autoroute 73 dont la deuxième chaussée a été construite récemment (non visible sur la Figure 2.8).

Tableau 2.5 Données descriptives du lac Clément

Superficie du lac	8,5 ha
Superficie du bassin versant	1 km ² (estimation)
Profondeur maximale	5,6 m



(Source photographique : ESRI)

Figure 2.9 Image satellite du lac Clément et de son bassin versant.

2.2.5 Lac Saint-Charles

Le lac Saint-Charles est situé dans la ville de Québec, au sein de l'arrondissement de la Haute-Saint-Charles et de la municipalité des Cantons-Unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Son bassin versant a une superficie d'environ 166 km² et il est composé majoritairement de forêts (Figure 2.10). Les principaux affluents du lac sont la rivière des Hurons, drainant 82% du bassin versant, et l'effluent du lac Delage (Légaré 1998). Tous deux se déversent à l'extrémité nord du lac. L'unique effluent est la rivière Saint-Charles et son 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).

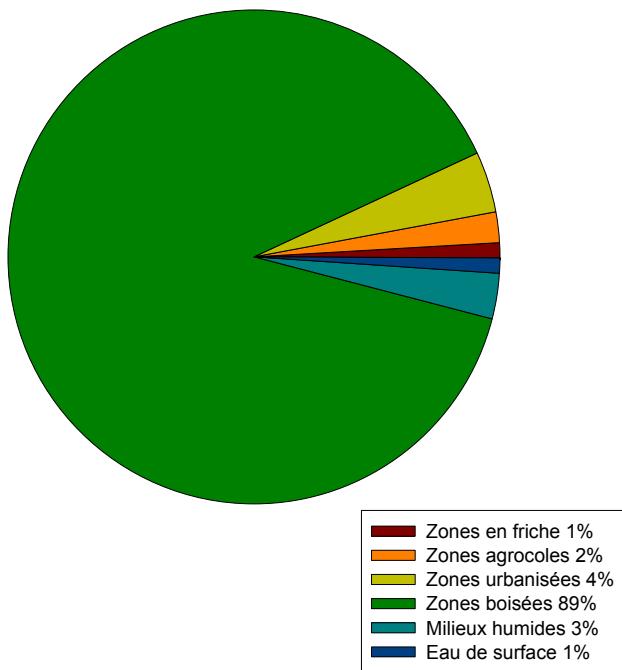


Figure 2.10. Occupation du territoire du bassin versant du lac Saint-Charles en 1998 (tiré de Légaré 1998)

Divisé en deux sous-bassins, le lac Saint-Charles a une superficie totale de 3,6 km² et son volume total (près de 15 millions de m³) est renouvelé en moyenne 16 fois par année. Toutefois, le renouvellement de l'eau varie selon la saison, le bassin étant considéré de même que la trajectoire de l'affluent (Légaré 1998). Légaré 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 la 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. Ceci a pour effet d'augmenter le 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. Son bassin principal est de forme conique et sa profondeur maximale est de 16,5 m. Le bassin sud, quant à lui, est moins profond alors que la colonne d'eau ne dépasse pas les 4 m.

Tableau 2.6 : Données descriptives du lac Saint-Charles

Superficie du lac	332 ha
Superficie du bassin versant	165,8 km ²
Volume	14 810 000 m ³
Profondeur maximale	16,5 m
Profondeur moyenne	5,6 m (bassin nord)
Taux de renouvellement	22,7 jours (bassin nord) et 7,6 jours (bassin sud)

3. Méthodologie de l'étude

La présente étude limnologique comporte trois volets de travaux d'échantillonnage et de caractérisation des écosystèmes aquatiques et riverains du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Le premier volet porte sur la qualité de l'eau des lacs et des rivières, le deuxième sur l'état de leurs rives et le troisième sur l'inventaire des herbiers aquatiques. Voici une description des méthodes utilisées pour mener à bien ces travaux.

3.1 Étude de la qualité de l'eau des rivières et des lacs

3.1.1 Paramètres mesurés en rivières et en lacs

Les écosystèmes aquatiques sont des milieux complexes présentant des caractéristiques physicochimiques variées (Wetzel 2001; Kalff 2002) caractérisées par de nombreux paramètres physiques, chimiques et biologiques. Voici une brève présentation des paramètres mesurés dans les différents lacs et rivières à l'étude et de leur importance en tant qu'indicateurs de l'état de santé des écosystèmes.

Température

Le rayonnement solaire est la principale source de réchauffement de l'eau de surface. La température des tributaires et de l'eau de ruissellement peut aussi contribuer à réchauffer ou refroidir l'eau d'un lac ou d'une rivière. Lorsqu'un lac est assez profond, une partie de la chaleur absorbée s'accumule en surface, créant un gradient vertical de température dans la colonne d'eau. Comme la densité maximale de l'eau se situe autour de quatre degrés Celsius (4°C), l'eau réchauffée par le soleil « flotte » en surface. Au fur et à mesure que l'eau de surface devient plus chaude et moins dense, la résistance au brassage vertical augmente. Le lac devient alors stratifié en trois zones. La strate supérieure, appelée épilimnion, comprend l'eau réchauffée par le soleil. Une couche d'eau intermédiaire appelée métalimnion se caractérise par un changement de température supérieur à 1°C par mètre (c'est à cet endroit que se trouve la thermocline, profondeur où le gradient de température est maximal). L'hypolimnion, la strate inférieure, reste isolé de la surface pendant une grande partie de l'année et contient une eau dont la température est souvent près de 4°C (ou supérieure, dépendant de la durée du mélange printanier et des conditions météorologiques durant cette période). Dans les lacs profonds du Québec, la stratification thermique disparaît habituellement deux fois par année, lorsque la température de la surface est la même que celle en profondeur, soit au printemps et à l'automne.

pH

Le potentiel d'hydrogène, ou pH, indique le niveau d'acidité ($\text{pH} < 7$) ou d'alcalinité ($\text{pH} > 7$) du milieu. Le bassin versant à l'étude se situe entièrement sur le Bouclier canadien et l'eau de ruissellement y est en contact avec des gneiss, roche d'origine granitique ayant métamorphisé. Ces formations rocheuses ont un très faible pouvoir

tampon, car elles ont une faible concentration en carbonate. Cette particularité a pour conséquence que l'eau des lacs et cours d'eau du bassin versant est légèrement acide (souvent entre 6,5 et 7,0) et est sensible aux pluies acides ou aux déversements de produits chimiques acides.

Conductivité

La conductivité spécifique (ou électrique) est la mesure de la capacité d'un échantillon à conduire un influx électrique (inversement proportionnel à la résistance électrique). Ce paramètre indique indirectement le taux de sels minéraux présents dans l'eau sous forme d'ions chargés, une eau pure ayant une conductivité presque nulle. La conductivité d'un cours d'eau dépend de l'apport de sels minéraux par lessivage dans les eaux de ruissellement, les précipitations et les dépôts atmosphériques et elle est influencée par l'équilibre entre l'évaporation et les précipitations (Wetzel 2001). Ces sels minéraux peuvent aussi provenir des effluents urbains, particulièrement ceux captant le drainage routier et lessivant les sels de déglaçage.

Matières en suspension

Les concentrations de matières en suspension (MES) ont été mesurées dans l'eau des rivières uniquement. Les MES sont un indice du volume de sédiments fins (argile, limon, sable, matière organique) transportées par un cours d'eau. En plus de montrer l'intensité de l'érosion dans le bassin versant, les MES contribuent à l'enrichissement des plans d'eau en aval dû aux nutriments qui adhèrent aux particules minérales transportées.

Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux (CF) ont été mesurés dans les rivières uniquement. La qualité bactériologique d'un cours d'eau est un bon indice de son état général. Les coliformes fécaux sont l'indicateur de pollution bactériologique le plus largement utilisé, puisqu'elles sont quantifiables par une méthode simple et que leur concentration est fortement liée à celle de microorganismes pathogènes. Les coliformes fécaux ne se reproduisent que dans le système digestif des animaux à sang chaud et peuvent survivre quelques jours dans le milieu naturel. Leur présence en grande concentration dans un cours d'eau dénote un apport direct d'origine fécale, provenant le plus souvent de rejets d'égouts sanitaires ou le lessivage d'excréments animaux.

Tableau 3.1 Critères de qualité pour l'eau de surface concernant les coliformes fécaux

Limite acceptée	Usages à protéger
200 UFC/100 mL	Activités de contact primaire (ex. baignade, planche à voile)
1000 UFC/100 mL	Activités de contact secondaire (ex. pêche sportive et canotage)
1000 UFC/100 mL	Approvisionnement d'usine de production d'eau potable avec traitement complet

(Source : Guay, 2007)

Phosphore et azote

L'azote et le phosphore font partie des principaux éléments nutritifs nécessaires à la croissance des plantes et des algues photosynthétiques. Cependant, leur rareté dans l'environnement limite la biomasse algale dans plusieurs milieux. L'augmentation des apports en éléments nutritifs dans un écosystème aquatique se traduit souvent en une augmentation significative de la quantité d'algues et de plantes et une accélération du processus d'eutrophisation. Parmi les éléments nutritifs essentiels, le phosphore est le moins abondant et généralement le premier élément qui limite la biomasse algale en eaux douces. Ainsi, une augmentation de son apport au milieu aquatique, particulièrement dans sa forme dissoute facilement assimilable (phosphore soluble réactif), se traduit habituellement par un accroissement de la production d'algues.

Carbone organique dissous

Les composées organiques d'un milieu aquatique se présentent sous forme de particules en suspension ou de molécules dissoutes dans l'eau. Les sources de carbone organique dissous proviennent de la dégradation des substances humiques, des végétaux dans le bassin de drainage ainsi que des effluents d'eaux usées municipales ou industrielles. La concentration de carbone organique dissous sert à évaluer la présence des matières responsables de la coloration jaunâtre ou brunâtre de l'eau, telles que les acides humiques et fulviques provenant des milieux humides (comme les marécages, les tourbières et les marais). À noter que la transparence de l'eau diminue avec l'augmentation de la concentration en carbone organique dissous (Laurion et al. 1996; MDDEP 2007).

Oxygène dissous

L'apport en oxygène des écosystèmes aquatiques provient de l'air échangé en surface (vagues, remous) ou de la photosynthèse de certains organismes aquatiques. L'oxygène produit est utilisé pour la respiration des autres organismes aquatiques ou il est dissipé vers l'atmosphère. Une faible concentration en oxygène dans l'eau peut avoir de graves conséquences sur la survie de la faune aquatique, spécialement celle de certaines espèces de poissons comme le touladi qui recherche les zones plus froides et plus riches en oxygène des profondeurs. Afin d'offrir un milieu de qualité pour la faune piscicole, une concentration de 7 mg d'oxygène par litre (mgO_2/L) est la limite minimale recommandée par Evans (2007).

L'hypolimnion d'un lac présente parfois un déficit en oxygène. Ceci est principalement dû à l'absence d'échange avec la surface et la forte activité microbienne utilisant l'oxygène pour dégrader la matière organique sédimentée au fond. Les concentrations minimales d'oxygène dans l'hypolimnion s'observent au début de l'automne et du printemps, après plusieurs mois de stratification et d'isolement de la surface mieux oxygénée par le brassage.

Transparence

La transparence de l'eau est inversement proportionnelle à sa turbidité et est affectée par la quantité de sédiments en suspension, la concentration en matière organique

dissoute colorée et l'abondance du plancton (algues et micro-organismes) présent dans la colonne d'eau. Une forte turbidité atténue la lumière et limite la croissance des algues et plantes aquatiques en profondeur. Dans les lacs, la turbidité a été estimée grâce au 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. Une attention particulière doit être portée aux aléas de la météo (nuages, vent) qui peuvent influencer la lecture. C'est une mesure relative qui comporte un certain degré de subjectivité, en particulier lorsque les observateurs changent.

Chlorophylle-a et autres phytopigments

La chlorophylle-a (chl-a) est la molécule photosynthétique la plus répandue chez les plantes, les algues et les cyanobactéries. La concentration de ce pigment est utilisée comme un indicateur de la biomasse algale, et donc comme indicateur de l'enrichissement d'un lac et de son eutrophisation. Les différents types de pigments présents permettent de déterminer les types d'assemblage phytoplanctoniques présents, dont les cyanobactéries.

Calcul du débit des rivières lors des échantillonnages

Lorsque la configuration du site d'échantillonnage le permettait, le débit de la rivière a été mesuré lors des échantillonnages. Ce paramètre était calculé à partir de la vitesse du courant, du niveau d'eau mesuré lors des échantillonnages et du profil de la profondeur de la rivière à cet endroit. Un contenant de volume connu a également été utilisé pour les cours d'eau canalisés présentant un faible débit.

Il s'agit d'une estimation grossière permettant d'obtenir le débit instantané ($m^3/\text{seconde}$) des rivières étudiées desquelles on peut extrapoler le débit journalier (m^3/jour). En multipliant cette dernière valeur avec les concentrations de polluants mesurés, on obtient une estimation de leur apport instantané au milieu en aval (i.e. en kg/jour).

3.1.2 Indices de niveau trophique utilisés (Carlson et MDDEP)

Deux méthodes ont été utilisées pour évaluer le degré d'eutrophisation des lacs. D'abord, nous avons utilisé l'indice trophique de Carlson (1977) (TSI; trophic state index). Cet indice évalue l'état trophique d'un lac en se basant sur la biomasse du phytoplancton (la quantité d'organismes photosynthétiques en suspension dans la colonne d'eau). La biomasse du phytoplancton est estimée indépendamment par trois variables, soit la chl-a, le phosphore total et la profondeur de Secchi, et un indice TSI est calculé pour chacune d'elles (Équation 3-1).

Équation 3-1

$$\begin{aligned} \text{TSI (PT)} &= 14.42 \ln(\text{PT}) + 4.15 \\ \text{TSI (chl-a)} &= 9.81 \ln(\text{chl-a}) + 30.6 \\ \text{TSI (DS)} &= 60 - 14.41 \ln(\text{DS}) \end{aligned}$$

où
 PT = phosphore total ($\mu\text{g/L}$),
 chl-a = chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$) et
 DS = profondeur du disque de Secchi (m)

Les valeurs de TSI obtenues varient entre 0 et 100. Elles doivent être interprétées séparément. Les valeurs de moins de 30 sont généralement retrouvées dans les lacs et réservoirs oligotrophes et celles entre 50 et 70 correspondent aux lacs eutrophes. Les lacs hyper-eutrophes ont, quant à eux, des valeurs de TSI de plus de 70 (Wetzel, 2001).

Ensuite, nous avons utilisé une méthode développée par le MDDEP (2007) pour évaluer l'état trophique des lacs. Cette méthode consiste à comparer les résultats de variables clés obtenues dans un lac à des valeurs de références. Ces valeurs servent de barème et permettent de classer les cours d'eau sur une échelle trophique (Tableau 3.2). Les descripteurs utilisés sont les mêmes que l'indice de Carlson, soit la chl-a, le phosphore total et la profondeur de Secchi.

Tableau 3.2 Valeurs de phosphore total, de chl-a et de transparence de l'eau correspondant aux différents niveaux trophiques des lacs (MDDEP 2007).

Classes trophiques		Descripteurs		
Classes principales	Classes secondaires	Phosphore total (µg/L)	Chlorophylle a (µg/L)	Transparence (m)
Ultra-oligotrophe		< 4	< 1	> 12
Oligotrophe		4 - 10	1 - 3	12 - 5
	Oligo-mésotrophe	7 - 13	2,5 - 3,5	6 - 4
Mésotrophe		10 - 30	3 - 8	5 - 2,5
	Méso-eutrophe	20 - 35	6,5 - 10	3 - 2
Eutrophe		30 - 100	8 - 25	2,5 - 1
Hyper-eutrophe		> 100	> 25	< 1

3.1.3 Les multisondes utilisées pour les mesures *in situ*

Pour obtenir les profils de plusieurs variables limnologiques à la fois, nous avons utilisé deux multisondes avancées : le YSI 6600 (Yellow Spring Instruments, USA; de l'Université Laval) et le fluoroprobe (bbe-Moldaenke, Germany; de l'INRS-ETE).

Multisonde YSI

La multisonde YSI 6600 mesure la température, l'oxygène dissous, le pH et la conductivité (Tableau 3.3). De plus, elle est équipée de deux senseurs lui permettant d'estimer d'une part la concentration de chl-a dans l'eau (excitation 470 nm; émission 650 à 700 nm) et d'autre part la concentration de la phycocyanine (excitation 650 nm; 590 à 630 nm). Les résultats sur la phycocyanine ne sont toutefois pas présentés dans ce rapport, car ils doivent d'abord être validés par son dosage direct en laboratoire. Des profils verticaux ont été réalisés, à toutes les stations de chacun des lacs à l'étude, de la surface vers le fond à un intervalle d'échantillonnage de 0,5 m. L'oxygène dissous et la profondeur étaient calibrés à chaque journée d'échantillonnage, alors que le reste des variables était calibré au moins une fois par mois.

Tableau 3.3 Paramètres mesurés par la multisonde YSI 6600

Paramètre	Abréviation	Précision de mesure	Limite de détection
pH	pH	+/- 0,2 unité	0,01 unité
Conductivité spécifique (mS/cm)	Cond	+/- 0,5 % de la lecture + 0,001 mS/C	0,001 mS/cm
Température (°C)	Temp	+/- 0,15°C	0,01°C
Profondeur (m)	Z	0,018 m (0 à 9,1 m) et 0,12 m (0 à 61 m)	0,001 m
Oxygène dissous (mg/L)	O ₂	+/- 0,2 mg/L	0,01 mg/L
Saturation en oxygène (%)	Sat.O ₂	+/- 2%	0,1%
Chlorophylle <i>a</i>	chl-a (indice)	Indice d'abondance relative	ND
Phycocyanine	PC	Indice d'abondance relative	ND

Fluoroprobe

La deuxième sonde, le Fluoroprobe, a été déployée trois fois à chacune des stations d'échantillonnage du lac Saint-Charles, à une vitesse d'environ 0,1 m/s (Ghadouani et Smith 2005). Une description détaillée du fonctionnement du Fluoroprobe est disponible dans Beutler *et al.* (2002, 2003). Cet instrument mesure principalement la fluorescence de l'eau causée par l'excitation à 6 longueurs d'onde (370, 450, 525, 570, 590, 610 nm) pendant 0,1 ms. L'appareil détecte la fluorescence de la chl-*a* entre 690 et 710 nm et le programme estime la fluorescence provenant de chaque groupe de phytoplancton grâce à leur signature spectrale (par une déconvolution du signal en utilisant les signatures propres à chaque groupe). L'appareil détecte et tient compte de la matière organique dissoute (MOD), qui absorbe surtout les rayons ultraviolets (UV) et la lumière bleue. Le Fluoroprobe mesure également la température de l'eau (°C), la profondeur (m) et la turbidité à chaque 2 secondes (fréquence ajustable), ce qui génère un profil de haute résolution de la colonne d'eau.

Il est possible de distinguer jusqu'à quatre groupes de phytoplancton en fonction de leur signature spectrale influencée par la composition pigmentaire. Le groupe des cyanobactéries est constitué des espèces pour lesquelles la phycocyanine (PC) et la chl-*a* sont les pigments majeurs. Le groupe des algues vertes (chlorophytes, euglénophytes) représente les espèces qui possèdent les pigments chl-*a*, chlorophylle-*b* (chl-*b*) et xanthophylles. Les algues dorées, ou Hétérokontophytes (diatomées, dinoflagellés, coccolithophores et chrysophytes), sont caractérisées par la présence de chl-*a*, chlorophylle-*c* (chl-*c*) et xanthophylles. Le groupe des cryptophytes et des algues rouges possède les pigments chl-*a*, chl-*c*, phycoérythrine (PE) et PC (Beutler *et al.* 2003). Une procédure de calibration réalisée par la compagnie génère des algorithmes pour ces différents groupes phytoplanctoniques permettant d'estimer leur biomasse en µg/L de chl-*a*. Ces algorithmes peuvent être optimisés pour une communauté phytoplanctonique donnée (i.e. celle du lac Saint-Charles).

3.2 Sites et calendrier d'échantillonnage en rivières

Les rivières à l'étude ont été échantillonnées à 35 points différents (Figure 3.1, coordonnées complètes à l'annexe A). Parmi ceux-ci, neuf stations principales ont été visitées 10 fois entre le 24 avril et le 22 octobre 2007. Pour leur part, les stations E10 à E35 ont été échantillonnées quatre fois entre le 15 mai et le 13 septembre.

Plusieurs paramètres ont été mesurés avec des appareils de mesures électroniques (température, conductivité et pH). Des échantillons ont été prélevés sur le terrain selon les détails fournis au tableau 3.4. Ces prélèvements ont été gardés dans des contenants prévus à cette fin (prélavés et acidifiés le cas échéant) dans une glacière à 4°C jusqu'à leur analyse en laboratoire.

Tableau 3.4 Paramètres mesurés dans les rivières à l'été 2007

Paramètres	Méthode	Stations 1 à 6	Stations 7 à 9	Stations 10 à 35
Température	Sonde HannaInstrument	X	X	X
PH	Sonde HannaInstrument	X	X	X
Conductivité	Sonde HannaInstrument	X	X	X
Coliformes fécaux	Laboratoire Maxxam	X	X	X
Phosphore total	Laboratoire INRS	X	X	X
Matières en suspension	Laboratoire INRS	X	X	
Chlorophylle- <i>a</i>	Laboratoire Univ. Laval	X	X	
Carbone organique dissous	Laboratoire INRS	X	X	
Azote total dissous	Laboratoire INRS	X	X	
Azote ammoniacal	Laboratoire CEAQ	X		
Nitrites et Nitrates	Laboratoire CEAQ	X		
Fréquence d'échantillonnage		10 reprises (aux 2 à 3 semaines)	4 reprises (aux 5 à 6 semaines)	

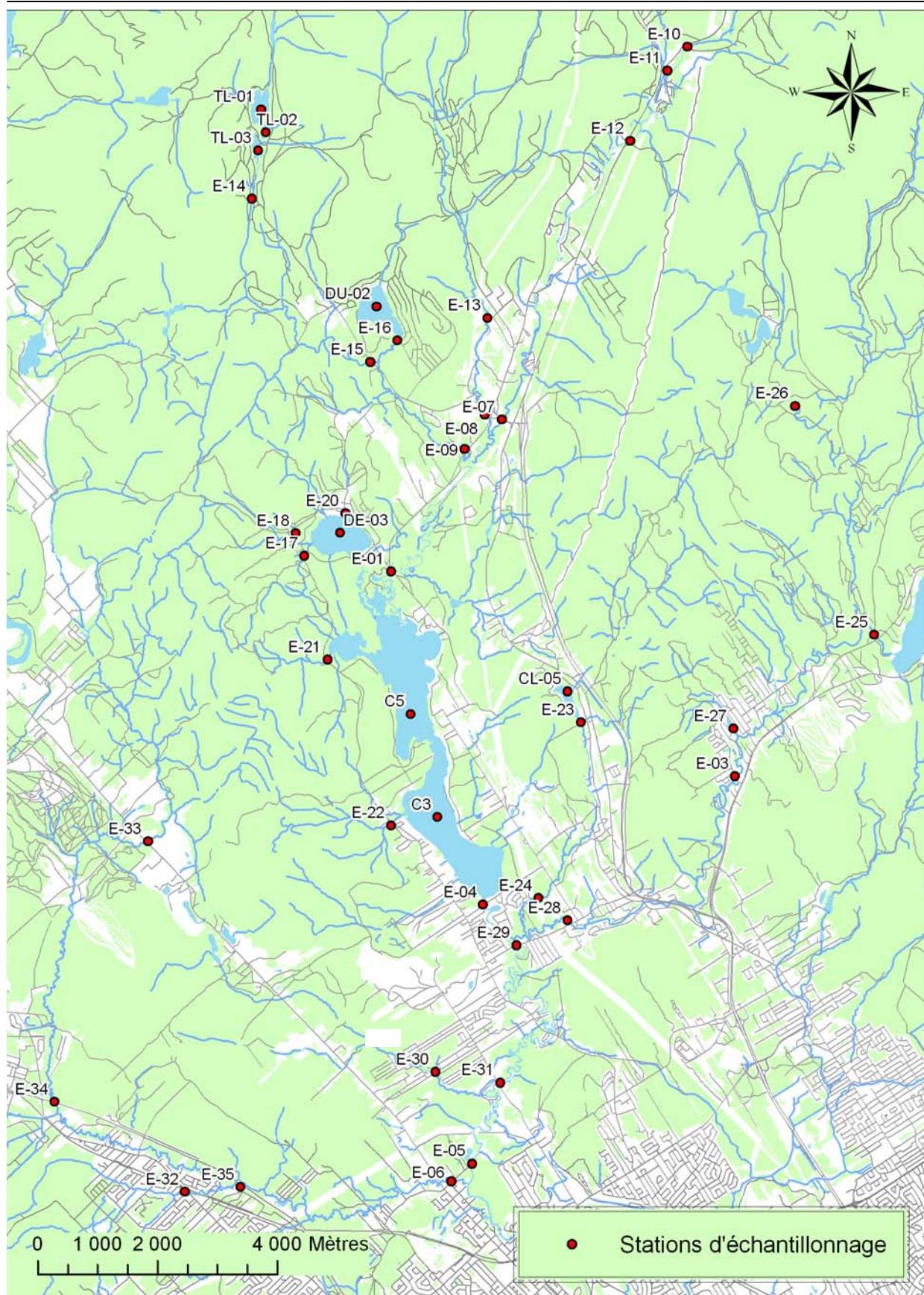


Figure 3.1 Localisation des stations d'échantillonnage des rivières et des lacs.
(Références GPS et détails sur les stations d'échantillonnage en Annexe A-1)

3.3 Méthodes de caractérisation du lac Saint-Charles

3.3.1 Sites et fréquence d'échantillonnage du lac Saint-Charles

L'échantillonnage a été réalisé entre le 13 juin et le 6 novembre 2007 à une fréquence bimensuelle, et ce, à 8 sites distribués sur les bassins sud et nord du lac Saint-Charles (Figure 3.2). La visite de l'ensemble des stations se faisait en deux ou trois jours. Chaque fois, le prélèvement des échantillons et les prises de données étaient faits le matin, période de la journée où le phytoplancton se retrouve habituellement en surface (Mitrovic *et al.* 2001). Le traitement des échantillons pour leur conservation (filtration et congélation s'il y a lieu) était ensuite fait en après-midi.

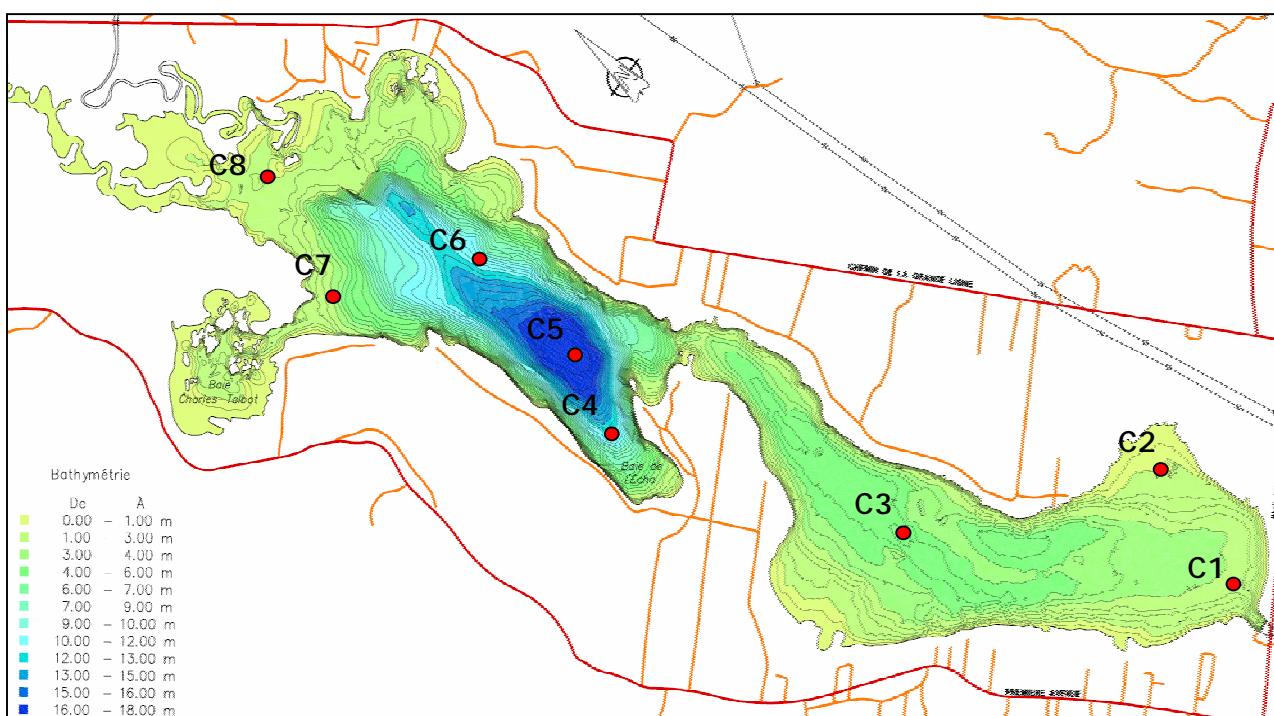


Figure 3.2 Localisations des stations d'études sur le lac Saint-Charles.

3.3.2. Caractérisation physicochimique et biologique de l'eau

En plus des mesures réalisées directement sur le terrain (profondeurs de Secchi et paramètres mesurés par les deux multisondes), des échantillons ont été prélevés pour effectuer des analyses en laboratoire (nutriments et paramètres biologiques). L'échantillonnage d'eau était fait à la main, juste sous la surface, à toutes les stations (Tableau 3.5). De plus, deux profondeurs supplémentaires ont été échantillonnées, à l'aide d'une bouteille Van Dorn, au centre du bassin nord (C5) et sud (C3) ainsi que dans la baie de l'Écho (C4). À ces stations, en plus des prélèvements à la surface, l'eau était échantillonnée juste au-dessus de la thermocline et dans l'hypolimnion lors de la stratification. Lorsqu'il n'y avait pas de stratification thermique, l'eau était prélevée dans

le milieu de la colonne d'eau et près du fond. À la fin de la période de stratification ainsi qu'au moment du brassage automnal, des prélèvements ont également été faits à chaque deux mètres (surface, 2 m, 4 m, 6 m, 8 m, 10 m, 12 m, 14 m, 16 m) au centre du bassin nord. Pour l'ensemble des prélèvements, l'eau était recueillie dans des bouteilles de polypropylène opaque de 2 litres et elles étaient transportées dans des glacières jusqu'au laboratoire de l'Institut national de recherche scientifique (INRS) à Québec. Les méthodes d'analyse détaillée pour ces analyses sont présentées à l'annexe B.

Tableau 3.5 Mesures et échantillons recueillis au lac Saint-Charles

Paramètres mesurés	Stations C3	C4	C5	C1, C2, C6, C7 et C8
Transparence (Secchi)	X	X	X	X
Multisonde YSI-6600	X	X	X	X
Fluoroprobe (<i>bbe-Moldaenke</i>)	X	X	X	X
Phosphore total, Azote Kjeldahl, Chlorophylle-a, Phycocyanines Abondance phytoplancton Phosphore réactif soluble, Nitrites et Nitrates Carbone organique dissous	Surface, dessus thermocline (ou centre colonne d'eau) et ~1 m du fond	Idem C3-C4 et aux 2 m en automne	À la surface	Non mesuré

Analyse des nutriments

Des analyses de phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) ont été effectuées à tous les points d'échantillonnage décrits précédemment (section 3.3.1 & 3.3.2). 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 déionisée. Les concentrations de nitrates (NO_3^-), de phosphore réactif soluble (SRP : *soluble reactive phosphorus*) et de carbone organique dissous (COD) ont quant à eux 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) (Tableau 3.5). Pour leur conservation, ces échantillons ont été filtrés sur une membrane de 0,2 µm en cellulose-acétate et le filtra a été placé dans des bouteilles de verre lavées et rincées (comme pour les analyses de PT et NKT). Les échantillons ont immédiatement été placés à 4°C jusqu'à leur analyse selon les méthodes présentées au tableau 3.6.

Analyse des paramètres biologiques

Des analyses portant sur le phytoplancton (microscopie et analyses pigmentaires) ont aussi été effectuées.

D'abord, deux types d'analyses microscopiques ont été réalisés. La première, plutôt sommaire, consiste en une analyse qualitative qui permet de déterminer rapidement les espèces les plus abondantes dans la colonne d'eau. Ce type d'analyse a été effectué environ aux deux semaines, du 3 septembre jusqu'au 6 novembre, à des sites répartis

dans l'ensemble du lac. Les échantillons étaient récoltés à l'aide d'un filet à plancton (Birge Net, mailles de 20 µm). Ils étaient ensuite examinés dans les 24 heures suivant l'échantillonnage sous microscope inverse (Aziovert 200, Zeiss) et les taxons dominants étaient identifiés.

La deuxième méthode, plus complète, consistait à déterminer la diversité, l'abondance, le biovolume et la biomasse des cyanobactéries et du phytoplancton. Pour ce type d'analyse, les mêmes échantillons d'eau brute pris pour les analyses de nutriments ont été utilisés. Ceux-ci ont été conservés à la noirceur dans des bouteilles de verres avec une solution de lugol (1% concentration finale). Pour l'analyse, un volume de 10 ml était concentré par sédimentation selon la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958). Les échantillons ont ensuite été examinés sous microscope inverse, les espèces de phytoplancton ont été dénombrées, puis leur concentration cellulaire (cellule/ml), leur biomasse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et leur biovolume (μm^3) ont été calculés. Des échantillons pour ce type d'analyse ont été recueillis à tous les points échantillonnés, toutefois seule une partie de ceux-ci sera analysée.

Des analyses des pigments photosynthétiques ont aussi été réalisées. 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 (Tableau 3.5). 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, le volume filtré a été noté, les filtres ont été pliés sur eux-mêmes, enveloppés dans du papier d'aluminium et placés à -80°C jusqu'à leur analyse. Pour l'ensemble des manipulations, ni l'eau brute, ni les filtres ont été exposés à la lumière afin d'éviter la dégradation des pigments. Pour chaque échantillon d'eau, quatre filtres ont ainsi été préparés. Trois types d'analyses pigmentaires peuvent ensuite être effectués sur ces échantillons. D'abord, un filtre sera utilisé pour extraire et analyser spécifiquement la chl-*a*, puis un autre pour la Phycocyanine (pigment pouvant se retrouver chez les cyanobactéries). Ensuite, pour certains sites spécifiques, l'ensemble des pigments photosynthétiques seront séparés puis quantifié par chromatographie en phase liquide à haute performance (*HPLC, high performance liquid chromatography*). Au moment de rédiger le présent rapport, seulement quelques analyses de chl-*a* ont été effectuées. Le nombre d'analyses pour les différentes méthodes sera déterminé ultérieurement.

Tableau 3.6 Méthodes d'analyse

Paramètre (abréviation)	Traitement	Méthode d'analyse	Appareil utilisé	Limite de détection
Azote Kjeldahl (NTK)	Acidification (0,2% de HSO ₄)	Analyse colorimétrique d'injection en flux après digestion de l'azote organique en ammonium ¹	Analyseur d'Ion automatisé QuikChem 8500 (Lachat)	0,01 mg N /L
Carbone organique dissous (COD)	Filtration (membrane 0,2 µm cellulose acétate)	Méthode NPOC/TN, INRS-ETE	Auto analyseur VCPH (Shimadzu)	0,05 mg C /L
Nitrates (NO ₃)	Filtration (membrane 0,2 µm cell. acé.)	Chromatographie ionique	Chromatographe ICS 2000 (Dionex)	0,3 mg NO ₃ /L
Phosphore total (PT)	Acidification (0,2% de HSO ₄)	Dosage colorimétrique des orthophosphates après digestion au persulfate de potassium ²	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic) à 885 nm	0,2 à 0,5 µg PT /L
Phosphore réactif soluble (SRP)	Filtration (membrane 0,2 µm cell. acé.)	Dosage colorimétrique des orthophosphates sans digestion après filtration ²	Spectrophotomètre Genesys 10 UV (Thermo Spectronic)	0,2 à 0,5 µg SRP /L
Chlorophylle-a (Chl-a)	Filtration (membrane Watman GF/F)	Fluorométrie après extraction par l'éthanol à 70°C des pigments sur les filtres GF/F	Spectrofluorimètre Cary Eclipse (varian), excitation à 430 nm et émission à 680 nm	Non-disponible (ND)
Phycocyanine (PC)	Filtration (membrane Watman GF/F)	Fluorométrie après extraction de phycobiliprotéines par le Na ₂ EDTA et lysozyme ^{3,4,5,6}	ND	ND
Pigments photosynthétiques (HPLC)	Filtration (membrane Watman GF/F)	Chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC, high performance liquid chromatography) ⁷	Appareil HPLC ProStar (Varian) avec colonnes Symmetry C8.	ND
Phytoplancton	Fixation au lugol (1% du volume)	Microscopie inversée	Microscope inversé Aziovert 200 (Zeiss)	ND

1. Méthode QuikChem 10-107-06-2-K. 2. Stainton *et al.* (1977). 3. Wyman et Fay (1986a,b). 4. Quesada et Vincent (1993) 5. Beutler et al (2004a) 6. Simis *et al* (2007) 7. Zapata *et al.* (2000).

3.3.3 Caractérisation des sédiments

Analyse physicochimique des sédiments de surface

Des carottes courtes ont été prélevées aux 8 sites d'étude (Figure 3.2) entre le 3 et le 26 septembre 2007. Leur couche superficielle (1 cm) a été préservée pour analyser le contenu des sédiments en phosphore total, en azote Kjeldahl et en carbone organique. Aussi, les concentrations de ces mêmes paramètres, en plus du phosphore soluble réactif, ont été déterminées dans l'eau interstitielle (de porosité) extraite de la couche superficielle de carottes recueillies aux stations C3 et C5. Le contenu des sédiments nous donne une idée des concentrations en nutriments dans les sédiments, toutefois ces valeurs ne sont pas nécessairement corrélées avec leur disponibilité. L'eau interstitielle

constitue quant à elle une mesure plus représentative des nutriments immédiatement disponibles. Cette eau a été extraite par centrifugation suivant la méthode décrite par Amirbahman *et al.* (2003). Cette méthode est simple, rapide et peu coûteuse, cependant elle ne donne pas toujours des résultats représentatifs de la nature et des propriétés chimiques de l'eau (Environnement Canada 1994). Pour cette raison, les résultats obtenus peuvent être de bons indicateurs, mais ils doivent être interprétés avec prudence.

Analyse paléolimnologique

Le 29 janvier 2008, a été prélevée dans la fosse du bassin nord une carotte de sédiment, sur laquelle l'analyse des bio-indicateurs (diatomées et pigments) sera effectuée. L'étude paléolimnologique se déroulera sur une période de trois années et vise deux objectifs: 1) Documenter l'évolution de la communauté phytoplanctonique à travers le temps (par exemple, l'abondance relative des cyanobactéries) et effectuer la reconstitution quantitative des données physico-chimiques de la colonne d'eau (par exemple, phosphore total, conductivité, COD, etc.) à l'aide des diatomées fossiles pour les deux dernières décennies. 2) Élaborer un modèle prédictif pour l'apparition des floraisons de cyanobactéries. Les résultats des analyses paléolimnologiques qui seront présentés dans le rapport final en 2009 concerneront uniquement les résultats portant sur le taux de sédimentation en fonction du temps et les informations qualitatives que les diatomées fossiles nous révéleront sur les conditions physico-chimiques du passé.

3.3.4 État des analyses

La campagne d'échantillonnage 2007 a généré beaucoup d'échantillons et une banque de données très importante. Cependant, plusieurs analyses restent encore à faire autant en laboratoire que sur les résultats obtenus (Tableau 3.7). Un effort d'analyse est à venir pour intégrer l'ensemble des informations accumulées. De plus, plusieurs autres travaux seront réalisés en 2008 et 2009 (voir section 5.4).

Tableau 3.7 État des analyses

Type d'analyse	État des travaux
Nutriments	Les analyses en laboratoire sont terminées et l'analyse des résultats est en cours.
Paramètres biologiques	Les analyses de chl- <i>a</i> sont terminées. Les autres analyses pigmentaires et les analyses de microscopie qualitative sont en cours.
Sédiments	Les sédiments ont été prélevés, l'eau interstitielle a été extraite et les analyses en laboratoire sont en cours.

3.4 Méthode de caractérisation des lacs Delage, Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément

Chacun des quatre autres lacs étudiés a été visité à quatre reprises au cours de l'été 2007, soit à chaque mois entre juin et septembre. Les sites d'échantillonnage étaient situés au-dessus du point le plus profond de chaque lac (ou bassin) (Figure 3.1). Des mesures ont été prises directement sur le terrain et des échantillons ont été prélevés à différentes profondeurs (Tableau 3.7). Ces échantillons ont été analysés en laboratoire en utilisant les mêmes méthodes que pour le lac Saint-Charles (Tableau 3.6).

Tableau 3.8 Paramètres mesurés dans les autres lacs étudiés

Paramètres mesurés	Delage (DE-01)	Durand (DU-02)	Clément (CL-05)	Trois-Petits-Lacs (TL-01 et TL-03)
Transparence (Secchi)	X	X	X	X
Multisonde YSI-6600	X	X	X	X
Phosphore total, Azote total dissous, Carbone organique dissous, Chlorophylle- <i>a</i>		À la surface, directement au-dessus de la thermocline (ou centre de la colonne) et à ~1 m du fond		

3.5 Méthode de caractérisation des bandes riveraines

La caractérisation des rives s'est effectuée en se basant sur le protocole de suivi volontaire du MDDEP (2007). Le territoire couvert dans le cadre de cette étude inclut toutes les rivières d'importance et les lacs du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles. Ainsi, les lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément, les rivières Hurons, Hibou, Jaune, Nelson et Noire ainsi que les ruisseaux Durand et du Valet ont été soumis à cette étude. La période de caractérisation s'est déroulée du 22 mai au 4 octobre 2007.

L'équipement qui a servi à réaliser ce volet de l'étude est :

- GPS, carte du territoire
- Embarcation nautique et bottes
- Gallon à mesurer, documents de références et feuilles de terrain.

Le protocole a pour but de faire un suivi de l'état de santé des rives. Les cours d'eau sélectionnés ont été découpés en différents secteurs selon les points d'accès et le temps disponible. Le début du secteur représente aussi le début de la première zone homogène du tronçon. Un secteur donné contient habituellement plusieurs zones homogènes. À l'intérieur d'une zone homogène, on note l'occupation du sol, le type d'aménagement, le niveau de dégradation de la rive ainsi que les coordonnées géographiques du début et de la fin de la zone. Les rives situées à l'intérieur de la zone sont caractérisées de chaque côté des cours d'eau. La rive droite est celle à la droite lorsqu'on regarde vers l'aval du cours d'eau et inversement pour la rive gauche. Dans le

cas d'un lac, la caractérisation de la rive se fait en sens horaire. La zone homogène s'arrête lorsqu'on rencontre un changement non équivoque dans l'une ou l'autre des caractéristiques qui lui sont attribuées.

Les différents types d'occupation du sol sont déterminés selon le paysage qui domine sur la zone. Une zone peut être qualifiée de 100% naturelle si elle est, par exemple, occupée par une forêt qui s'étend au-delà de la bande de 15 mètres, ou encore 75% naturelle et 25% infrastructure si une route passe à l'intérieur de cette même zone. L'occupation du sol peut aussi être qualifiée de zone habitée, d'exploitation forestière ou encore de zone agricole.

La détermination des types d'aménagements s'est effectuée en divisant les zones en deux parties; la bande 0 à 5 mètres et celle de 5 à 15 mètres de la ligne de rivage. Dans cette catégorie, il s'agissait d'évaluer le pourcentage de recouvrement qu'occupent la végétation naturelle, les matériaux inertes ainsi que la végétation ornementale. Ces informations permettront de suivre l'évolution de la bande riveraine et de repérer les endroits problématiques.

La description de la dégradation de la rive est déterminée selon plusieurs critères. Premièrement, une évaluation en pourcentage est attribuée au type d'érosion observé. Il est courant de voir un important recul à la base (RB), un affaissement (A) ou encore des arbres inclinés (AI). Ensuite, on note le type de granulométrie et la hauteur du talus tout au long de la zone homogène. La présence de murets, remblais et enrochements dans la zone est aussi notée.

3.6 Caractérisation des herbiers aquatiques

Le terme « herbier aquatique » désigne une formation végétale au niveau du littoral. Le terme macrophyte est utilisé pour désigner les plantes qui croissent dans un milieu aquatique. Les plantes aquatiques font partie intégrante d'un écosystème aquatique. Il est donc naturel d'observer différentes espèces dans nos lacs. Contrairement aux algues, les macrophytes possèdent des racines, des feuilles et parfois une tige, tout comme les plantes terrestres. Ces organismes jouent un rôle essentiel dans le maintien de l'équilibre des écosystèmes aquatiques. En effet, ils filtrent l'eau, captent les nutriments et les sédiments, stabilisent les sédiments au niveau du littoral et, finalement, fournissent un milieu propice pour l'alimentation et la reproduction de plusieurs espèces animales (RAPPEL 2005).

Pourquoi faire le suivi des plantes aquatiques

Tout comme les plantes terrestres, les macrophytes sont de bons indicateurs biologiques des caractéristiques générales du milieu. La luminosité, le type de substrat, l'apport en éléments nutritifs ainsi que la température et la transparence de l'eau sont des paramètres qui influencent le type et la densité de plantes qui colonisent le milieu. Les espèces retrouvées ainsi que leur abondance sont le reflet des conditions du milieu depuis plusieurs années. En effet, la qualité des eaux des lacs des dernières années

influence la densité des herbiers, la diversité des espèces ainsi que la présence ou l'absence de certaines plantes aquatiques. Ce n'est donc pas la plante aquatique qui représente un problème; elle peut, par contre, indiquer qu'il y en a un. Un lac qui reçoit, année après année, un apport important en sédiments fins et en éléments nutritifs de son bassin versant, aura une augmentation visible de la densité de ses herbiers et une diminution de la biodiversité des espèces de plantes aquatiques.

Méthodes

L'étude de la caractérisation des herbiers aquatiques s'est effectuée en se basant sur le protocole de suivi volontaire du MDDEP (2007). Le territoire couvert pour ce volet de l'étude est formé des lacs Saint-Charles, Delage, Durand, Clément et Trois-Petits-Lacs. Ces plans d'eau font partie du bassin versant du lac Saint-Charles, sauf le lac Clément qui se situe toutefois dans le territoire du bassin versant de la rivière Saint-Charles. La collecte de données s'est déroulée du 4 au 24 septembre 2007. L'équipement utilisé pour ce suivi est :

- Embarcation nautique
- Échosondeur, GPS, cartes 1:5000 des lacs
- Guides d'identification, document de référence, feuilles de terrain.

Le protocole avait pour but de faire un suivi de l'évolution des herbiers aquatiques et des espèces de plantes envahissantes. Les lacs à l'étude ont été divisés en différents secteurs selon leur morphologie. Par exemple, le lac Saint-Charles possède deux secteurs (bassin sud et bassin nord), tandis que le lac Clément en possède seulement un. À l'intérieur de ces secteurs, une trajectoire en "W" a été effectuée afin de couvrir le littoral (entre 0 et 3 m de profondeur). La délimitation d'une zone homogène se faisait selon les critères suivants : les espèces présentes, l'abondance de chacune d'elles, le patron de distribution et la densité de l'herbier. La limite d'une zone homogène est tracée lorsqu'il survient un changement non équivoque dans un de ces critères. Un point GPS est pris au début et à la fin de la zone homogène. Ensuite, la longueur et la largeur de la zone, ainsi que la distance à la rive la plus proche sont estimées. Les herbiers d'une superficie estimée inférieure à 9 m² ou d'une densité de plantes inférieure à 10% n'étaient pas considérés dans le suivi. La localisation et la forme de chaque herbier ont été dessinées sur la carte du lac pour en faciliter la cartographie.

Pour caractériser l'herbier, toutes les espèces présentes ont été notées en leur attribuant un pourcentage de recouvrement. Par la suite, le pourcentage total de recouvrement de l'ensemble des plantes aquatiques est estimé en faisant une projection de leur recouvrement sur une surface plane. En effet, à l'intérieur d'un herbier aquatique on peut retrouver des espèces émergentes, submergées ou encore flottantes. Dans l'estimation du pourcentage total, les couches ne doivent pas être superposées, mais plutôt juxtaposées.

4. Résultats et analyses

4.1 Qualité de l'eau des lacs

4.1.1 Lac Delage

Transparence

La transparence de l'eau du lac Delage a été mesurée à $4,5 \pm 0,4$ m (moyenne \pm écart type). Cette mesure dépasse largement le critère de qualité de l'eau établi à 1,2 pour la protection des activités récréatives et des aspects esthétiques (Guay, 2007). La transparence la plus élevée a été observée au mois de juillet (4,8 m) et la plus faible au mois d'août (4 m). Ce phénomène pourrait s'expliquer par des précipitations plus abondantes au mois d'août qu'au mois de juillet. Ces précipitations amènent une quantité non négligeable de sédiments par les eaux de ruissellement qui restent en suspension et limitent la pénétration de la lumière (Figure 4.1).

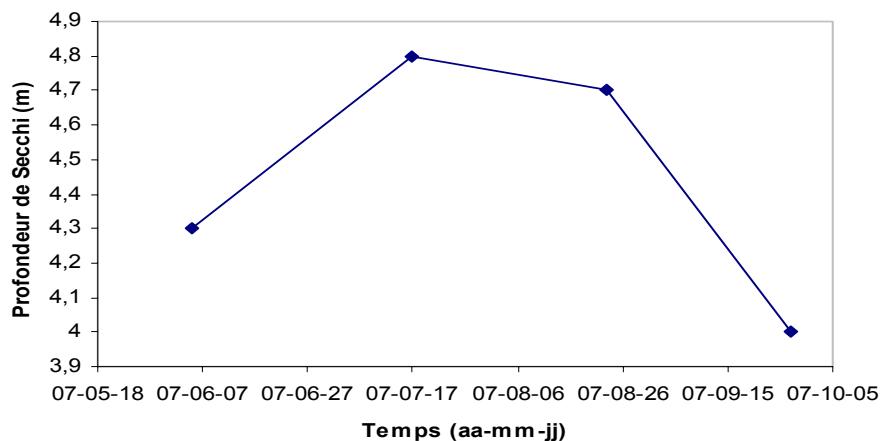


Figure 4.1. Profondeur du disque de Secchi (m) de juin à septembre 2007 au lac Delage

Température

Les profils de température pris au lac Delage illustrent la stratification thermique qu'il est possible d'observer en saison estivale (Figure 4.2). La couche d'eau supérieure, appelée épilimnion, est l'endroit où l'eau est la plus chaude. Elle est en contact direct avec l'atmosphère, donc l'absorption de la lumière et les échanges gazeux y sont favorables. Sa température varie au cours de la saison entre $21,4 \pm 0,2$ °C au mois de juillet à $16,9 \pm 0,3$ °C au mois de septembre. Les profils montrent une chute de température avec la profondeur (la thermocline), caractéristique d'une stratification saisonnière pour un lac dimictique. Au mois de juin, la thermocline s'étend de 2,5 m à 7,5 m, puis elle s'étend de 3 à 9 m au mois de juillet, où l'écart de température entre l'épilimnion et l'hypolimnion est maximal. Au mois d'août, la thermocline s'étend de 4,5 à 9,5 m de profondeur pour ensuite passer de 5,5 m à 9,5 m au mois de septembre.

Cette diminution de l'écart de la température s'explique par le refroidissement de la couche supérieure s'homogénéisant avec les couches d'eau inférieures. Il en résulte un brassage complet de la colonne d'eau vers la fin de l'automne. L'hypolimnion, la couche d'eau inférieure, est caractérisé par une température constante pendant la saison estivale. La température moyenne de l'hypolimnion au cours de la campagne d'échantillonnage était de $5,0 \pm 0,1 ^\circ\text{C}$ (Figure 4.2).

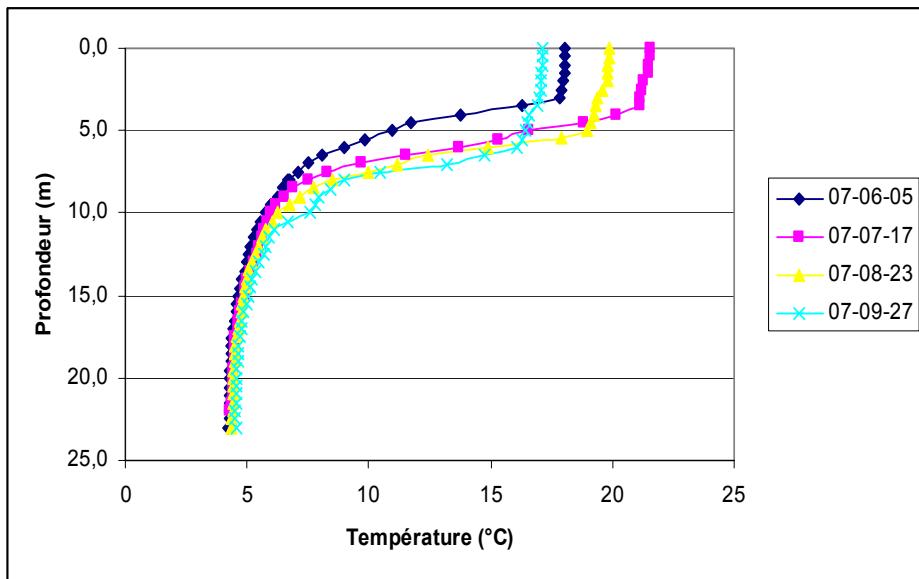


Figure 4.2. Profils de température obtenus de juin à septembre 2007 au lac Delage

pH

Le pH au lac Delage varie de 7,8 à 8,2 unités de pH en surface (2 m). Cette mesure est légèrement au-dessus de la neutralité. Elle respecte les critères gouvernementaux établis pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (Guay 2007).

Oxygène dissous

La couche supérieure du lac (épilimnion) possède une concentration élevée d'oxygène dissous au cours de la saison estivale avec des valeurs allant de 8,9 à 12,7 mg/L (Figure 4.3). Son contact avec l'atmosphère facilite les échanges gazeux et permet à cette couche de rester oxygénée. Le maximum d'oxygène observé près de 5 m révèle une grande activité photosynthétique à cet endroit (production d'oxygène par le phytoplancton). L'hypolimnion, pour sa part, est isolé des couches supérieures et représente un système fermé lorsque la stratification est établie. Les micro-organismes qui décomposent la matière organique au fond du lac utilisent l'oxygène pour la respiration cellulaire. Cette consommation en oxygène dissous entraîne une diminution de sa concentration dans l'hypolimnion. On observe qu'au mois de juillet, août et septembre, la partie inférieure de l'hypolimnion devient anoxique (concentration en oxygène dissous < 2 mg/L). Plus la saison avance, plus l'oxygène est consommé par les micro-organismes et plus l'épaisseur de la couche anoxique augmente. La niche écologique pour la plupart des espèces de poisson nécessite une teneur en oxygène dissous supérieure à 4 mg/L (Evans 2007). La distribution de l'oxygène en septembre

permet une vie faunique dans les 10 premiers mètres uniquement (Figure 4.3). Gagnon (2003) avait également mesuré une diminution de la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion du lac Delage au cours du mois d'août 2002.

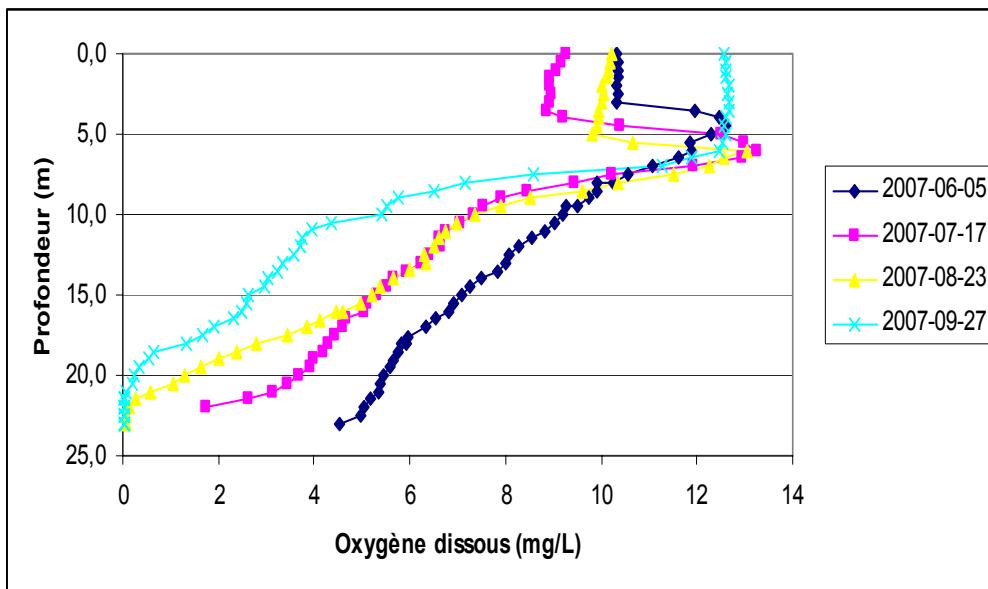


Figure 4.3 Profils d'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Delage

Phosphore total

La concentration de phosphore total à la surface du lac Delage demeure assez constante tout au long de la saison estivale variant de 5,6 µg/L en juillet à un maximum de 6,6 µg/L en septembre (Figure 4.4). Au mois d'août 2002, la concentration de phosphore total à la surface était de 6,8 µg/L (Gagnon 2003) et en 2007 la mesure indiquait 6,5 µg/L. Cette observation indique que la dynamique du phosphore dans les eaux de surface semble être demeurée assez constante au cours des cinq dernières années.

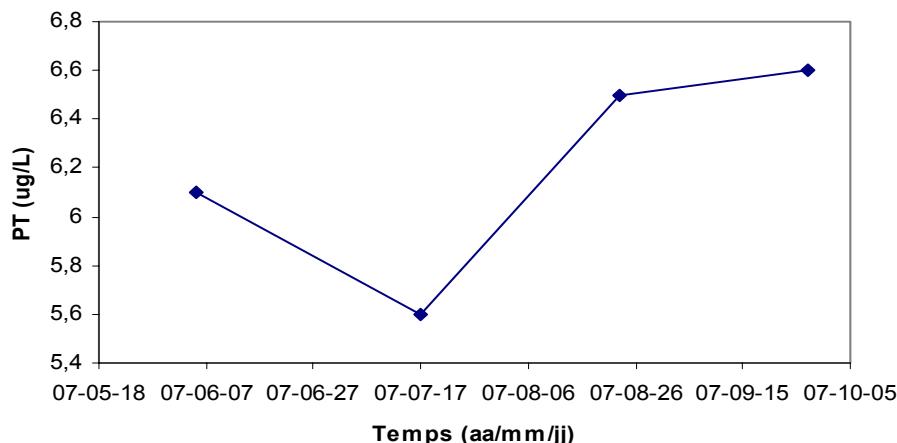


Figure 4.4 Concentrations du phosphore total (µg/L) obtenues à la surface du lac Delage (0.5 m) de juin à septembre 2007

Les profils illustrent une augmentation de la concentration du phosphore total avec la profondeur. Au mois d'août, la concentration de phosphore atteint 6,5 µg/L en surface et 21,6 µg/L à 23 m, ce qui représente une augmentation de 333 %. Au mois de septembre, on observe une concentration de 6,6 µg/L en surface et de 17,1 µg/L à 23 m pour une augmentation de 259 % (Annexe C-1). Cette tendance pourrait résulter d'un relargage de phosphore à l'interface sédiment-eau en période anoxique et/ou une accumulation importante de matière organique dans la couche inférieure du lac. Le relargage du phosphore à l'interface sédiment-eau est un phénomène observé dans les lacs où il y a un manque d'oxygène dans l'hypolimnion. Les liaisons chimiques qui retiennent le phosphore dans les sédiments sont stables seulement lorsque le milieu est oxygéné. Lorsqu'il y a anoxie, les liaisons chimiques se brisent et le phosphore peut être libéré dans la colonne d'eau (Mortimer, 1941-1942). Toutefois, il semble que l'anoxie près des sédiments ne génère pas toujours une libération de phosphore, cela dépend de la géochimie propre à chaque lac (Gachter, 2003). Il faut donc être prudent dans notre interprétation.

Chlorophylle-a

Au mois d'août 1980, la chl-*a* était de 3,3 µg/L en surface alors qu'elle était de 3,1 µg/L en août 2002 (Gagnon 2003). Au mois d'août 2007, une concentration de 2,5 µg/L est observée en surface. Ainsi, il semble que la concentration de chl-*a* demeure assez stable au cours des années. Par contre, la valeur de 2007 est possiblement sous-estimée puisqu'une erreur de manipulation au cours de la préparation des échantillons aurait causé une dégradation du pigment.

Les profils de chl-*a* obtenus à l'aide du YSI au cours de la période estivale montrent une concentration maximale au niveau de la thermocline (Annexe C-1). Le changement de densité à cet endroit a pour effet de ralentir la sédimentation de la matière en suspension. Les organismes vivants qui ne possèdent pas de moyen de locomotion, telles que plusieurs espèces phytoplanctoniques, sont alors soumis à ce phénomène physique et s'accumulent à cet endroit. De plus, les organismes phytoplanctoniques qui sont capables de se déplacer vont demeurer à cet endroit afin de bénéficier d'une énergie lumineuse adéquate à l'accomplissement de leur activité photosynthétique tout en profitant de concentrations plus élevées en nutriments à proximité (hypolimnion). La concentration de chl-*a* diminue en profondeur. L'éclairement y est beaucoup plus faible, voire même absent. Les micro-organismes photosynthétiques ont besoin d'être dans une zone où l'intensité lumineuse est suffisante pour produire de la biomasse via la photosynthèse. Les concentrations notées en profondeur pourraient s'expliquer par la sédimentation des cellules qui sont peu actives ou en voie de mourir (Annexe C-1).

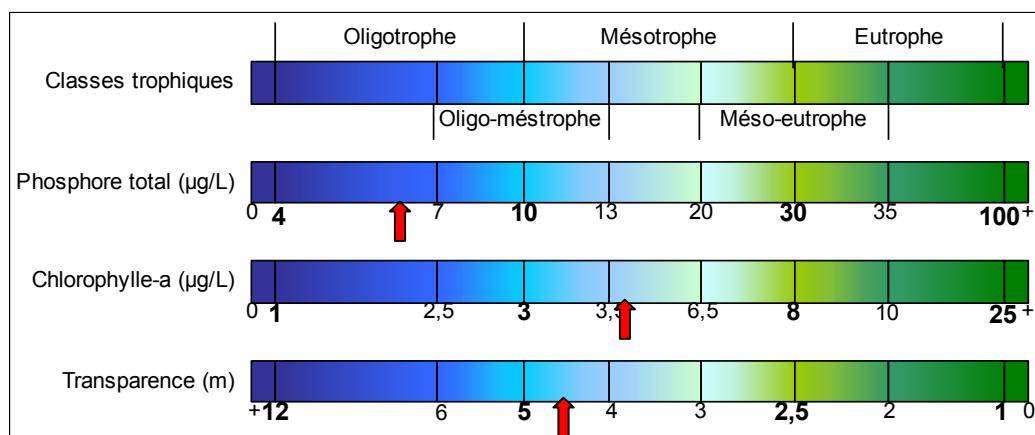
État trophique

L'indice de Carlson a été utilisé pour établir l'état trophique du lac en août 2002 (Gagnon, 2003). Tout comme en 2002, les résultats obtenus en 2007 positionnent le lac au début du stade mésotrophe (Tableau 4.1).

Tableau 4.1. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour le lac Delage calculé à partir des données en surface

Date	TSI-Phosphore	TSI-Chlorophylle	TSI-Secchi
2007-06-05	30	-	39
2007-07-17	29	-	37
2007-08-23	31	42	38
2007-09-27	31	48	40
Données historiques (Gagnon, 2003)			
2002-08-	32	40	40

Le phosphore total moyen en surface (0,5 m) du lac Delage est de $6,0 \pm 0,5 \mu\text{g/L}$ ce qui place le lac au stade oligotrophe selon l'indice développé par le MDDEP. Les moyennes de chl-*a* et de transparence positionnent le lac au stade mésotrophe et oligo-mésotrophe avec des valeurs de $3,6 \pm 1,5 \mu\text{g/L}$ et $4,5 \pm 0,4 \text{ m}$ respectivement (Figure 4.5).

**Figure 4.5.** Positionnement du lac Delage selon les classes de niveau trophique du MDDEP

Les valeurs les plus élevées de ces indices ont été obtenues avec les mesures de chl-*a*, laissant sous-entendre que le phosphore est un facteur limitant la croissance des algues planctoniques au lac Delage. Une augmentation des apports en phosphore vers le lac pourrait ainsi favoriser davantage leur prolifération (Carlson 1977).

Le lac Delage a un équilibre fragile. L'abondance des macrophytes résulte en un apport non négligeable de matière organique dans le lac. Plus la prolifération et la dispersion des plantes aquatiques seront grandes, plus il y aura un enrichissement du lac par la décomposition de cette matière organique. Le lac Delage possède par contre un atout : sa profondeur. Cette caractéristique le place dans une position où il est possible de renverser la tendance vers l'eutrophisation. Le contrôle de la réduction des apports en phosphore pourraient préserver ce lac d'un vieillissement accéléré, et peut-être même le ramener vers un meilleur état de santé.

4.1.2 Lac Durand

Transparence

La moyenne de la transparence au cours de la période estivale 2007 est de $1,9 \pm 0,2$ m. Étant donné que le lac est peu profond, la lumière pénètre assez loin dans la colonne d'eau permettant ainsi la croissance des végétaux jusqu'au point le plus profond (2,3 m).

Température

Le lac Durand est un plan d'eau peu profond (profondeur maximale 2,3 m). La stratification thermique ne peut donc pas s'y établir puisque le brassage de la colonne d'eau s'effectue tout au long de la saison. Les écarts verticaux de température sont donc faibles. Un écart maximal de $1,7$ °C a été observé en juillet alors que la température en surface (0 m) était de $22,7$ °C et celle en profondeur (2 m) de $20,9$ °C. On remarque par contre que la température de la colonne d'eau change rapidement entre les dates des profils. Ces changements sont attribués à la vitesse d'absorption de la chaleur de l'eau en réponse à la température extérieure (Figure 4.6). Seules les températures de juin et de septembre permettraient l'établissement d'espèces sensibles tel que le touladi (conditions de survie pour les jeunes touladis (*Salvelinus namaycush*) entre 4-20 °C) (Evans 2007). Les données de 2001 (Bolduc 2002) illustrent aussi l'homogénéité de la colonne d'eau dépourvue de stratification thermique.

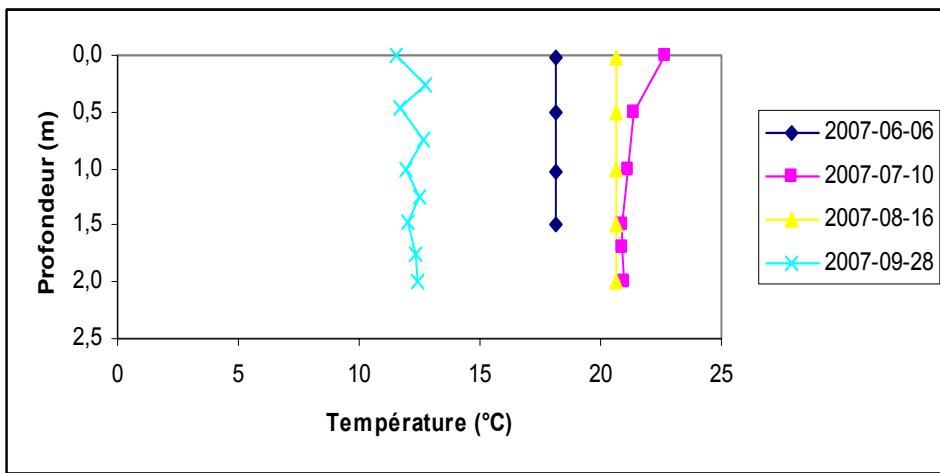


Figure 4.6 Profils de température (°C) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Durand

pH

Le pH en surface (0,5 m) du lac varie entre 6,9 et 8,1 unité de pH. Ces données respectent les critères de qualité des eaux pour la protection des activités récréatives et esthétiques qui se situent entre 6,5 et 8,5 (Guay, 2007).

Oxygène dissous

Tout comme la température, la concentration de l'oxygène dissous est assez homogène sur toute la colonne d'eau, ce qui est caractéristique d'un lac peu profond, bien mélangé et en équilibre avec l'atmosphère. Elle change selon la date à laquelle l'échantillon a été récolté. L'oxygène étant plus soluble en eaux froides, on remarque une concentration maximale en septembre. Les moyennes de la concentration d'oxygène dissous pour les mois de juin, juillet, août et septembre sont respectivement $8,9 \pm 0,3$ mg/L, $8,6 \pm 0,2$ mg/L, $9,8 \pm 0,2$ mg/L et $12,2 \pm 0,4$ mg/L (Figure 4.7). Ces concentrations en oxygène sont suffisantes pour supporter la majorité des espèces de poisson (concentration minimale 4 mg/L) (Guay 2007).

Selon une étude menée à l'été 2001 (Bolduc 2002), la concentration en oxygène de la colonne d'eau était homogène et ne présentait pas d'écart notable entre la surface et la zone plus profonde.

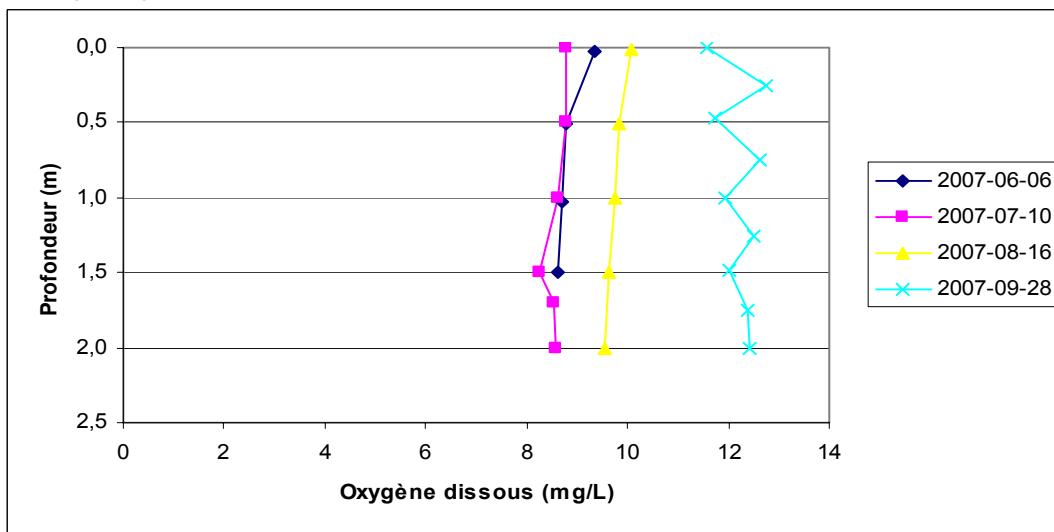


Figure 4.7 Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Durand

Phosphore total

Le phosphore total est assez abondant à la surface (0 m) du lac Durand, variant de 13,3 µg/L en juillet à un maximum de 37,7 µg/L en août (Figure 4.8). Cette élévation pourrait être le reflet d'une hausse de la production primaire en août, d'un apport en phosphore via les eaux de ruissellement ou tout simplement d'une remise en suspension de la matière organique qui peut être provoquée, entre autres, par des vents puissants.

En août 2001 (Bolduc 2002), la concentration de phosphore total à 1 m de profondeur était de 12,9 µg/L. Cette différence notable avec la concentration d'août 2007 pourrait être attribuée à la grande variabilité qu'on observe dans les lacs peu profonds. Dans ces lacs, la remise en suspension de la matière organique arrive fréquemment et de façon ponctuelle.

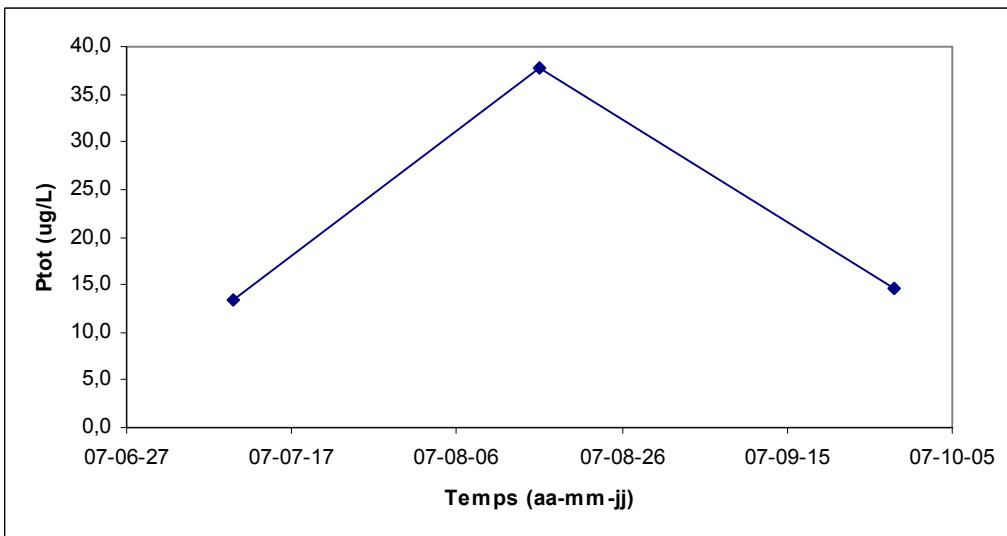


Figure 4.8 Concentrations du phosphore total ($\mu\text{g}/\text{L}$) en surface (0 m) obtenue de juin à septembre 2007 au lac Durand

Chlorophylle-a

Les résultats des échantillons de chl-*a* des mois de juin et d'août ne peuvent être traités en raison des erreurs de manipulation lors de la préparation des échantillons. Au mois de juillet et de septembre, la chl-*a* dans la colonne d'eau démontre une distribution assez homogène tout comme la plupart des paramètres de ce lac. On retrouve des concentrations de 3,7 $\mu\text{g}/\text{L}$ en surface et 4,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ à 1,7 m de profondeur en juillet et de 3,2 $\mu\text{g}/\text{L}$ en surface et 3,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ à 2 m en août (Annexe C-5). Cette homogénéité de la colonne d'eau est une caractéristique des lacs peu profonds.

État trophique

Au mois d'août 2001, l'indice de Carlson plaçait le lac Durand au stade mésotrophe avec des indices de 41, 43 et 56 pour le phosphore, la chl-*a* et pour la transparence respectivement. Les indices au cours de la période estivale 2007 placent le lac à un niveau avancé du stade mésotrophe (Tableau 4.2).

Tableau 4.2. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour lac Durand

Date	TSI-Phosphore	TSI-Chlorophylle	TSI-Secchi
2007-06-05	49	-	50
2007-07-17	41	47	50
2007-08-23	56	-	53
2007-09-27	43	45	50
<i>Données historiques</i>			
2001-08-12	41	43	56

Indice calculé à partir des données en surface

La valeur moyenne du phosphore total en surface (0 m) est de $21,9 \pm 13,7 \mu\text{g}/\text{L}$ et celle de la chl-*a* est de $3,5 \pm 0,3 \mu\text{g}/\text{L}$. Ces mesures placent le lac Durand au stade mésotrophe. Pour sa part, la transparence moyenne du lac de $1,9 \pm 0,2 \text{ m}$ positionne le lac au stade eutrophe (Figure 4.9). Cependant, comme le lac n'a que 2,3 m de profond,

l'indice basé sur la transparence doit être interprété avec précaution. D'un autre côté, cette faible profondeur rend le lac vulnérable à l'eutrophisation si les apports en nutriments augmentent.

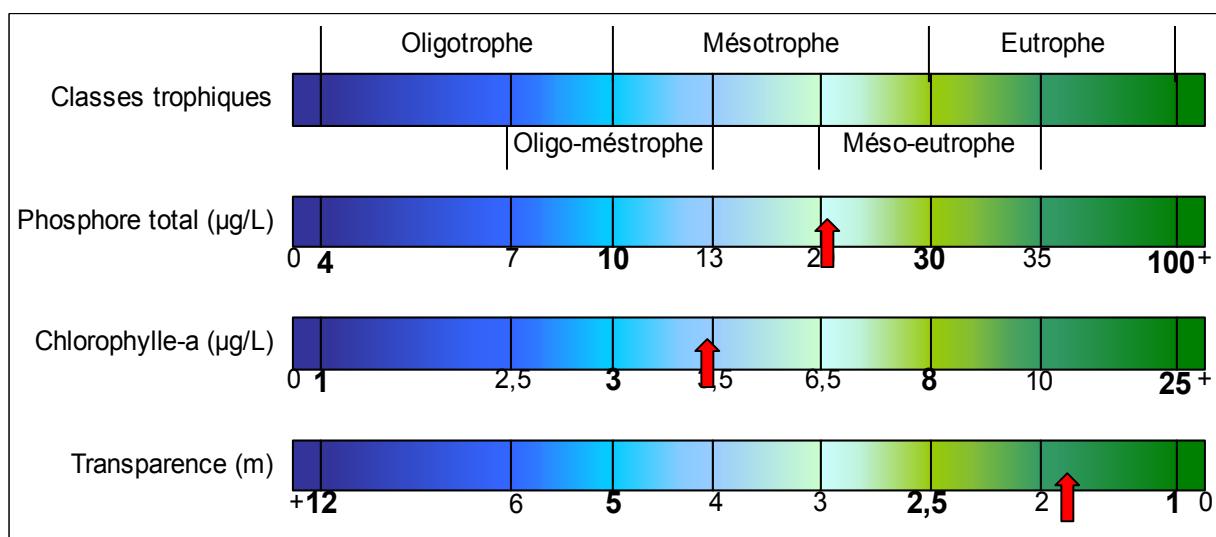


Figure 4.9. Positionnement du lac Durand selon les classes de niveau trophique du MDDEP

4.1.3 Lac Clément

Transparence

La profondeur moyenne de la transparence de l'eau au cours de la période estivale est de $4,5 \pm 0,4$ m avec un minimum au mois de septembre (4,0 m) et un maximum au mois d'août (5,1 m). Ces mesures respectent largement le critère de qualité de l'eau pour la protection des activités aquatiques et des aspects esthétiques de 1,2 m (Guay 2007).

Température

La profondeur maximale du lac Clément est de 5,5 m. Cette profondeur ne permet pas une stratification complète. Aux mois de juin, juillet et août, un début de stratification thermique est observé (Figure 4.10). L'épilimnion est bien établi avec une température moyenne de $17,80 \pm 0,02$ °C, $20,3 \pm 0,2$ °C et de $20,6 \pm 0,2$ °C pour les mois de juin, juillet et d'août respectivement. On remarque par la suite une déplétion de la température de plus de 1°C par mètre, caractéristique de la thermocline. Aux mois de juin et de juillet, la thermocline débute à une profondeur de 2,5 m et au mois d'août à une profondeur de 3,5 m. Par contre, le lac n'est pas assez profond pour permettre l'établissement de l'hypolimnion. Au mois de septembre, la colonne d'eau tend à s'homogénéiser, conservant une différence de température de 1,9 °C entre la surface et le fond (Figure 4.10).

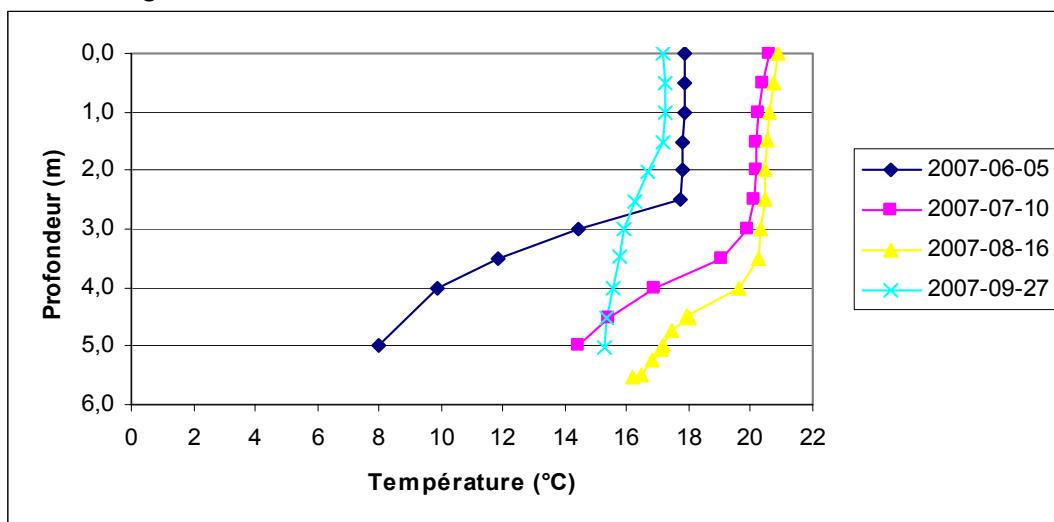


Figure 4.10 Profils de la température de l'eau obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément

pH

Le pH à la surface de l'eau (0,5 m) au lac Clément est légèrement au-dessus de la neutralité (7,0), variant entre 7,7 et 7,9 unités de pH (Annexe C-3). Ces valeurs respectent les critères établis par le gouvernement du Québec sur la protection des activités aquatiques et des aspects esthétiques ainsi que sur la prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (pH entre 6,5 et 8,5) (Guay 2007).

Conductivité

La conductivité au lac Clément est un phénomène particulier. Aux mois de juin, juillet et août, on note une forte conductivité plus on se rapproche du lit du lac (Figure 4.11). L'eau fortement chargée en ions est plus dense que l'eau de surface moins concentrée. Cette différence de densité amène une stratification haline qui a pour effet d'isoler le fond formant ainsi un système fermé. La conductivité maximale notée au cours de la période d'échantillonnage est de 1323 µS/cm à 5 m de profondeur au mois de juillet tandis que la conductivité minimale est de 693 µS/cm en septembre. Au mois de septembre, on remarque que la conductivité est homogène sur toute la colonne d'eau (Figure 4.11). Ce phénomène est probablement lié au mélange de la colonne d'eau observé lorsque la température devient homogène.

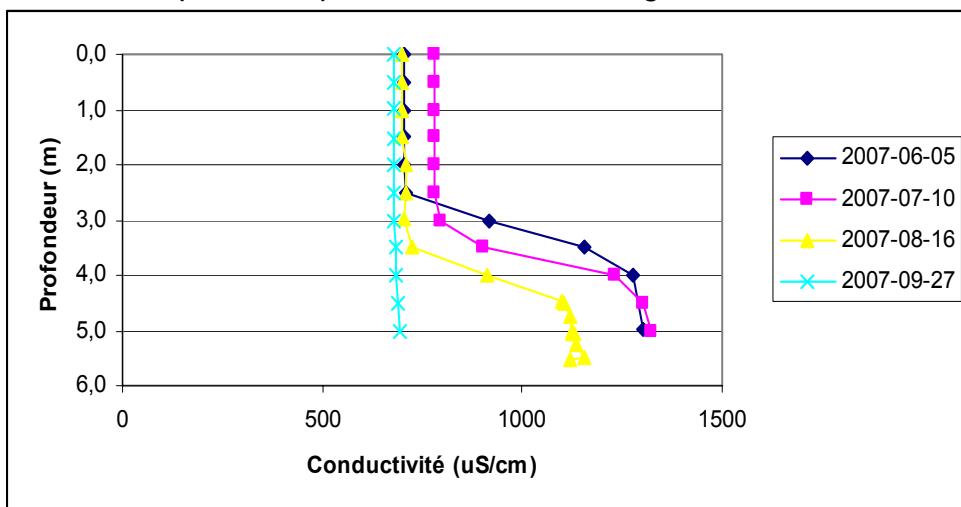


Figure 4.11 Profils de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément

En 1988, dans le rapport du BAPE sur le prolongement de l'autoroute 73 vers Stoneham, on notait déjà une forte concentration d'ions chlorures dans le lac Clément. On mentionnait avoir mesuré une concentration moyenne de 122 mg/L et un maximum de 160 mg/L, alors que les moyennes mesurées dans les lacs avoisinants étaient de 10 à 20 mg/L.

Quelques hypothèses peuvent être avancées pour expliquer la présence de cette eau fortement chargée en sels minéraux. La construction de l'autoroute 73 a mis à nu du roc non-oxydé dont le lessivage apporte une grande quantité de minéraux. De plus, cette autoroute, ainsi que le boulevard Talbot et la rue Notre-Dame peuvent contribuer à ce phénomène par l'apport des sels de déglaçage transportés jusqu'au lac à proximité (Roberge 2003). Le lac Clément étant issu d'un déplacement géologique le long d'une faille, une résurgence d'eau souterraine pourrait alimenter le lac d'une eau riche en minéraux (communication personnelle François Morneau 2007).

Oxygène dissous

Les profils d'oxygène dissous sont assez particuliers pour un lac peu profond. En effet, on remarque que le fond tend à être anoxique tout au long de la période estivale

(<2 mg/L) (Figure 4.12). Cette anoxie dénote une grande activité microbienne en profondeur (consommation d'oxygène). Ces eaux, étant isolées des couches supérieures par les stratifications thermique et haline, ne peuvent se recharger en oxygène et semblent demeurer anoxiques.

Le profil de l'oxygène dissous au mois de septembre présente une valeur très élevée en oxygène qui pourrait être expliquée par une mauvaise calibration de l'appareil avant la prise de données. Malgré le début de l'homogénéisation de la température de la colonne d'eau et l'homogénéisation complète de la conductivité sur la colonne d'eau, on remarque que le profil d'oxygène dissous, au mois de septembre, n'est pas homogène (Figure 4.12). Quelques hypothèses pourraient expliquer ce phénomène. Étant donné qu'il y a tout de même une différence de température entre les eaux de surface et les eaux profondes (1,9 °C), on pourrait affirmer que la couche du fond est encore soumise à l'isolation, d'où le déficit en oxygène. Par contre, lorsqu'on observe le profil de la conductivité, on remarque que la colonne d'eau est homogène, laissant croire que la colonne d'eau est mélangée. Dans ce cas, on pourrait croire que les sédiments, en période anoxique, se chargent d'un pouvoir réducteur, et lorsque l'homogénéisation de la colonne d'eau débute, il y a des réactions chimiques (oxydation) qui contribuent à diminuer la concentration en oxygène au fond.

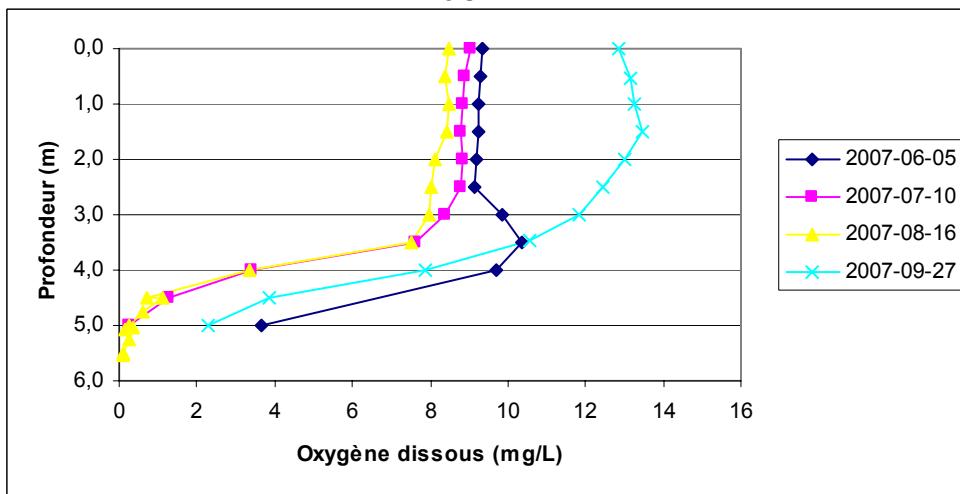


Figure 4.12 Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Clément

Phosphore total

La concentration de phosphore total varie beaucoup en surface du lac (0 m) au cours de la saison estivale : minimum 6,1 µg/L en juillet et maximum 36,1 µg/L en août. Au mois d'août, la concentration est environ 6 fois plus élevée que durant le reste de la saison estivale (Figure 4.13). Le lac Clément est peu profond, mais possède tout de même une stratification thermique partielle bien établie, ce qui suggère que le lac est bien protégé de l'action du vent. La remise en suspension de la matière organique pour expliquer la concentration maximale de phosphore en surface est donc peu probable. Une hausse de la production primaire aurait pu être une hypothèse, mais les données de chl-a ne vont

pas en ce sens (Figure 4.14). Cette valeur élevée pourrait s'expliquer par un apport important en phosphore total dans les eaux de ruissellement à la suite d'une averse.

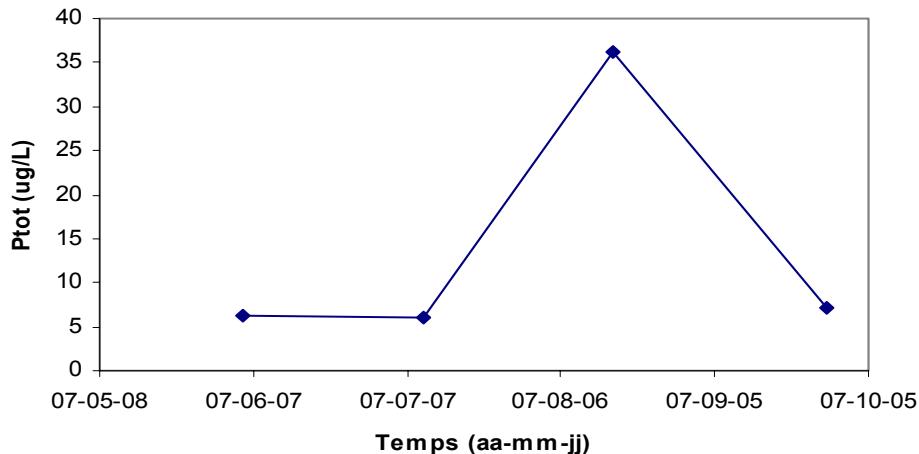


Figure 4.13 Concentrations de phosphore total ($\mu\text{g}/\text{L}$) obtenues de juin à septembre 2007 au lac Clément

La concentration du phosphore total dans le fond du lac (>4,5 m) est beaucoup plus importante qu'en surface. Le minimum de concentration est au mois d'août (25,2 $\mu\text{g}/\text{L}$) et le maximum est au mois de juillet (517 $\mu\text{g}/\text{L}$) (Figure 4.14). Cette importante concentration suggère la présence d'une grande quantité de matière organique et/ou d'un relargage de phosphore des sédiments lors de l'anoxie.

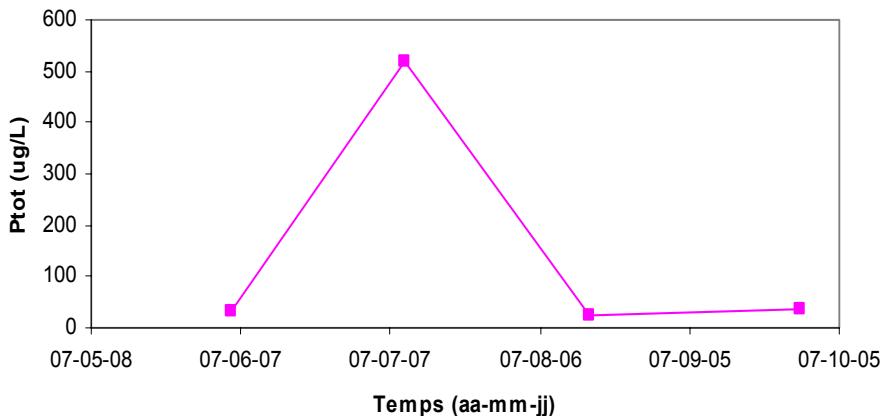


Figure 4.14 Concentrations de phosphore total ($\mu\text{g}/\text{L}$) obtenues dans le fond du lac Clément (>4,5 m) de juin à septembre 2007

Chlorophylle-a

La concentration de chl-*a* mesurée au lac Clément est assez faible (minimum (0 m) 0,4 $\mu\text{g}/\text{L}$ en juillet; maximum (0 m) 1,3 $\mu\text{g}/\text{L}$ en septembre). La biomasse algale au lac Clément est faible (Figure 4.15).

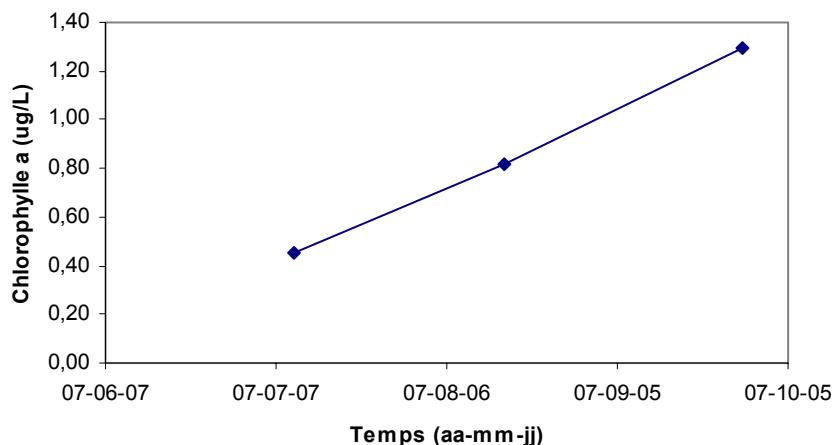


Figure 4.15 Concentrations de la chl-*a* ($\mu\text{g}/\text{L}$) à la surface du lac Clément entre juin et septembre 2007.

Les profils de chl-*a* en unité relative illustrent aussi une faible productivité tout au long de la saison estivale. Au cours des mois de juillet et d'août, la concentration maximale en chl-*a* survient en profondeur (5 m). Cette mesure élevée pourrait s'expliquer par une hausse de l'activité primaire. Les conditions semblent propices au développement du phytoplancton, car la concentration en phosphore total est très élevée et la transparence de l'eau permet aux rayons lumineux de pénétrer jusqu'au fond, ce qui laisse présumer d'une bonne activité photosynthétique (Annexe C-7).

État trophique

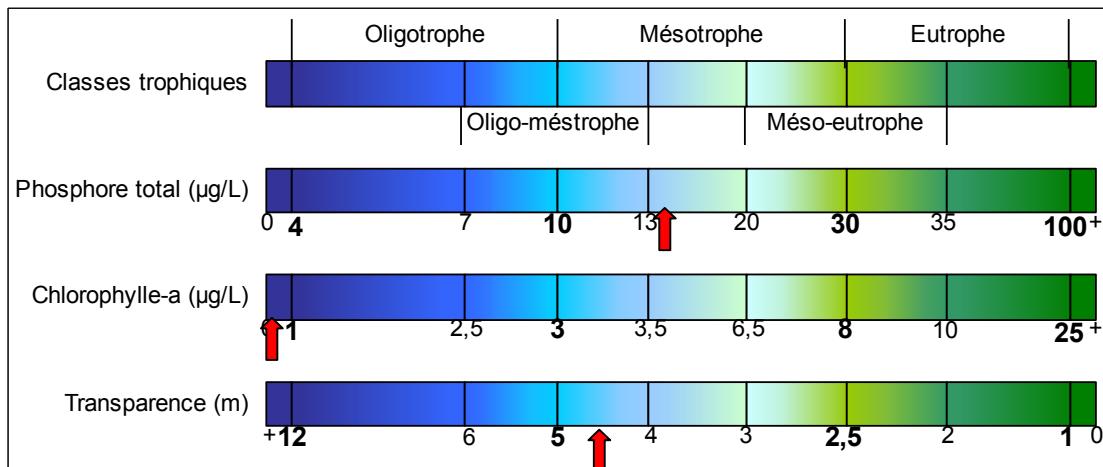
L'indice de l'état trophique de Carlson place le lac Clément au stade oligo-mésotrophe (Carlson 1977) (Tableau 4.3).

Tableau 4.3. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour lac Clément

Date	TSI-Phosphore	TSI-Chlorophylle	TSI-Secchi
2007-06-05	31	-	38
2007-07-17	30	27	38
2007-08-23	56	31	37
2007-09-27	32	35	40

Indice calculé à partir des données en surface

En utilisant la classification du MDDEP, la moyenne du phosphore total en surface (0 m) de $13,9 \pm 14,8 \mu\text{g}/\text{L}$ place le lac Clément au stade mésotrophe. Cependant, lorsqu'on ignore la donnée extrême de la série de données, on obtient une moyenne de $6,5 \pm 0,5 \mu\text{g}/\text{L}$ ce qui positionne le lac à un stade oligotrophe. On voit qu'une seule donnée peut modifier complètement le classement du stade trophique d'un lac. C'est donc un facteur à considérer attentivement afin de demeurer critique lorsqu'une seule date ou un seul site sur un plan d'eau donné est échantillonné. La concentration moyenne de chl-*a* (0 m) de $0,9 \pm 0,4 \mu\text{g}/\text{L}$ et la transparence moyenne de $4,5 \pm 0,5 \text{ m}$ placent respectivement le lac à un stade oligotrophe et oligo-mésotrophe (Figure 4.16).



4.1.4 Trois-Petits-Lacs (Bassin nord)

Transparence

Les eaux des Trois-Petits-Lacs sont très claires ($5,4 \pm 1,2$ m). Le maximum de transparence s'observe au mois d'août (6,6 m) et le minimum est au mois de septembre (3,7 m). Ces mesures respectent amplement les critères de qualité des eaux pour la protection des activités récréatives et des aspects esthétiques de 1,2 m (Guay 2007). Au mois d'août 2001, la transparence de l'eau était à 6,4 m, ce qui est semblable à la donnée de 2007 (Bolduc 2002).

Température

Le bassin nord des Trois-Petits-Lacs a une profondeur maximale de 11,4 m. Cette profondeur permet l'établissement d'une stratification thermique tout au long de la saison estivale. La température maximale en surface (1 m) est de 20,1 °C au mois de juillet et la température minimale est de 15,0 °C au mois de septembre. La thermocline est bien établie tout au long de la période d'échantillonnage isolant les couches d'eau inférieures. Elle s'étend de 2,5 m à 6,0 m en juin, de 3,0 m à 7,0 m en juillet, de 4,0 m à 7,5 m en août et de 5,5 m à 9,5 m en septembre. Ces données indiquent que la colonne d'eau tend à s'homogénéiser plus on s'approche de la saison automnale. La température moyenne de l'hypolimnion pendant la période estivale est de $6,3 \pm 0,6$ °C (Figure 4.17).

La température du lac au cours de la saison estivale représente une belle niche écologique pour les poissons incluant les espèces qui sont plus fragiles. Selon Evans (2007), le jeune Touladi (*Salvelinus namaycush*) peut vivre dans des eaux de température variant entre 4 et 14 °C.

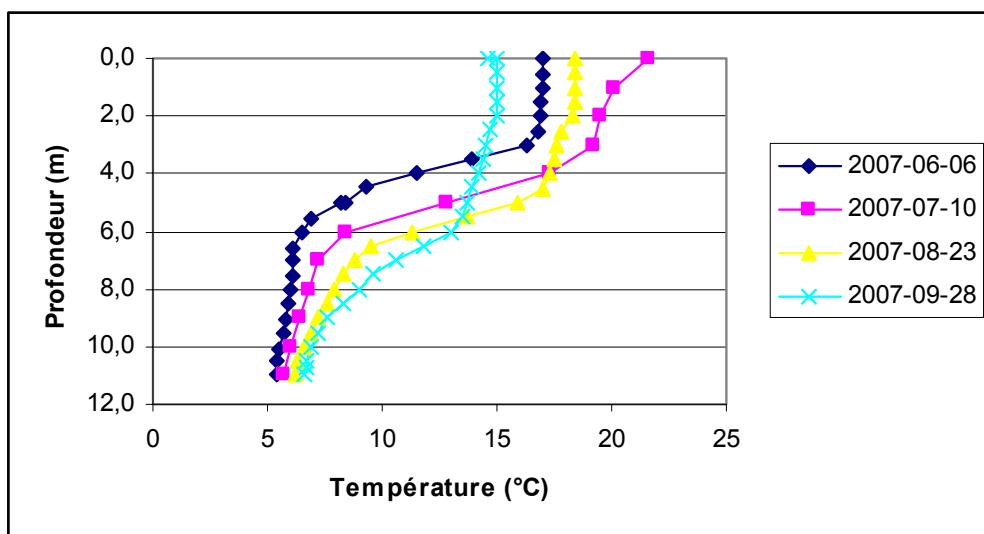


Figure 4.17. Profils de température (°C) obtenus de juin à septembre 2007 au Trois-Petits-Lacs

pH

Le pH des eaux de surface (0,5 m) varie entre 6,8 et 7,2 unités de pH. Le pH des eaux profondes est par contre plus acide qu'en surface. Dans l'hypolimnion, le pH varie entre 5,9 et 6,5 unités de pH (Annexe C-7). Cette plage de données ne respecte pas le critère de prévention de la contamination des eaux et des organismes aquatiques qui se situe entre 6,5 et 8,5 unités de pH (Guay 2007).

Oxygène dissous

L'épilimnion possède une bonne concentration d'oxygène dissous au cours de la saison estivale (minimum 9,6 mg/L en juillet; maximum 13,8 mg/L en septembre). Aux mois de juin, juillet et août, il y a un pic en oxygène qui démontre une grande activité photosynthétique à cet endroit (production d'oxygène). Le profil au mois de juin reste oxique jusqu'au fond. Les mois de juillet, août et septembre présentent cependant une anoxie (<2 mg/L) à partir de 11 m, 9,5 m et 8 m respectivement. Tout comme dans les cas précédents, cette anoxie dénote une consommation d'oxygène par les micro-organismes chargés de la décomposition de la matière organique en période de stratification thermique. (Figure 4.18).

Les profils d'oxygène dissous illustrent que les Trois-Petits-Lac représentent un habitat de qualité pour le poisson. Les espèces plus sensibles, comme le Touladi (*Salvelinus namaycush*), nécessitent une concentration en oxygène dissous assez élevée. Le seuil recommandé pour conserver un habitat propice à la survie de cette espèce est de 7 mg/L (Evans 2007). Les données du mois d'août 2001 (Bolduc 2002) montrent aussi que l'hypolimnion du lac était en situation anoxique (concentration de 0,4 mg/L).

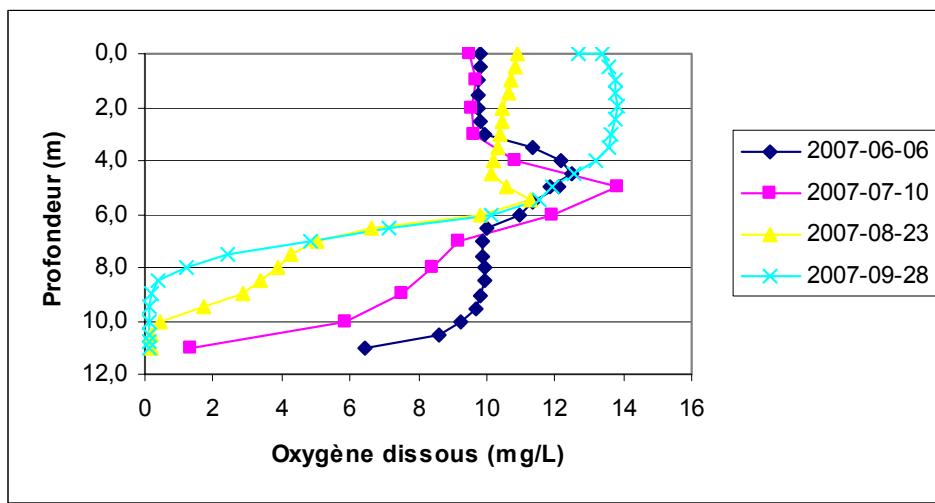


Figure 4.18. Profils de l'oxygène dissous (mg/L) obtenus de juin à septembre 2007 au lac Trois-Petits-Lacs

Phosphore total

La concentration de phosphore total en surface (0 m) au cours de la période estivale est assez constante (minimum 4,6 µg/L en juillet; maximum 8,6 µg/L en septembre). En août 2001 (Bolduc 2002), le phosphore total en surface était de 8,3 µg/L. Les données

de 2007 du même mois indiquent une concentration de 6,1 µg/L. La concentration de phosphore total tend à être assez constante avec les années (Figure 4.19).

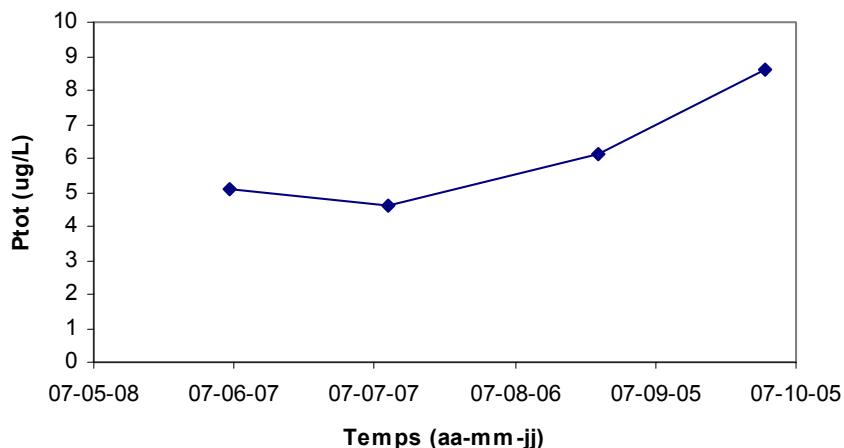


Figure 4.19. Concentration de phosphore total (ug/L) de juin à septembre 2007 au lac Trois-Petits-Lacs

Les concentrations de phosphore sont, par contre, beaucoup plus élevées dans les couches profondes. Au mois de juillet, la concentration en surface est de 4,6 µg/L et de 15,4 µg/L à 10 m, ce qui représente une augmentation de 335 %. L'augmentation entre les concentrations en surface et celles du fond s'élève à 467 % au mois d'août ([surface] = 6,1 µg/L; [10 m] = 28,5 µg/L) et à 344 % au mois de septembre ([surface] = 8,6 µg/L; [10 m] = 29,6 µg/L) (Annexe C-7). Ces données indiquent que l'apport en matière organique au Trois-Petits-Lacs n'est pas à négliger et qu'un suivi devrait être fait pour empêcher le débalancement de l'équilibre trophique. Le relargage de phosphore des sédiments en période anoxique pourrait aussi contribuer à l'apport en phosphore dans les couches plus profondes.

Chlorophylle-a

La concentration de chl-a en surface est assez faible avec un maximum de concentration au mois de septembre de 3,3 µg/L. Le lac est donc peu productif, ce qui est caractéristique des plans d'eau oligotrophes. Les données de la diagnose effectuée à l'été 2001 (Bolduc 2002) montraient une concentration en chl-a de 1,0 µg/L (0 m) à la mi-août. La donnée obtenue en août 2007 est de 2,5 µg/L. Les concentrations de chl-a à la surface du lac tendent à rester assez faibles au cours des années.

Les profils de chl-a obtenus à l'aide du YSI illustrent une faible concentration de la biomasse algale sur toute la colonne d'eau (Annexe C-7). Les concentrations au cours de la saison estivale ne dépassent pas 6,0 µg/L à l'exception du mois de juin où on observe une concentration maximale de chl-a à 11 m. Cette concentration pourrait être expliquée par une remise en suspension de la matière organique par l'accrochage du fond lors de la prise d'échantillons.

État trophique

Selon l'index de l'état trophique de Carlson (1977) le bassin nord des Trois-Petits-Lacs se situerait au niveau oligotrophe, sauf au mois de septembre où les indices indiquent plutôt un stade oligo-mésotrophe. Les données de 2001 plaçaient le lac à un stade oligotrophe (Bolduc 2002).

Tableau 4.4. Index de l'état trophique de Carlson (TSI) pour les Trois-Petits-Lacs

Date	TSI-Phosphore	TSI-Chlorophylle	TSI-Secchi	TSI global
2007-06-05	28	-	36	32
2007-07-17	26	30	34	30
2007-08-23	30	42	33	35
2007-09-27	35	44	41	40
Données historiques				
2001-08-12	35	30	33	33

Indice calculé à partir des données en surface

La concentration moyenne de phosphore total en surface au Trois-Petits-Lacs est de $6,1 \pm 1,5 \mu\text{g/L}$ ce qui le place au stade oligotrophe selon les classes de niveau trophique développées par le MDDEP (2007). La concentration moyenne en surface de la chl-a ($2,1 \pm 1,5 \mu\text{g/L}$) positionne le lac dans la classe oligotrophe tandis que la transparence moyenne ($5,4 \pm 1,2 \text{ m}$) le place dans le stade oligo-mésotrophe (Figure 4.20).

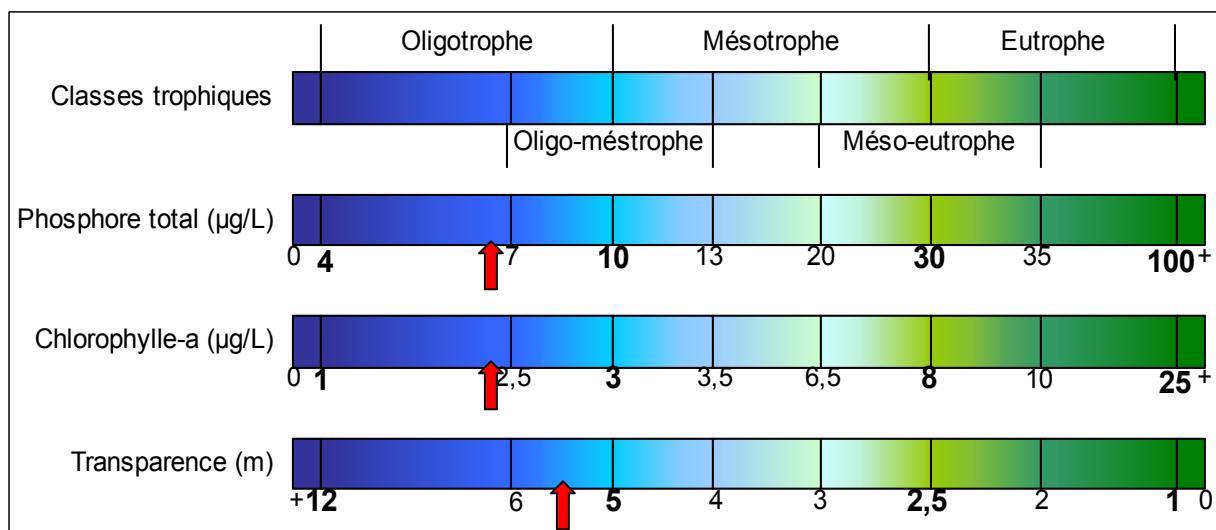


Figure 4.20. Positionnement du lac Trois-Petits-Lacs selon les classes de niveau trophique du MDDEP

4.1.5 Lac Saint-Charles

Pour le lac Saint-Charles, seulement une partie des variables décrites dans la méthodologie sera abordée, car plusieurs données sont en cours d'analyse. Cette section présente un portrait global de la qualité de l'eau du lac à partir de quelques variables clés, soient : la transparence, l'oxygène dissous, le phosphore total, la chl-a, et le phytoplancton. La variabilité spatiotemporelle de ces paramètres est présentée de manière générale, mais elle sera mieux détaillée dans le rapport final. En effet, des analyses statistiques de comparaison multiple des moyennes (par exemple, test LSD, *Least Significant Difference*, de Fischer) seront effectuées pour mieux évaluer les différences entre les sites et au travers des saisons.

4.1.5.1 Transparence

Parmi les huit stations à l'étude au lac Saint-Charles (Figure 3.2), 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.

VARIATIONS TEMPORELLES

Les profondeurs enregistrées à l'aide du disque de Secchi (moyenne spatiale pour cinq stations) varient entre 3,3 m ($\pm 0,5$ m) et 2,4 m ($\pm 0,2$ m) (moyenne \pm ET) au cours de la saison d'échantillonnage (Figure 4.21). Les valeurs maximales de transparence sont observées au mois de juillet et les valeurs minimales au printemps et à l'automne. Les facteurs pouvant expliquer de telles variations sont nombreux. Tout d'abord, la météo peut avoir une grande influence sur ce paramètre. En effet, de fortes précipitations ont pour effet d'augmenter les apports de matières en suspension par le ruissellement, ce qui augmente en retour la turbidité (et diminue la transparence) du lac. Par la suite, l'évolution de la quantité et des genres de phytoplancton dominants (par exemple, cyanobactéries) peut aussi influencer ce paramètre. Par exemple, les très petites espèces de phytoplancton réduisent plus efficacement la transparence de l'eau par comparaison aux plus grosses espèces ou aux espèces qui forment des colonies. D'un autre côté, les vagues et l'ensoleillement peuvent causer une interférence dans la mesure de la transparence avec le disque de Secchi. Ainsi, ce paramètre serait sous-estimé lors de journées venteuses et nuageuses, comme c'était le cas lors de l'échantillonnage effectué à la fin du mois d'octobre.

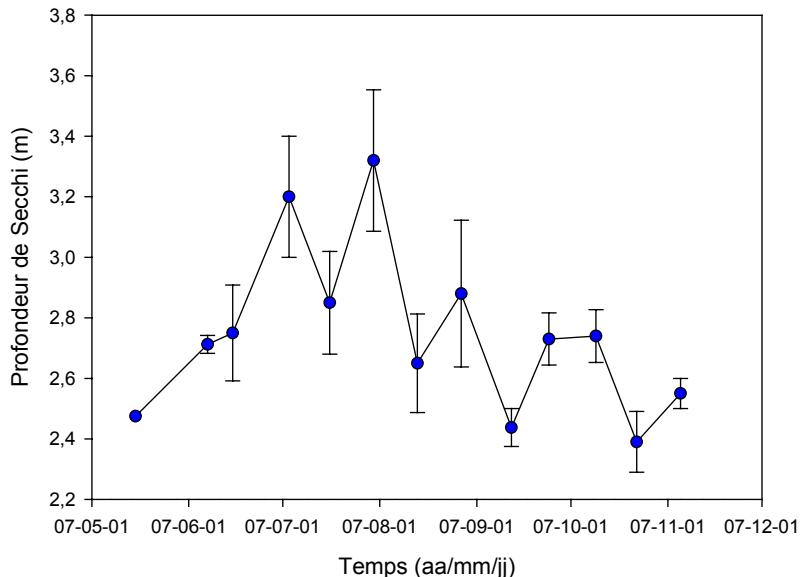


Figure 4.21 Moyennes spatiales ($n=5$) \pm Erreur Standard (ES) des profondeurs de Secchi en fonction du temps.

VARIATIONS SPATIALES

Des variations spatiales de la profondeur de Secchi sont observées (Figure 4.22). C'est au centre du bassin nord (station C5) que la transparence semble être la plus grande. Cependant, étant donné la variabilité des données, la différence n'est probablement pas significative.

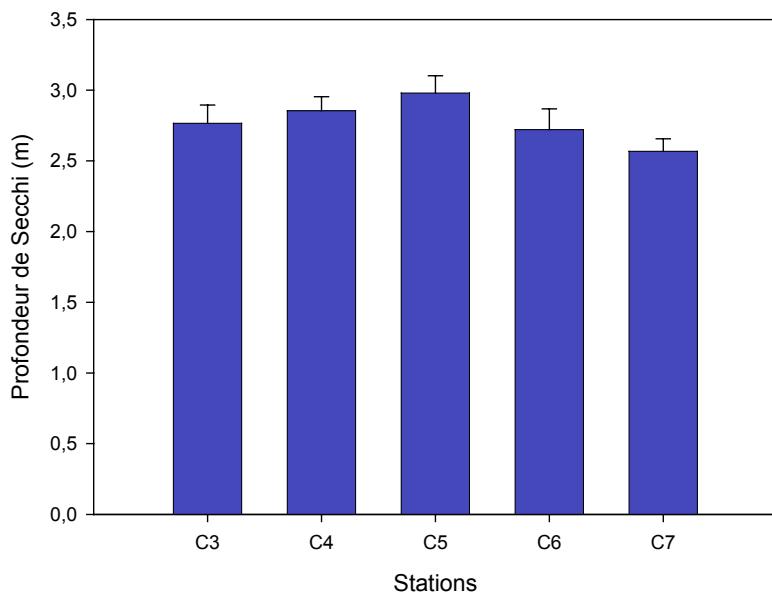


Figure 4.22 Moyennes temporelles \pm ES ($n=11$) des profondeurs de Secchi mesurées à chacune des stations.

ÉTAT TROPHIQUE : TRANSPARENCE

La moyenne générale de profondeur de Secchi, pour l'ensemble de la campagne d'échantillonnage 2007, est de $2,8 \pm 0,1$ m (moyenne \pm ET). Cette valeur indique que le lac est à un stade méso-eutrophe, selon l'indice trophique du MDDEP (Figure 4.23). Si nous utilisons la moyenne spatiale la plus faible (le 22 octobre 2007), l'indice indique que le lac tend plutôt vers un stade eutrophe. Si nous examinons l'indice de Carlson obtenu à partir de la moyenne générale, ($TSI (DS) = 45,2$) nous obtenons aussi un résultat correspondant à un stade mésotrophe avancé.

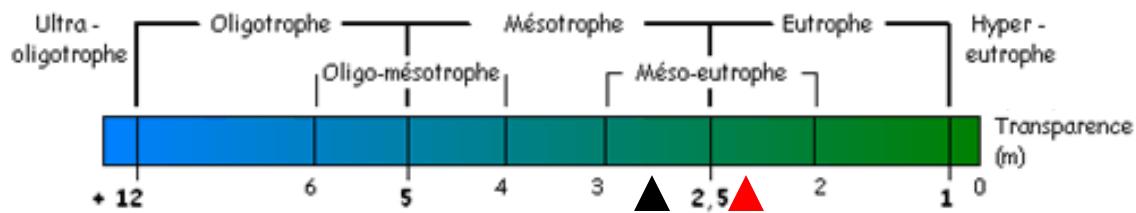


Figure 4.23 Établissement de l'état trophique à partir de la transparence selon l'échelle utilisée par le MDDEP. La flèche noire indique la valeur moyenne pour l'été (11 dates, 5 stations) alors que la flèche en rouge indique la valeur moyenne spatiale (5 stations) du 22 au 24 octobre 2007.

En comparant les résultats observés en 2007 aux résultats obtenus durant la même période de l'année en 1997 (Légaré 1998), nous pouvons constater qu'il ne semble pas y avoir de modification notable au niveau de la turbidité (Tableau 4.5). En effet, les moyennes des profondeurs de Secchi, de la mi-juin à la mi-octobre en 2007, enregistrées au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) sont respectivement de $2,8 \pm 0,5$ m ($n=10$) et de $3,1 \pm 0,4$ m ($n=9$) en 2007. Ces moyennes étaient de $2,6 \pm 0,5$ m ($n=5$) et $3,2 \pm 0,3$ m ($n=5$) lors de la campagne d'échantillonnage de 1997. Les différences observées entre les moyennes des deux années ne sont pas significatives ni pour le bassin nord ($p = 0,68$), ni pour le bassin sud ($p = 0,28$).

Tableau 4.5 Profondeurs de Secchi moyennes \pm ET de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.

	Secchi (m) 1997	Secchi (m) 2007
Station C3	$2,6 \pm 0,5$	$2,8 \pm 0,5$
Station C5	$3,2 \pm 0,3$	$3,1 \pm 0,4$

4.1.5.2 Oxygène dissous

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, 1980; Belzile, 1987; Légaré 1998). En 2007, la même tendance a pu être observée avec les profils réalisés au centre du bassin nord (C5) (Figure 4.24). En effet, les concentrations d'oxygène, près des valeurs de saturation, retrouvées dans l'ensemble de

la colonne d'eau au début de l'été ont rapidement diminué avec la stratification thermique du lac. À la fin du mois de juillet, les derniers mètres de la colonne d'eau affichaient déjà des concentrations sous les 4 mg/L. L'anoxie (< 2 mg/L) s'est ensuite emparée progressivement de l'hypolimnion, si bien qu'à la fin du mois d'août, plus du tiers de la colonne d'eau présentait de telles conditions. À la mi-septembre, l'érosion de la thermocline a commencé à être observée. Le 26 septembre, seuls les quatre derniers mètres n'étaient pas touchés par le mélange. Les concentrations retrouvées étaient alors sous les 0,1 mg/L (Figure 4.25). La période automnale a par la suite entraîné un brassage complet et ainsi permis une oxygénation complète de la colonne d'eau au début du mois de novembre.

Ce déficit en oxygène peut avoir certaines répercussions sur les communautés ichtyologiques. D'abord, à la fin de l'été une bonne partie de la colonne d'eau était sous la barre des 4 mg/L, limite pour la survie de la plupart des espèces de poissons (Légaré 1998). Les salmonidés sont particulièrement affectés par les conditions oxiques de l'hypolimnion, car ils ont besoin d'eau froide et bien oxygénée pour survivre. 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 au mois d'août et septembre, modifient considérablement l'habitat de ce groupe de poissons. Légaré (1998), ayant observé en 1996-1997 des profils d'oxygène semblable à 2007, 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 (Cisco des lacs, Touladi, Omble de fontaine) et contribuer, d'une certaine façon, à leur déprérissement. Une étude ichtyologique réalisée en 2005 (MRNF 2006) concluait que ces espèces avaient disparu ou étaient près de disparaître (aucun salmonidé récolté sur plus de 1800 individus).

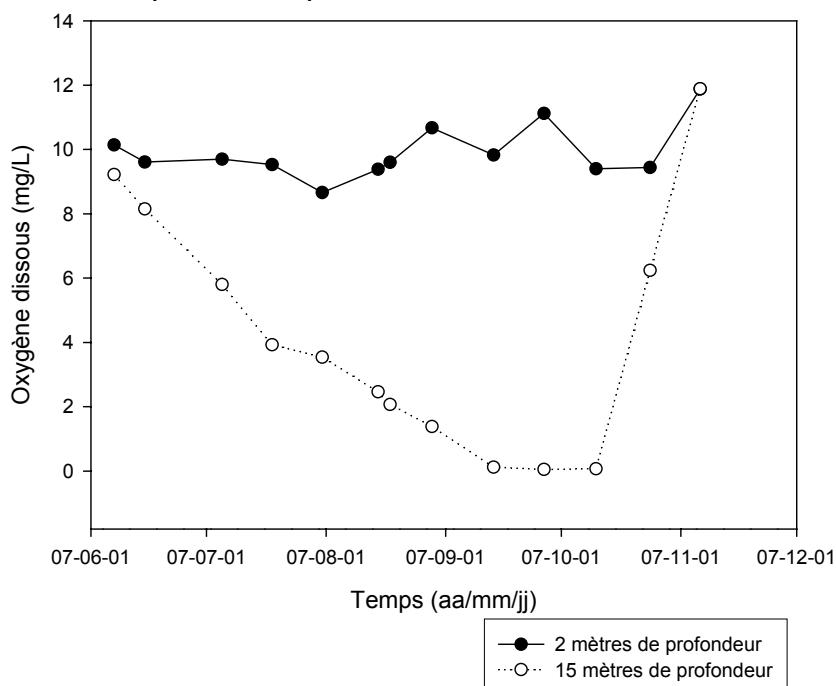


Figure 4.24 Variation des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord, à deux et quinze mètres de profondeur, en fonction du temps.

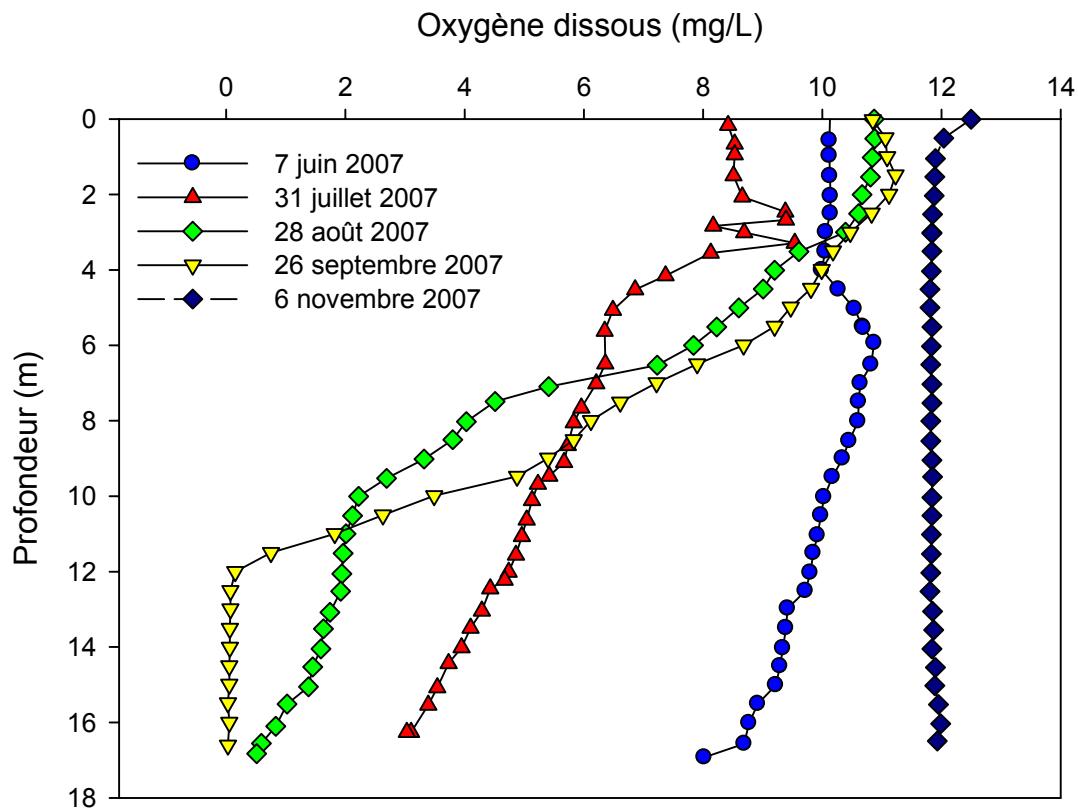


Figure 4.25 Profils des concentrations d'oxygène dissous au centre du bassin nord à cinq dates différentes.

De faibles concentrations en oxygène près du fond peuvent être un indice d'eutrophisation. En effet, l'augmentation de la production dans un lac mène à une accumulation de matière organique près du fond. Les processus de décomposition de cette dernière (par exemple, par la respiration bactérienne) consomment l'oxygène dissous dans l'eau. S'il y a une bonne stratification thermique, comme au centre du bassin nord, l'hypolimnion devient isolé du reste de la colonne d'eau et les concentrations d'oxygène dissous peuvent alors diminuer considérablement.

Le bassin sud, de son côté, n'a pas été touché par de grands déficits en oxygène dû à sa faible profondeur et à l'homogénéité thermique. Une diminution d'oxygène a tout de même été observée près des sédiments au mois d'août. La concentration minimum enregistrée était de 6,2 mg/L, le 14 août 2007. Cette donnée indique qu'il y a aussi une bonne consommation d'oxygène près du fond dans le bassin sud (à titre indicatif, la concentration de saturation en oxygène pour une eau à 20°C est de 9,1 mg/L à 1 atm).

4.1.5.3 Phosphore total (PT)

VARIATIONS TEMPORELLES

La concentration de surface en PT a varié entre $7,8 \pm 1,2 \mu\text{g/L}$ et $14,6 \pm 4,6 \mu\text{g/L}$ au cours de la campagne d'échantillonnage (moyenne spatiale pour 8 stations \pm ET). Les valeurs maximales ont été enregistrées en surface aux mois d'août et de septembre (Figure 4.26).

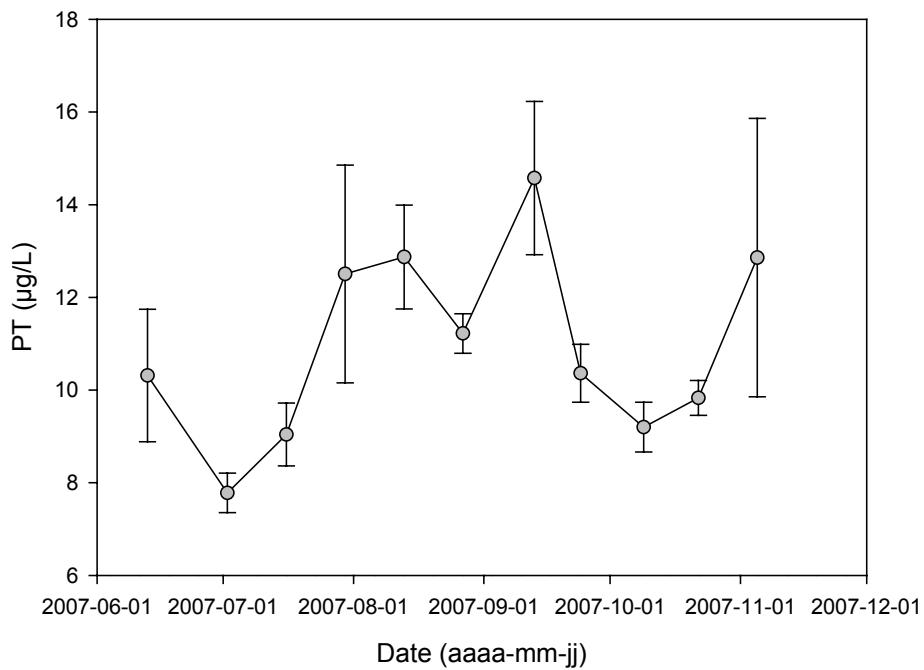


Figure 4.26 Moyennes spatiales ($n=8$) \pm ES des concentrations de PT en surface, en fonction du temps.

VARIATIONS SPATIALES

Il existe une variation spatiale de la concentration du PT entre les huit stations échantillonnées sur le lac. La valeur moyenne temporelle (11 dates) la plus élevée se trouve à la sortie de la rivière des Hurons (C8) (Figure 4.27). À cette station, de grandes variations de concentration ont été observées entre les dates. En effet, la valeur minimale mesurée a été de 7,7 $\mu\text{g}/\text{L}$ (23 octobre 2007) et la valeur maximale est de 30,8 $\mu\text{g}/\text{L}$ (6 novembre 2007). Ces variations semblent être reliées aux quantités de précipitations les jours précédant l'échantillonnage. Les épisodes de pluie intense (par exemple, le 6 novembre) augmentent les apports en nutriment et en MES en amplifiant le phénomène d'érosion et le lessivage dans le bassin versant. Plus d'explications sur la variabilité spatiale entre les stations seront fournies après une analyse plus approfondie des résultats.

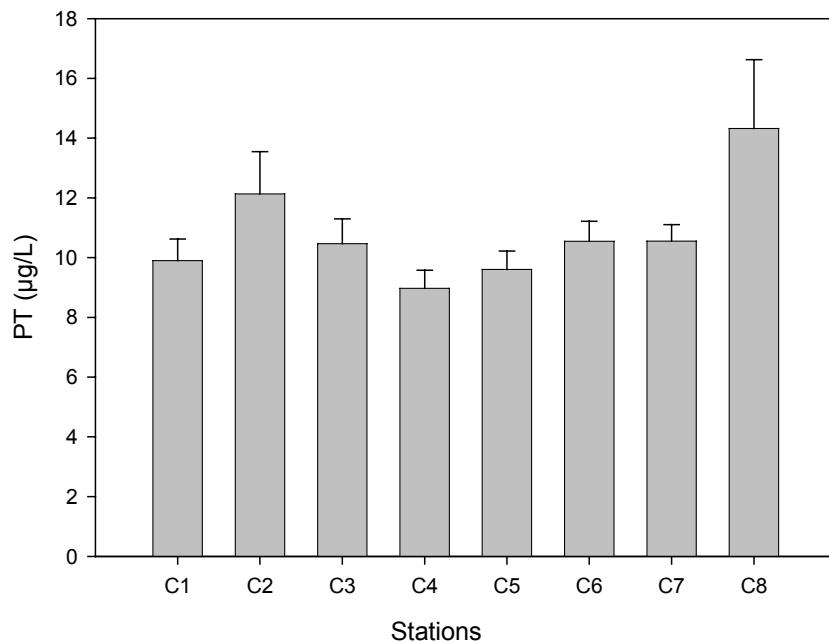


Figure 4.27 Moyennes temporelles ($n=11$) \pm ES des concentrations de PT en surface pour chacune des stations.

VARIATIONS AVEC LA PROFONDEUR

Au centre du bassin nord (station C5), des changements de concentration en PT ont été mesurés en fonction de la profondeur et de la date de l'échantillonnage (Annexe D-5). Du mois de juin à la mi-août, des variations considérables ont été notées (minimum de 5,2 µg/L le 5 juillet 2007 à 7 mètres et maximum de 16,1 µg/L le 31 juillet 2007 à 2,5 mètres). Cependant, il n'y avait toujours pas eu de tendance claire d'augmentation de la concentration avec la profondeur. En 1997, durant cette période de l'année, Légaré (1998) avait déjà observé des concentrations de phosphore total plus élevées dans les couches inférieures qu'en surface. L'écart, par rapport à la surface, était de 30 % en juin et de 60 % en juillet et en août. La concentration maximale, atteinte le 14 août 1997 à 16 m, était de 17,3 µg/L.

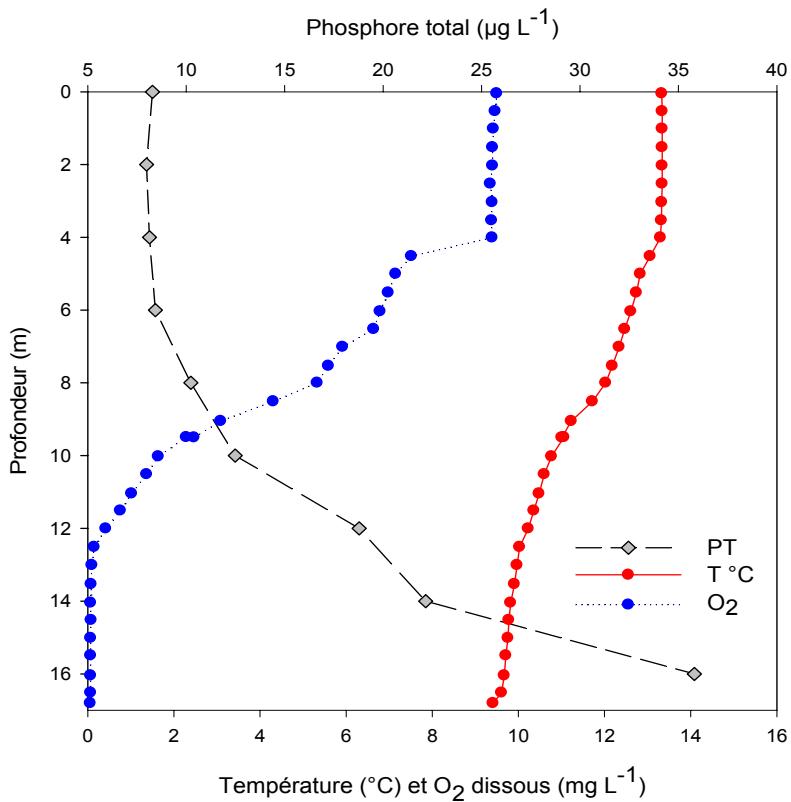


Figure 4.28 Variation verticale du PT, de la température et de l'oxygène dissous, le 10 octobre 2007 au centre du bassin nord (site C5).

C'est uniquement à partir du mois de septembre qu'une telle tendance a pu être détectée en 2007. Le 13 septembre, les concentrations étaient environ 55% plus élevées dans le fond (16 m) qu'à la surface (0 m). Le 26 septembre et le 10 octobre (Fig. 4.28), l'écart entre le fond et la surface était respectivement de 230% (0 m = 8 $\mu\text{g/L}$ et 16 m = 26,6 $\mu\text{g/L}$) et de 330% (0 m = 8,3 $\mu\text{g/L}$ et 16 m = 35,8 $\mu\text{g/L}$). Ces différences sont plus marquées que celles constatées il y a 10 ans, alors que l'écart entre la surface et le fond était d'environ 70% pour le mois de septembre et octobre (Légaré 1998). À la fin du mois d'octobre et au début de novembre, les concentrations de PT se sont progressivement uniformisées dans la colonne d'eau, dû au brassage automnal. Légaré (1998) avait attribué l'augmentation de phosphore total à un relargage du phosphore par les sédiments. L'étude géochimique des sédiments effectuée en 1999 par Tremblay *et al.* (2001) avait aussi mis en évidence la possibilité d'occurrence d'un tel mécanisme. Cette étude montrait que la concentration en phosphore total dans les sédiments à partir de leur couche la plus profonde jusqu'à leur surface tend à décroître. Cette diminution pourrait être causée par une augmentation du relargage du phosphore des sédiments vers la colonne d'eau. Toutefois, il est possible que l'augmentation de PT avec le fond soit due à d'autres facteurs. Par exemple, elle peut être causée par la sédimentation et l'accumulation dans l'hypolimnion de la matière contenant du phosphore (particules et phytoplancton).

ÉTAT TROPHIQUE : PHOSPHORE TOTAL

La concentration moyenne en PT pour l'ensemble des stations et des dates (8 stations et 11 dates, n=87) en 2007 était de $10,9 \pm 4,0 \mu\text{g/L}$. Cette valeur indique que le lac serait à un stade oligo-mésotrophe, selon l'échelle trophique utilisée par le MDDEP. L'indice obtenu est un peu différent lorsque la moyenne spatiale la plus élevée de la saison est utilisée. En effet, la valeur moyenne des 8 stations la plus élevée (14,6 $\mu\text{g/L}$ lors de l'échantillonnage du 12 et 13 septembre) indique que le lac tendrait plutôt vers un stade mésotrophe. L'indice de Carlson obtenu à partir de la moyenne générale de PT (TSI (PT) = 38,8), montre quant à lui que le lac serait à un stade mésotrophe avec une tendance oligotrophe.

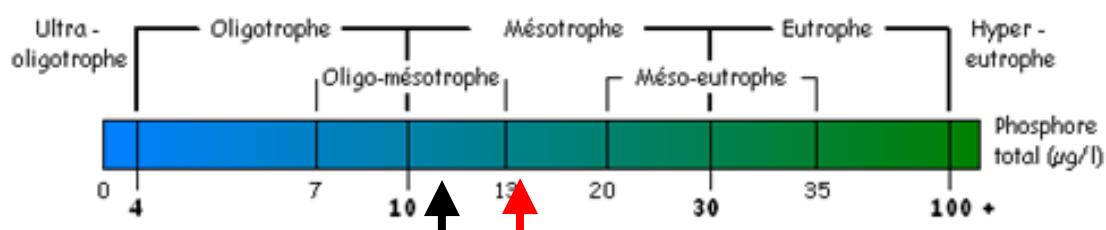


Figure 4.29 Établissement de l'état trophique à partir de la concentration en phosphore total selon l'échelle utilisée par le MDDEP. La flèche noire indique la valeur moyenne pour l'été (11 dates, 8 stations) alors que la flèche rouge indique la valeur moyenne spatiale (8 stations) le 12 et 13 octobre 2007.

Les concentrations en PT mesurées en 1997 sont semblables à celles mesurées aux mêmes stations en 2007 (Tableau 4.6). La différence entre les années est non significative ($p=0,54$ pour C3 et $p=0,73$ pour C5). Il faut prendre note que les mêmes stations ont été utilisées aux fins de comparaison, cependant les échantillons de 1997 ont été pris à 2 m tandis qu'en 2007 ils ont été pris sous la surface (0 m).

Tableau 4.6 Concentrations moyennes de PT de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.

	PT ($\mu\text{g/L}$) moyen 1997	PT ($\mu\text{g/L}$) moyen 2007
Station C3	$10,9 \pm 1,3$	$10,6 \pm 2,8$
Station C5	$9,6 \pm 1,1$	$9,7 \pm 2,2$

4.1.5.4 Phosphore soluble réactif (SRP)

Tout au long de la campagne d'échantillonnage 2007, les valeurs de phosphore soluble réactif soluble (SRP) se sont maintenues très près de la limite de détection pour l'ensemble des points échantillonnés. Ce résultat suggère une forte limitation en phosphore pour la croissance des végétaux aquatiques et la sensibilité du lac Saint-Charles à tout apport supplémentaire en phosphore. Cependant, au centre du bassin nord, il semble y avoir eu une accumulation de SRP dans l'hypolimnion de la mi-juin à la mi-juillet (Figure 4.30). Cette augmentation du SRP concorde avec l'établissement de la stratification thermique et pourrait indiquer un certain relargage de phosphore par les sédiments. Toutefois, après le 17 juillet, les résultats demeurent très près de la limite de détection.

Dès lors, aucune tendance d'augmentation du SRP n'a pu être observée vers le fond. Pour le reste de l'été, aucune autre valeur n'est au-dessus de 0,76 µg/L et la moyenne de l'ensemble des valeurs est égale à 0,4 ($\pm 0,02$) µg/L. Les concentrations de SRP ne suivent donc pas les variations de PT en fonction de la profondeur et du temps. Ce dernier résultat remet en cause l'hypothèse voulant qu'il y ait relargage de phosphore causé par des conditions anoxiques. Effectivement, dans de telles conditions le phosphore est principalement libéré sous forme de SRP (Gachter *et al.* 2003). Un certain nombre d'études ont déjà montré que les conditions anoxiques ne génèrent pas nécessairement le relargage du phosphore des sédiments (Schindler *et al.* 1973; Levine *et al.* 1986; Gachter *et al.* 2003). Le mécanisme de relargage dépendrait de nombreux facteurs géochimiques et biologiques. Cependant, à ce stade-ci, l'hypothèse du relargage de phosphore ne peut être rejetée et la question des variations verticales du phosphore nécessitera une étude plus approfondie. Certaines pistes peuvent être envisagées quant aux causes de l'augmentation de SRP en début de saison. Par exemple, il est possible qu'il y ait eu un gain en SRP causé par l'arrivée, en début de saison, des eaux froides et denses des rivières et des sources souterraines qui auraient emprunté une trajectoire vers le fond du lac.

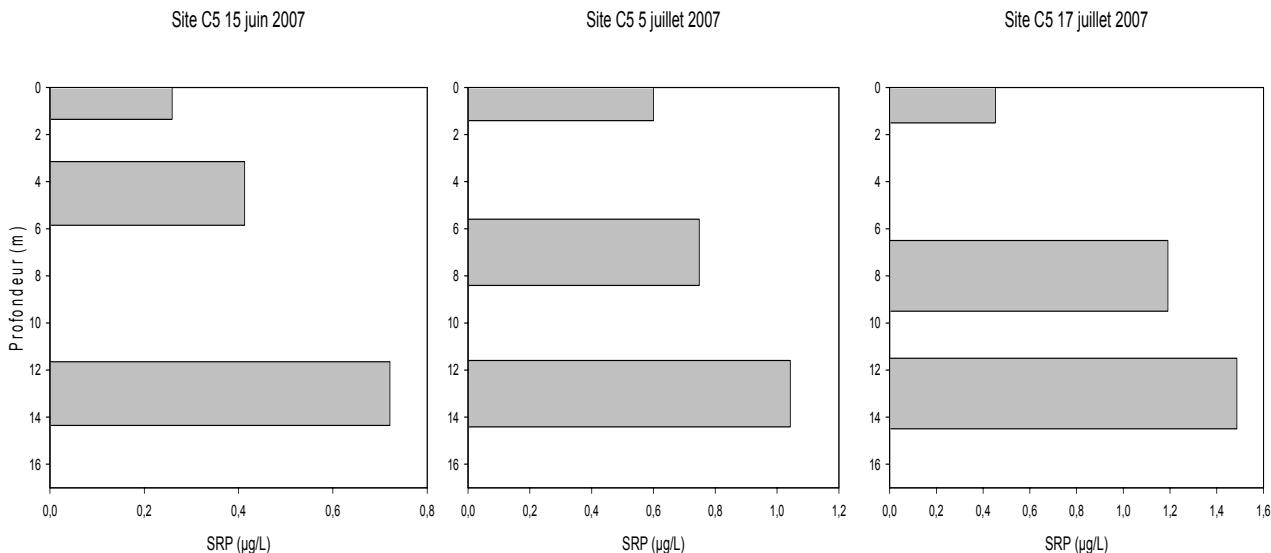


Figure 4.30 Variations du SRP en fonction de la profondeur le 15 juin, 5 et 17 juillet 2007.

4.1.5.5 Chlorophylle-a

VARIATIONS TEMPORELLES

Les valeurs moyennes de chl-*a* (8 stations) varient entre $3,6 \pm 0,5$ µg/L et $9,8 \pm 2,6$ µg/L durant la saison estivale 2007. Les plus grandes valeurs de chl-*a* en surface se retrouvent aux mois d'août, septembre et octobre (13 août au 22 octobre 2007). Les concentrations étaient alors environ deux fois plus élevées qu'au début de l'été et qu'au mois de novembre (Figure 4.31).

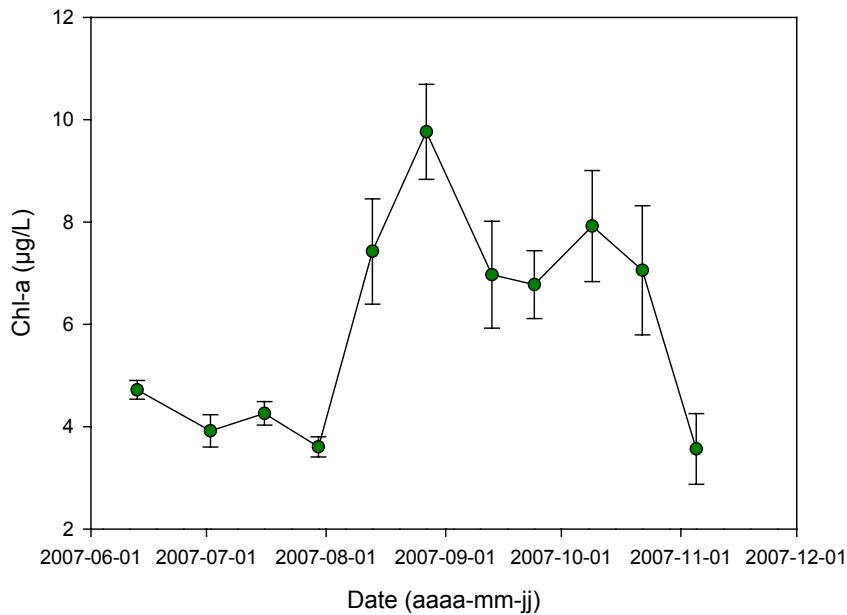


Figure 4.31 : Moyenne spatiale ($n=8$) \pm ES des concentrations de chl-*a* en surface en fonction du temps.

VARIATIONS SPATIALES

Il y a peu de variation entre les concentrations de chl-*a* moyennes temporelles (11 dates) des stations C1 à C7 (Figure 4.32). Cependant, la concentration moyenne à la station C8 est significativement plus faible que celles des autres stations. À cette station la chl-*a* est environ deux fois moins élevée qu'aux autres stations. Ceci peut s'expliquer par le fait que cette station se trouve à l'embouchure de la rivière des Hurons, ainsi l'abondance de phytoplancton du lac est diluée par les importants volumes d'eau arrivant de la rivière.

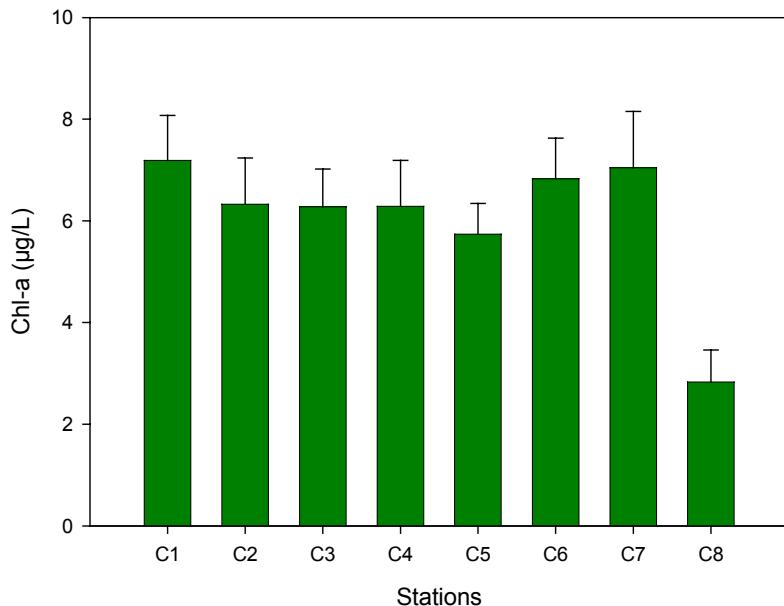


Figure 4.32 : Concentration moyenne temporelle ($n=11$) \pm ES de la chl-*a* en surface pour chacune des stations.

VARIATIONS AVEC LA PROFONDEUR

Les variations verticales de la concentration de chl-*a* peuvent être très importantes. Par exemple, au centre du bassin nord, le 31 juillet la concentration était de 3,9 µg/L en surface, de 27,8 µg/L à 2,5 mètres et de 1,0 µg/L à 13 mètres. De grandes quantités de phytoplanctons peuvent donc être présentes, sans être visibles à la surface. Ceci s'applique à tous les lacs à l'étude.

Les profils réalisés avec les multisondes fournissent une mesure de ces variations avec la profondeur et permettent de mieux cibler les profondeurs d'échantillonnage. L'ensemble des profils effectués avec le YSI à la station C5 indique que les concentrations maximales de chl-*a* se retrouvent habituellement entre 0 et 4 m de profondeur (Annexe D-1).

ÉTAT TROPHIQUE : CHLOROPHYLLE-*a*

La concentration moyenne en chl-*a* à la surface pour l'ensemble des stations et des dates (8 stations et 11 dates) en 2007 est de $6,1 \pm 2,9$ µg/L. Cette valeur indique que le lac Saint-Charles est à un stade mésotrophe selon l'échelle trophique utilisée par le MDDEP. Cependant, les valeurs ont beaucoup varié durant la saison d'échantillonnage. Ainsi, le 27 et 28 août 2007, dates où la moyenne spatiale était la plus élevée ($9,8 \pm 0,9$ µg/L), la valeur dépassait presque le seuil maximal du stade méso-eutrophe. L'indice de Carlson obtenue à partir de la moyenne générale (TSI (chl-*a*) = 48,3) correspond, quant à elle, au stade méso-eutrophe, très près d'eutrophe. Notons qu'une valeur maximale de près de 300 µg/L a été mesurée près de la rive à proximité de la station C4 le 26 septembre 2007, pendant la période de développement d'une fleur d'eau de cyanobactéries; cette valeur n'a pas été incluse dans les calculs de moyenne.

Comme nous avons pu le constater, les estimations de l'état trophique sont différentes en fonction des paramètres utilisés (transparence, PT et chl-*a*), et ce, avec les deux méthodes. Dans une telle situation, les indices ne doivent pas être présentés en moyennes. Au contraire, ils nécessitent une étude plus approfondie (voir Carlson 1992). La situation idéale serait bien sûre d'obtenir le même stade trophique pour chacun des paramètres. Cependant, lorsque ce n'est pas le cas, il est généralement suggéré de prioriser l'indice obtenu à partir des concentrations de chl-*a* durant la période estivale pour déterminer l'état trophique (Wetzel 2001; Carlson 1977). En tenant compte de cette recommandation, le lac Saint-Charles serait donc à un stade mésotrophe avancé, très près du stade eutrophe.

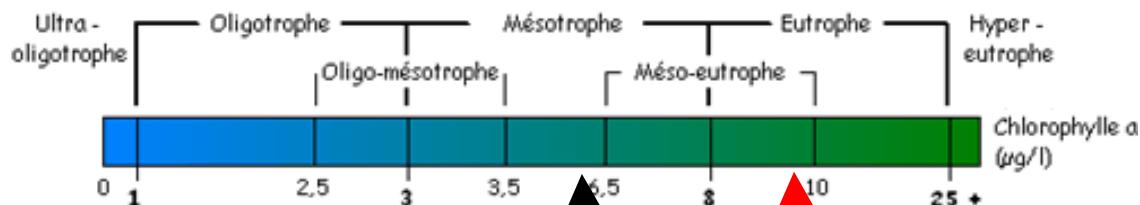


Figure 4.33 Établissement de l'état trophique du lac Saint-Charles en fonction de la chl-*a* selon l'échelle du MDDEP. La flèche noire indique la valeur moyenne pour l'été (11 dates, 8 stations) alors que la flèche rouge indique la valeur moyenne spatiale (8 stations) pour le 27 et 28 août 2007.

Comme pour la transparence et le phosphore total, il y a très peu de changements des concentrations de chl-*a* lorsqu'on compare les résultats enregistrés en 2007 aux résultats obtenus durant la même période de l'année en 1997 (Légaré 1998) (Tableau 4.7). Il semble y avoir une augmentation de la chl-*a* entre 1997 et 2007, cependant, elle n'est pas significative ni pour le bassin sud ($p=0,25$), ni pour le bassin nord ($p=0,59$). Il faut prendre note que la chl-*a* peut aussi varier en fonction des conditions météo. Par exemple, les heures d'ensoleillement mensuelles peuvent influencer la biomasse algale et ainsi faire varier la chl-*a* d'une année à l'autre.

Tableau 4.7 Concentrations moyennes de chl-*a* de la mi-juin à la mi-octobre au centre du bassin sud (C3) et au centre du bassin nord (C5) pour les années 1997 et 2007.

	chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) moyenne 1997	chl- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) moyenne 2007
Station C3	$5,1 \pm 3,1$	$6,7 \pm 2,2$
Station C5	$5,6 \pm 4,2$	$6,1 \pm 1,9$

4.1.5.6 Phytoplancton

VARIATIONS TEMPORELLES DES CYANOBACTÉRIES (RÉSULTATS PRÉLIMINAIRES)

En 2007, le lac Saint-Charles est touché, pour une deuxième année consécutive, par des fleurs d'eau de cyanobactéries. Elles sont apparues de façon évidente à la fin du mois d'août. En effet, le 17 août, une accumulation de cyanobactéries (2 000 000 cellules de *Microcystis* par ml, tel qu'estimé par la microscopie) est observée dans une baie du bassin sud (Annexe E, Tableau C-3 et C-4). À cet endroit, les concentrations de cyanotoxines *Microcystine LR* (MCLREQ) (6,2 $\mu\text{g/L}$ de MCLREQ) dépassent le critère de qualité pour l'eau potable établi par Santé Canada (1,5 $\mu\text{g/L}$ de MCLREQ L) (CEAEQ 2007). Après cette date, plusieurs accumulations sont observées régulièrement près des rives et dans les baies du lac jusqu'au début du mois d'octobre. Cependant, aucune concentration en toxines supérieures à 1,5 $\mu\text{g/L}$ de MCLREQ n'est enregistrée par la suite.

À partir du 3 septembre, nous réalisons des analyses microscopiques qualitatives sur des échantillons recueillis aux deux semaines, à des stations réparties sur l'ensemble du lac a été effectuée (Annexe F). Au mois de septembre, des cyanobactéries sont

retrouvées en abondance dans l'ensemble du lac. Les analyses microscopiques mettent en évidence une dominance du genre *Microcystis* et une sous-dominance du genre *Anabaena*, deux cyanobactéries potentiellement toxiques. Le 26 septembre, une grande accumulation de cyanobactéries (plus d'un million de cellules de *Microcystis* par ml) est observée près des rives de la baie de l'Écho. Les concentrations de cyanotoxines se trouvent cette fois-ci près des limites de détection (0,6 µg/L de Microcystine LR) (CEAQ 2007).

Au mois d'octobre, les mêmes genres de cyanobactéries sont observés en abondance dans la plupart des stations visitées sur le lac. Cependant, leur nombre a semblé diminuer. La dominance de *Microcystis* par rapport à *Anabaena* semble moins marquée et d'autres groupes phytoplanctoniques commencent à être plus abondants. Le 10 octobre, une dernière accumulation est observée. Celle-ci est constituée presque exclusivement d'*Anabaena* et aucune cyanotoxine n'a été détectée (CEAQ 2007).

Finalement, en novembre, les concentrations de cyanobactéries sont très faibles. La communauté phytoplanctonique est dominée par d'autres groupes tels que les diatomées.

VARIATIONS AVEC LA PROFONDEUR

Le profil de biomasse généré par le Fluoroprobe le 10 octobre 2007 à la station C5 est présenté à la figure 4.34. La forte biomasse attribuée aux cryptophytes par le logiciel de déconvolution du signal de fluorescence correspond sans doute à celle des cyanobactéries telles qu'observées au microscope. Cette interprétation inadéquate du signal de fluorescence par l'instrument a déjà été rapportée par B. Pinel-Alloul (communication personnelle) et s'explique par le fait que les cryptophytes ont une signature spectrale similaire aux cyanobactéries, car ils possèdent tous deux de la phycocyanine. Ainsi, les résultats bruts obtenus avec le Fluoroprobe (Figure 4.34) semblent correspondre à ceux obtenus avec les résultats de microscopie pour cette date (c.-à-d. une forte dominance des cyanobactéries en surface; Tableau 4.5). Une fois l'assemblage phytoplanctonique connu pour un lac donné, il devient plus facile d'interpréter les résultats générés par l'instrument.

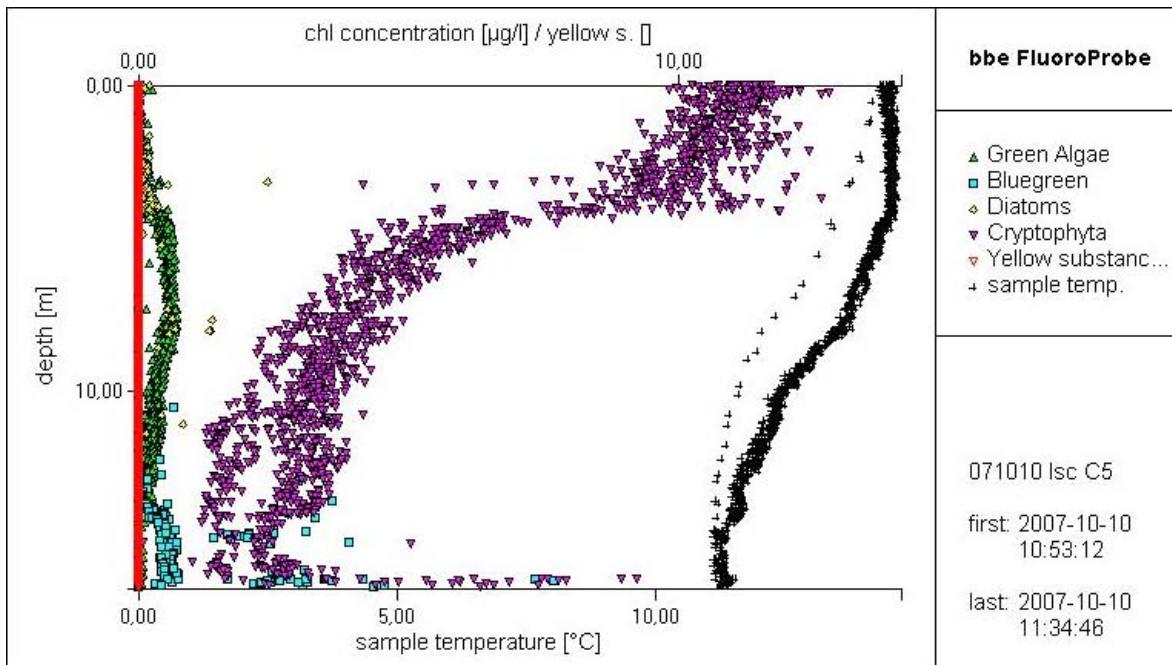


Figure 4.34 Profils obtenus avec le Fluoroprobe le 10 octobre 2007 à la station C5. La biomasse ($\mu\text{g/L}$ de chla) des différents groupes de phytoplancton est présentée en fonction de la profondeur (m). Les valeurs n'ont pas été calibrées ; elles doivent donc être utilisées de façon indicative (ordre de grandeur) pour l'instant.

La fluorescence de la chl- a permet d'estimer la biomasse totale du phytoplancton (biomasse de tous les organismes planctoniques photosynthétiques, incluant les cyanobactéries). Les unités de fluorescence relative utilisées ici (Figure 4.35) devront être calibrées pour une meilleure comparaison des estimations de la biomasse par les deux senseurs (YSI et Fluoroprobe). Les deux instruments indiquent une accumulation des cellules dans la masse d'eau de surface (entre 0 et 4 m) correspondant à l'épilimnion.

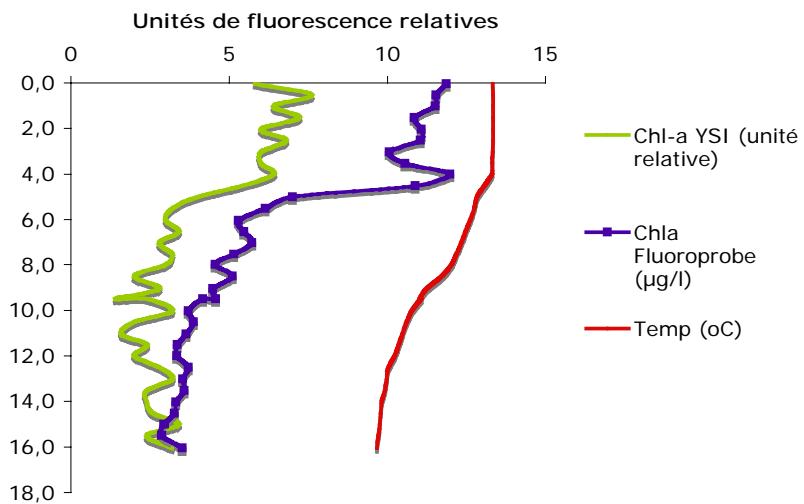


Figure 4.35 Biomasses du phytoplancton en fonction de la profondeur le 10 octobre 2007 à la station C5, estimée par les deux profileurs en unités de fluorescence relative. La température est également présentée. Les valeurs de fluorescence du YSI ont été ajustées pour être dans la même gamme de valeurs que les données du Fluoroprobe.

COMPOSITION DE LA COMMUNAUTÉ PHYTOPLANCTONIQUE

La diversité du phytoplancton a été caractérisée pour le site C5 en surface, échantillonné le 10 octobre 2007 (Tableau 4.8). Les résultats présentés sont partiels, car ils ne contiennent que les taxons identifiés avec un niveau de certitude élevé. La présence de cyanobactéries faisant partie de l'ordre des Chroococcales est confirmée, laquelle inclut l'espèce *Microcystis aeruginosa*.

Tableau 4.8 Liste des taxons observés le 10 octobre 2007 au site C5 en surface. Ces résultats sont partiels, car ils ne contiennent que les taxons identifiés avec un niveau de certitude élevé.

Division	Classe	Ordre	Famille	Genre	Spécie
<i>Chlorophyta</i>					
	<i>Chlorophyceae</i>	<i>Chlorococcales</i>	<i>Desmidiaceae</i>	<i>cf. Pedialstrum</i>	<i>cf. Sphaerozoma</i>
<i>Cryptophyta</i>	<i>Cryptophyceae</i>	<i>Cryptomonadales</i>	<i>cf. Cryptomonadaceae</i>		<i>cf. Cryptomonas</i>
<i>Cyanophyta</i>					
	<i>Myxophyceae</i>	<i>Chroococcales</i>	<i>Microcystaceae</i>	<i>Microcystis</i>	<i>cf. aeruginosa</i>
					<i>cf. firma</i>
<i>Heterokontophyta</i>					
	<i>Bacillariophyceae</i>	<i>Fragilariales</i>	<i>Fragilariaeae</i>	<i>Asterionella</i>	
		<i>Pennales</i>	<i>Bacillariaceae</i>	<i>cf. Diatoma</i>	
			<i>Tabellariaceae</i>	<i>cf. Nitzschia</i>	
	<i>Chrysophyceae</i>	<i>Ochromonadales</i>	<i>Dinobryaceae</i>	<i>Tabellaria</i>	
			<i>Synuraceae</i>	<i>Dinobryon</i>	<i>cf. divergens</i>
	<i>Raphidophyceae</i>	<i>Chloromonadales</i>	<i>Chloromonadaceae</i>	<i>Synura</i>	
				<i>cf. Gonyostomum</i>	



Figure 4.36 Floraisons de cyanobactéries dans la baie de l'Écho au lac Saint-Charles le 26 septembre 2007.

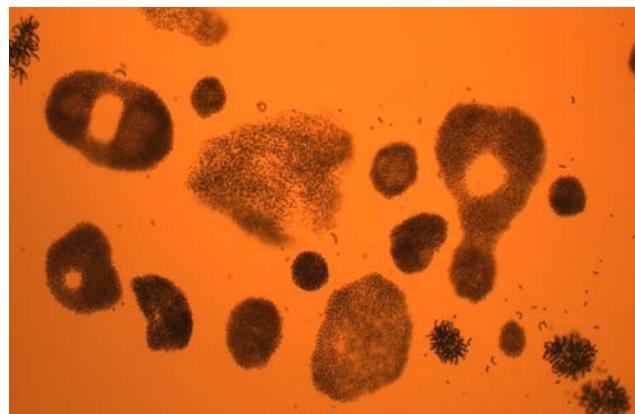


Figure 4.37 Les cyanobactéries pélagiques *Microcystis cf. aeruginosa* et *Anabaena* sp. Ces espèces potentiellement toxiques dominaient la communauté de cyanobactéries flottantes près de la baie Charles-Talbot au lac Saint-Charles le 24 septembre 2007 (site C7, trait de filet, photo 80.1).

ABONDANCE (CELLULES ml⁻¹), BIOVOLUME (µm³), BIOMASSE (µg m⁻³)

Les analyses microscopiques quantitatives préliminaires indiquent que les cyanobactéries dominaient la communauté de phytoplancton du lac Saint-Charles le 10 octobre 2007 à la surface du site C5 (au-dessus de la fosse) (Tableau 4.9). Les cyanobactéries occupaient 95,6% de la biomasse (ce qui semble être représentatif des résultats obtenus par le Fluoroprobe, si l'on considère que les cryptophytes sont en fait des cyanobactéries). À mentionner qu'il est très difficile d'estimer l'abondance des cellules de cyanobactéries lorsqu'elles forment des colonies. La méthode utilisée pour estimer la biomasse et le biovolume des cyanobactéries sera optimisée au fil du temps. Le biovolume pour chaque groupe fonctionnel est égal à la somme des biovolumes de chaque taxon constitué d'une moyenne de biovolumes pour environ 15 individus.

Tableau 4.9 Abondance, biovolume et biomasse des différents groupes de phytoplancton le 10 octobre 2007 au site C5 en surface. LMD = Limite de détection.

Division (groupe fonctionnel)	ABONDANCE cellules ml ⁻¹	Nombre de cellules comptées	BIOVOLUME µm ³ ml ⁻¹	BIOMASSE µg m ⁻³	BIOMASSE %	LMD cellule ml ⁻¹
<i>Chlorophyta</i>	22	15	11440	11.4	0.1	
<i>Cryptophyta</i>	457	311	91324	91.3	0.9	
<i>Cyanophyta</i>	4461	3034	9819478	9819.5	95.6	
<i>Heterokontophyta</i>	563	383	351607	351.6	3.4	
Total	5504	3743	10273849	10273.9	100	1.47

ÉTAT TROPHIQUE : PHYTOPLANCTON

Les cyanobactéries sont typiquement associées aux conditions mésotrophes avancées ou eutrophes (Oliver et Ganf 2000). Ainsi, les résultats préliminaires d'abondance de cyanobactéries et nos observations de la présence de fleurs d'eau sur toute l'étendue du lac à partir du mois d'août jusqu'à la fin octobre indiquent que l'eutrophisation est en progression au lac Saint-Charles.

4.1.5.7 Conductivité et pH

Aux stations C3 et C5, le pH des eaux de surface varie entre 7,2 et 8,2 (moyenne \pm écart type $7,6 \pm 0,3$). Ces valeurs de pH respectent le critère de prévention de la contamination des eaux et des organismes aquatiques (Guay 2007). À la station C5, le pH des eaux profondes est toutefois plus acide qu'à la surface lorsque le lac est stratifié (Annexe D). Une telle distribution verticale du pH (diminution avec la profondeur) est souvent observée dans les eaux productives. Le pH plus élevé en surface peut s'expliquer par la demande en CO₂ par les processus photosynthétiques. Le pH plus faible en profondeur peut quant à lui s'expliquer par la libération de CO₂ et autres formes de carbone inorganique par la décomposition de la matière organique et les autres processus de décomposition dans les sédiments et dans l'hypolimnion (Wetzel 2001).

La conductivité moyenne en surface aux stations C3 et C5 est de 75 ± 6 µS/cm. Ces valeurs sont relativement faibles et elles indiquent que l'eau est moyennement

minéralisée (Roberge 2003). À la station C5, avec la stratification on observe une diminution de la conductivité vers le fond où les valeurs demeurent entre 61 et 64 µS/cm. Ceci s'expliquerait selon Légaré (1998) par le fait que l'eau peu chargée du printemps conservée au fond du bassin est recouverte par les eaux estivales plus concentrées en ions, résultat des débits plus faibles des affluents pendant la période chaude.

4.1.5.8 Synthèse concernant le lac Saint-Charles

Les résultats montrent que globalement le lac Saint-Charles est à un stade mésotrophe avancé, alors que les valeurs moyennes d'indices trophiques (phosphore total, chl-*a* et transparence) sont semblables à celles obtenues par Légaré (1998) il y a dix ans. D'importantes variations des paramètres étudiés sont toutefois observées en fonction des sites, de la profondeur et de la saison. Par exemple, à l'automne, le lac présente plusieurs indices correspondant plutôt à un lac eutrophe. En effet, à ce moment, les concentrations de chl-*a* ont augmenté dans l'ensemble du lac et une valeur ponctuelle maximale de 300 µg/L a été atteinte lors d'une floraison de cyanobactéries. Un important déficit en oxygène a été noté dans les sections les plus profondes du lac et, finalement, les cyanobactéries ont dominé la communauté phytoplanctonique pendant plusieurs semaines.

Les résultats mettent aussi en évidence de faibles concentrations de SRP dans la quasi-totalité des points échantillonnés. Ce résultat suggère une forte limitation en phosphore pour la croissance des végétaux aquatiques et des cyanobactéries qui ont réussi à s'établir dans le lac. Étant donné la forte biomasse déjà présente, le lac Saint-Charles est donc sensible à tout apport supplémentaire en phosphore.

Cette étude fournit une série de données limnologiques uniques et détaillées durant le cycle complet d'un important épisode de fleurs d'eau au lac Saint-Charles. Ce rapport constitue une première étape d'analyse de cette banque de données qui, en combinaison avec les observations sur le terrain et les expériences planifiées en 2008, nous guidera vers une meilleure compréhension des mécanismes qui causent la prolifération et la dominance des cyanobactéries dans ce lac.

4.2. Évaluation de l'état des rivières à l'étude

4.2.1 Enrichissement nutritif

4.2.1.1 Phosphore total

Étant donné que le phosphore est, pour plusieurs écosystèmes aquatiques, l'élément nutritif limitant la croissance des végétaux, une augmentation de sa concentration peut amener une augmentation significative de la croissance des plantes et autres algues. Comme le montrent les figures 4.38 A et B, les concentrations en phosphore total sont très basses dans la majorité des cours d'eau à l'étude. Pour 22 des 35 stations, 50 % des valeurs obtenues sont inférieures à 20 µg/L.

Cependant, pour la majorité des stations (54%), au moins un prélèvement dépasse le critère de qualité de 30 µg/L du MDDEP qui vise à « limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. » Cette pollution ponctuelle semble plus fréquente aux stations E01, E06, E24, E28, E29, E30, E34 et E35 où plus de 25 % des échantillons démontrent que ces rivières apportent une eau enrichie pouvant accélérer le processus d'eutrophisation des plans d'eau en aval.

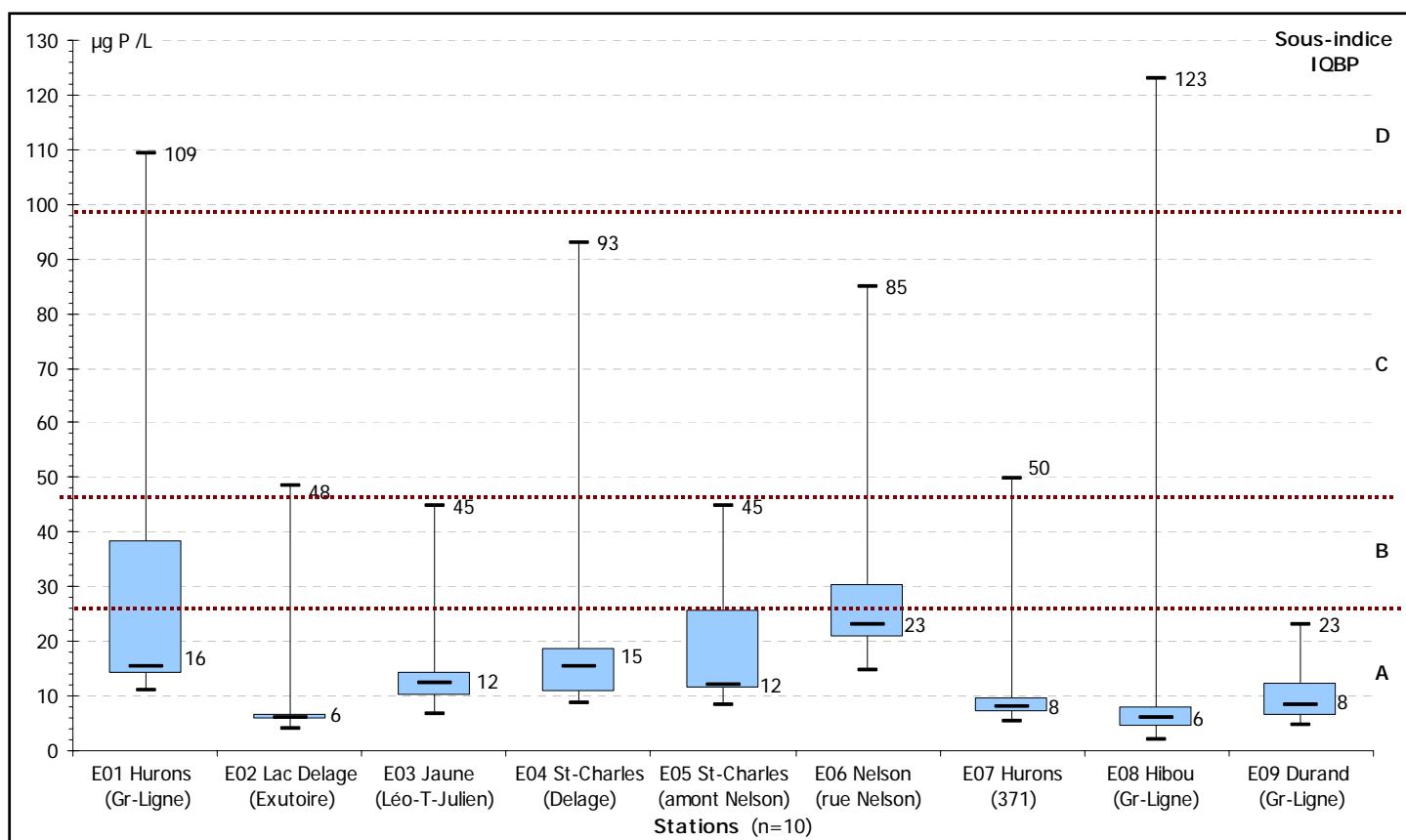


Figure 4.38 Statistiques des concentrations en phosphore total mesurées dans les rivières aux stations principales E01 à E09

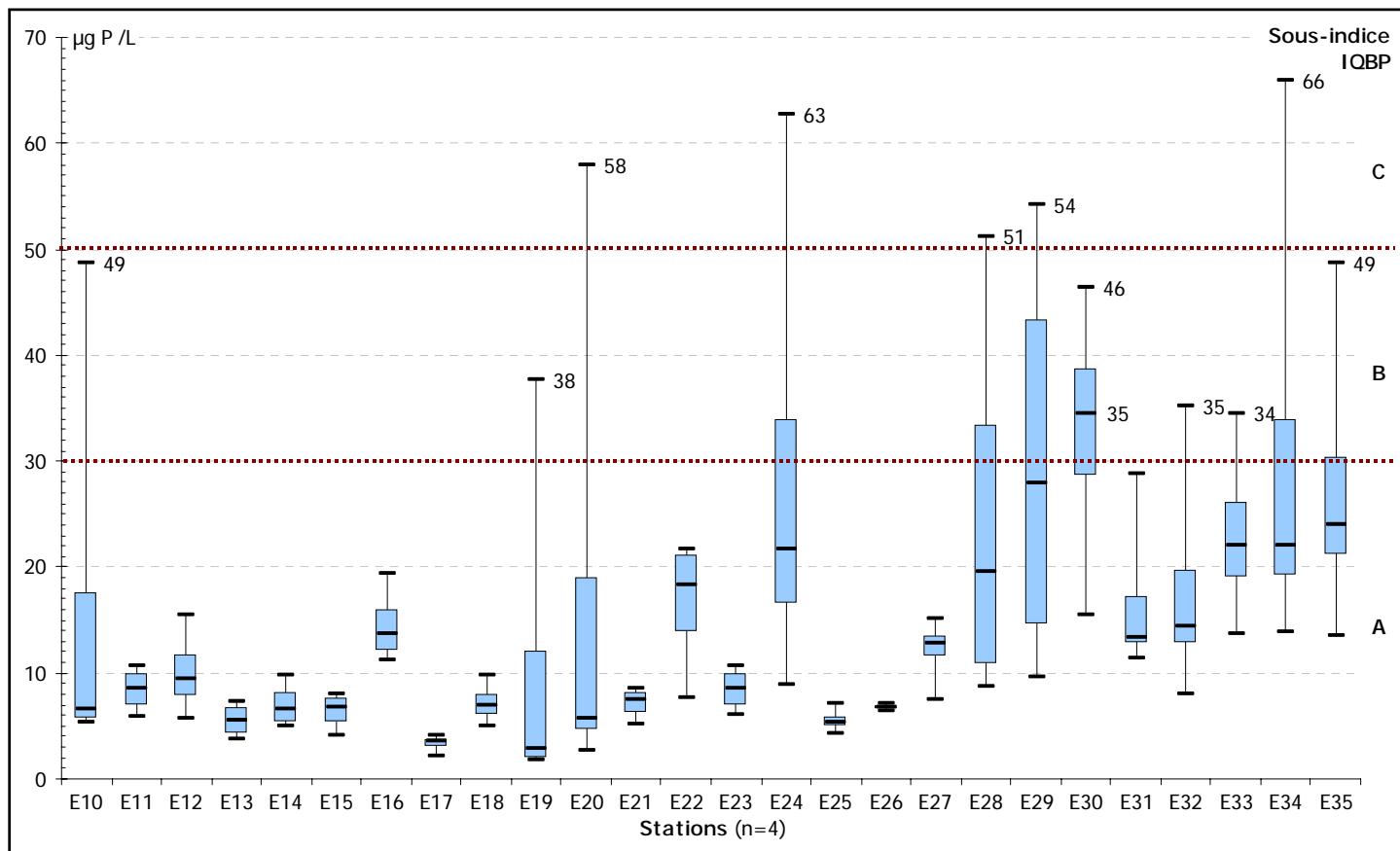
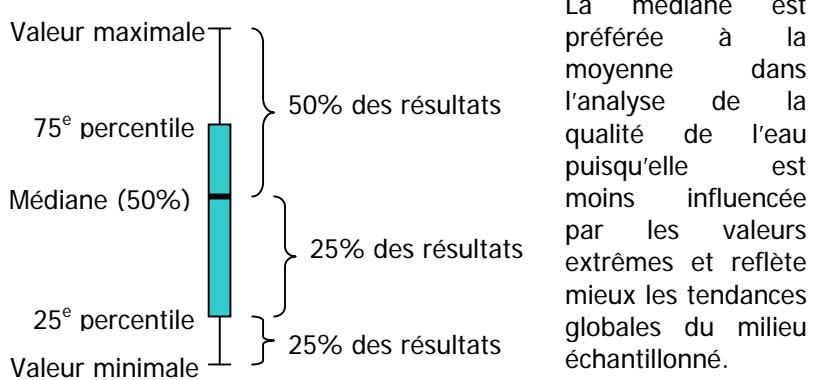


Figure 4.39 Statistiques des concentrations en phosphore total mesurées dans les rivières aux stations secondaires E10 à E35

Encadré A. Comment lire les graphiques statistiques

Ces graphiques de type « box-plot » permettent une représentation graphique des statistiques utiles afin de mieux comparer les différentes stations échantillonnées.



Encadré B. Sous-indice IQBP

L'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) évalue la qualité globale de l'eau d'un cours d'eau en se basant sur plusieurs paramètres. Les différentes classes de l'indice entre A et E où A (80-100) indique une eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade, et E (0-19) représente une eau de très mauvaise qualité, tous les usages risquant d'être compromis (détails à la section 4.2.5).

4.2.1.2 Azote

Les concentrations en azote total dissous sont relativement faibles à la majorité des sites échantillonnés (Figure 4.40). Seules les stations 6 et 9, situées respectivement sur les rivières Nelson et Durand, présentent des concentrations plus élevées que les autres pour l'azote total dissous. Pour le ruisseau Durand, cela pourrait s'expliquer par la présence dans son bassin versant de nombreux étangs de castors. La dégradation de la végétation ainsi inondée peut entraîner un relâchement d'azote dans le milieu naturel (Carignan 2006 ; Dillon *et al.* 1991). Par contre, cette dégradation de matière organique entraînerait, par le fait même, un relargage de phosphore dans le milieu. Or, la concentration de phosphore à cette station est assez faible (médiane 8 µg/L) (Figure 4.38). Ce phénomène pourrait aussi s'expliquer par l'utilisation d'engrais azotés sur le territoire.

Autant pour l'azote ammoniacal que les nitrites et nitrates, les résultats ne montrent pas de problème de surenrichissement du milieu dû à une trop grande disponibilité d'azote (Figure 4.40).

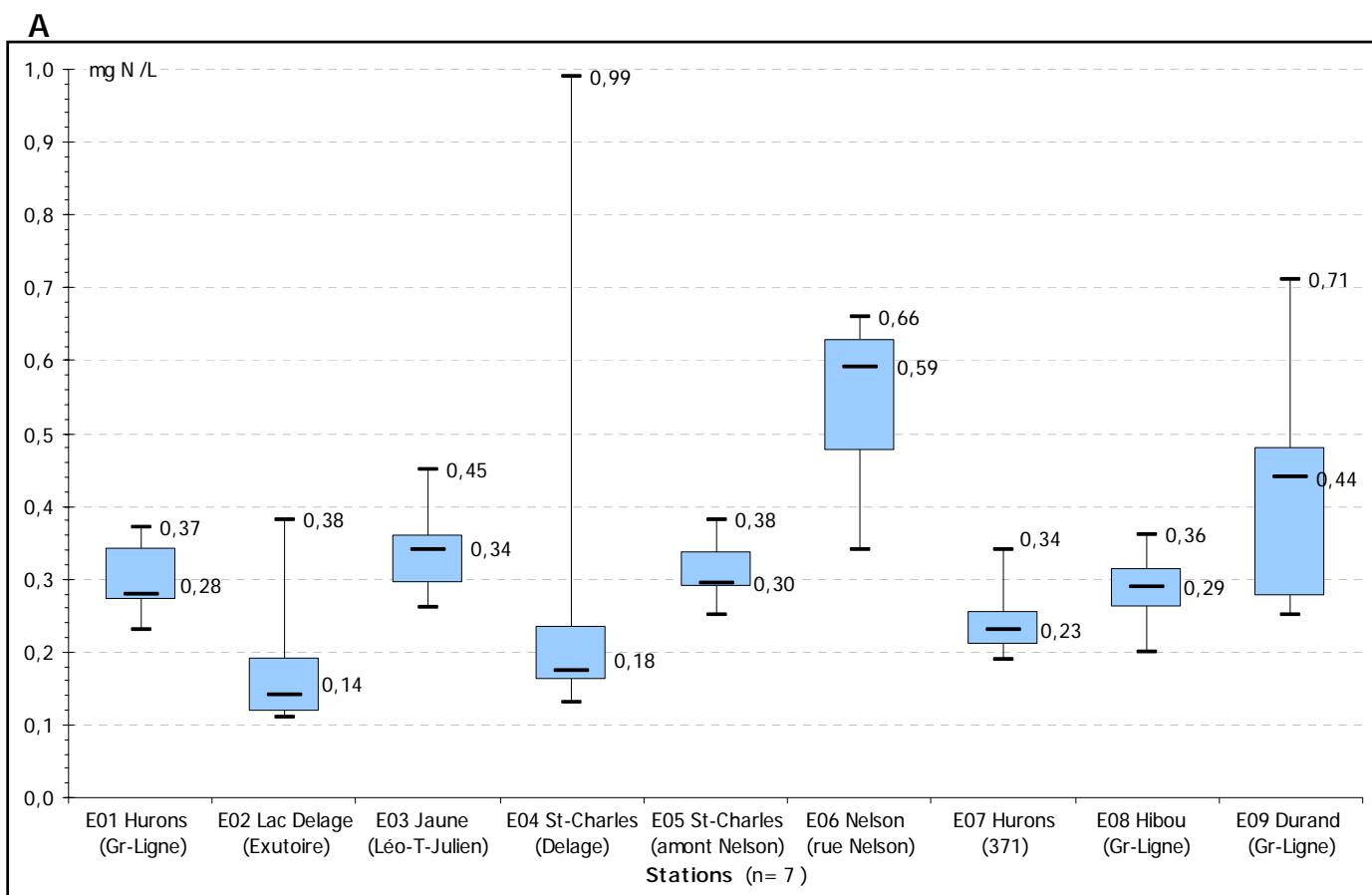


Figure 4.40 Statistiques des concentrations mesurées dans les rivières aux stations principales pour (A) l'Azote total dissous, (B) l'Azote ammoniacal et (C) les Nitrites et Nitrates.

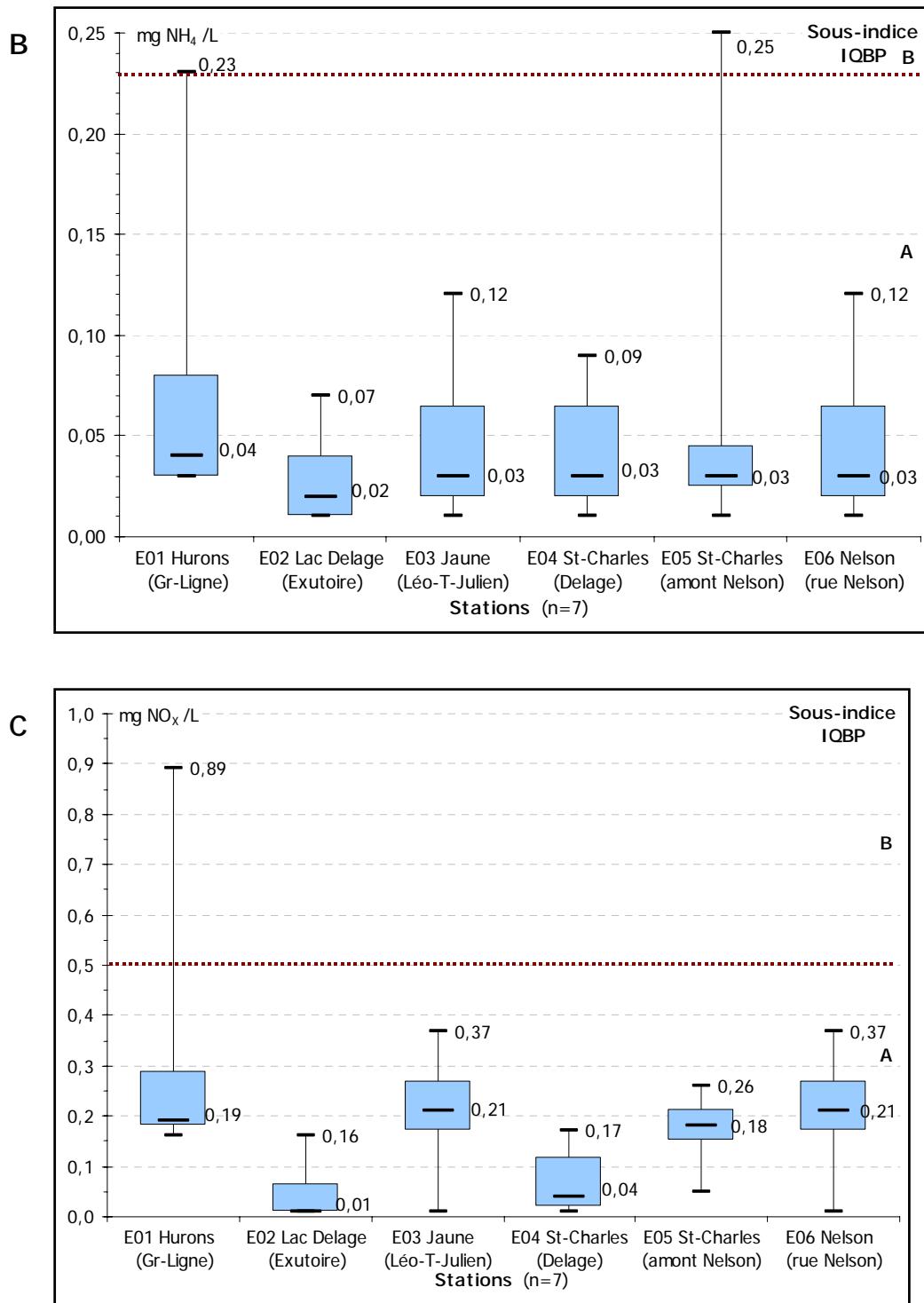


Figure 4.40 Statistiques des concentrations mesurées dans les rivières aux stations principales pour (A) l'Azote total dissous, (B) l'Azote ammoniacal et (C) les Nitrites et Nitrates.

4.2.2 Biomasse algale

La prolifération excessive d'algues et de plantes aquatiques est une conséquence directe du surenrichissement des cours d'eau. Dans les sections en amont des rivières, la productivité est théoriquement beaucoup moindre qu'en aval, compte tenu de la pauvreté en éléments nutritifs. La chlorophylle-*a* (chl-*a*) est une mesure ponctuelle de la biomasse algale présente à un site donné.

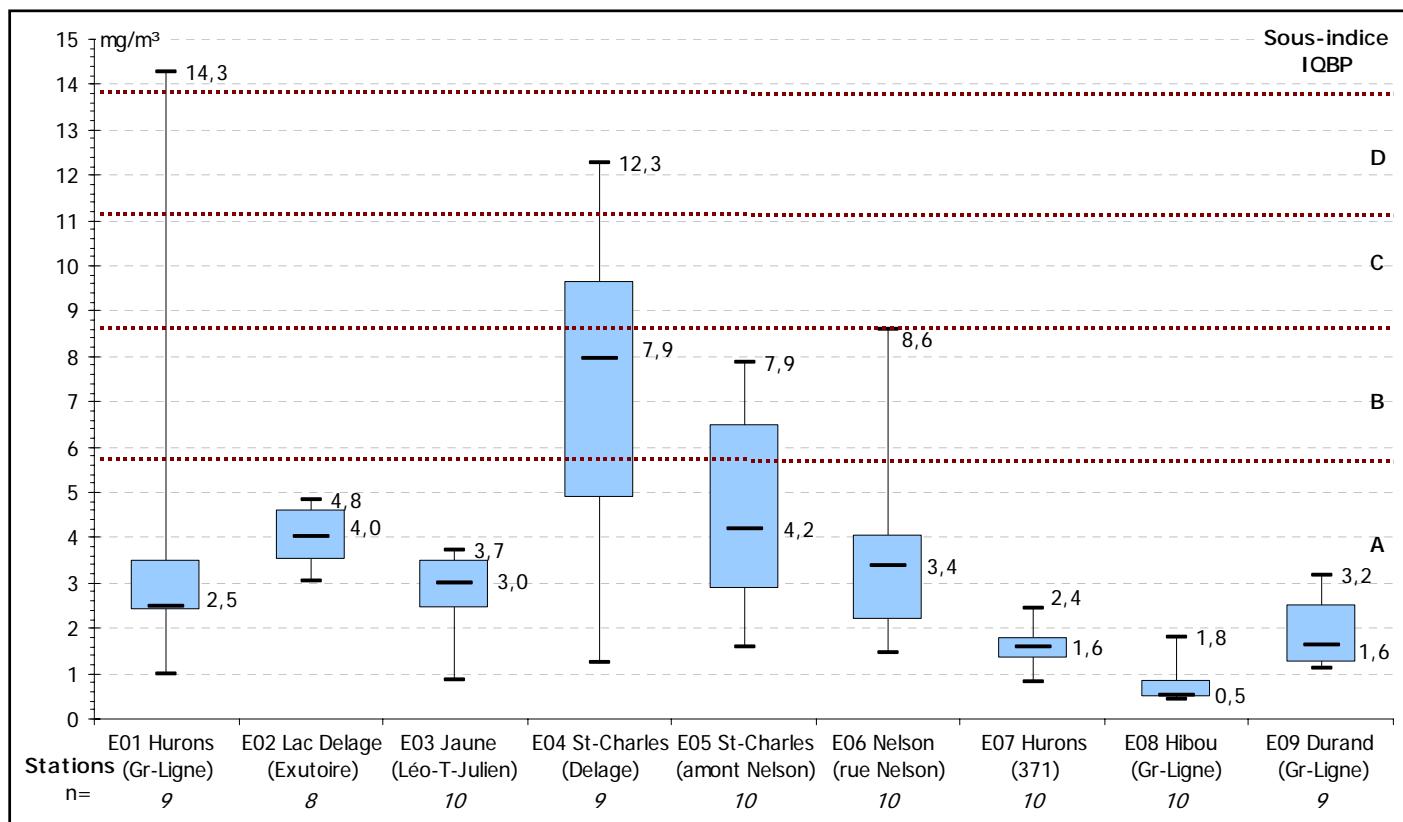


Figure 4.41 Concentrations en chl-*a* totale dans les rivières étudiées.

Comme les stations E02 et E04 sont situées respectivement à l'exutoire des lacs Delage et Saint-Charles, il est normal que les concentrations en chl-*a* y soient plus élevées en raison de l'importance de la productivité primaire de ces grands plans d'eau. Comme les classes de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP section 4.2.5) ont été déterminées pour les rivières, ce paramètre fut retiré du calcul de l'IQBP pour ces stations pour éviter la une sous-évaluation de leur qualité (Figure 4.41).

Le développement des algues est également favorisé dans les sections de rivière à écoulement lent et de grande largeur. Cette dernière caractéristique permet l'ensoleillement d'une plus grande superficie du plan d'eau. Si les éléments nutritifs sont présents, cette plus grande disponibilité de l'énergie lumineuse peut entraîner un accroissement de la productivité primaire dans les rivières. On remarque une concentration élevée de chl-*a* aux stations E01, E05 et E06 (Figure 4.41).

4.2.3 Matières en suspension

Les matières en suspension dans les rivières ont été mesurées aux stations 1 à 9 uniquement. Compte tenu des difficultés techniques, le nombre d'échantillonnages a cependant été beaucoup moins élevé que souhaité ($n=2$ à 4). Comme le critère de qualité de l'eau de surface du MDDEP établit plutôt une limite d'augmentation par rapport à la concentration naturelle, l'étendue de la variabilité des résultats est aussi importante que la valeur médiane. La plupart des stations ont montré une faible concentration en matières en suspension. Les stations avec des résultats les plus élevés sont situées sur des rivières où des problèmes d'érosion ont été constatés sur une grande partie de leur parcours (voir section 4.3).

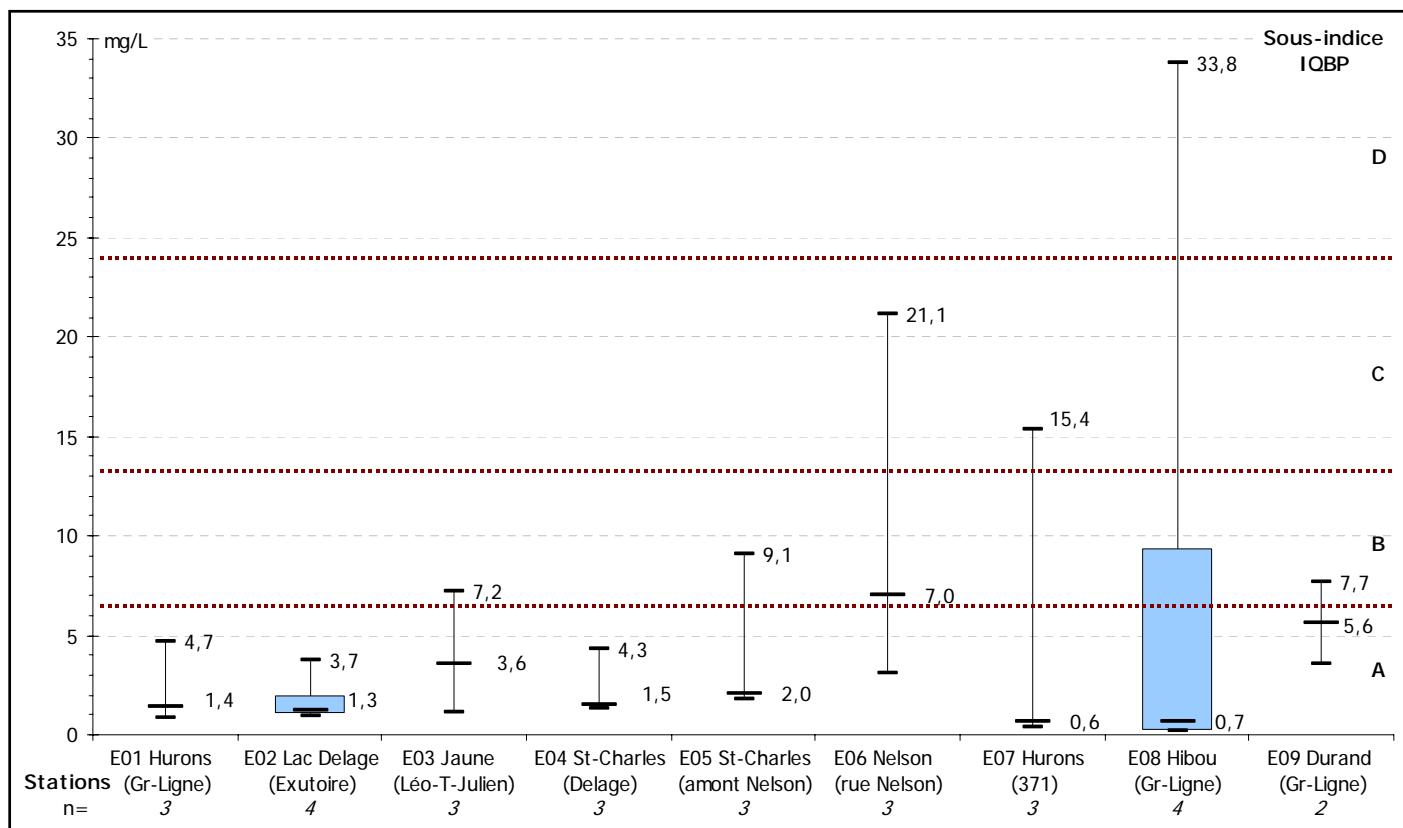


Figure 4.42 Concentrations en matières en suspension dans les rivières étudiées.

4.2.4 Qualité bactériologique

L'échantillonnage intensif des stations E01 à E09 a permis d'obtenir un portrait assez juste de la qualité bactériologique dans le bassin versant. Tel qu'illustré à la figure 4.43, les stations situées sur les rivières Jaune (E03- pont Léo-T.-Julien) et Nelson (E06- pont de la rue de la rivière-Nelson) présentent plus de 50 % des résultats dépassant la norme pour le contact direct de 200 UFC/100 mL avec des médianes respectives de 640 et 270 UFC/100 mL. Pour ces deux stations, ainsi que la station 5, au moins un résultat dépasse le critère de contact secondaire de 1000 UFC/100 mL.

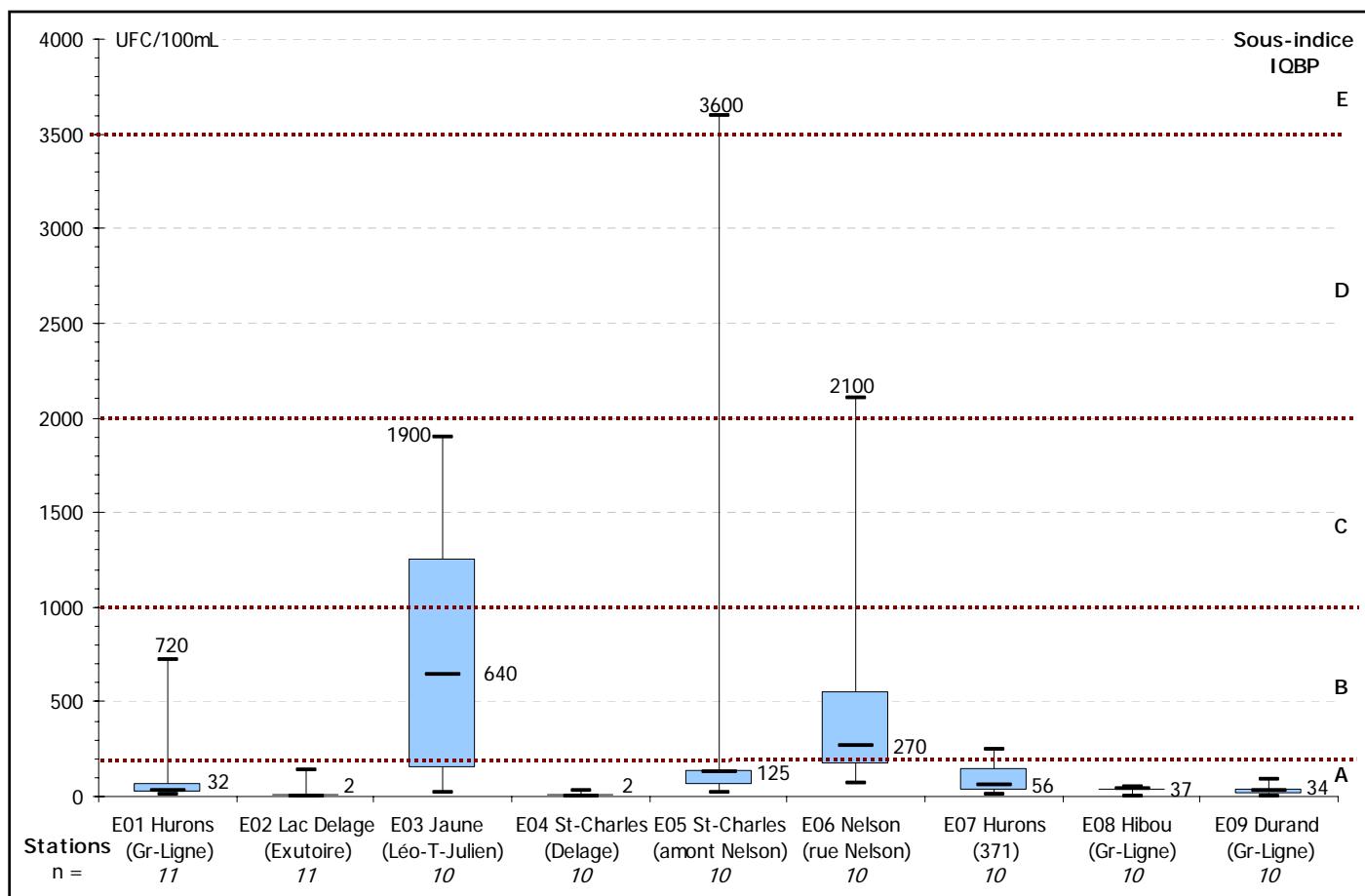


Figure 4.43. Représentation statistique de la pollution bactériologique des rivières aux neuf stations principales étudiées à l'été 2007.

La figure 4.44 présente les résultats des stations secondaires où on dénote un grand nombre de stations affectées par la pollution bactériologique. Avec des médianes de 1370 et 2240 UFC/100 mL respectivement, les stations E28 (rivière Jaune au boul. Jacques-Bédard) et E32 (ruisseau Savard au boul. Pie-XI) montrent une pollution assez constante et menaçante pour la sécurité des usagers. La majorité des échantillons de ces stations dépassait les critères de qualité de l'eau de surface pour le contact primaire établis par le MDDEP (200 UFC/100 mL).

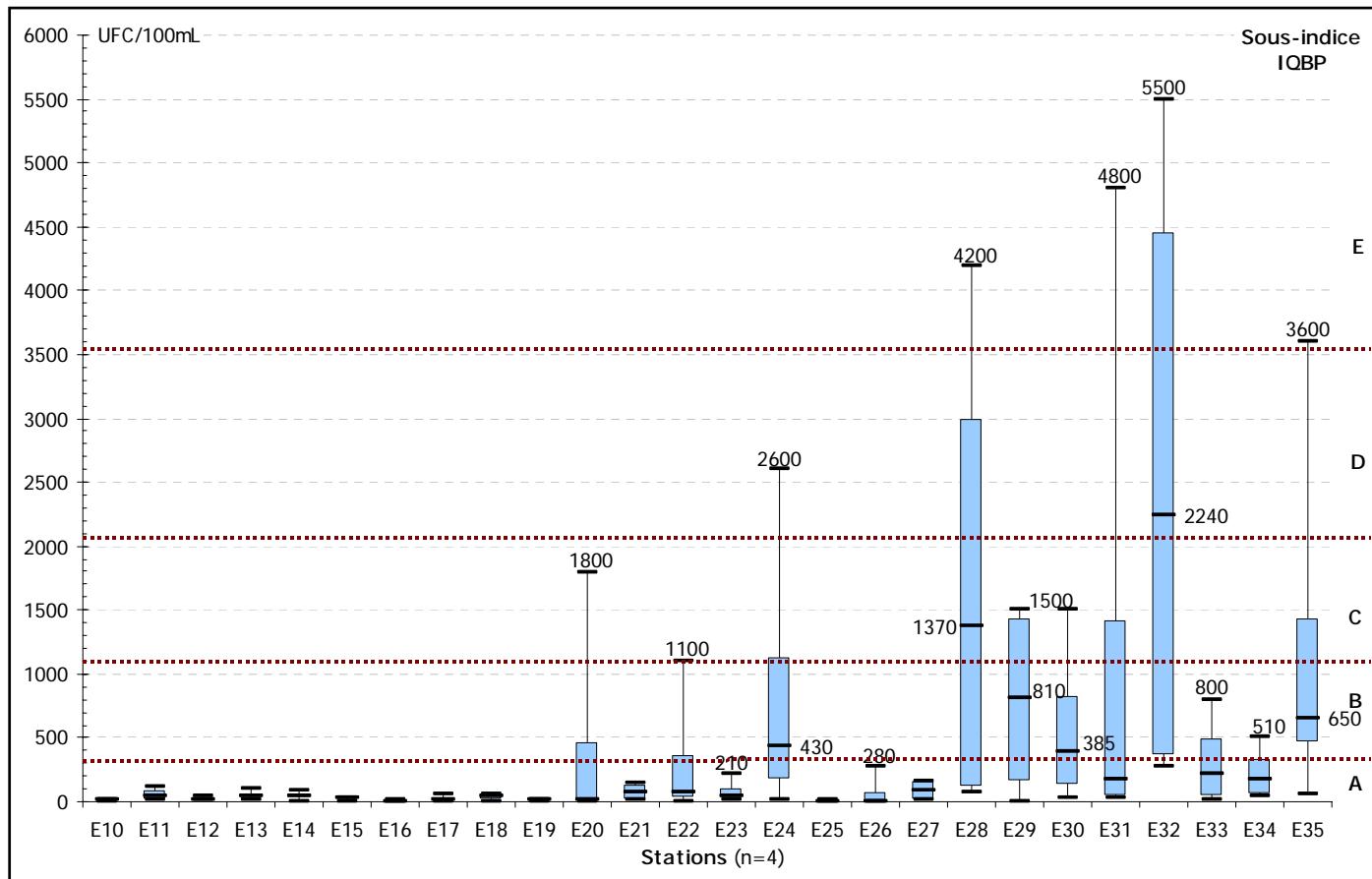


Figure 4.44 Pollution bactériologique mesurée aux stations secondaires.

En tout, sept stations (E05, E06, E24, E28, E31, E32 et E35) ont présenté des concentrations au-delà de 2000 UFC/100 mL. Considérant la capacité de dilution naturelle d'une rivière, une telle concentration suppose une forte pollution ponctuelle près de ces stations ou une pollution diffuse très répandue dans leurs bassins versants respectifs. Il est inquiétant d'observer des indices aussi élevés de pollution d'origine fécale dans les cours d'eau situés en amont d'un bassin versant.

L'analyse des dépassements du critère de qualité pour le contact direct (Figure 4.45) montre que 18 stations ont présenté des concentrations en coliformes fécaux supérieurs à 200 UFC/100 ml compromettant les usages récréatifs (baignade) au moins une fois au cours de l'été.

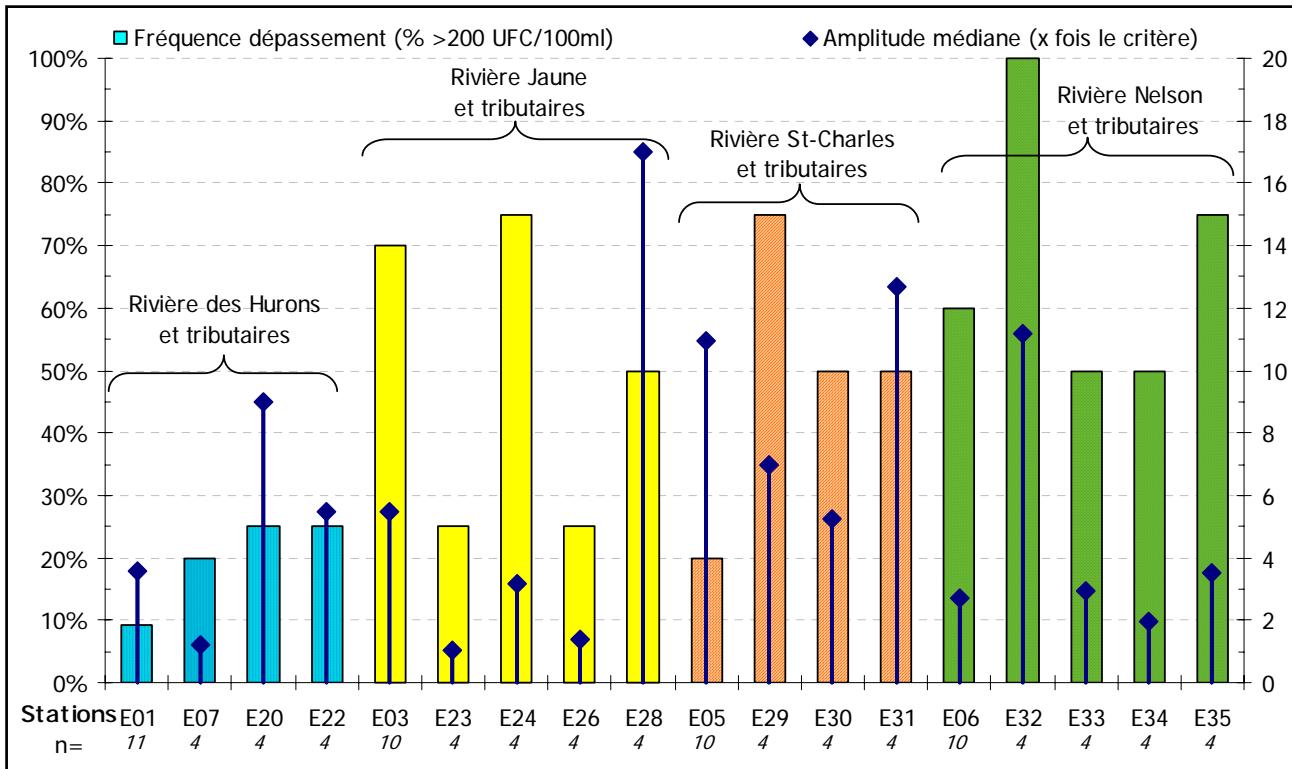


Figure 4.45 Fréquence et amplitude de dépassement du critère de qualité du MDDEP pour le contact direct.

Au point de vue bactériologique, les rivières les plus affectées semblent être le **ruisseau Savard et la rivière Nelson** (E06, E32, E33, E34 et E35), le **ruisseau du Valet et la rivière Jaune** (E03, E23, E24, E26 et E28), ainsi que la **rivière Saint-Charles et le ruisseau Eaux-Claire** (E05, E29, E30 et E31). Le niveau de pollution bactériologique de ces cours d'eau est très inquiétant. Sachant que ceux-ci s'écoulent dans plusieurs secteurs résidentiels, les possibilités de contact direct avec une eau contaminée sont nombreuses et présentent un risque pour la santé du public.

4.2.5 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique

Le gouvernement provincial a établi une série de critères de qualité de l'eau de surface pour différentes composantes présentant un risque pour les activités humaines, la vie aquatique ou la contamination du milieu (MDDEP 2007). Le dépassement de ces critères dénote une menace pour l'intégrité des écosystèmes et de leurs usages par la faune et les humains. La fréquence de dépassement des critères et l'amplitude médiane de ces dépassements sont des indices permettant d'évaluer l'état de santé d'un cours d'eau. Ces critères sont continuellement à l'étude afin d'assurer une protection réelle des écosystèmes aquatiques. En se basant sur les critères de qualité, le MDDEP a développé un indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP). Cet indice permet de regrouper l'évaluation de dix paramètres sous forme d'une note globale déterminée par le paramètre déclassant, soit celui qui entraîne la perte d'usage (Tableau 4.10).

Tableau 4.10. Description des classes de qualité de l'IQBP

Classe	IQBP	Respect des usages
A	80 – 100	Eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade
B	60 – 79	Eau de qualité satisfaisante permettant généralement la plupart des usages
C	40 – 59	Eau de qualité douteuse , certains usages risquent d'être compromis
D	20 – 39	Eau de mauvaise qualité , la plupart des usages risquent d'être compromis
E	0 -19	Eau de très mauvaise qualité , tous les usages risquent d'être compromis

Tiré de Hébert 1997

L'IQBP a été calculé pour les neuf stations principales dans les rivières échantillonnées en 2007. Les analyses réalisées au cours de l'été 2007 permettent le calcul de sept des dix paramètres de l'IQBP. L'oxygène dissous et la demande biologique en oxygène (DBO⁵) n'ont pas été mesurés dans les rivières, puisque des études antérieures (Hébert 1995 ; Arsenault *et al.* 2001) ont démontré qu'il ne s'agit pas de paramètres problématiques dans le bassin à l'étude. Puisque la turbidité donne souvent des résultats fortement corrélés à ceux des matières en suspension (MES), uniquement ce dernier paramètre a été mesuré en raison de contraintes budgétaires. L'échantillonnage intensif ($n=10$) des neuf stations principales a permis d'obtenir un IQBP allégé, mais encore très valable pour nous guider dans l'évaluation de l'état de santé des différents cours d'eau étudiés. Enfin, pour les stations à l'exutoire d'un lac (E02 et E04) la chlorophylle-*a* a été retirée du calcul de l'IQBP. L'indice ayant été construit pour l'analyse des rivières, la productivité primaire d'un lac l'affaiblit artificiellement.

La figure 4.46 présente les résultats de l'IQBP calculés pour chacune des neuf stations principales au cours de l'été 2007. L'ensemble des résultats des sous-indices est détaillé dans l'Annexe A.

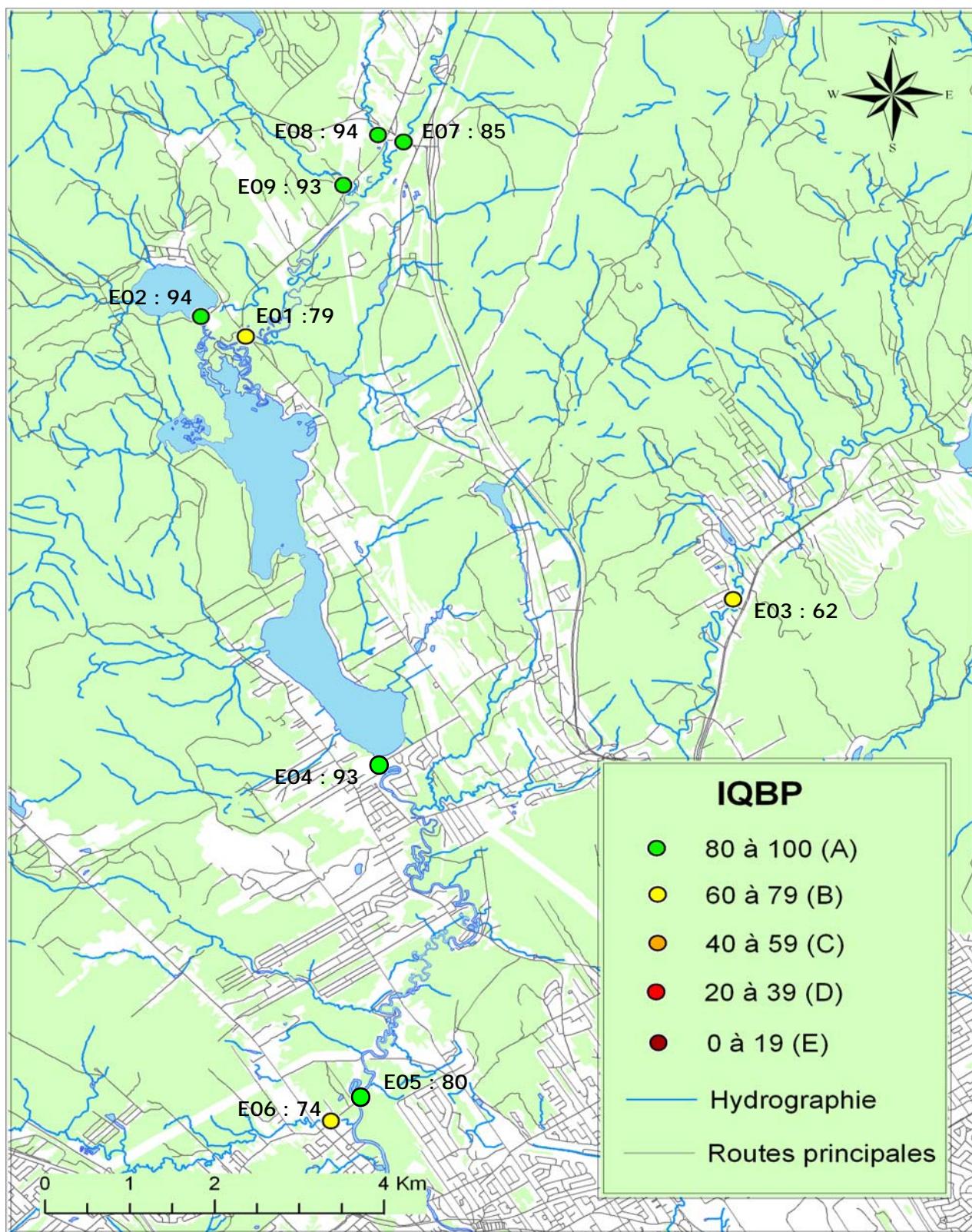


Figure 4.46 Valeurs de l'IQBP médian pour l'année 2007 des stations 1 à 9.

Sur les neuf stations principales dans les rivières pour lesquelles l'IQBP a été calculé, cinq obtiennent un indice médian égal ou supérieur à 80, indiquant une eau généralement de bonne qualité (Figure 4.47). Les descripteurs affectant le plus la qualité de ces stations (entraînant un résultat inférieur à 80 lors de certains échantillonnages) sont le pH, les coliformes fécaux et le phosphore total (Tableau 4.11).

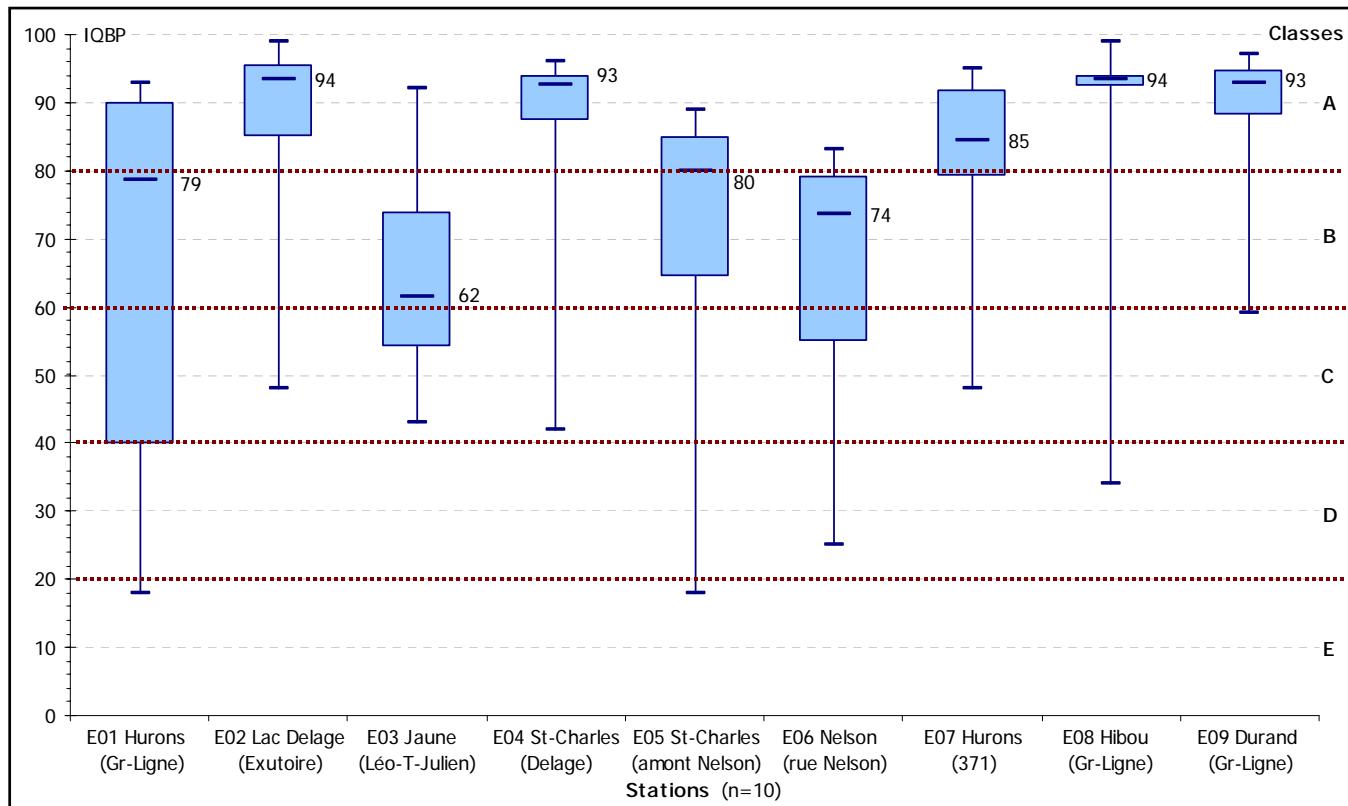


Figure 4.47. Statistiques de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique du MDDEP pour les stations principales échantillonnées à l'été 2007.

Tableau 4.11 Fréquence d'occurrence de chaque descripteur limitant l'IQBP sous 80 lors d'une des journées d'échantillonnage.

Stations	Descripteurs limitants (<80)				Global n IQBP <80
	pH	Chl-a	CF	Ptot	
1- Hurons (Gr-Ligne)	2	2		1	5 /10
2- Lac Delage (Exutoire)	2	n-a			2 /10
3- Jaune (Léo-T-Julien)	1		7		8 /10
4- Saint-Charles (Delage)	1	n-a		1	2 /10
5- Saint-Charles (amont Nelson)	1	2	2		5 /10
6- Nelson (rue Nelson)	1		6	1	7 /10
7- Hurons (371)	1		2		3 /10
8- Hibou (Gr-Ligne)				1	1 /10
9- Durand (Gr-Ligne)	1				1 /10

n-a : Non-applicable à ces stations

Les quatre autres stations obtiennent un indice médian de qualité satisfaisante (IQBP entre 60 et 79). Cependant, plus de 25% de leurs résultats se situent dans les classes de qualité douteuse ou mauvaise. Voici une interprétation sommaire de l'IQBP de chacune de ces stations :

- **Station 1 (E01) (rivière des Hurons, pont Grande-Ligne)** : La qualité y est principalement limitée par le pH, une acidité naturelle due au faible pouvoir tampon de la roche-mère, ainsi que par la chl-a dont la forte concentration peut s'expliquer par la zone stagnante située en amont (méandres) et le rejet de l'usine de traitement des eaux usées de Stoneham (concentration de 920 mg/m³ de chl-a mesurée en août 2007).
- **Station 3 (E03) (rivière Jaune au boulevard Léo-T.-Julien)** : La qualité y est majoritairement affectée par les coliformes fécaux (fréquence d'occurrence 7; Tableau 4.11). Il semble évident qu'il y a une pollution d'origine sanitaire en amont de cette station.
- **Station 4 (E04) (à l'exutoire du lac Saint-Charles)** : L'IQBP à la station 4 est majoritairement limité par la chl-a. La concentration de chl-a à cette station provient en grande partie de la productivité primaire du lac qui est plus importante qu'en rivière. Ce phénomène influence à la baisse l'IQPB. Si on ne considère pas ce paramètre, l'indice serait de 93 donnant une eau de bonne qualité permettant généralement tous les usages, y compris la baignade.
- **Station 6 (E06) (rivière Nelson près de son embouchure)** : Les coliformes fécaux y sont le principal responsable de la dégradation de la qualité. Là encore, il semble qu'une pollution d'origine sanitaire survient en amont de cette station.

Globalement la qualité des rivières du haut-bassin est jugée satisfaisante. Cependant si on regarde de plus près certains tributaires ou tronçons, on observe des problématiques de pollutions bactériologiques dans les sous-bassins des rivières Jaune et Nelson.

4.3 Caractérisation des bandes riveraines

Pour caractériser les bandes riveraines, le pourcentage du type d'aménagement du sol des zones homogènes à l'intérieur d'un secteur donné a été compilé. (Figure 4.48) L'interprétation se fait en pourcentage de superficie d'un secteur pour la bande riveraine de 0-5 mètres et pour celle de 5-15 m. Pour les rivières, les rives gauche et droite de chaque secteur ont été analysées séparément. La comparaison des données de ces mêmes secteurs pourra être faite lors de l'application du même protocole dans quelques années.

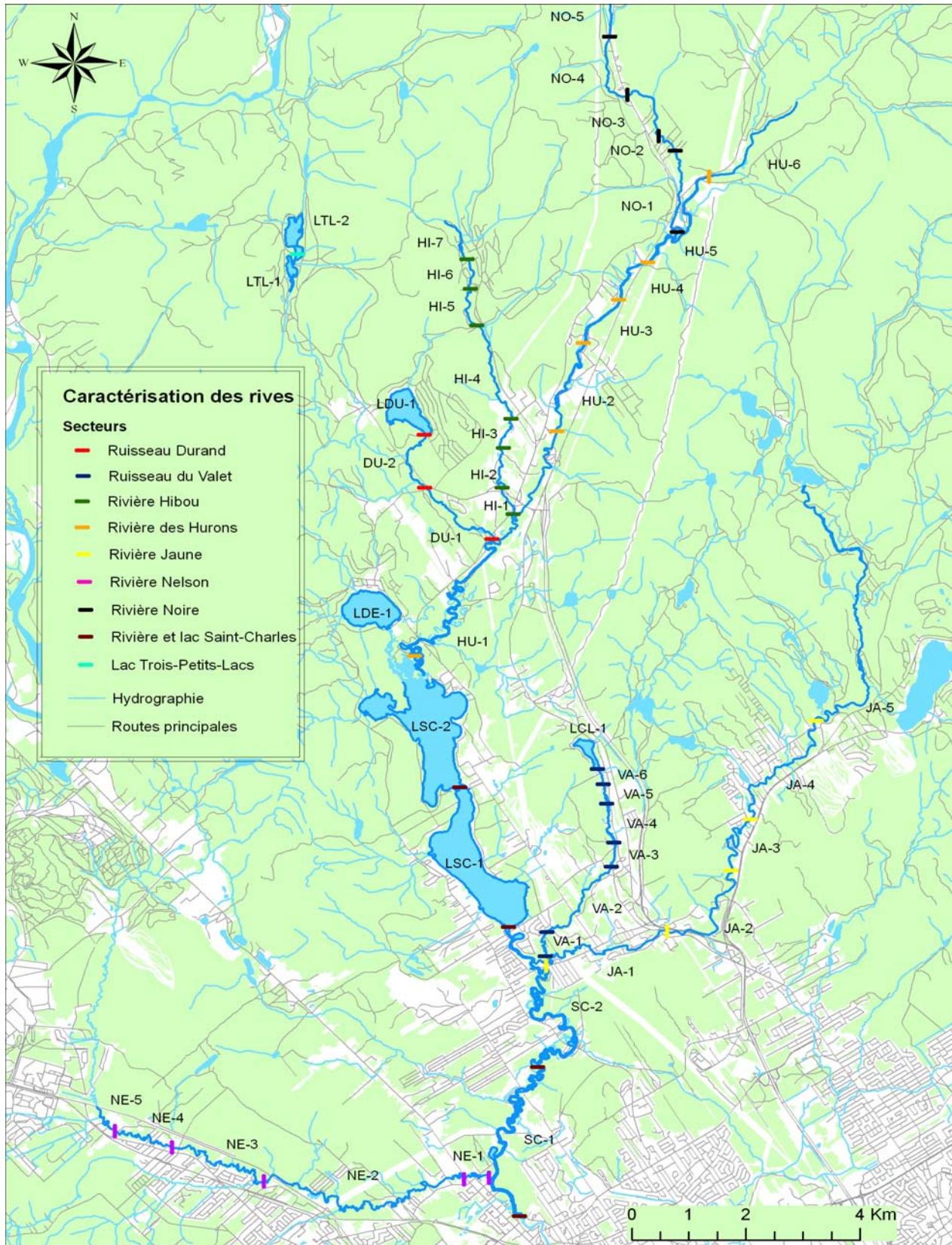


Figure 4.48 Délimitation des différents secteurs de rives caractérisés dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles.

4.3.1 Lac Saint-Charles

Le lac Saint-Charles a été découpé en deux secteurs, soit le bassin sud (LSC-1) et le bassin nord (LSC-2). Ce plan d'eau, par sa beauté et sa localisation géographique, est très populaire auprès des gens qui désirent s'installer en nature près de la capitale nationale. Tout le pourtour du lac est habité à l'exception de la baie Charles-Talbot, des Marais du Nord, d'une partie des Marais du Sud, et le secteur du parc linéaire. Les rives du lac Saint-Charles sont en grande partie dénaturalisées et modifiées par des actions anthropiques. Plusieurs maisons et autres infrastructures sont situées à l'intérieur des 20 premiers mètres à partir du rivage.

Les rives du bassin nord sont un peu plus naturelles que celles du bassin sud. Dans les bandes de 0-5 m et 5-15 m, on observe une occupation de la végétation naturelle de 68 % et de 58 % respectivement, tandis qu'au niveau du bassin sud la superficie couverte par la végétation naturelle diminue à 48 % et 41 % respectivement pour chaque bande. L'occupation du sol par la végétation ornementale est non négligeable sur les rives du lac Saint-Charles. À vol d'oiseau, il est facile de constater l'importance que prennent les terrains gazonnés à l'intérieur de la bande de 0-15 m. Les zones homogènes comprenant la baie Beaulieu et ses alentours (de LSC-2-14 à LSC-2-25) sont les endroits où l'on observe la plus grande dénaturalisation de la rive au niveau du bassin nord (Figure 4.49). Les zones entre LSC-1-12 et LSC-1-17, qui correspondent à la rue des Épinettes-Rouges, représentent les endroits où l'artificialisation de la rive est importante au niveau du bassin sud. C'est à ces endroits que les murets, enrochements artificiels, gazon jusqu'au bord de l'eau, ainsi que les bâtiments (cabanon, maison, etc.) sont les plus fréquemment observés à l'intérieur de la bande riveraine de 15 m (Figure 4.49).

Les rives du lac Saint-Charles ont très peu évolué depuis 1980. Les photos aériennes des rives du lac en 2007 sont très semblables à celles prises en 1980, ne montrant aucune amélioration majeure (Annexe I-3).

4.3.2 Lac Delage

Les premiers mètres de la rive du lac Delage sont en majorité composés d'une végétation naturelle (74 %). Par contre, on observe une baisse de la végétation naturelle dans la bande de 5-15 m pour faire place à un paysage beaucoup plus anthropique. La végétation ornementale occupe 30 % de la superficie et les matériaux inertes comptent pour 17 % (Figure 4.49). Autour du lac Delage, on observe certaines zones qui sont plus dénaturalisées en particulier entre LDE-1-03 et 1-05, correspondant aux rives les plus densément construites (incluant le Manoir du lac Delage).

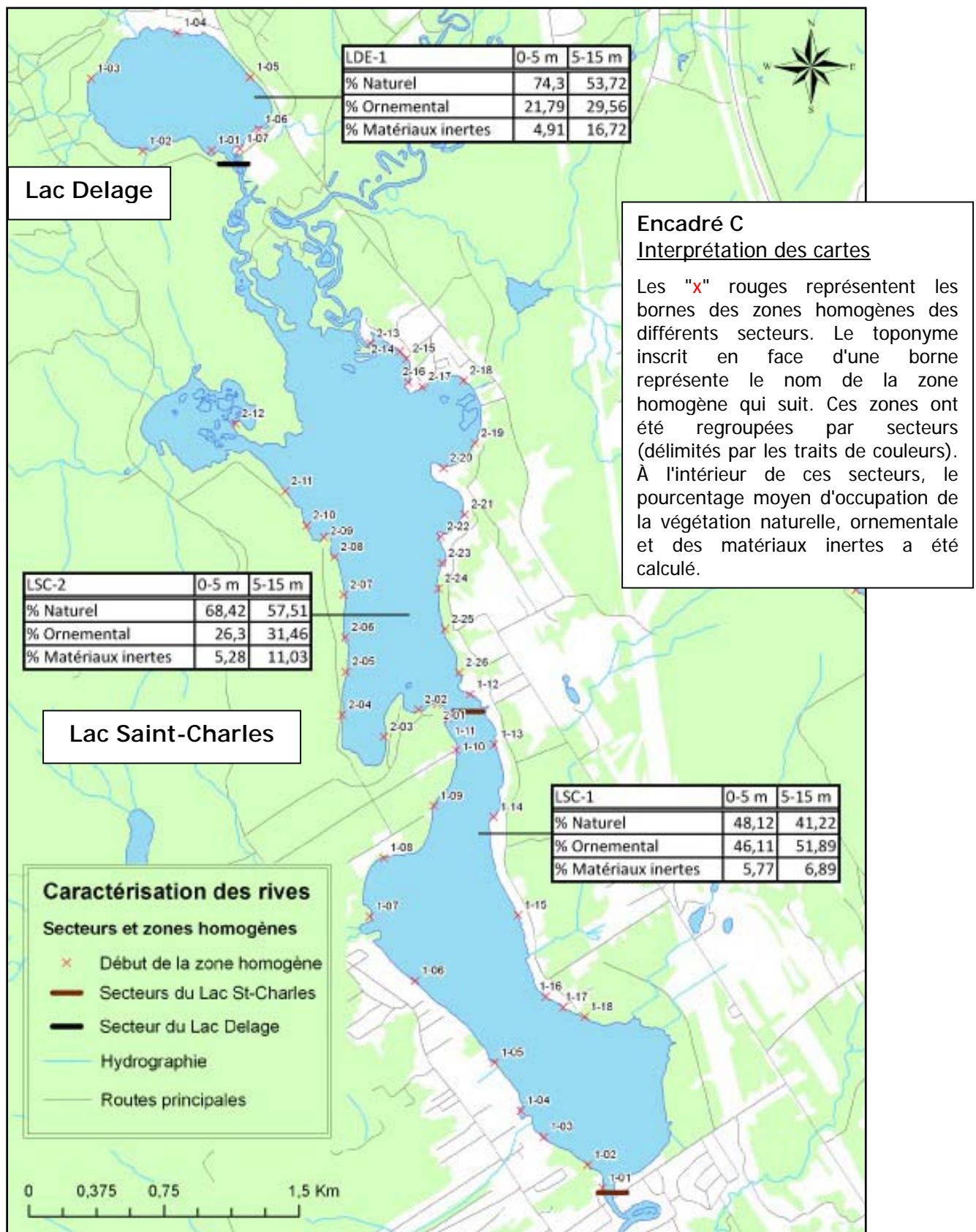


Figure 4.49 Caractérisation des rives des lacs Saint-Charles et Delage

4.3.3 Lac Durand

Au lac Durand, la rive n'appartient pas aux propriétaires des résidences riveraines. Une bande d'au moins 5 m de large appartient à un particulier qui a exprimé son désir de laisser ses terrains à l'état naturel. On observe ainsi une bande de 0-5 m presque totalement naturelle. Dans la bande de 5-15 m, la végétation naturelle diminue, mais en représente tout de même plus de 73 % de la superficie. Quelques terrains ont du gazon à l'intérieur de cette bande, ce qui fait augmenter le pourcentage de végétation ornementale à 24 % (Figure 4.50).

4.3.4 Trois-Petits-Lacs

Les Trois-Petits-Lacs ont été divisés en 2 secteurs. Le bassin sud représente le premier secteur (LTL-1) tandis que les deux bassins nord représentent le deuxième secteur (LTL-2). Le type d'aménagement des rives des deux secteurs est assez semblable. La superficie de terre occupée par la végétation naturelle dans la bande de 0-5 m est majoritaire pour les 2 secteurs (58 % et 68 % respectivement) et diminue un peu dans la bande de 5-15 m (44 % et 55 % respectivement). La présence de la végétation ornementale est non négligeable sur toutes les rives des Trois-Petits-Lacs. Les matériaux inertes occupent une partie considérable de la bande riveraine de 5-15 m des 2 secteurs représentant 12 % et 7 % respectivement (Figure 4.50). En général, il n'y a pas une zone plus problématique qu'une autre.

4.3.5 Lac Clément

Le lac Clément est un plan d'eau considéré comme privé, car il ne possède aucun accès public. Tout le pourtour du lac est habité. Le paysage des rives au lac Clément ressemble à des terrains dénaturalisés par l'action humaine et parsemés de bandes laissées à l'état naturel entre les terrains.

La rive de 0-5 m est naturelle à 59 % et est occupée par des matériaux inertes à 8%. La végétation ornementale, en grande partie du gazon, recouvre le reste de la superficie (33 %). La bande de 5-15 m est couverte en majorité par la végétation ornementale (43 %) et les matériaux inertes (12 %) (Figure 4.50)

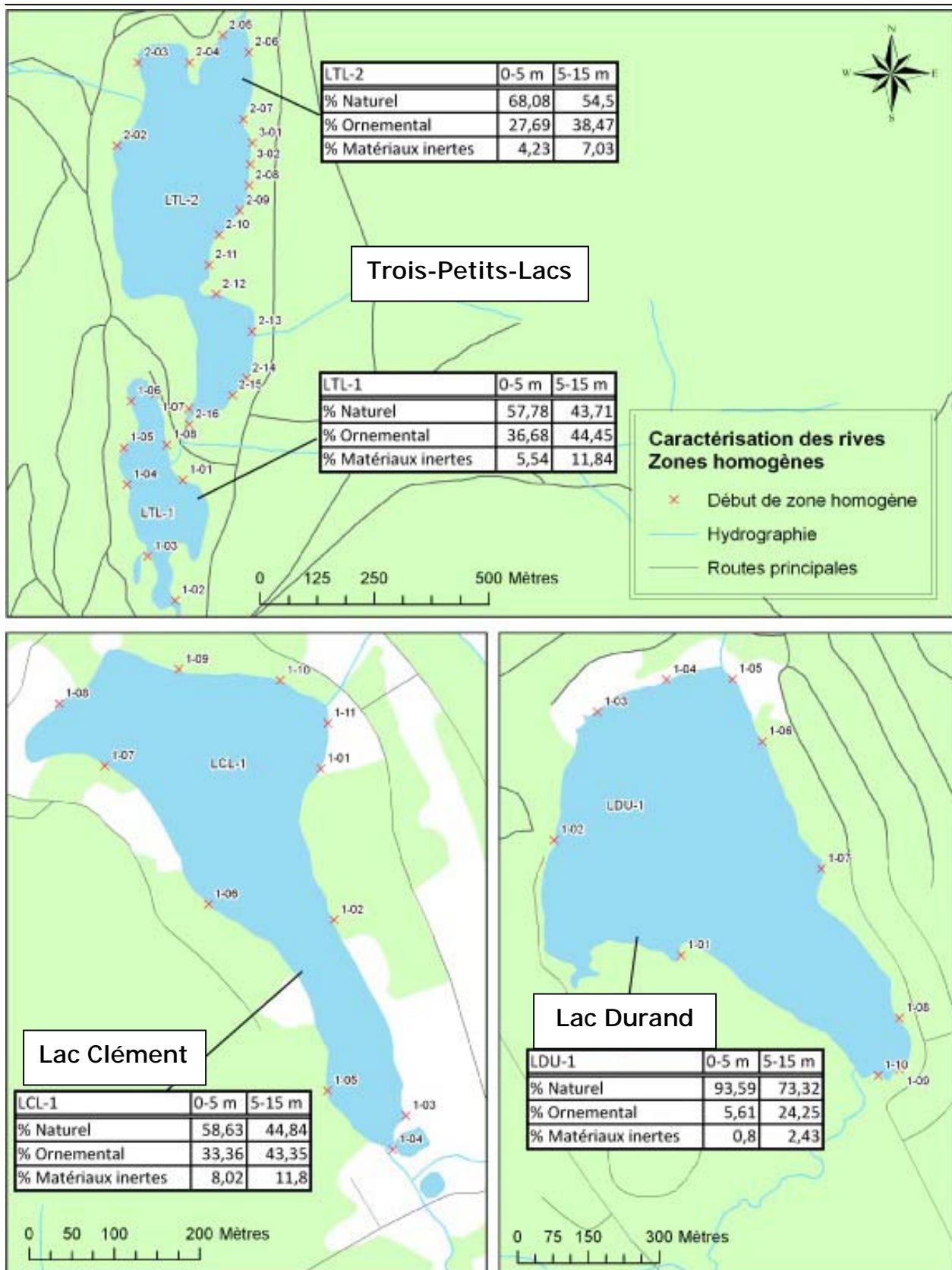


Figure 4.50 Caractérisation des rives des lacs Durand, Trois-Petits-Lacs et Clément

4.3.6 Rivière des Hurons

La rivière des Hurons est un cours d'eau important dans le bassin versant du lac Saint-Charles. Elle se jette dans le bassin nord du lac Saint-Charles. L'occupation du sol des rives de la rivière des Hurons est assez partagée entre des zones naturelles et des zones résidentielles. Les berges de la rivière sont érodées. À plusieurs endroits, on remarque que les berges sont creusées à la base (recul à la base) ou affectées par un affaissement de la portion supérieure de la berge. L'affaissement survient lorsque la base est érodée et qu'il n'y a plus de support pour la couche de sol du dessus. Ce problème d'érosion représente un apport important en sédiments dans la rivière (Annexes I-1 & I-2).

La rive gauche des secteurs HU-2, 3 et 4 représente les endroits où la dénaturalisation et l'artificialisation des berges sont les plus importantes. Dans ces secteurs, il y a un pourcentage supérieur à 7,5 % d'occupation par des matériaux inertes à l'intérieur de la bande de 0-5 m et supérieur à 10 % pour la bande de 5-15 m. La bande de 5-15 m est la plus dénaturalisée par la présence de végétation ornementale et de matériaux inertes sur l'ensemble de ces secteurs. Au niveau de la rive droite de la rivière, ce sont les secteurs HU-4 et 5 qui sont les plus atteints par les actions anthropiques. Ces secteurs possèdent un pourcentage cumulatif pour l'occupation de la végétation ornementale et des matériaux inertes de 12 % et 40 % respectivement (Annexe H2).

4.3.7 Rivière Noire

La rivière Noire est située au nord de Stoneham et se jette dans la rivière des Hurons. Les abords de la rivière Noire sont majoritairement naturels. Le plan d'eau est par contre traversé à plusieurs endroits par des ponts et est aussi bordé par plusieurs terrains résidentiels. L'érosion et l'empietement de la rive par des structures permanentes sont présents sur les rives (Annexes I-1 & I-2).

Les rives des secteurs NO-3, 5 et 6 sont les endroits où il y a le plus de recul à la base. Il y a une dénaturalisation plus accentuée au niveau des deux rives du secteur NO-1 et des secteurs NO-2 et NO-8 pour la rive droite seulement. En effet, au niveau du secteur 1, la dénaturalisation totale (ornementale+inerte) dans la bande de 0-5 m totalise 16 % pour la rive droite et 42 % pour la rive gauche. Dans la bande de 5-15 m les pourcentages s'élèvent à 27 % et 68 % respectivement. Pour la rive droite des secteurs 2 et 8, on remarque une dénaturalisation totale supérieure à 22 % pour la bande de 0-5 m et supérieure à 56 % pour celle de 5-15 m (Annexe H-4).

4.3.8 Rivière Hibou

La rivière Hibou est un important cours d'eau situé sur le territoire de Stoneham et se déverse dans la rivière des Hurons. L'occupation du sol des rives de la rivière Hibou est aussi partagée entre les parcelles de végétation naturelle et les terrains habités. La rivière sillonne à travers la Station de ski de Stoneham et le terrain de Golf de Stoneham. Il y a un important problème d'érosion sur les rives de la rivière Hibou. Un

recul à la base de la rive est présent tout le long de la rivière, il en est de même pour des arbres tombés suite au déracinements par l'action des eaux (Annexe I-2).

C'est au niveau de la rive gauche des secteurs HI-1, 3 et 4 que la dénaturalisation de la bande riveraine est la plus importante (dénaturalisation totale > 5,7 % (0-5 m) et 41,4 % (5-15 m)). Au niveau de la rive droite des secteurs HI-2, 3 et 7, l'occupation des rives par la végétation ornementale et les matériaux inertes représente une bonne proportion (dénaturalisation totale > 15,9 % (0-5 m) et 52,6 % (5-15 m)) (Annexe H-7).

4.3.9 Ruisseau Durand

Le ruisseau Durand est l'émissaire du lac Durand et reçoit également les eaux provenant des Trois-Petits-Lacs. Il se jette dans la rivière des Hurons en aval de la rivière Hibou. Le sol de part et d'autre de la rivière est principalement occupé par la forêt. Les rives ne présentent pas de dénaturalisation majeure, mais l'érosion, principalement sous forme d'un recul à la base, est observée tout au long du ruisseau (Annexe H-8).

4.3.10 Rivière Saint-Charles

La rivière Saint-Charles est l'effluent du lac Saint-Charles. C'est aux abords de ses rives que l'on retrouve la prise d'eau qui alimente une grande partie des citoyens de la Ville de Québec. La caractérisation des rives dans le cadre de l'étude s'est effectuée de l'exutoire du lac Saint-Charles jusqu'à la prise d'eau. Les observations faites lors de la prise de données sur le terrain démontrent que les berges sont érodées et artificialisées à certains endroits (Annexe I-1). Les zones SCD-2-06 à 2-15 pour la rive droite et les zones SCG-2-05, 2-06 ainsi que SCG-2-11 à 2-15 pour la rive gauche sont les endroits où l'on retrouve le plus de recul à la base et d'arbres inclinés.

Le tronçon à l'étude de la rivière Saint-Charles a été découpé en deux secteurs. La bande de 0-5 m pour les deux rives est assez naturelle (végétation naturelle > 75 %). Dans la bande de 5-15 m, le pourcentage de matériaux inertes augmente un peu, mais les terres restent majoritairement naturelles (végétation naturelle > 64 %) (Annexe H-9). Il faut prendre note qu'à certains endroits, des pneus ont été retrouvés dans le lit de la rivière.

4.3.11 Rivière Jaune

La rivière Jaune se jette dans la rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau. Sur son parcours, les terrains naturels et résidentiels s'alternent. Les rives sont aux prises avec un problème d'érosion. On remarque essentiellement du recul à la base et l'affaissement de portions de terrain dans la rivière. Des signes de surenrichissement ainsi que des apports en déchets divers ont aussi été observés au niveau du fossé de drainage de la rue Gaudias-Villeneuve se déversant dans la rivière Jaune (Annexe I-2).

La rive gauche de la rivière jaune est dénaturalisée autant dans la bande de 0–5 m (dénaturalisation totale > 26 %) que dans celle de 5-15 m (dénaturalisation totale > 33 %). La rive droite des secteurs JA-1 et JA-4 borde des terrains où l'occupation humaine est très visible (dénaturalisation totale > 23 % (0-5 m) et 43 % (5-15 m)) (Annexe H-10).

4.3.12 Ruisseau du Valet

Le ruisseau du Valet est l'émissaire du lac Clément. Il se jette dans la rivière Jaune juste avant que celle-ci atteigne la rivière Saint-Charles. L'occupation du sol autour du ruisseau est essentiellement naturelle et résidentielle. Le ruisseau est aussi, à quelques reprises, traversé par des ponts. Il y a présence de recul à la base tout au long du ruisseau, mais de façon plus importante au niveau des secteurs VA-1 et VA-2.

La rive gauche aux secteurs VA-4 et VA-5 sont les endroits où la végétation naturelle est la moins abondante (végétation naturelle < 20 % sur toute la bande). Le reste des secteurs ne présente pas de problème majeur dans l'ensemble. (Annexe H-12).

4.3.13 Rivière Nelson

La rivière Nelson draine la partie ouest du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Elle se déverse dans la rivière Saint-Charles juste avant la prise d'eau. La portion caractérisée va du pont de l'autoroute Henri-IV, situé en aval de la base militaire de Valcartier jusqu'à l'embouchure de la rivière. D'importants signes d'érosion sont visibles tout le long de son parcours. Dans de nombreux secteurs, les berges sont creusées à la base, ce qui entraînent l'inclinaison et le déracinement des arbres, ainsi que l'affaissement de la partie supérieure de la berge. L'artificialisation des rives et l'apport en polluants divers ont été observés sur la rivière Nelson (Annexes I-1 & I-2). Plusieurs types de déchets tels des pneus, des feuilles de métal et même une automobile ont été encastrés dans la rive ou dans le lit de la rivière.

Le secteur NE-1 est le plus dénaturalisé de tous les secteurs sur la rivière Nelson, autant pour la rive droite que pour la rive gauche. La présence de végétation naturelle dans les deux bandes riveraines ne dépasse pas 44 %. La majorité du terrain est donc couvert par la végétation ornementale et les matériaux inertes. La rive droite du secteur NE-4 est aussi fortement dénaturalisée, mais le terrain reste tout de même majoritairement naturel (dénaturalisation totale > 32 % sur toute la bande) (Annexe H-14).

En général, tous les cours d'eau à l'étude présentent des rives dénaturalisées par l'action humaine et sont, à un endroit ou l'autre, aux prises avec des problèmes d'érosion. Les cours d'eau présentant un problème d'érosion plus marqué sont les rivières Jaune, Nelson et Saint-Charles.

4.4 Herbiers aquatiques

La méthode utilisée permet de cibler les herbiers aquatiques d'importance qui occupent le plan d'eau. De plus, le dénombrement de toutes les espèces permet une meilleure connaissance de la composition végétale du lac. Certains lacs compris dans le bassin versant du lac Saint-Charles ont déjà fait l'objet d'une diagnose (2002 : lac Durand et Trois-Petits-Lacs ; 2003 : lac Delage). La comparaison des résultats entre ces diagnoses et la présente étude au niveau des herbiers aquatiques est cependant difficile, étant donné les méthodes et les dates d'inventaires différentes. Les illustrations des différentes plantes aquatiques discutées dans cette section sont disponibles à l'Annexe G.

4.4.1 Lac Saint-Charles

Le lac Saint-Charles possède une grande diversité en plantes aquatiques. On y retrouve le Rubanier (*Sparganium sp.*), le Grand nénuphar jaune (*Nuphar variegatum*), la Sagittaire à large feuille (*Sagittaria latifolia*), la Pontédérie à feuille en cœur (*Pontederia cordata*), la Brasénie (*Brasenia Schreberi*), le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*), l'Utriculaire (*Utricularia vulgaris*), des espèces du genre *Potamogeton* et bien d'autres (Figure 4.51). Une grande diversité d'espèce est une caractéristique des lacs mésotrophes (Kalff 2002; RAPPEL 2005).

Signalons l'existence d'une problématique liée à la présence du Myriophylle à épis dans le lac Saint-Charles, plante exotique envahissante. Quoique le Myriophylle à épis ne soit pas encore une espèce dominante dans l'écosystème, il pourrait le devenir assez rapidement. Au niveau du bassin sud, la plus grande concentration de Myriophylle à épis se trouve à la hauteur des Marais du Sud et s'étend jusqu'après le barrage de la décharge du lac. Les herbiers présents dans ce secteur sont denses et imposants. Le bassin sud représente un lieu de colonisation idéal pour le Myriophylle à épis, compte tenu de sa faible profondeur (maximum 4 m). Cette espèce végétale colonise habituellement les zones entre 0,5 m à 3,5 m de profondeur, mais peut aussi s'implanter jusqu'à 10 m si la transparence et les sédiments sont favorables (Aiken *et al.* 1979).

Le bassin nord-est moins colonisé par le Myriophylle à épis que le bassin sud. Hormis la zone des Marais du Nord, la baie Charles-Talbot et la baie Beaulieu sont des sites où les plantes aquatiques sont très nombreuses et diversifiées. Sur la rive est du bassin nord, juste après la baie Beaulieu, un grand affleurement rocheux empêche toute croissance de macrophytes. Les autres secteurs du bassin nord présentent peu de caractéristiques favorables à l'établissement d'herbiers importants avec des

Encadré D

Interprétation des cartes d'herbiers

Les cartes des herbiers aquatiques illustrent l'emplacement des différentes populations de macrophytes. Les polygones qui possèdent la même couleur représentent des populations constituées des mêmes espèces de plantes aquatiques. La différence de grandeur du point noir nous renseigne sur l'importance de la densité de l'herbier. Les polygones entourés d'une ligne rouge représentent les herbiers aquatiques où le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) a été observé.

substrats rocheux et une zone littorale restreinte (pente raide près des rives).

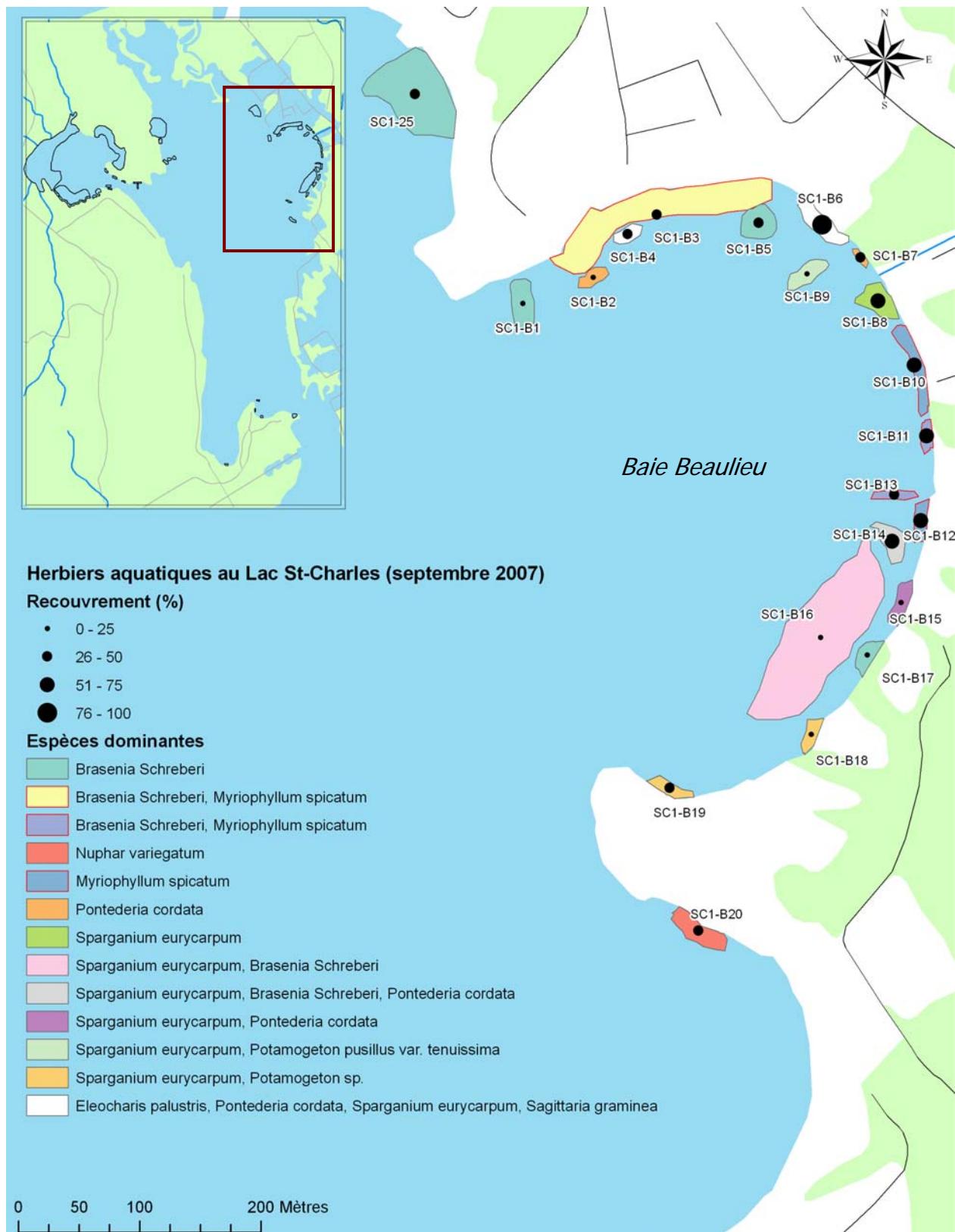
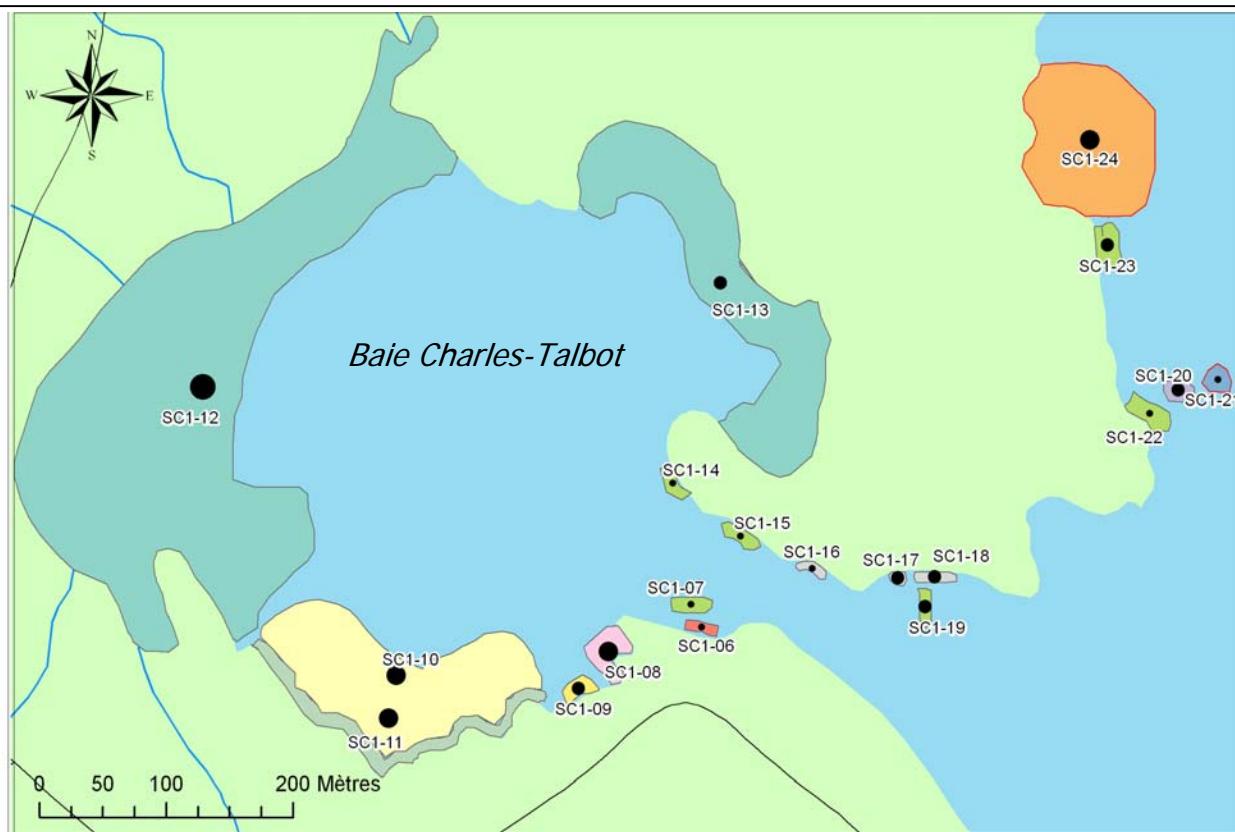


Figure 4.51 A à D Localisation des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles.
A : Partie nord-est du bassin nord du lac Saint-Charles



Herbiers aquatiques au Lac St-Charles (septembre 2007)

Recouvrement (%)

- 0 - 25
- 26 - 50
- 51 - 75
- 76 - 100

Espèces dominantes

- | | |
|---|---|
| | Brasenia Schreberi, Potamogeton sp. |
| | Brasenia Schreberi, Utricularia vulgaris |
| | Nuphar variegatum |
| | Nuphar variegatum, Brasenia Schreberi |
| | Myriophyllum spicatum |
| | Myriophyllum spicatum, Sparganium fluctuans, Brasenia Schreberi |
| | Sparganium fluctuans |
| | Sparganium fluctuans, Pontederia cordata, Potamogeton epihydrus |
| | Sparganium eurycarpum |
| | Sparganium eurycarpum, Pontederia cordata |
| | Sparganium eurycarpum, Pontederia cordata, Nuphar variegatum, Potamogeton epihydrus |



Figure 4.51 B : Partie nord-ouest du bassin nord du lac Saint-Charles

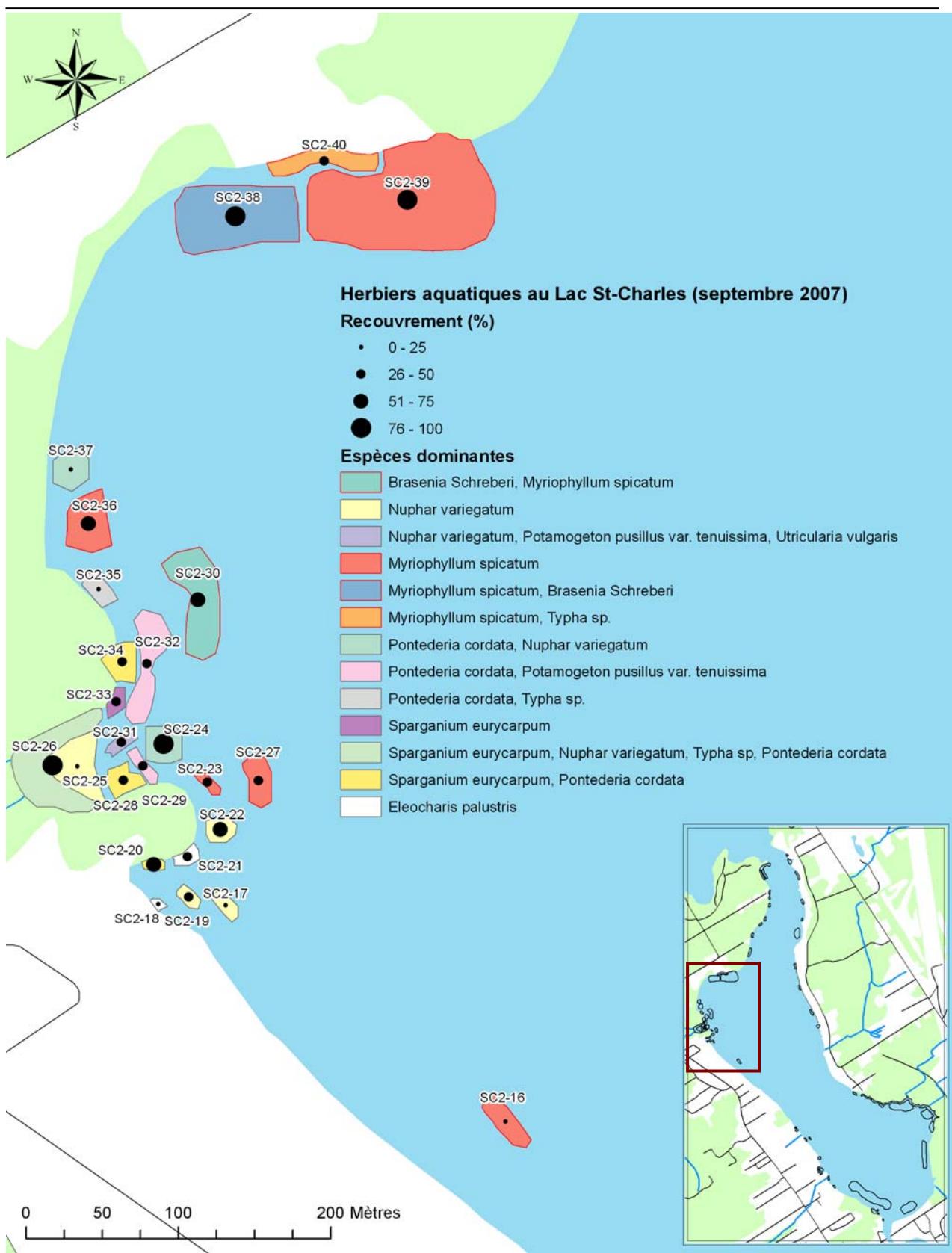


Figure 4.51 C : Partie nord-ouest du bassin sud du lac Saint-Charles

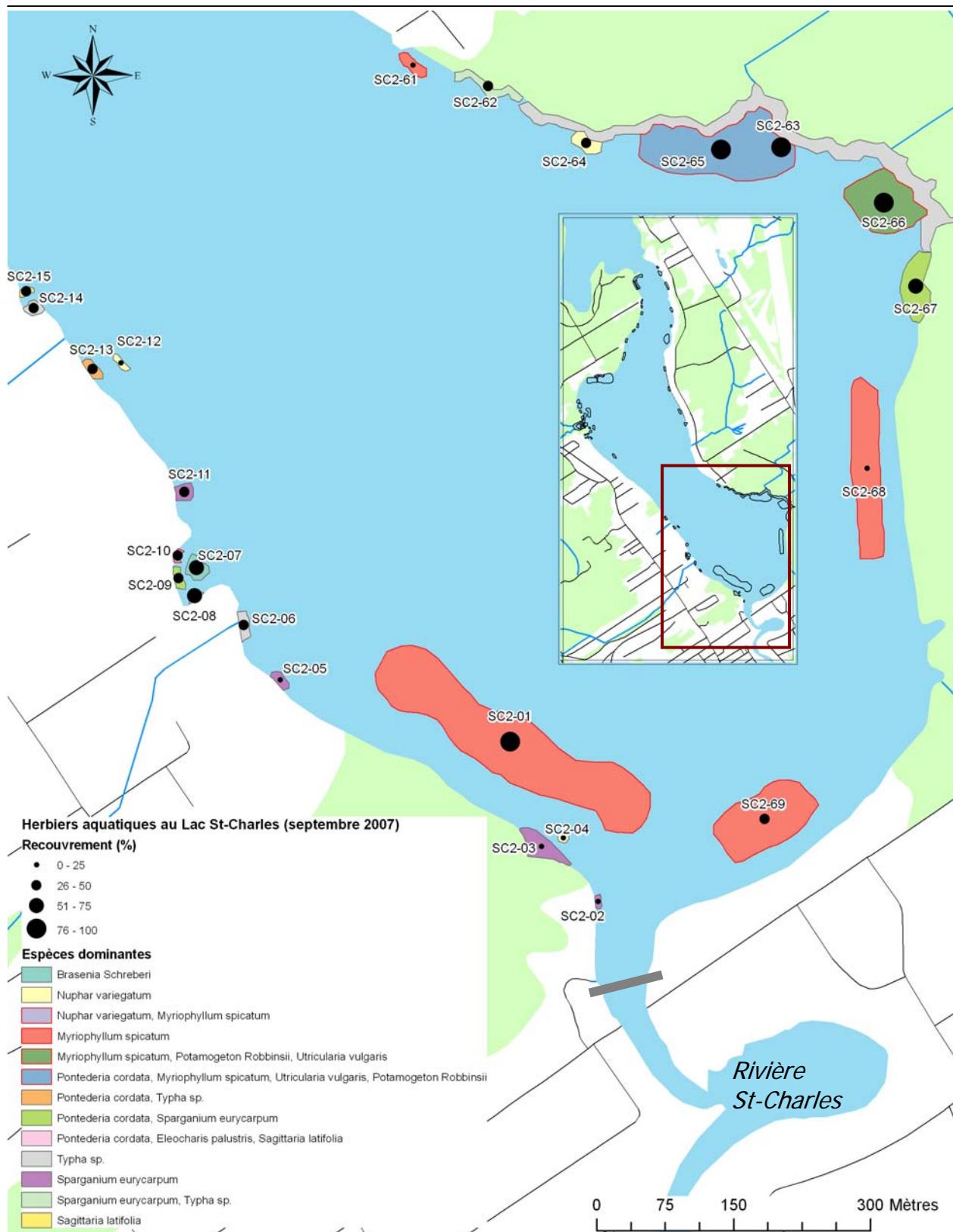


Figure 4.51 D : Partie Sud du bassin sud du lac Saint-Charles

4.4.2 Lac Delage

L'espèce dominante au lac Delage est le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). Elle colonise une grande partie du littoral du lac. Cette plante à caractère envahissant s'implante dans un milieu et forme de grands herbiers très denses qui limitent la biodiversité végétale. L'apport en sédiments fins ainsi que la disponibilité des éléments nutritifs, tels les phosphates et les nitrates, contribuent à l'implantation, au développement et à la prolifération de cette espèce (Buchan et Padilla 2000, cité dans Gagnon 2003).

Selon les observations sur le terrain, les herbiers aquatiques couvrent 11% de la superficie totale du lac. Le Myriophylle à épis domine près de 50% de ces herbiers, cette seule espèce couvrant ainsi plus de 4% de la superficie du lac. La biodiversité végétale est donc faible au lac Delage, une caractéristique des lacs eutrophes (Kalff 2002; RAPPEL 2005). D'autres espèces telles la Brasénie (*Brasenia Schreberi*), le Rubanier (*Sparganium sp.*) ainsi que les algues de genre *Chara* et *Nitella* sont aussi présents au lac Delage (Figure 4.52).

Les endroits problématiques au lac Delage sont de part et d'autre de la décharge ainsi qu'en face du Manoir du lac Delage. C'est à ces endroits que l'on retrouve la plus grande densité de plantes aquatiques. Le Myriophylle à épis est dense sur une grande surface devant le Manoir du lac Delage. L'utilisation des embarcations nautiques et pédalos peut être une cause de prolifération du Myriophylle à épis. Les hélices et les coups de rames sectionnent la plante en segments qui deviennent à leur tour de nouveaux plants. La prolifération de ce macrophyte est alors accélérée.

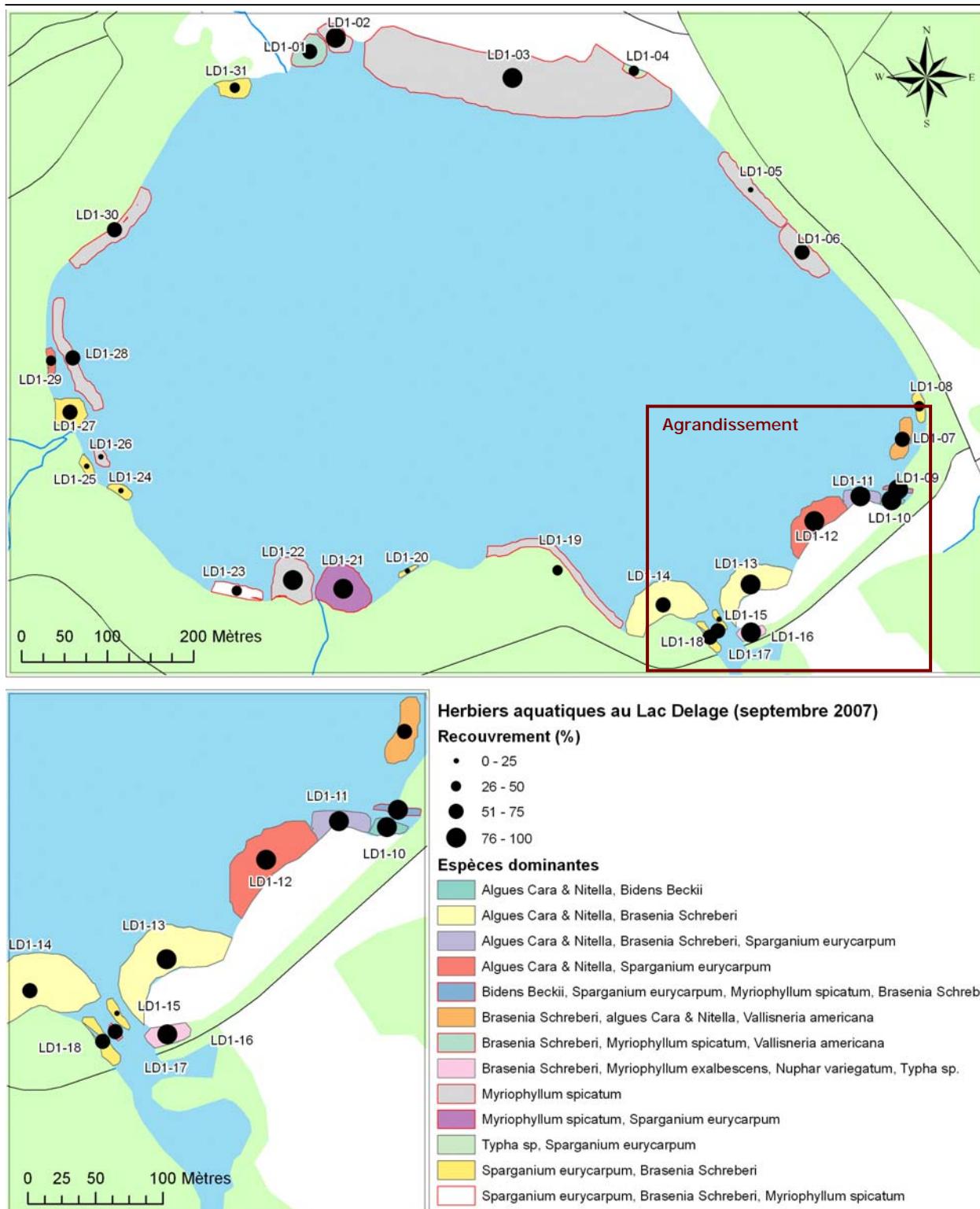


Figure 4.52 Localisation des herbiers aquatiques du lac Delage

4.4.3 Lac Durand

Le lac Durand est un lac qui a été modifié par les activités anthropiques dans les années antérieures. Il est caractérisé par un marais arbustif qui longe toute la rive Ouest. Cet écosystème à grande valeur écologique est principalement constitué d'arbustes tels le Myrique baumier (*Myrica gale*), l'Andromède glauque (*Andromeda glaucophylla*) et la Cassandre calyculée (*Chamaerlaphne calyculata*). Bien que le lac soit peu profond (maximum 2,3 m), la visibilité est très restreinte à cause de la turbidité de l'eau. L'identification des plantes submergées y est alors très difficile.

Les principales espèces observées sur le terrain sont la Brasénie (*Brasenia Schreberi*), le Potamot émergé (*Potamogeton epihydrus*) ainsi que le Rubanier (*Sparganium sp.*). Le Myriophylle à épis n'a pas été observé, mais un de ses proches parents, le Myriophylle blanchissant ou de Sibérie (*Myriophyllum exalbescens*) est assez abondant (Figure 4.53).

Au nord-ouest du lac, en face du 229 chemin du Lac, une espèce introduite a été observée. L'individu ressemble à la *Nymphaea alba f. rosea*, un spécimen Européen. Il serait aussi possible que ce soit le phénotype rose du Nymphéa odorant (*Nymphaea odorata*), un spécimen commun au Québec. Cependant, ce phénotype apparaît seulement lorsque le milieu où se trouve l'individu est partiellement asséché (Frère Marie-Victorin 1964). Étant donné que cette caractéristique ne cadre pas avec le milieu en place, la probabilité que ce soit l'espèce européenne est très grande. La propriétaire du terrain riverain nous a affirmé qu'un seul individu a été planté il y a 7 ans. À l'heure actuelle, on dénombre plus de 50 tiges à cet endroit. Cette espèce, quoique très jolie, semble avoir un caractère envahissant.

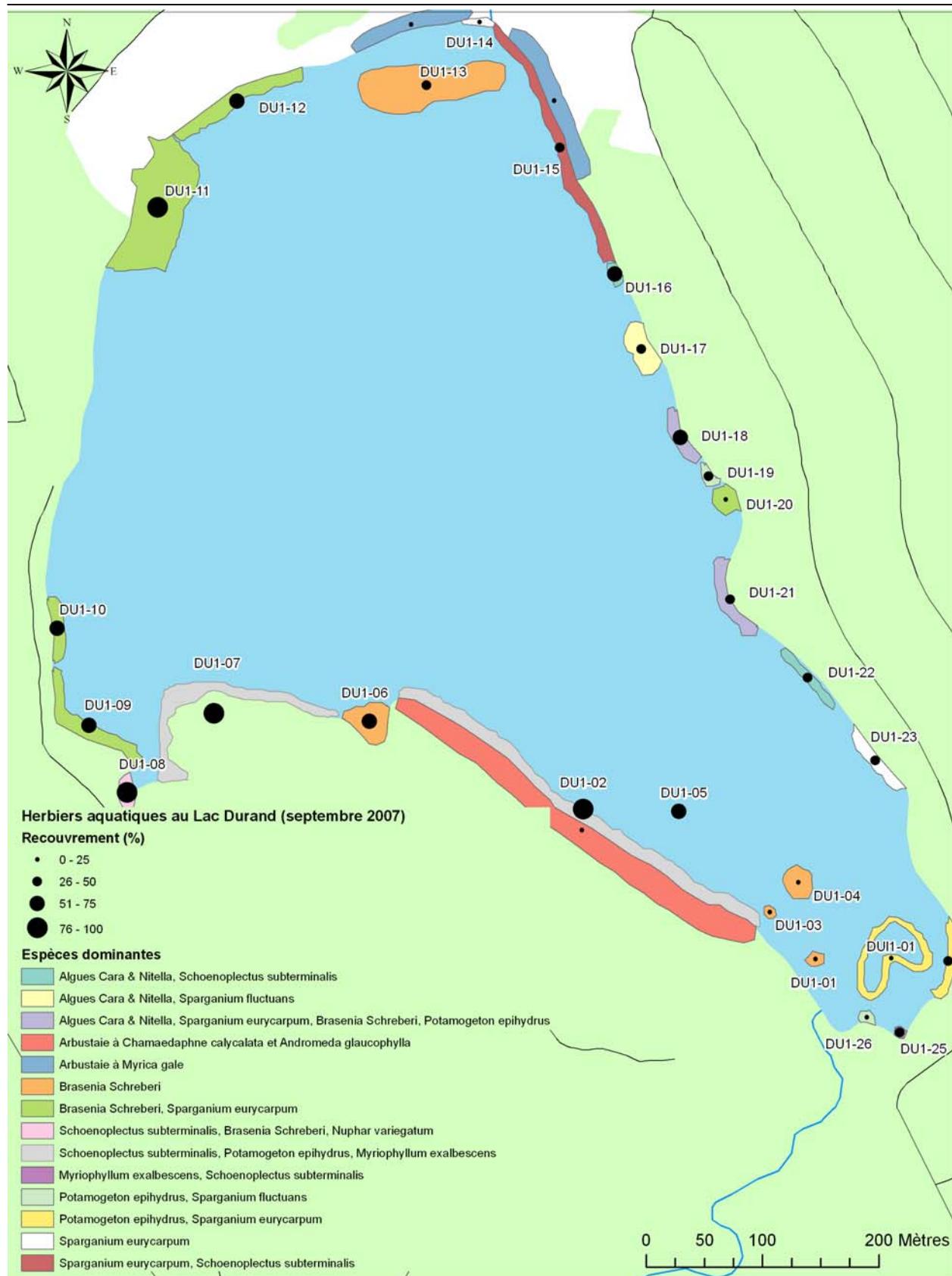


Figure 4.53 Localisation des herbiers aquatiques du lac Durand

4.4.4 Lac Trois-Petits-Lacs

L'eau des Trois-Petits-Lacs est très claire et a peu de matières en suspension. Le substrat est principalement sablonneux-rocaillage. La superficie du lac couverte par les plantes aquatiques est d'environ 16% (Figure 4.54). La composition végétale diffère de tous les lacs qui ont été étudiés. La dominance de l'*Eriocaulon septangulaire* (*Eriocaulon septangulare*) confirme le caractère oligotrophe du lac (Kalff 2002; RAPPEL 2005). À lui seul, l'*Eriocaulon septangulaire* couvre 7% du lac.

Plusieurs autres espèces de végétaux ont été observées, dont les plus communes sont le Rubanier (*Sparganium sp.*), la Sagittaire gramoïde (*Sagittaria graminea*), *Schoenoplectus subterminalis*, le Potamot émergé (*Potamogeton ephyrinus*) et la Lobélie de Dortmann (*Lobelia dortmanna*) (Figure 4.54). La présence de Myriophylle à épis n'a pas été observée.

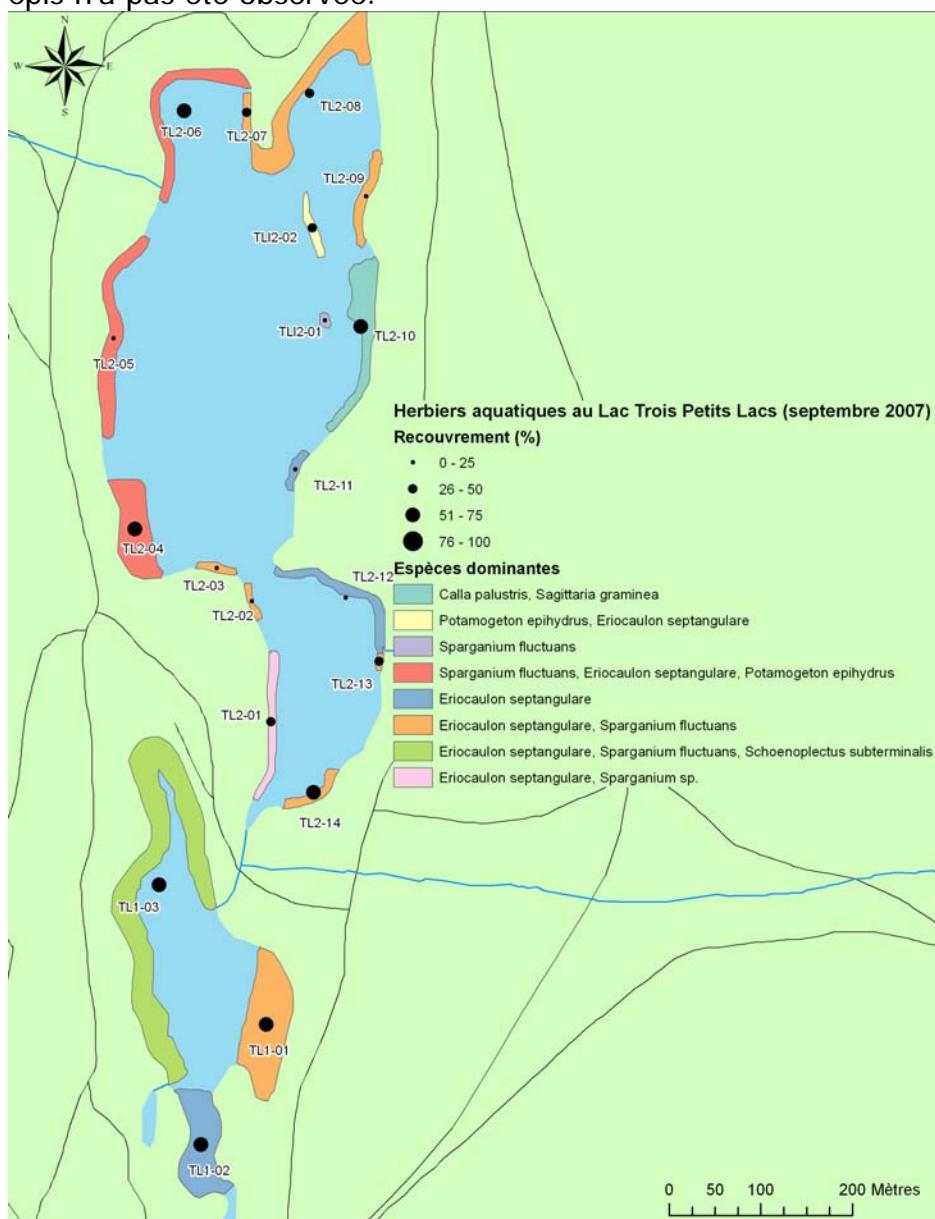


Figure 4.54 Localisation des herbiers aquatiques des Trois-Petits-Lacs.

4.4.5 Lac Clément

Le substrat du littoral du lac Clément est principalement composé de sable. La composition des herbiers aquatiques du lac Clément est très variée. Aucune espèce en particulier ne domine le milieu de façon significative. Les principales espèces de macrophytes retrouvées sur ce lac sont la Naias souple (*Najas flexilis*), la Sagittaire gramoïde (*Sagittaria graminea*), le Rubanier (*Sparganium sp.*), le Potamot de Robbins (*Potamogeton Robbinsii*) ainsi que les algues de genre *Chara* et *Nitella* (Figure 4.55). Les herbiers aquatiques couvrent 10% de la superficie du lac. Ces données permettent de spéculer que le lac Clément se trouve à la limite inférieure d'un lac mésotrophe (Kalfff 2002; RAPPEL 2005). À la décharge du lac se trouve un marais riverain d'environ 0,4 ha composé essentiellement de Myrique baumier (*Myrica gale*), d'Andromède glauque (*Andromeda glaucophylla*) et de Quenouilles (*Typha sp.*).

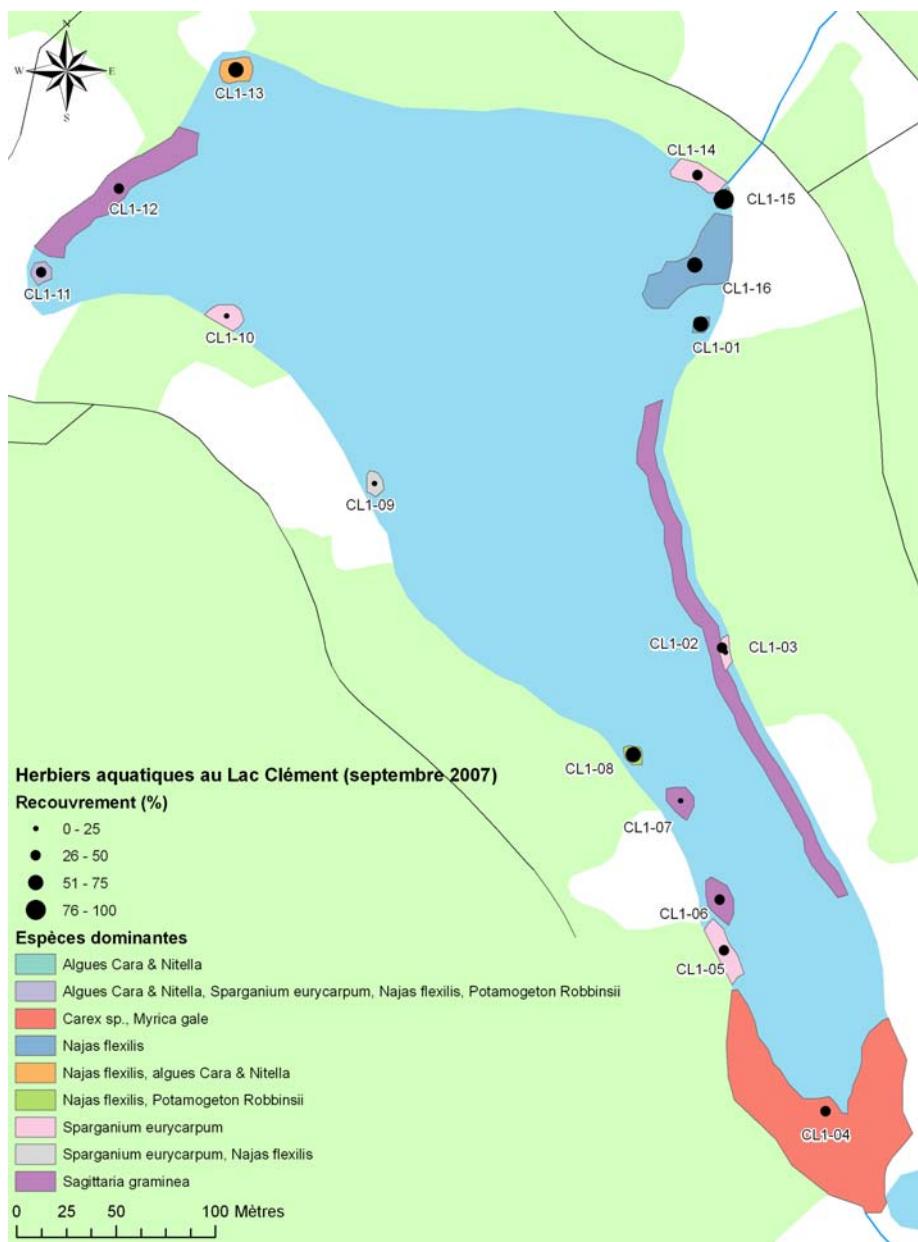


Figure 4.55 Localisation des herbiers du lac Clément.

Globalement, le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*) se retrouve dans les lacs Delage et Saint-Charles. Les lacs Trois-Petits-Lacs et Clément possèdent des substrats sablonneux-rocaillieux accueillant des espèces typiques des milieux oligotrophes ou mésotrophe peu avancés. Finalement, le lac Durand possède des herbiers diversifiés et très denses.

5. Recommandations et travaux à venir

À la suite de l'analyse des résultats, nous croyons qu'il est important de souligner certains constats afin de pouvoir émettre des recommandations.

5.1 Actions à entreprendre

Comme mentionné, le phosphore est l'élément nutritif qui limite la croissance des végétaux et des cyanobactéries. Un apport excessif contribue au vieillissement prématué des lacs. Ainsi, tout apport en phosphore provenant du bassin versant devrait être réduit au minimum. Pour ce faire, la lutte à l'érosion et à l'imperméabilisation des sols doit être entreprise et l'usage des engrains doit être réglementé (section 4.1 et 4.2). Ces actions devront être entreprises dans l'ensemble du bassin versant, et ce, à la même intensité. L'environnement n'a pas de frontière et ne reconnaît pas les limites des villes. L'érosion des berges est un problème généralisé dans l'ensemble du bassin. La stabilisation des rives par la renaturalisation avec des espèces végétales adaptées aux milieux devrait être faite sur l'ensemble du territoire. Cette bande riveraine d'un minimum de 10 mètres de largeur joue le rôle de barrière aux éléments nutritifs et autres polluants, d'écran solaire et de stabilisateur du sol (section 4.3).

Sur l'ensemble des cours d'eau du bassin, nous retrouvons des murets et des enrochements en rive, ce qui contribuent à réchauffer l'eau par diffusion de chaleur. L'augmentation de la température de l'eau est idéale pour la croissance de certaines plantes aquatiques tel le Myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum*). De plus, le réchauffement de l'eau limite la diversité faunique. Un recouvrement de ces structures par de la végétation naturelle empêcherait un tel réchauffement. (section 4.4).

Lors des travaux sur le terrain, l'équipe qui a réalisé l'étude a constaté diverses autres problématiques. Des déchets pouvant être dangereux ont été découverts dans le fond de certains cours d'eau et devront être retirés. Aussi, différentes nuisances ont été constatées et signalées aux autorités municipales et gouvernementales. Des suivis seront à faire dans les prochains mois.

Finalement, l'aménagement d'un passage dépourvu de Myriophylle à épis pour la circulation des bateaux et embarcations de plaisance au niveau du littoral contribuerait à diminuer la dispersion rapide de cette espèce. Le passage pourrait être instauré à l'aide d'une membrane géotextile qui recouvrerait les sédiments et serait délimité en surface par des bouées.

Recommandations	Actions	Sections références	Lac Delage	Lac Saint-Charles	Lac Durand	Trois-Petits-Lacs	Lac Clément	BV Hurons *	BV Saint-Charles	BV Jaune	BV Nelson
Recouvrir par de la végétation les matériaux inertes présents sur les rives (murets, enrochements).	4.3	x x x x x x x x x x x x									
Stabiliser les rives érodées en favorisant l'établissement d'une végétation arbustive dense.	4.3	x x x x x x x x x x x x									
Restreindre l'usage d'engrais chimique dans tout le bassin et interdire l'épandage de tout fertilisant dans la bande riveraine.	4.1/4.2	x x x x x x x x x x x x									
Mettre sur pied un plan de lutte intégrée à l'érosion et au transport des sédiments (par exemple : végétation en rives, mise à nu des sols sur les chantiers de construction, valorisation de la végétation dans les fossés, etc.).	4.3	x x x x x x x x x 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).	4.3	x x x x x x x x x x x x									
Retirer les déchets des cours d'eau et de leurs rives.	4.3							x x x			
Instaurer un passage dépourvu de Myriophylle à épis à l'aide d'une membrane géotextile afin de limiter sa dispersion.	4.4	x									

« BV » : Bassin versant de la rivière

Les eaux souterraines du bassin versant sont peu connues. Des études supplémentaires pourraient nous révéler l'état de santé de ces aquifères et nous renseigner s'ils représentent une source de pollution pour les eaux de surfaces.

Aussi, des stations pluviométriques pourraient être installées au nord du bassin versant et au sud du lac Saint-Charles afin d'avoir une meilleure idée sur les précipitations qui surviennent sur le territoire. Ces données seraient utiles pour connaître l'impact des précipitations sur l'érosion, l'apport en sédiments et en éléments nutritifs et pour mieux connaître le bilan hydrique.

En raison de la présence marquée des cyanobactéries dans lac Saint-Charles, il serait important de documenter la qualité de l'eau de tous les petits affluents afin de mieux déterminer toutes les actions à envisager.

Des résultats inquiétants au niveau bactériologique ont été constatés sur les rivières Jaune et Nelson. Des enquêtes sont en cours pour la rivière Nelson, mais la rivière Jaune devra faire l'objet d'une attention particulière. Aussi, sur la rivière Saint-Charles (station 5), un échantillon a démontré un apport ponctuel inquiétant au niveau bactériologique.

Il serait aussi nécessaire de mieux connaître la dynamique de l'écoulement de l'effluent du lac Delage. Les rejets de l'usine de traitement des eaux usées du Lac-Delage s'écoulent normalement vers le lac Saint-Charles où le taux de dilution est plus important. Lorsque l'écoulement de l'effluent s'inverse en direction du lac Delage, il pourrait y avoir un impact sur ce dernier. À cet effet, il serait souhaitable d'étudier la possibilité d'augmenter la performance des stations d'épurations du territoire. Selon les données des dernières années, la performance de celle de la municipalité de Stoneham est supérieure à celle de Lac-Delage. Bien que les usines respectent les normes de rejet, des solutions de traitements alternatifs pourraient être étudiées afin de réduire l'apport en phosphore au minimum.

Comme mentionnée dans l'analyse de la qualité de l'eau du lac Clément, la conductivité du lac Clément est très élevée. Des hypothèses ont été avancées, mais il serait pertinent de documenter les raisons de cette forte conductivité.

Au niveau des sources de phosphore, une attention particulière devrait être portée à la gestion de tous les étangs et piscicultures privés du bassin versant. Nos observations sur le terrain nous poussent à croire qu'ils pourraient causer un apport en phosphore dans les cours d'eau du territoire.

Il n'existe aucune mesure de protection contre les déversements de pétrole ou autres matières dangereuses dans le bassin versant. Comme c'est un bassin versant dédié à l'alimentation en eau potable, il serait important d'étudier la question plus en profondeur.

Nous recommandons aussi que des suivis à moyen et long terme soient mis en place autant pour l'évolution des cyanobactéries que pour s'assurer de la qualité des eaux des

Il n'existe aucune mesure de protection contre les déversements de pétrole ou autres matières dangereuses dans le bassin versant. Comme c'est un bassin versant dédié à l'alimentation en eau potable, il serait important d'étudier la question plus en profondeur.

Nous recommandons aussi que des suivis à moyen et long terme soient mis en place autant pour l'évolution des cyanobactéries que pour s'assurer de la qualité des eaux des tributaires. Pour faciliter le suivi, nous recommandons aussi que toutes les données recueillies sur le territoire soient centralisées dans un système d'information géoréférencée accessible à tous les intervenants.

Recommandations		Sections références	Lac Delage	Lac Saint-Charles	Lac Durand	Trois-Petits-Lacs	Lac Clément	BV Hurons *	BV Saint-Charles	BV Jaune	BV Nelson
Connaissances											
Accroître les connaissances sur la dynamique des eaux souterraines, considérant la vulnérabilité des aquifères (Gérardin 1997).	2.2							x	x	x	x
Mieux connaître l'hydrologie du bassin (impact des pluies sur les débits) afin de modéliser le lessivage des polluants et l'érosion des sols.		x	x				x	x	x	x	x
Installer deux stations de pluviométrie dans le bassin versant	2.2			x							
Mieux connaître les principales sources de phosphore (étude de la qualité de l'eau des petits affluents et des fossés, suivi de la conformité des fosses septiques).	4.1/4.2		x					x	x	x	x
Étudier la dynamique de l'effluent du lac Delage pour connaître la charge supplémentaire en phosphore apportée lors de l'inversion de l'écoulement.	2.2	x									
Acquérir plus de connaissance sur le lac Clément afin de statuer sur son état et son avenir (nature et source de l'eau profonde fortement chargée).	4.1					x					
Étudier les possibilités d'accroître l'efficacité des usines de traitements des eaux usées de Stoneham et Lac-Delage.	2.1	x						x			

Trouver et éliminer les sources de pollution bactériologique dans le bassin versant de la prise d'eau (par exemple, surverse de réseau unitaire, égouts sanitaires croisés, installations septiques individuelles inefficaces).	4.1/4.2		x x x x
Évaluer les risques présentés par les étangs décoratifs et piscicultures privés : introduction d'espèces exotiques, réchauffement et enrichissement de l'eau.	2.1	x x x x x x x x x x	
Évaluer les risques de déversements de substances toxiques issues d'industries et de commerces en amont de la prise d'eau (par exemple, TCE, hydrocarbures, etc.) et élaborer un plan d'intervention en conséquence.	2.i	x x x x x x x x x x	
Suivre l'évolution des populations de cyanobactéries (type et nombre) afin d'identifier les périodes critiques présentant un danger pour l'approvisionnement direct en eau potable et pour les usages récréatifs.	4.1	x x	x
Suivre à long terme la qualité de l'eau des principales rivières par l'instauration de stations d'échantillonnages permanentes.	4.1/4.2		x x x x
Mettre en commun les informations recueillies à l'échelle du bassin versant à l'intérieur d'un SIG facilement utilisable par tous les acteurs.		x x x x x x x x x x	

5.3 Sensibilisation des citoyens

Une participation collective au maintien de la bonne qualité des cours d'eau du bassin versant est de mise. Pour ce faire, des travaux d'éducation et de sensibilisation des citoyens devraient être réalisés à l'échelle du territoire.

Sections références	Sensibilisation								
	Lac Delage	Lac Saint-Charles	Lac Durand	Trois-Petits-Lacs	Lac Clément	BV Hurons *	BV Saint-Charles	BV Jaune	BV Nelson
Recommandations	Sensibilisation								
4.4	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Sensibiliser la population et en particulier les usagers des lacs aux dangers de la propagation du Myriophylle à épis (par exemple : propagation par les embarcations) et des autres espèces pouvant être envahissantes (par exemple : élodée du Canada, nymphéa, salicaire pourpre, renouée japonaise et phragmites).									

5.4 Résumé des travaux prévus à l'étude en 2008-2009

Pour le lac Saint-Charles :

- Caractériser la dynamique des populations de cyanobactéries au lac Saint-Charles par une analyse pigmentaire et microscopique.
- Effectuer une caractérisation complète de la variabilité spatiotemporelle des différentes variables limnologiques mesurées.
- Évaluer la relation entre les variables environnementales (physicochimiques et météorologiques) et l'abondance relative des cyanobactéries de manière à identifier les sites et les périodes les plus susceptibles pour leur développement ainsi que les facteurs pouvant être responsables de leur succès.
- Réaliser une comparaison plus fine entre les résultats obtenus lors de la présente étude et celles obtenues lors des études précédentes.
- Mieux définir comment la fluorescence des cyanobactéries varie en fonction des conditions environnementales et physiologiques et obtenir une calibration de la fluorescence *in vivo* adaptée au lac Saint-Charles.
- Identifier les sources de phosphore: bilan préliminaire des apports du bassin versant et des sédiments.
- Évaluer l'importance du recrutement des cyanobactéries provenant des sédiments.
- Évaluer si des changements relatifs à la conductivité de la colonne d'eau sont perceptibles à travers le temps, et ce, à l'aide des diatomées fossiles présents dans les sédiments du lac.

Dans le reste du bassin versant :

- Continuer l'échantillonnage des stations principales et secondaires dans les rivières du bassin versant de la prise d'eau.
- Rechercher les sources de contamination de coliformes fécaux dans un secteur de la rivière Jaune (partenariat avec la municipalité de Lac-Beauport).
- Enquête sur la nature de l'eau du lac Clément : Forte conductivité de l'eau en profondeur, dynamique de productivité et mortalité du phytoplancton et analyse de la diversité des phytoplanctons.

Références

- AIKEN, S.G., P.R. NEWROTH ET I. WHILE. 1979. The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. Canadian journal of plant science. 59:201-215.
- AMIRBAHMAN, A., A.R. PEARCE, R.J. BOUCHARD, S.A. NORTON ET J.S. KAHL, 2003. Relationship between hypolimnetic phosphorus and iron release from eleven lakes in Maine, USA. Biogeochemistry 65: 369-386.
- ANDERSEN, P. et J. THRONDSEN, 2003. Estimating cell numbers, in G.M. HALLEGRAEFF, D.M. ANDERSON ET A.D. CEMBELLA (éd.). Manual on Harmful Marine Microalgae. Paris, UNESCO, p.99-129.
- ALAIN, J. 1981. Projet assainissement : diagnose du lac Saint-Charles. Direction générale des inventaires et de la recherche, Ministère de l'Environnement du Québec, 25 p.
- A.P.E.L., 1981. Étude descriptive du bassin versant du lac Saint-Charles. Association pour la protection de l'environnement du lac St-Charles, 110 p.
- ARSENAULT, S. ET B.-P. HARVEY. 2001. Étude des tributaires du lac Saint-Charles. Document préparé pour l'APEL du lac Saint-Charles par EXXEP Consultants et bph-environnement, Sainte-Foy, 36 p. + 2 annexes.
- B.A.P.E., 1988. Rapport d'enquête et d'audience publique. Prolongement de l'autoroute 73 vers Stoneham. Rapport no.28 du Bureau d'audience publique sur l'environnement, gouvernement du Québec. Pagination multiple
- BELZILE, L. 1987. Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec. Schooner et Associés Inc. 12 p.
- BENNETT, A. et L. BOGORAD, 1973. Complementary Chromatic Adaptation in a filamentous blue-green alga. The Journal of Cell Biology, 58 : 419-435.
- BEUTLER, M., K.H. WILTSIRE, M. ARP, J. KRUSE, C. REINEKE, C. MOLDAENKE ET U.P. HANSEN, 2003. A reduced model of the fluorescence form the cyanobacterial photosynthetic apparatus designed for the in situ detection of cyanobacteria. Biochimica et Biophysica Acta. 1604 : 33-46.
- BOLDUC, F. 2002. Diagnose des lacs Durand et Trois-Lacs, Cantons-Unis de Stoneham et Tewkesbury. Rapport présenté par Pro Faune à l'APEL du lac St-Charles et des Marais du Nord, 56 p. + 3 annexes.
- BOUCHARD-VALENTINE M., 2004. Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : Dynamique à court terme et stratification. Mémoire de maîtrise. Département de biologie. Université Laval. 130 p
- BUCHAN, L.A.J. ET D.K. PADILLA. 2002. Predicting the likelihood of oxicolo watermilfoil presence in lakes, a macrophyte monitoring tool. Ecological applications. 10(5): 1442-1455.
- CARIGNAN, R. 2006. Les causes de la toxicologie des lacs des Laurentides. Conférence dans le cadre du forum national sur les lacs. St-Adèle, Québec. (Site Internet <http://www.crelaurentides.org/actes.shtml> consulté le 28 janvier 2008)
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography 22 (2) p. 361-369.

- CARLSON, R.E. 1992. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited reservoirs. In Proceeding of a National Conference on Enhancing the States' Lake Management Programs. Monitoring and Lake Impact Assessment. Chicago. Pp. 59-71.
- CBRSC. 2007. Portrait du bassin de la rivière Saint-Charles. 1^{re} édition, Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles, Québec, 340p.
- CEAEQ, 2007. Certificat d'analyse: Dépistage des cyanobactéries. PIPC; Lac Saint-Charles 17 août et 5 septembre 2007. Centre d'expertise et d'analyse environnementale, gouvernement du Québec.
- CHAUHAN, V.S., R.M. KOTHARI et V. RAMAMURTHY, 1994. Method for efficient extraction of phycocyanin from Spirulina. Biotechnology techniques, 8 : 525-528.
- CRONBERG, G. et H. ANNADOTTER, 2006. Manual on aquatic cyanoacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology, ISSHA, Copenhagen, 106 pp.
- DILLON, P. J., L. A. MOLOT, AND W. A. SCHEIDER. 1991. Phosphorus and Nitrogen Export from Forested Stream Catchments in Central Ontario. Journal of Environmental Quality 20 : 857-864.
- DURETTE, M. ET F. MORNEAU. 2002. Problématique d'érosion dans la rivière des Hurons. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. 14 p. + annexes.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1994. Manual of Analytical Methods. National Laboratory for Environmental Testing, Burlington, Ontario. .p
- EVANS, D. O. 2007. Effects of hypoxia on scope-for-activity and power capacity of lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64 :345-361.
- FRERE MARIE-VICTORIN. 1964. Flore laurentienne, Troisième édition publiée en 2001. Les presses de l'Université de Montréal. 925p.
- GÄCHTER, R. et B. MÜLLER, 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.
- GAGNON, D. 2003. Diagnose écologique du lac Delage. Enviram groupe-conseil, 45 p. + annexes.
- GERARDIN, V. ET Y. LACHANCE. 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 et Ministère de l'Environnement du Canada, 58 p.
- GUAY, I. 2007. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (Site internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm, consulté le 28 janvier 2008)
- HEBERT, S. 1995. Qualité des eaux du bassin versant de la rivière Saint-Charles 1979-1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 41 p. + annexes.
- HEBERT, S. 1997. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq no EN/970102, 20 p. + 4 annexes. (Site internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/indice/index.htm, consulté le 28 janvier 2008)
- HEBERT, S., 2007. État de l'écosystème aquatique du bassin de la rivière Saint-Charles : Faits saillants 2003-2005. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, direction du suivi de l'état de l'environnement, 11 p.

- HEBERT, S. ET S. LEGARE. 2000. Suivi de la qualité de l'eau des rivières et petits cours d'eau. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement du Québec, envirodoq no EN010141, 24 p. + 3 annexes. (Site internet http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/sommaire.htm, consulté le 28 janvier 2008)
- HILLEBRAND, H., C.-D. DÜRSELEN, D. Kirschtel, U. Pollingher et T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35 : 403-424.
- JEFFREY, S.W. et N.A. WELSCHMEYER, 1997. Spectrophotometric and fluorometric equation in common use in oceanography. p. 597-615. In S. W. Jeffrey, R. F. C. Kalf J. 2002. Limnology. Inland Water Ecosystems. Prentice Hal, New Jersey. 592 p.
- KOMÁREK J. et K. ANAGNOSTIDIS, 1998. Cyanoprokaryota, 1.Teil: Chroococcales. In: Süsswasserflora von Mitteleuropa 19/1 (Ettl H., Gärtner G., Heynigh H. and Mollenhauer D. Eds.) Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm, 548 pp.
- KOMAREK J. et K. ANAGNOSTIDIS, 2005. Cyanoprokaryota 2.Teil: Oscillariales. In: Süsswasserflora von Mitteleuropa 19/2 (Ettl H., Gärtner G., Heynigh H. and Molenhauer D. Eds.). Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm, pp.
- LAURION I., W.F. VINCENT, W.F. ET D.R. LEAN. 1997. Underwater ultraviolet radiation: development of spectral models for northern high latitude lakes. *Photochemistry. Photobiology* 65: 107-114.
- LÉGARÉ, S. 1996. La sensibilité du lac Saint-Charles à l'eutrophisation. Département de Biologie, Université Laval, Québec, 45 p.
- LEGARE, S. 1998. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98-238, Université Laval, Québec, 106 p.
- LEVINE, S.N., M.P. STANTON ET D.W. SCHINDLER. 1986. A radiotracer study of phosphorus cycling in a eutrophic Canadian Shield Lake, Lake 227, northwestern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 366-378.
- MARCOTTE, F. 1982. Lac St-Charles : Synthèse de données biophysiques et recommandations de conservation. Direction des réserves écologiques et des sites naturels, Ministère de l'Environnement du Québec, 32 p.
- MDDEP. 2007. Méthodes du Réseau de surveillance volontaire des lacs de villégiature. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, (site internet <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsv-lacs/methodes.htm>, consulté le 28 janvier 2008)
- MITROVIC, S. M., L. C. BOWLING et R. T. BUCKNEY, 2001. Vertical disentainment of *Anabaena circinalis* in the turbid, freshwater Darling River, Australia: quantifying potential benefits from buoyancy. *Journal of Plankton Research* 23 : 47-55
- MORTIMER, C.H. 1941-1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes 1, 2, 3 et 4: *The Journal of Ecology* 29: 280-329.
- MRNF, 2006. Diagnose écologique du lac Saint-Charles. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 7 p.
- NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie* 14 :14-36.
- OLIVIER, R.L. et G.G. GANF, 2000. Freshwater blooms, p. 149-194, dans B.A. WHITTON et M. POTTS (éd.), *The Ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

- QUESADA, A. et W. F. VINCENT, 1993. Adaptation to the light regime within Antarctic cyanobacterial mats. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25 :960-965.
- RAPPEL. 2005. Faut-il mépriser les plantes aquatiques? [Fiche technique #10]. (Site internet http://www.rappel.qc.ca/IMG/pdf/Fiche_technique_10 - plantes_aquatiques.pdf visité le 20 janvier 2008)
- ROBERGE, K. 2003. Paléolimnologie du lac Saint-Augustin. Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude des diatomées fossiles, des pigments d'algue et de la géochimie des sédiments. Thèse de maîtrise, département de géographie. Université Laval. 136 p.
- STATISTIQUES CANADA. 2007. GéoRecherche 2006. (Site Internet <http://geodepot.statcan.ca/GeoSearch2006/GeoSearch2006.jsp?resolution=H> consulté le 28 janvier 2008)
- SARTORY, D.P. et J.U. GROBBELAAR. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114 :177-187.
- SCHINDLER, D.W., H. KLING, R.V. SCHMIDT, J. PROKOPOWICH, V.E. FROST, R.A. REID ET M. CAPEL. 1973. Eutrophication of lake 227 by addition of phosphate and nitrate : The second, third et fourth years of enrichment, 1970, 1971 and 1972. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30 : 1415-1440.
- SIMIS, S.G.H., A. RUIZ-VERDÚ, J.A. DOMÍNGUEZ-GÓMEZ , R. PEÑA-MARTINEZ, S.W.M. PETERS et H.J. GONS, 2007. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sensing of Environment* 106 :414-427.
- STAINTON, M., M.J. CAPEL et F.A. AMSTRONG, 1977. The chemical analysis of fresh water, 2nd ed.-Can. Fish. Mar. Serv. Misc. Spec. Publ. 25., 166 pp.
- SUN, J. et LIU, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.* 25: 1331-1346.
- TREMBLAY, R., S. LÉGARÉ, R. PIENITZ, W.F. VINCENT et R.I. HALL. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Revue des sciences de l'eau*. 14(4) : 489-510.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervoll ikommnung der quantitativen Phytoplankton methodik, *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 9 : 1-38.
- WEHR, J.D. et R.G. SHEATH, 2003. Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Academic Press, 918 pp.
- WETZEL, R. G. 2001. Limnology, lake and river ecosystems. 3th edition, Academic press, San Diego, 1006 p.
- WYMAN, M. et P. FAY, 1986a. Underwater light climate and the growth and pigmentation of planktonic blue-green-algae (cyanobacteria). 1. The influence of light quantity. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 227 :367-380.
- WYMAN, M. et P. FAY, 1986b. Underwater light climate and the growth and pigmentation of planktonic blue-green-algae (cyanobacteria). 2. The influence of light quality. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 227 :381-393.

Glossaire

Affluent* : Cours d'eau qui se jette dans un cours d'eau de plus grande importance ou encore dans un lac.

Anoxique : Masse d'eau totalement dépourvue d'oxygène.

Anthropiques* : Se dit des phénomènes qui sont provoqués ou entretenus par l'action consciente ou inconsciente de l'homme.

Bassin versant: Portion du territoire délimitée par la ligne de crêtes des montagnes dont les eaux alimentent un exutoire commun.

Biomasse : Quantité totale de matière (masse) de toutes les espèces vivantes présentes dans un milieu naturel donné. Peut être donnée en unité de gramme de poids sec ou humide ou en unité de volume. Une façon d'estimer la biomasse du phytoplancton ou des cyanobactéries est de mesurer la concentration en chl-*a*.

Chlorophylle-*a* : Principal pigment des organismes photosynthétiques, permettant d'intercepter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique. Ce pigment est vert puisque c'est la longueur d'onde la moins absorbée par la chl-*a*, c'est donc cette couleur qui est perçue.

Colonne d'eau : Masse d'eau sous une surface donnée, de l'atmosphère jusqu'aux sédiments.

Cryptophyte* : Type biologique de végétaux n'ayant pas d'organes végétatifs visibles durant la mauvaise saison.

Effluent* : Cours d'eau issu d'un lac ou d'un glacier.

Épilimnion : Couche d'eau à la surface d'un lac plus chaude et relativement homogène, puisque soumise au mélange par le vent. C'est dans cette couche où la lumière est la plus abondante, et où la majorité de la photosynthèse se produit. En raison de l'activité photosynthétique, cette zone se trouve vite appauvrie en éléments nutritifs au cours de l'été. Sous l'épilimnion se trouve l'hypolimnion, où l'eau est plus froide et plus dense et où la photosynthèse est généralement réduite. Dans cette zone, la respiration et la décomposition de la matière organique dominent, permettant ainsi un enrichissement de l'eau en minéraux dissous. Ces éléments nutritifs sont redistribués dans la colonne d'eau au moment du brassage automnal.

Eutrophe : Un lac eutrophe est défini par la concentration en phosphore total (supérieur à 30 µg par litre), en chl-*a* (supérieur à 8 µg par litre) ou par la valeur de transparence de l'eau (profondeur de Secchi inférieure à 2.5 m). Cet état résulte d'un excès en nutriments qui stimule la croissance des végétaux aquatiques (macrophytes, phytoplancton et cyanobactéries).

Eutrophisation : Désigne un état de déséquilibre résultant d'un apport excessif en nutriments.

Fleurs d'eau de cyanobactéries : Les fleurs d'eau (blooms en anglais) de cyanobactéries résultent de la prolifération excessive de leur communauté. En général, les fleurs d'eau sont visibles de la surface du milieu aquatique affecté. Leur apparence diffère selon les conditions environnementales et les espèces de cyanobactéries.

Herbier aquatique: Prairie sous la surface de l'eau formée de plantes aquatiques.

Hypolimnion*: Couche inférieure d'un lac stratifié qui est située au-dessous du métalimnion, où l'eau est froide ainsi que pauvre en oxygène et sur laquelle les conditions atmosphériques n'agissent pas.

Ichtyologique : Relatif aux poissons.

Limnologie : Science qui a pour objet l'étude des lacs et des cours d'eau.

Macrophyte: Végétaux aquatiques visibles à l'œil nu (macroscopique).

Mésotrophe* : Qualificatif des lacs de type intermédiaire entre les lacs oligotrophes et les lacs eutrophes.

Microcystine : Toxine produite par les cyanobactéries. Molécules hépato-toxiques pour les mammifères, mais aussi toxiques pour de nombreux invertébrés aquatiques et terrestres. Une exposition ou une consommation chronique d'eaux contaminées par de faibles concentrations en microcystines peut entraîner des hépato-entérites, des cancers du foie ou des dermatites.

Microcystine-LR : Type de microcystine la plus connue et répandue.

Nutriments : Les nutriments, ou éléments nutritifs, sont constitués par l'ensemble des composés organiques et minéraux nécessaires aux organismes vivants pour assurer et entretenir la vie. En écologie aquatique, on parle surtout de phosphates, de nitrates et autres molécules contenant du phosphore et de l'azote, éléments essentiels à la croissance des végétaux.

Oligotrophes* : Masse d'eau se caractérisant par une faible teneur en éléments nutritifs, une grande transparence, une importante teneur en oxygène dans sa couche supérieure, et des sédiments généralement colorés de teintes brunes contenant peu de matières organiques.

Oxique : Eau chargée en oxygène.

Pathogène*: Qui peut causer une maladie.

Phénotype* : Ensemble des propriétés structurales et fonctionnelles observables chez un organisme, et qui résultent de l'interaction entre son génotype et le milieu où il vit.

Phycocyanine : La phycocyanine (du grec *phyco* signifiant « algue » et *cyanine* venant de la couleur « cyan », qui est dérivé du grec « kyanos » et signifie bleu-vert) est une des quatre protéines de la famille des phycobiliprotéines, des pigments hydrosolubles permettant de réaliser la photosynthèse.

Signature spectrale* : Ensemble des caractéristiques conditionnant l'interaction du rayonnement électromagnétique avec la matière, nécessaires et suffisantes pour identifier la nature d'une surface déterminée.

Stratification thermique : Superposition de masses d'eau ayant des températures et donc des densités différentes. Ces deux masses d'eau sont séparées par une barrière thermique appelée thermocline.

Taxon : Entité conceptuelle qui regroupe tous les organismes vivants possédant en commun certains caractères taxinomiques ou diagnostiques bien définis. L'espèce constitue le taxon de base de la classification systématique.

Thermocline : Profondeur située dans le métalimnion où la transition thermique est la plus rapide.

Végétation ornementale: Végétation qui n'est pas endémique au milieu. Par exemple, le gazon et les plates-bandes.

*Office québécois de la langue française .Grand dictionnaire terminologique. (<http://www.granddictionnaire.com>).

Annexe A - Informations complémentaires sur la qualité de l'eau des rivières

Tableau A1. Coordonnées des stations d'échantillonnage en rivière

Stations BQMA*	Rivière	Localisation (pont)	GPS (lat., long.)
2007-E01 05090056	Hurons, des	Ch. Grande-Ligne	46° 57' 38,3" 71° 23' 32,5"
2007-E02 05090009	Lac Delage, décharge	Digue exutoire	46° 57' 45,1" 71° 23' 58,7"
2007-E03 05090010	Jaune	Léo-T.-Julien	46° 55' 48,0" 71° 18' 58,9"
2007-E04 05090016	St-Charles	Pont Delage	46° 54' 37,5" 71° 22' 17,7"
2007-E05 05090026	St-Charles	Amont Riv. Nelson	46° 52' 16,3" 71° 22' 25,1"
2007-E06 05090013	Nelson	Pont rue Riv. Nelson	46° 52' 08,2" 71° 22' 39,1"
2007-E07 05090011	Hurons, des	Pont Beaudet, 371	46° 59' 01,1" 71° 22' 06,7"
2007-E08 05090058	Hibou	ch. Grande-Ligne	46° 59' 01,3" 71° 22' 17,1"
2007-E09 05090063	Durand	ch. Grande-Ligne	46° 58' 43,6" 71° 22' 34,9"
2007-E10 05090053	Hurons, des	ch. Whalen	47° 02' 24,4" 71° 19' 43,7"
2007-E11 05090054	Noire	ch. St-Edmond	47° 02' 11,9" 71° 20' 01,9"
2007-E12 05090055	Hurons, des	boul. Talbot	47° 01' 32,3" 71° 20' 29,9"
2007-E13 05090061	Hibou	ch. Du Golf	46° 59' 53,8" 71° 22' 20,4"
2007-E14	Durand (déch. 3-lacs)	ch. De la Vallée	47° 00' 58,8" 71° 25' 27,1"
2007-E15 05090064	Durand	ch. Tewkesbury (pont nord)	46° 59' 32,3" 71° 23' 50,7"
2007-E16	Lac Durand (décharge)	ch. Du Lac Est	46° 59' 44,5" 71° 23' 30,2"
2007-E17	Affl. Lac Delage #1	39 Du Rocher	46° 57' 47,9" 71° 24' 40,4"
2007-E18	Affl. Lac Delage #2	33 Du Rocher	46° 57' 52,5" 71° 24' 45,0"
2007-E19	Affl. Lac Delage #3	7 Du Manoir	46° 58' 10,8" 71° 24' 28,0"
2007-E20	Affl. Lac Delage #4	Derrière terrain de tennis	46° 58' 07,7" 71° 24' 10,6"
2007-E21	Talbot	av. Lac-St-Charles	46° 56' 49,9" 71° 24' 23,4"
2007-E22	Courte-Botte	av. Lac-St-Charles	46° 55' 22,1" 71° 23' 30,8"
2007-E23	Valet, du	ch. Laberge	46° 56' 17,3" 71° 21' 01,6"
2007-E24	Valet, du	ch. Des Chalets	46° 54' 37,1" 71° 21' 45,9"
2007-E25	Lac Beauport (décharge)	ch. Des Lacs	46° 57' 06,5" 71° 17' 12,4"
2007-E26	Lac Morin (décharge)	rue Bord-de-l'Eau	46° 59' 16,1" 71° 18' 15,3"
2007-E27	Lac Josée (décharge)	168 rue Josée	46° 56' 12,6" 71° 18' 58,7"
2007-E28	Jaune	Boul. Jacques-Bédard	46° 54' 28,4" 71° 21' 07,8"
2007-E29 05090028	St-Charles	Boul. Jacques-Bédard	46° 54' 16,3" 71° 21' 50,9"
2007-E30	Eaux-Fraîches	rue des Eaux-Fraîches	46° 53' 06,5" 71° 22' 54,4"
2007-E31	St-Charles	boul. de la Colline	46° 53' 01,1" 71° 22' 03,9"
2007-E32	Savard	Boulevard Pie-XI	46° 52' 00,4" 71° 26' 11,4"
2007-E33 05090033	Nelson	boul. Valcartier	46° 55' 10,4" 71° 26' 43,5"
2007-E34	Nelson	Henri-IV, pont Nord	46° 52' 47,9" 71° 27' 54,0"
2007-E35	Nelson	Henri-IV, pont Sud	46° 52' 11,5" 71° 22' 54,4"

* BQMA : Numéro de référence de la Banque de données québécoise sur la qualité du milieu aquatique (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs)

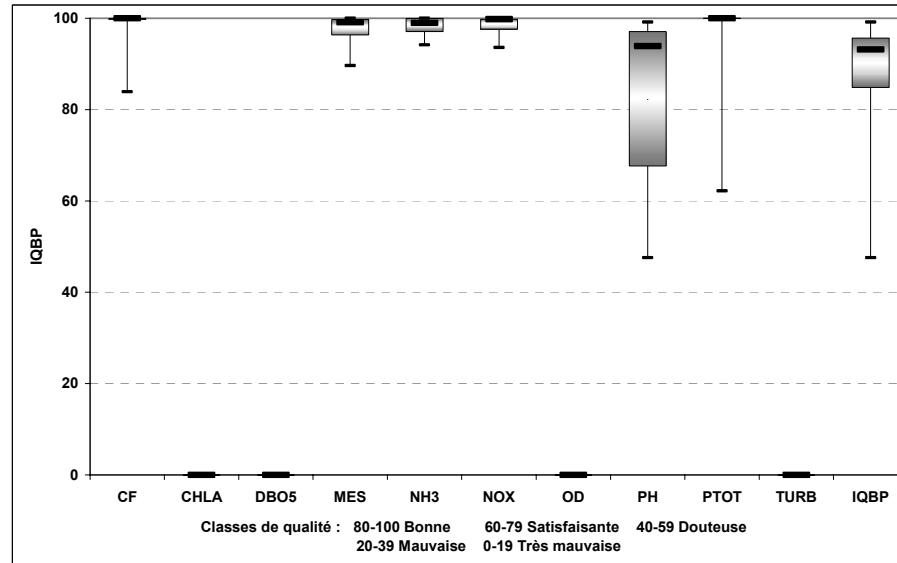
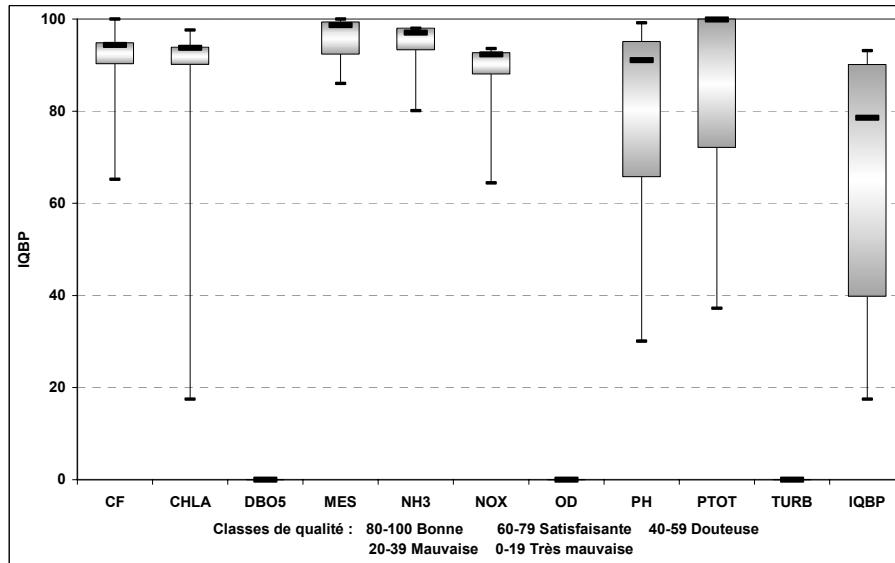
Figures A1 à A9. Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) pour les neuf stations principales (E01 à E09). Ces graphiques présentent les statistiques des sous-indices pour chaque paramètre mesuré.

E01 - Rivière des Hurons, pont ch. Grande-Ligne (BQMA 05090056)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	9		3	7	7		7	10		10
I_MIN	65	18		86	80	64		30	37		18
I_Q25	90	90		92	93	88		66	72		40
I_MEDIAN	94	94		99	97	92		91	100		79
I_Q75	95	94		99	98	93		95	100		90
I_MAX	100	98		100	98	94		99	100		93

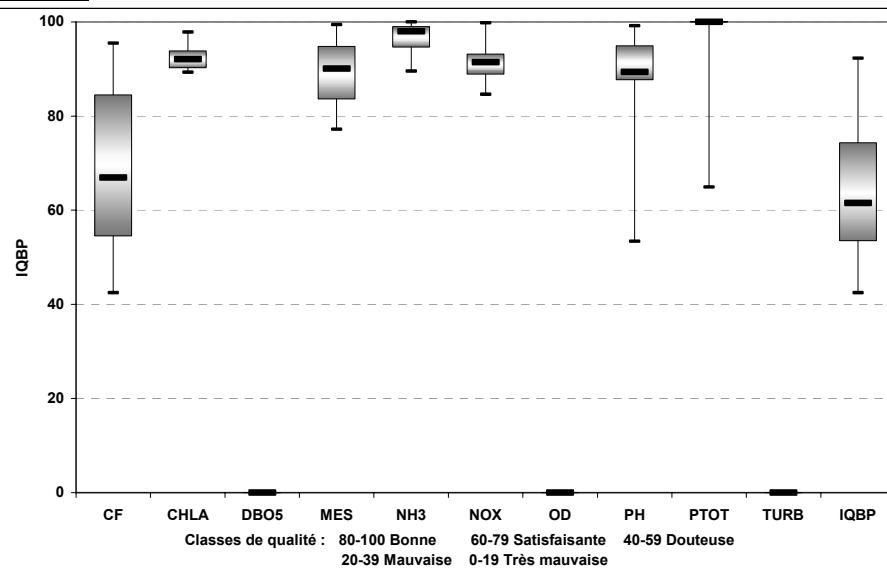
E02 - Décharge du lac Delage, digue de l'exutoire (BQMA 050900)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10			4	7	7		7	10		10
I_MIN	84			90	94	94		48	62		48
I_Q25	100			96	97	98		68	100		85
I_MEDIAN	100			99	99	100		94	100		93
I_Q75	100			100	100	100		97	100		96
I_MAX	100			100	100	100		99	100		99



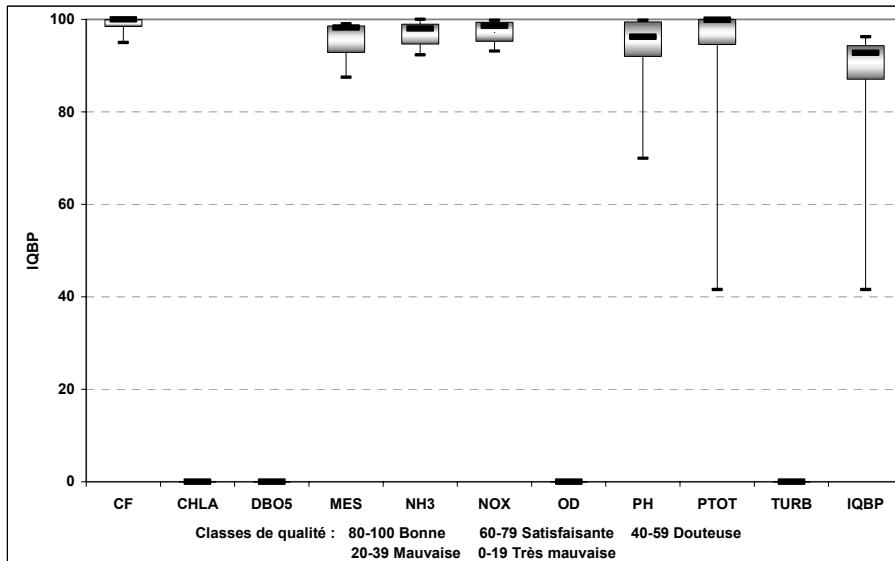
E03 - Rivière Jaune, pont boul. Léo-T.-Julien (BQMA 05090010)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	10		3	7	7		6	10		10
I_MIN	43	89		77	90	85		53	65		43
I_Q25	54	90		84	95	89		88	100		54
I_MÉDIAN	67	92		90	98	91		89	100		62
I_Q75	84	94		95	99	93		95	100		74
I_MAX	96	98		99	100	100		99	100		92



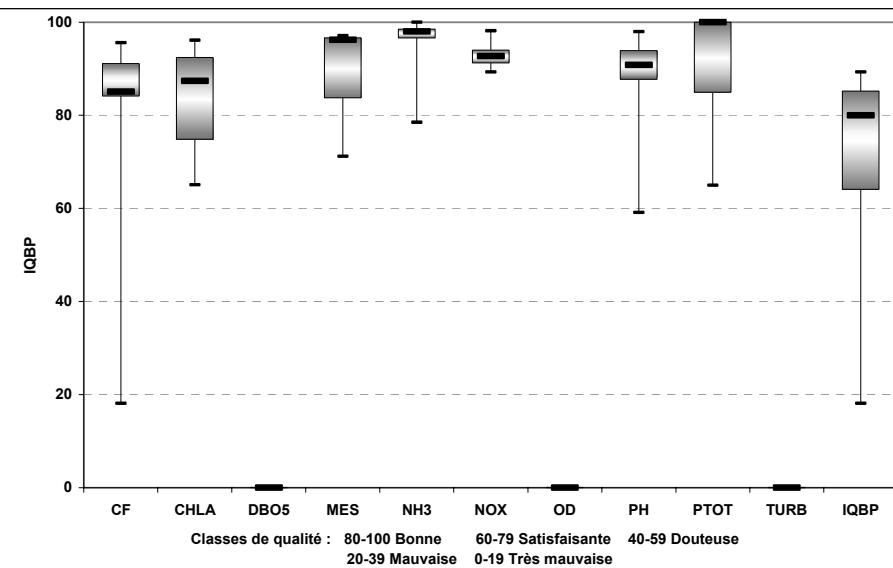
E04 - Rivière Saint-Charles, pont rue Delage (BQMA 05090016)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10			3	7	7		7	10		10
I_MIN	95			87	92	93		70	42		42
I_Q25	98			93	95	95		92	95		87
I_MÉDIAN	100			98	98	99		96	100		93
I_Q75	100			99	99	99		99	100		94
I_MAX	100			99	100	100		100	100		96



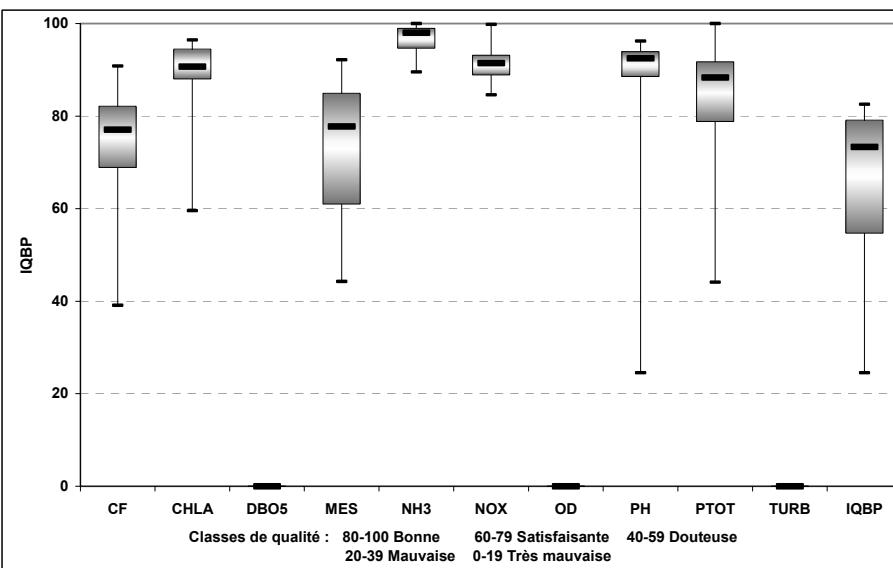
E05 - Rivière Saint-Charles, bout rue Rivière-Nelson (BQMA 05090026)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	10		3	7	7		6	10		10
I_MIN	18	65		71	78	89		59	65		18
I_Q25	84	75		84	97	91		88	85		64
I_MÉDIAN	85	87		96	98	93		91	100		80
I_Q75	91	92		97	99	94		94	100		85
I_MAX	96	96		97	100	98		98	100		89



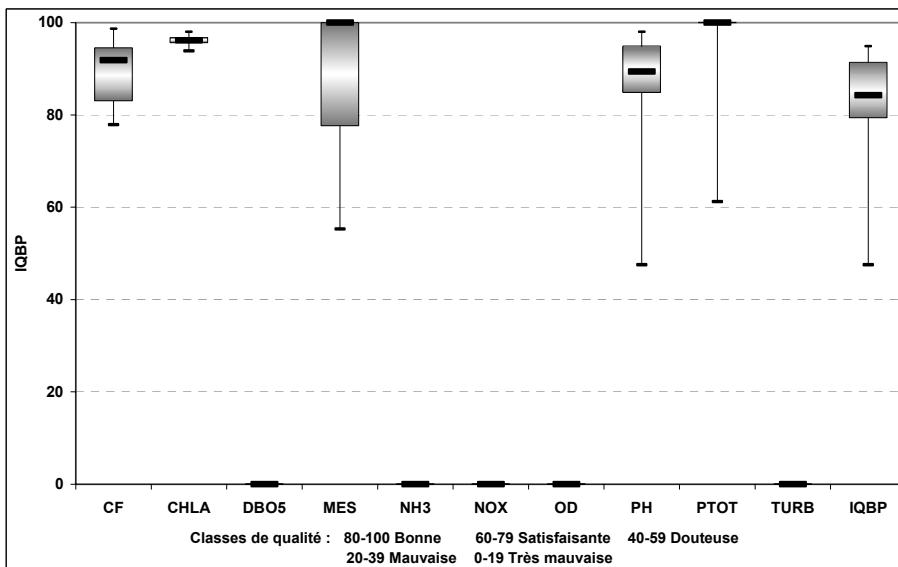
E06 - Rivière Nelson, pont rue Rivière-Nelson (BQMA 05090013)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	10		3	7	7		6	10		10
I_MIN	39	60		44	90	85		25	44		25
I_Q25	69	88		61	95	89		89	79		55
I_MÉDIAN	77	91		78	98	91		92	88		73
I_Q75	82	94		85	99	93		94	92		79
I_MAX	91	96		92	100	100		96	100		83



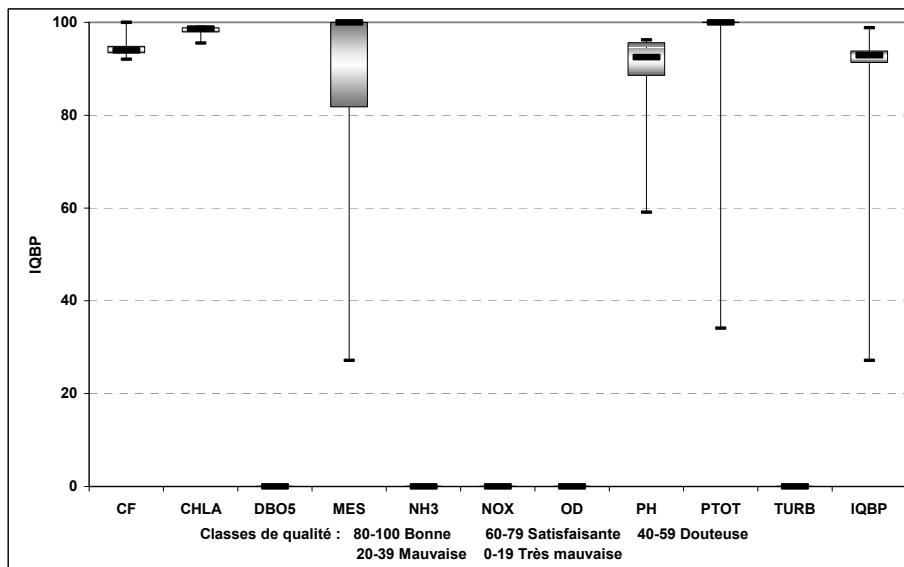
E07 - Rivière des Hurons, pont route 371 (BQMA 05090011)
du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	10		3				6	10		10
I_MIN	78	94		55				48	61		48
I_Q25	83	96		78				85	100		79
I_MÉDIAN	92	96		100				89	100		84
I_Q75	95	97		100				95	100		91
I_MAX	99	98		100				98	100		95



E08 - Rivière Hibou, pont ch. Grande-Ligne (BQMA 05090058)
du 24 avril au 22 octobre 2007

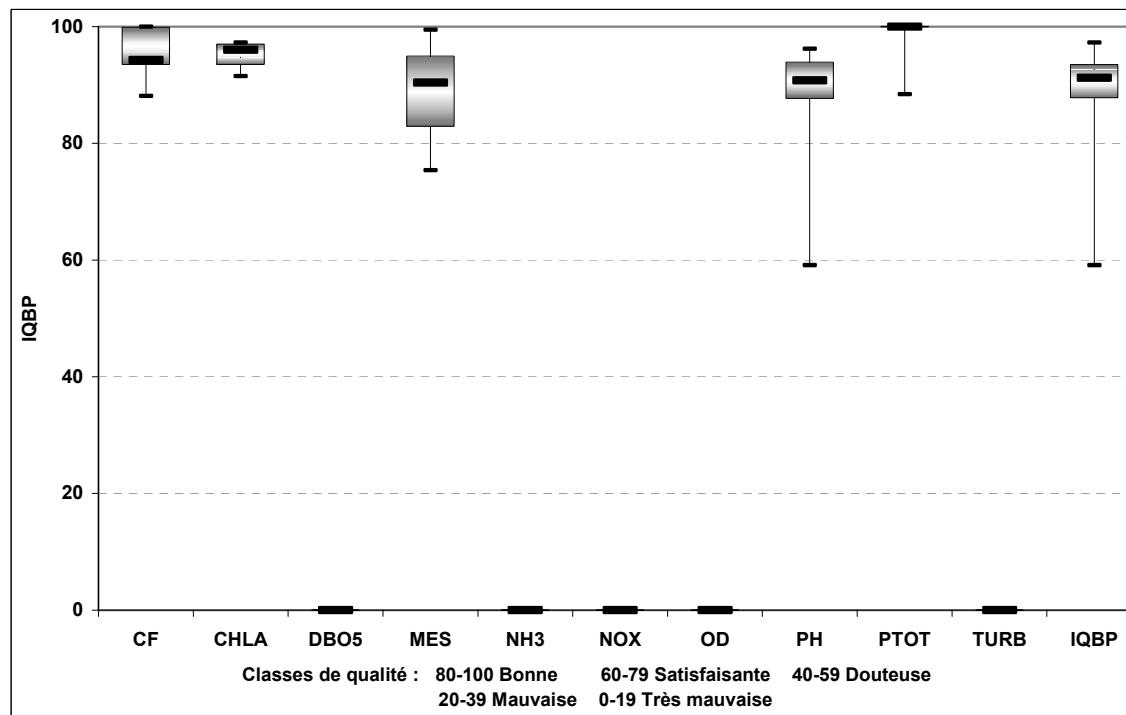
	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	10		4				6	10		10
I_MIN	92	96		27				59	34		27
I_Q25	93	98		82				89	100		91
I_MÉDIAN	94	99		100				92	100		93
I_Q75	95	99		100				96	100		94
I_MAX	100	99		100				96	100		99



#09 - Ruisseau Durand, pont ch. Grande-Ligne (BQMA 05090063)

du 24 avril au 22 octobre 2007

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	10	9		3				6	10		10
I_MIN	88	92		75				59	88		59
I_Q25	94	94		83				88	100		88
I_MÉDIAN	94	96		90				91	100		91
I_Q75	100	97		95				94	100		94
I_MAX	100	97		99				96	100		97



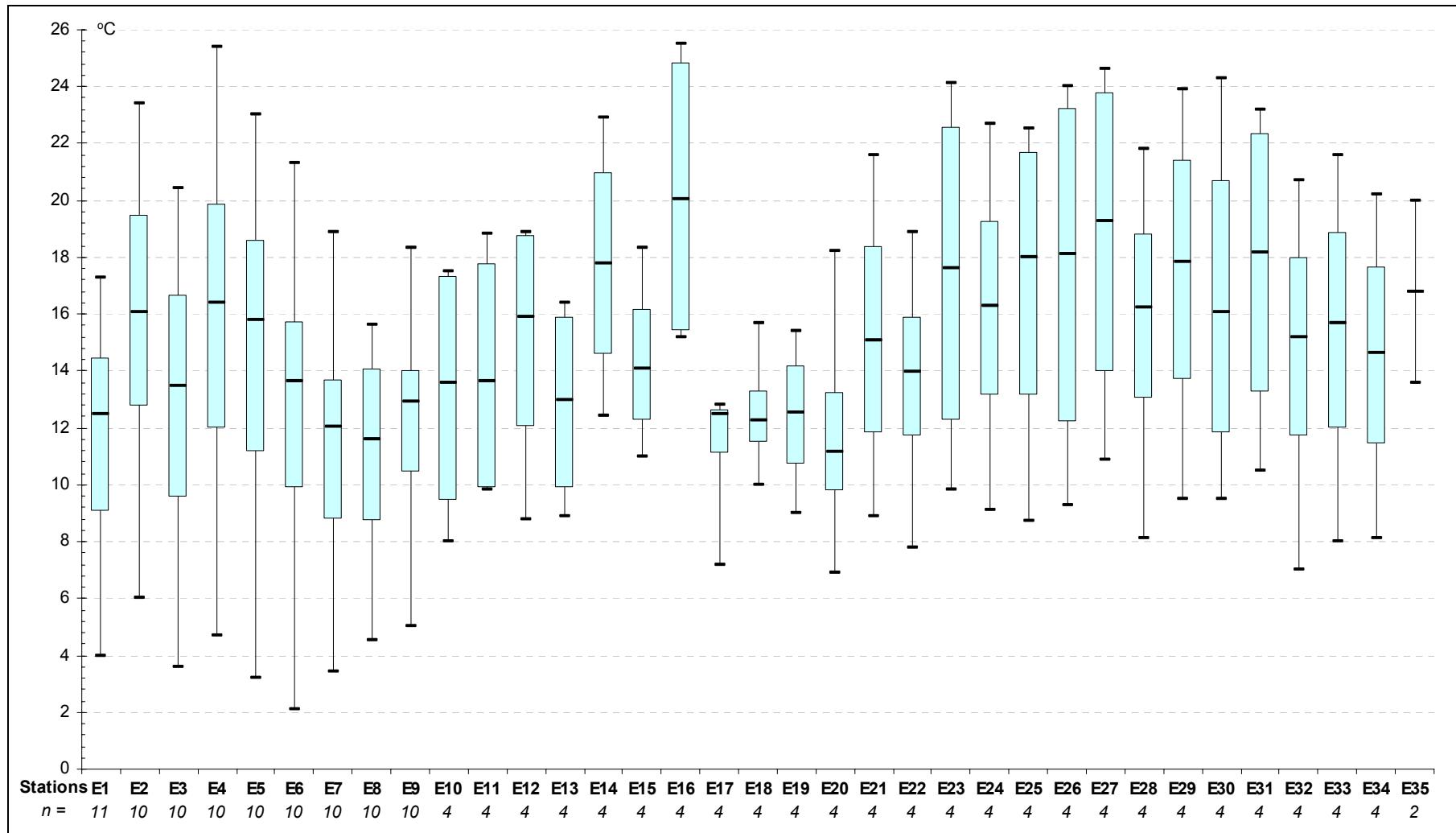


Figure A10. Statistiques des mesures de températures dans les rivières étudiées en 2007

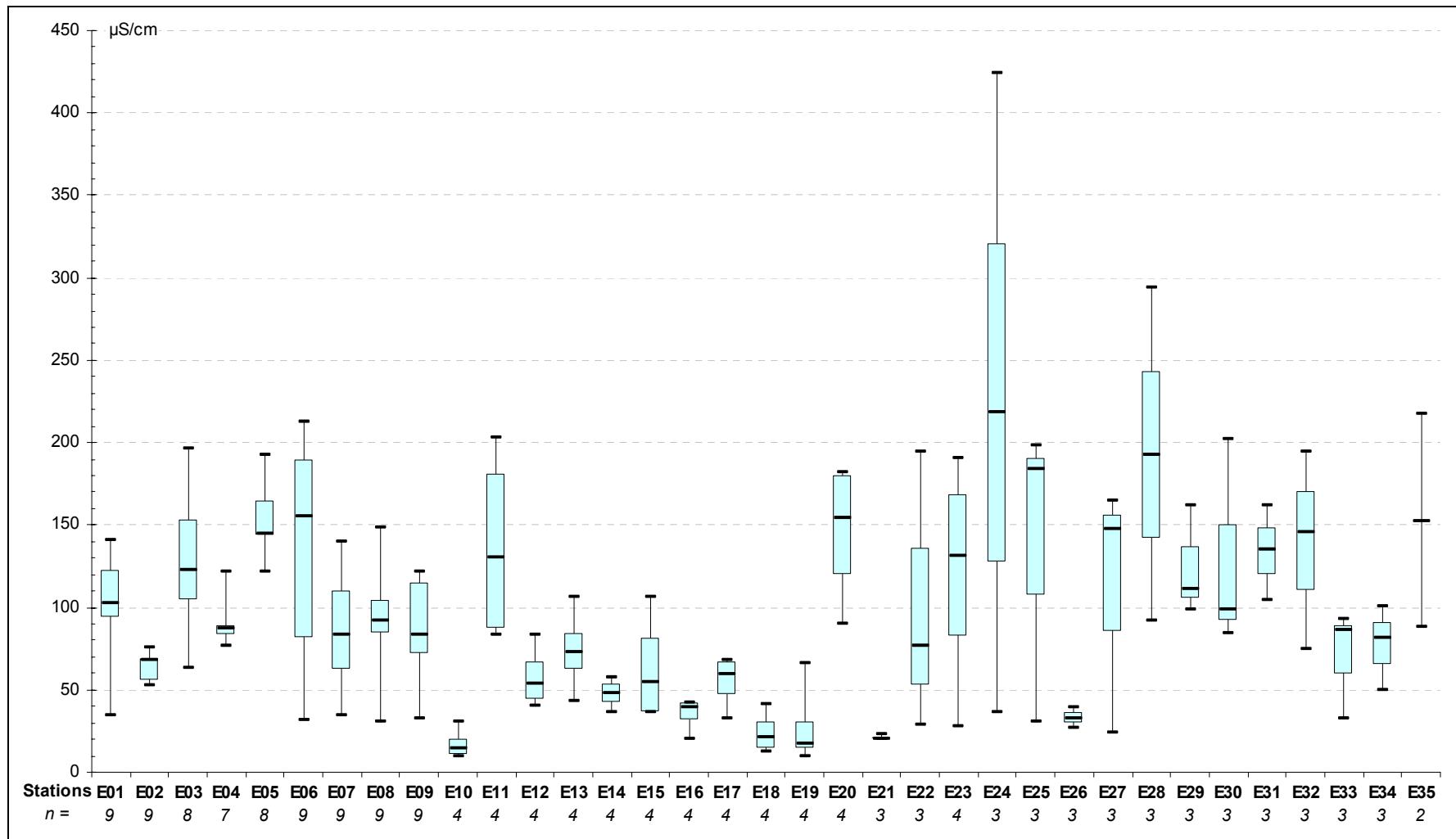


Figure A11. Variation de la conductivité aux 35 stations en rivières pour l'été 2007

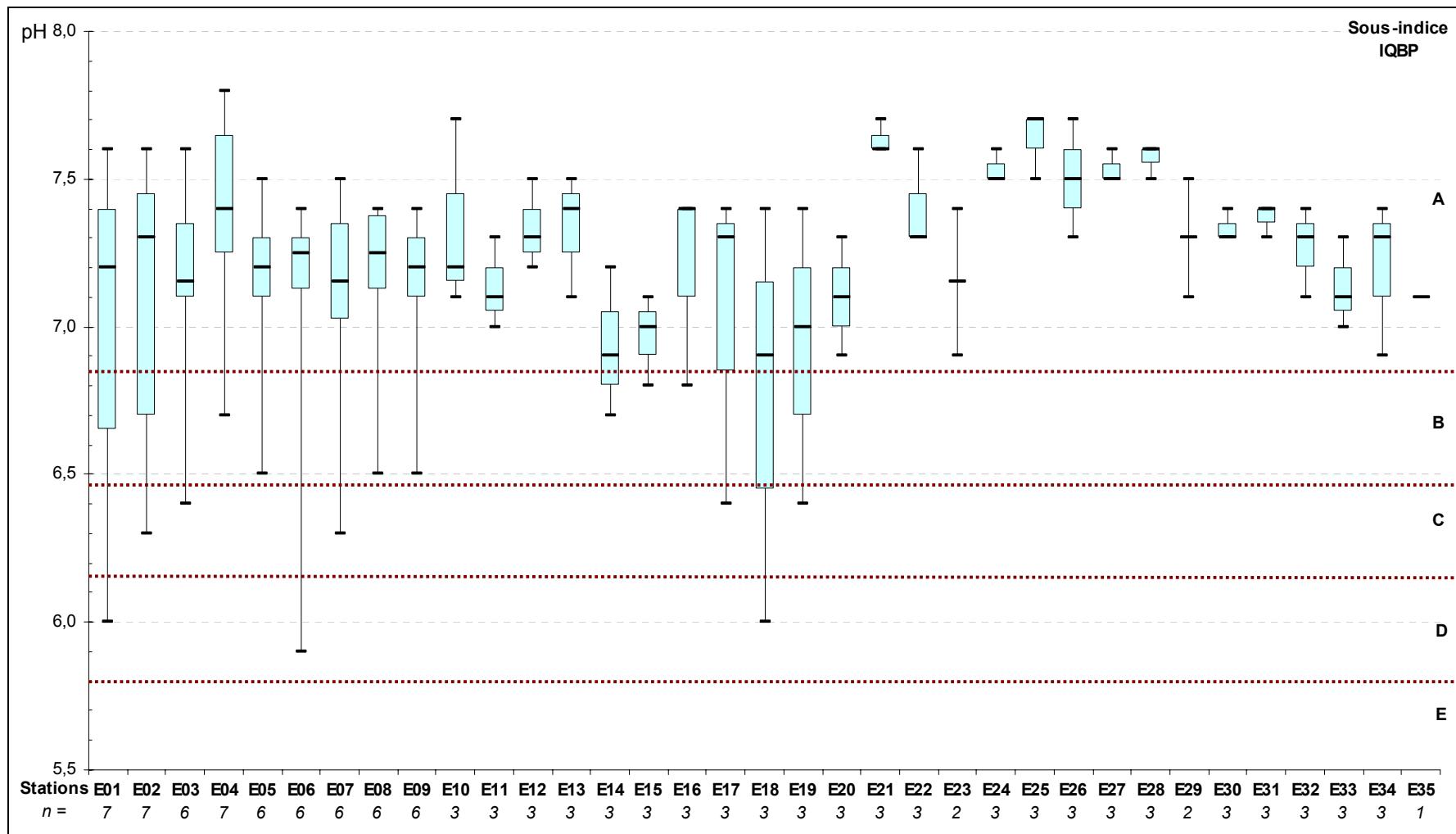


Figure A12. Variation du pH aux 35 stations en rivières pour l'été 2007

Annexe B - Méthodologie détaillée des analyses physicochimiques et biologiques effectuées au lac Saint-Charles

Analyses des nutriments

Des analyses de phosphore total (PT) et d'azote Kjeldahl total (NKT) ont été effectuées à tous les points d'échantillonnage situés au lac Saint-Charles. 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 sulfurique 10% et rincées sept fois à l'eau déionisée. Les concentrations de nitrates (NO_3^-), de phosphore réactif soluble (SRP : « soluble reactive phosphorus ») et de carbone organique dissous (COD) ont quant à eux 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) (Tableau 3.32x). Pour leur conservation, ces échantillons ont été filtrés sur une membrane de 0,2 µm en cellulose-acétate et le filtrat a été placé dans des bouteilles de verre lavées et rincées (comme pour les analyses de PT et NKT). Les échantillons ont immédiatement été placés à 4°C jusqu'à leur analyse.

Phosphore

Les analyses de phosphore total et de SRP ont été réalisées manuellement par dosage colorimétrique des orthophosphates (Stanton *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 SRP 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 Kjeldahl

L'azote Kjeldahl a été déterminé par analyse colorimétrique d'injection en flux à l'aide d'un analyseur d'ion automatisé (Lachat QuikChem 8500, Loveland, Colorado, USA) par la méthode QuikChem 10-107-06-2-K. Cette méthode colorimétrique est basée sur des réactions spécifiques avec les ions d'ammoniaque. Une digestion transforme la forme d'azote organique en ammonium. Cependant, les Nitrates ne sont pas convertis en ammonium durant la digestion. La limite de détection liée à cette méthode est de 0,01 mg N/L (Communication personnelle Bensadoune, Anissa).

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 miliMol.

Carbone organique dissous

La concentration de carbone organique dissous a été mesurée à l'aide d'un auto analyseur 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.

Analyses pigmentaires

Les échantillons pour les analyses des pigments photosynthétiques 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, le volume filtré a été noté, les filtres ont été pliés sur eux-mêmes, enveloppés dans du papier d'aluminium et placés à -80°C jusqu'à leur analyse. Pour l'ensemble de manipulation, ni l'eau brute, ni les filtres n'ont été exposés à la lumière afin d'éviter la dégradation des pigments. Pour chaque échantillon d'eau, quatre filtres ont ainsi été préparés. Trois types d'analyses pigmentaires pourront ensuite être effectués sur ces échantillons. D'abord, un filtre sera utilisé pour extraire et analyser spécifiquement la Chl-*a*, puis un autre pour la Phycocyanine (pigment pouvant se retrouver chez les cyanobactéries). Ensuite, pour certains sites spécifiques, les pigments photosynthétiques seront séparés puis quantifiés par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC, high performance liquid chromatography). Pour l'instant, seulement quelques analyses de Chlorophylle-*a* ont été effectuées. Le nombre d'analyses qui seront réalisées pour les différentes méthodes sera déterminé ultérieurement.

Chlorophylle-*a*

La méthode utilisée pour extraire la Chlorophylle-*a* (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* ($\mu\text{g/L}$),
F_o est la fluorescence avant acidification,
F_a est la fluorescence après acidification,
F_m est le rapport F_o/F_a de la courbe standard,
v_e est le volume d'éthanol utilisé pour l'extraction (mL),
V_f est le volume d'eau filtrée (L),
et **K** est la pente de la courbe standard ($\mu\text{g chl-a / unité de fluorescence}$).

Phycocyanine

La méthode d'extraction des phycobiliprotéines présentée est quant à elle basée sur les travaux de Wyman et Fay (1986a, 1986b), modifiés par Quesada et Vincent (1993), Beutler et al (2004a) et Simis *et al.* (2007). La destruction des cellules de phytoplancton et l'extraction des pigments peuvent être réalisées avec différentes méthodes (Chauhan et al. 1994), mais aucune n'est reconnue comme standard (Simis *et al.* 2007) à notre connaissance.

Les filtres sont d'abord dégelés, coupés en petits morceaux, placés dans un tube à centrifugation, puis un volume de glycérol est ajouté. Beutler *et al.* (2003) et Campanella *et al.* (2000) remplacent le glycérol par une solution d'extraction composée de tampon phosphate (0.1 M à pH 6.8), de Na₂EDTA (10 mM) et de lysozyme (0.1 mg l⁻¹). Les échantillons sont ensuite homogénéisés à l'aide d'un mortier de téflon (500-1000 rpm), en évitant que l'échantillon ne se réchauffe. Neuf volumes d'eau distillée sont ensuite ajoutés, ce qui induit un choc osmotique et brise les cellules. Les échantillons sont conservés dans le noir à 4°C pendant deux heures (12 h selon Beutler et al. 2003), puis ils sont ultrasonifiés dans un bain durant 130 minutes à 30°C afin de permettre la dégradation enzymatique des parois cellulaires. Les échantillons sont ensuite centrifugés à 3600g et 15°C pendant 15 minutes. Le surnageant est conservé pour les analyses et le culot subit une nouvelle extraction (cette étape est éliminée dans la méthode de Beutler *et al.* 2003). Les extraits sont ensuite filtrés (Millipore 45µm) puis mesurés au spectrophotomètre. Les concentrations de phycobiliprotéines sont calculées à partir des spectres d'absorption (entre 500 et 730 nm), selon les équations publiées par Bennet et Bogorad (1973). Ces équations sont dérivées des coefficients d'extinction des phycobiliprotéines purifiées (PE, PC, APC) et tiennent compte de la densité optique (OD) des extraits mesurés à 562, 615 et 652 nm selon les équations :

$$\text{[PC]} = \frac{\text{OD}615 - 0.474 (\text{OD}652)}{5.34}$$

$$\text{[APC]} = \frac{\text{OD}652 - 0.208 (\text{OD}615)}{5.09}$$

Équation B-1

$$\text{[PE]} = \frac{\text{OD}562 - 2.41(\text{PC}) - 0.849 (\text{APC})}{9.62}$$

HPLC

Pour les analyses de chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC, high performance liquid chromatography), les pigments ont d'abord été extraits en effectuant une sonication des filtres dans 2.5 ml de méthanol 95%. Ensuite, le tout a été centrifugé, filtré à l'aide d'une seringue munie d'un filtre PTFE (taille des pores = 0.2µm), puis mis dans des flacons pour HPLC qui furent remplis d'argon pour empêcher la dégradation des pigments. Immédiatement après l'extraction, 100 µL de l'extrait de

pigments ont été injectés dans un appareil HPLC Varian ProStar muni d'une colonne Symmetry C8. La méthode d'utilisation de l'appareil est tirée de Zapata et al. 2000. Les chlorophylles ont été détectées par fluorescence (excitation, 440 nm; émission, 650 nm) et les caroténoïdes par spectrophotométrie (350-750 nm) avec une ouverture de fente de 2 nm. Les chromatogrammes d'absorbance ont été obtenus à 450 nm. Pour la calibration du HPLC, les standards utilisés pour l'identification et la quantification des pigments ont été obtenus chez Sigma Inc. (St. Louis, MO, USA) (chl-*a*, *b*, β, β-carotène) et chez DHI Water & Environment (Hørsholm, Denmark) (chl c2, canthaxanthine, diadinoxanthine, echinenone, fucoxanthine, luteine, myxoxanthophylle, violaxanthine, zeaxanthine).

Analyses microscopiques

Analyses qualitatives et quantitatives

Abondance (cellules ml⁻¹)

Pour le dénombrement du phytoplancton, les mêmes échantillons d'eau brute pris pour les analyses de nutriments et de pigments ont été utilisés. Ceux-ci ont été conservés à la noirceur dans des bouteilles de verre avec une solution de lugol (1% concentration finale). Un volume de 10 ml est concentré par sédimentation selon la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958). Les espèces de phytoplancton sont dénombrées à 400X (parfois 1000X). Au moins 2000 cellules sont comptées afin que les résultats soient statistiquement valides (Bouchard-Valentine, 2004). Les échantillons sont sélectionnés de façon aléatoire afin de minimiser les risques de biais liés au manque d'expérience de l'observateur au début de l'analyse microscopique. L'abondance des différentes espèces est transformée en concentration cellulaire (cellules ml⁻¹) à partir de l'équation suivante :

$$[\text{cell}] = \text{Nbr} / (a/A) * V$$

où

$$a = C100X * \pi (R100X)^2 + C40X * \pi (R40X)^2$$

Où

[cell] est la concentration cellulaire (cellules ml⁻¹),
 Nbr est la quantité de cellules d'un taxon,
a est la superficie observée,
 C100X et C40X dénombrent les champs observés
 avec les objectifs 100X et 40X respectivement,
 R100X et R40X indiquent le rayon du champs à
 100X ou 40X,
A correspond à la superficie totale de la chambre
 de sédimentation
 et *V* indique le volume de l'échantillon sédiménté

La microscopie à épi-fluorescence, qui repose sur la mise en évidence de la fluorescence naturelle des cellules (Chl-*a*, PC) ou celle obtenue grâce à l'ajout de marqueurs fluorescents, facilite le décompte lorsque la densité algale est faible (102 à 104 cellules L⁻¹) et permet l'identification des picocyanobactéries. L'acridine orange et le DAPI sont recommandés pour quantifier les algues toxiques par microscopie à épi-fluorescence (pour une description de la méthode, se référer à Andersen et Thondsen, 2003).

Biovolume (μm^3)

Le biovolume est calculé avec les formules de Hillebrand et al. (1999) et Sun et Liu (2003).

Biomasse ($\mu\text{g m}^{-3}$)

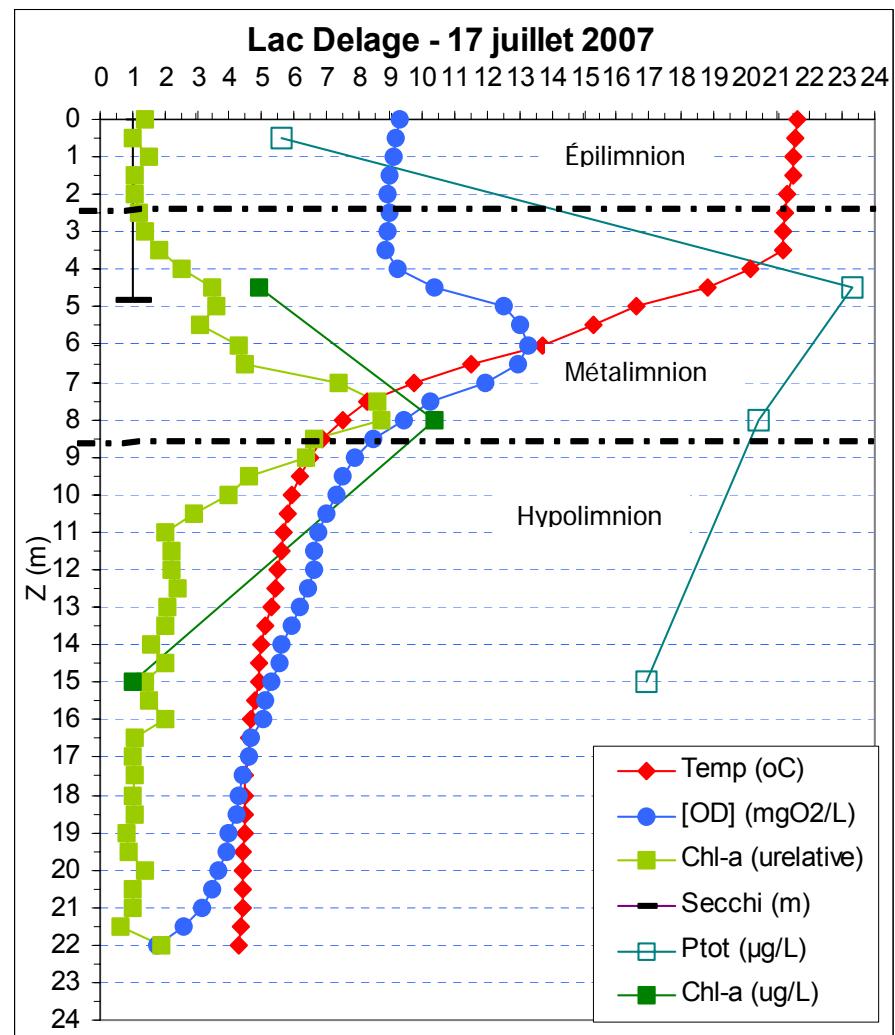
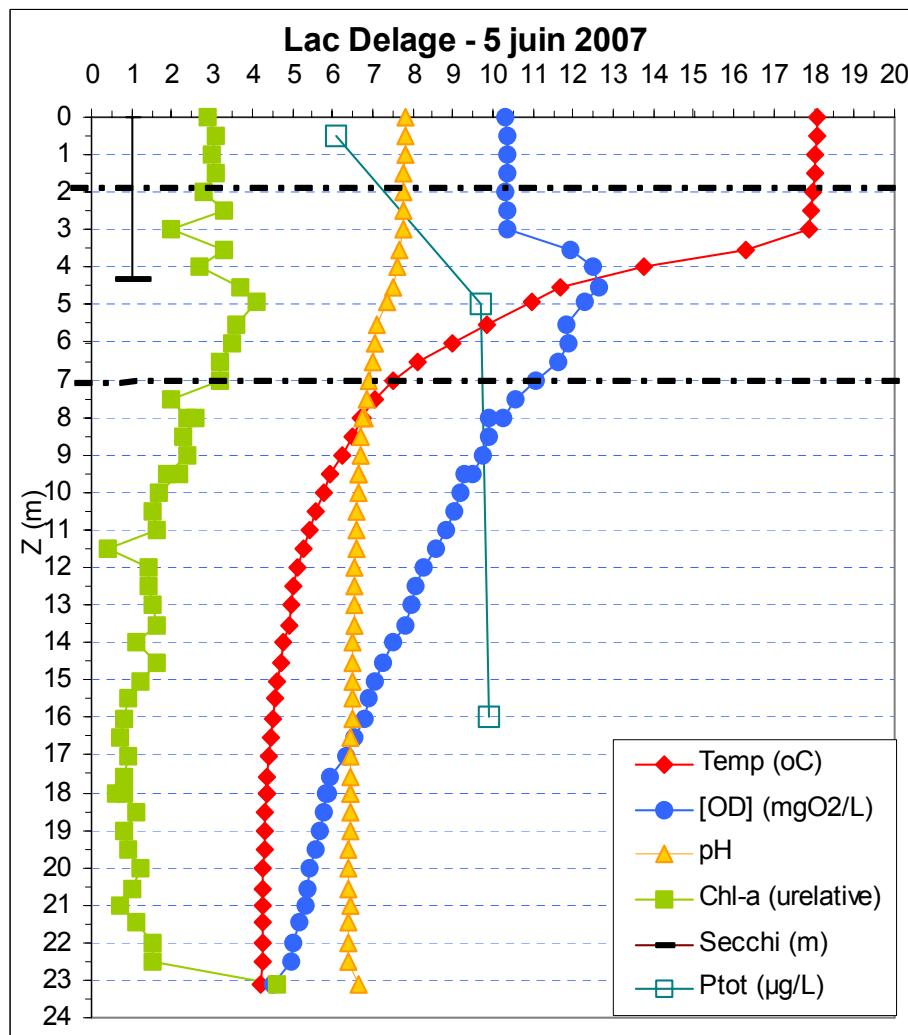
La biomasse d'un taxon est calculée selon l'équation suivante :

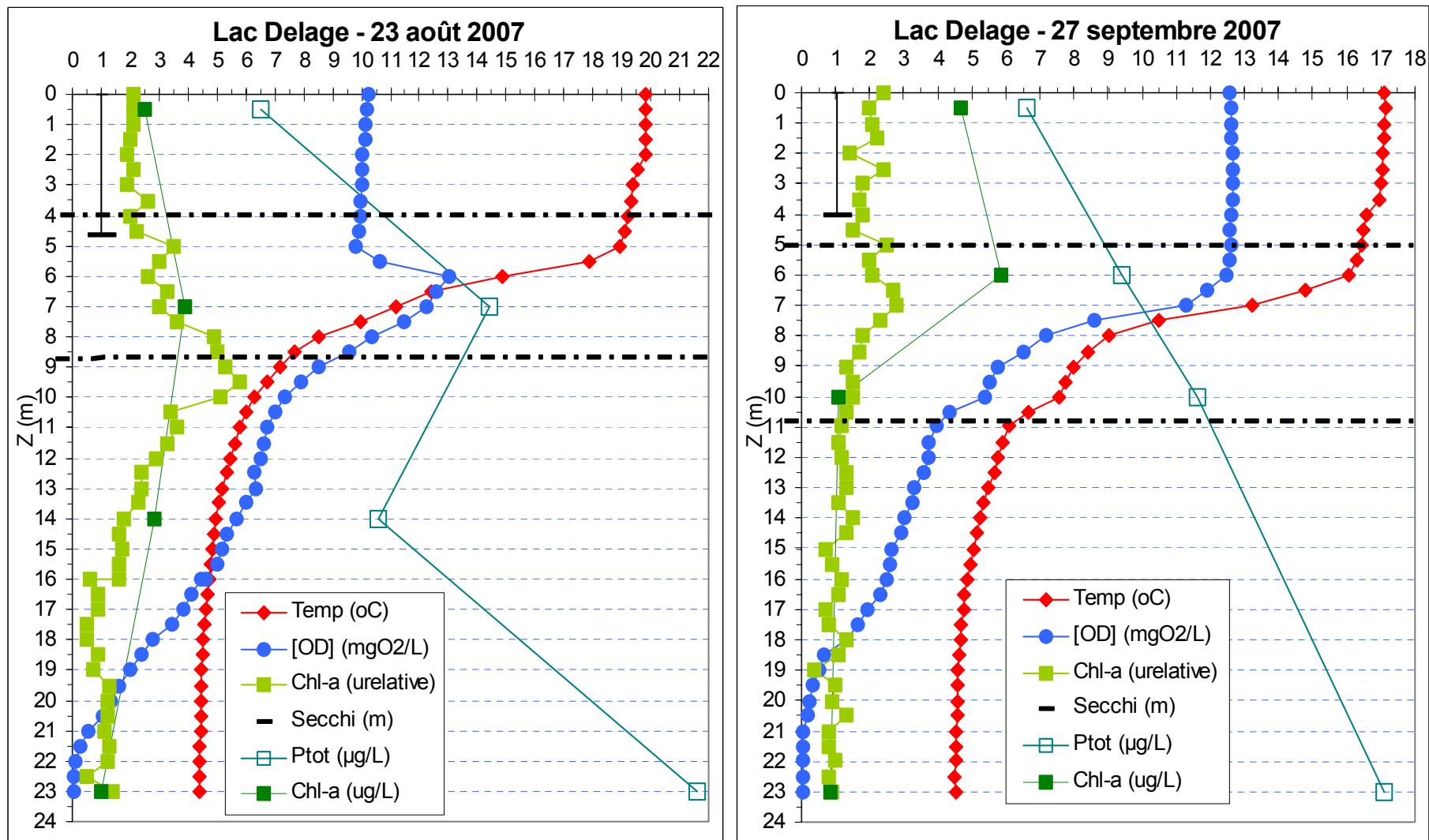
$$\text{Biomasse} = (\text{abondance} * \text{biovolume}) / 1000.$$

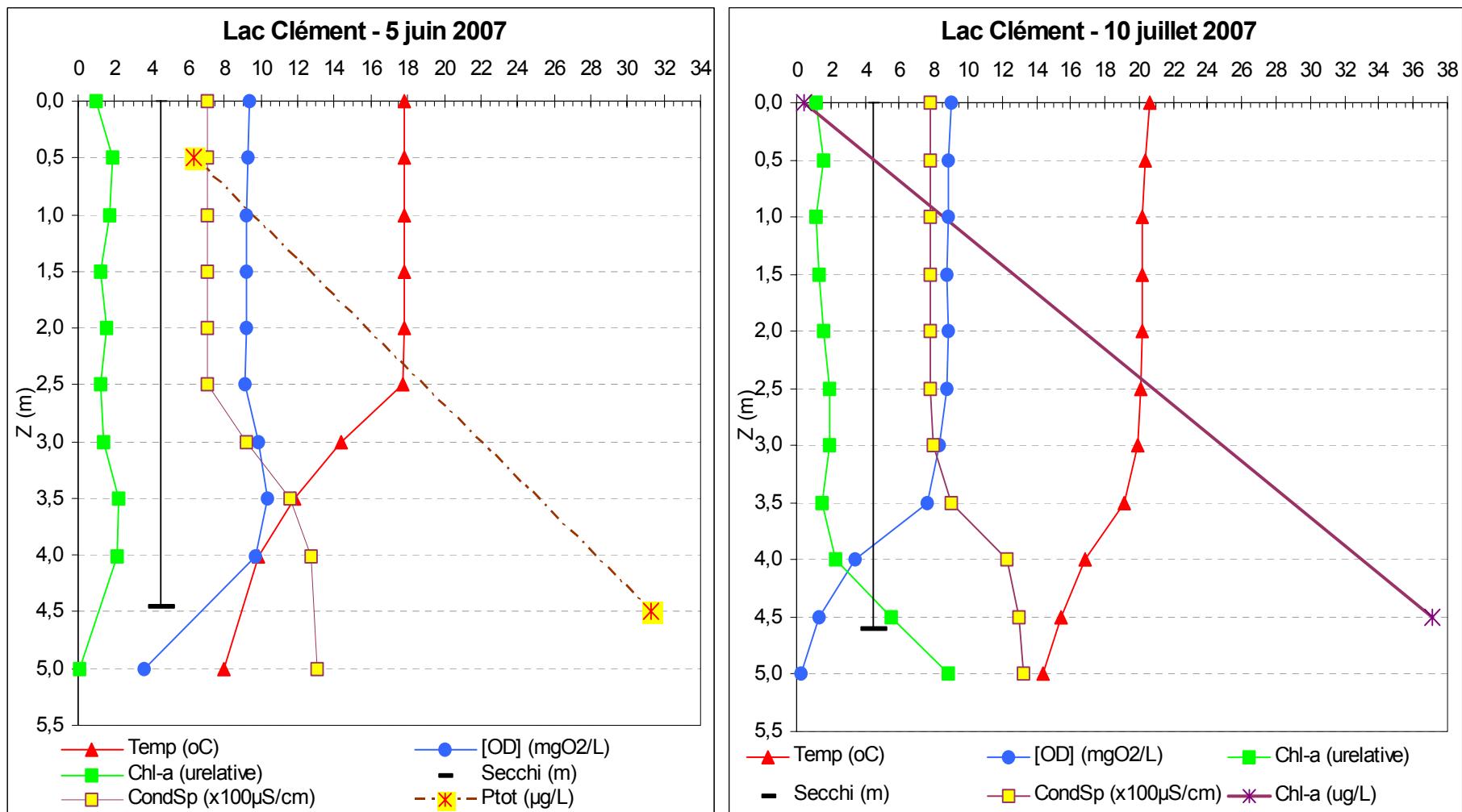
Analyses qualitatives

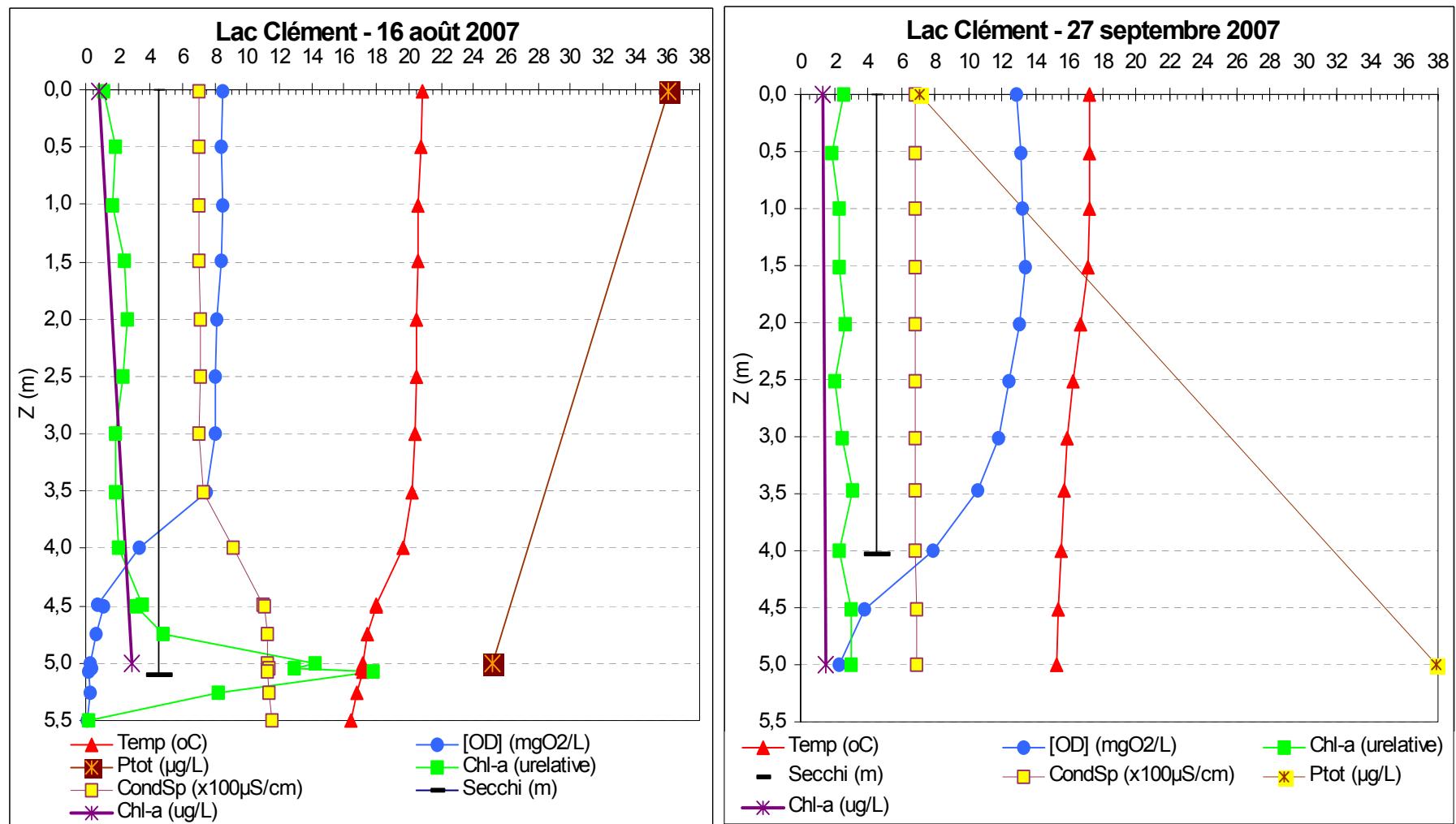
Une analyse qualitative a permis de déterminer rapidement les espèces les plus abondantes dans le lac Saint-Charles à partir du moment où des fleurs d'eau de cyanobactéries ont été observées. À chaque station, un échantillon a été récolté à l'aide d'un filet à plancton (Birge Net, mailles de 20 μm). 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 (Aziovert 200, Zeiss) pour déterminer les taxons dominants. La présence ou l'absence des cyanobactéries potentiellement toxiques a été précisée. Les documents de références utilisés pour l'identification des cyanobactéries et des autres types de phytoplancton sont : Conberg *et al.* 2006, Komáreck *et al.* 1998, Komáreck *et al.* 2005 et Wehr *et al.* 2003.

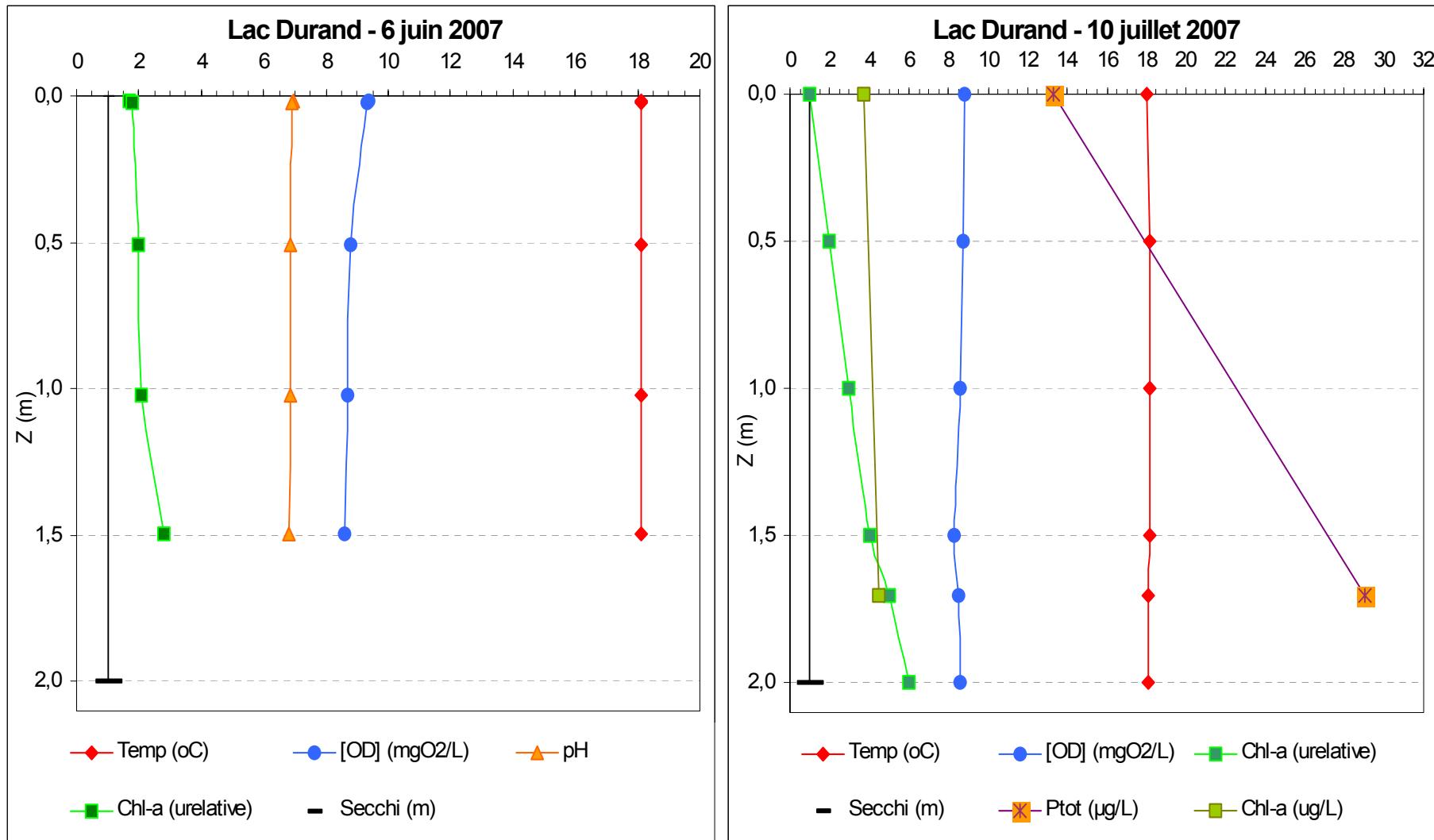
Annexe C - Graphiques des profils des différents paramètres mesurés dans les lacs à l'étude

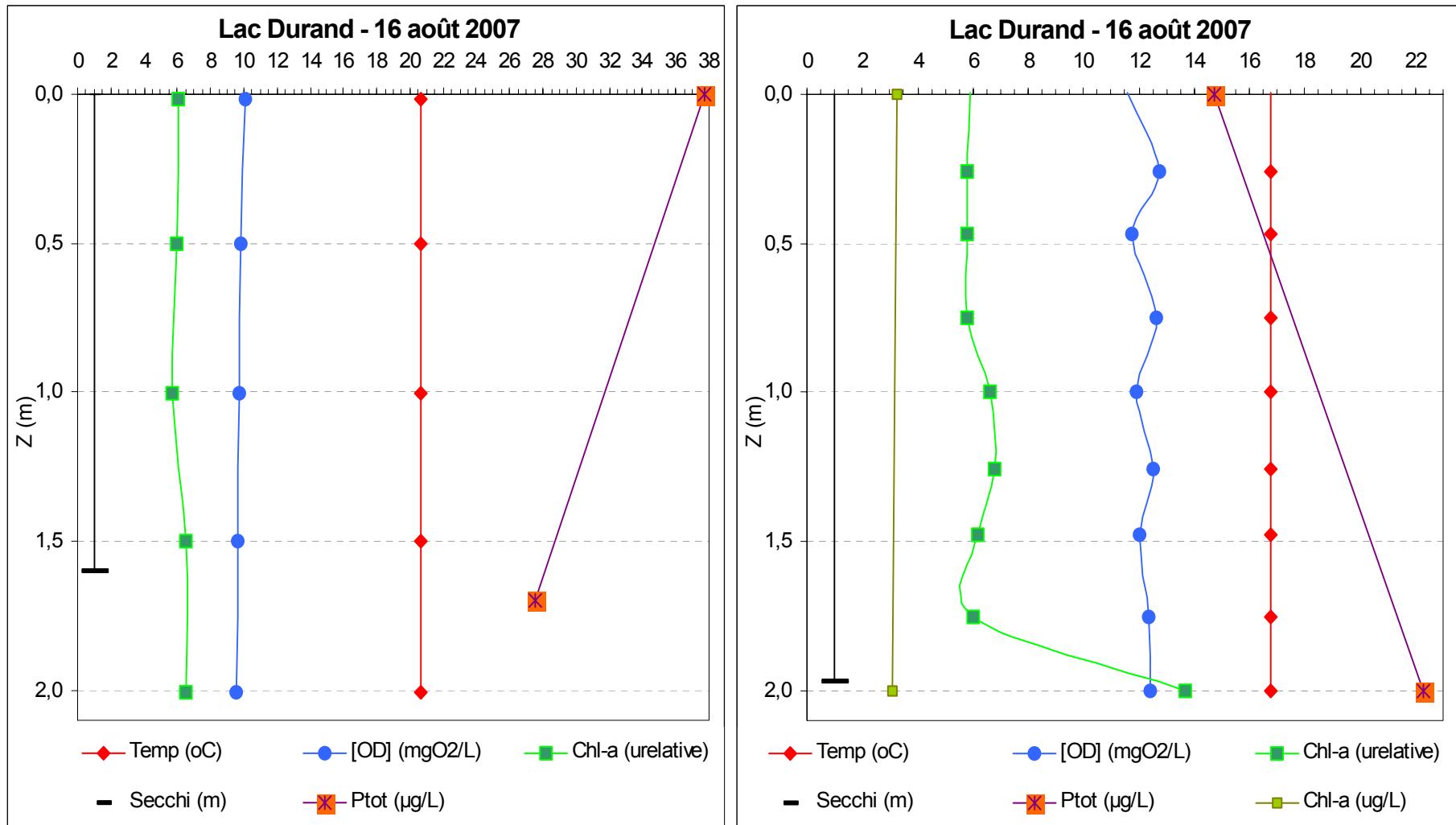


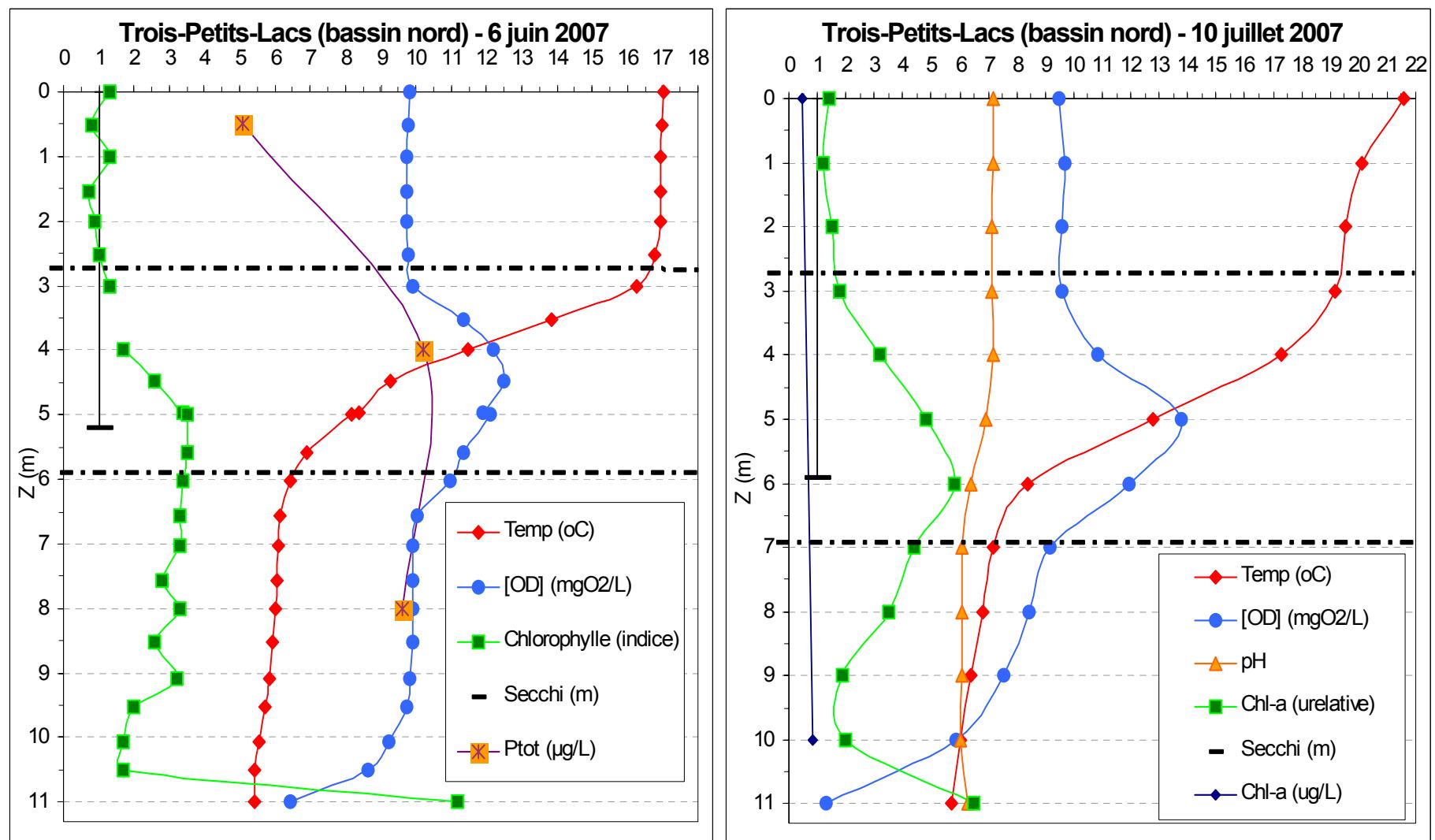


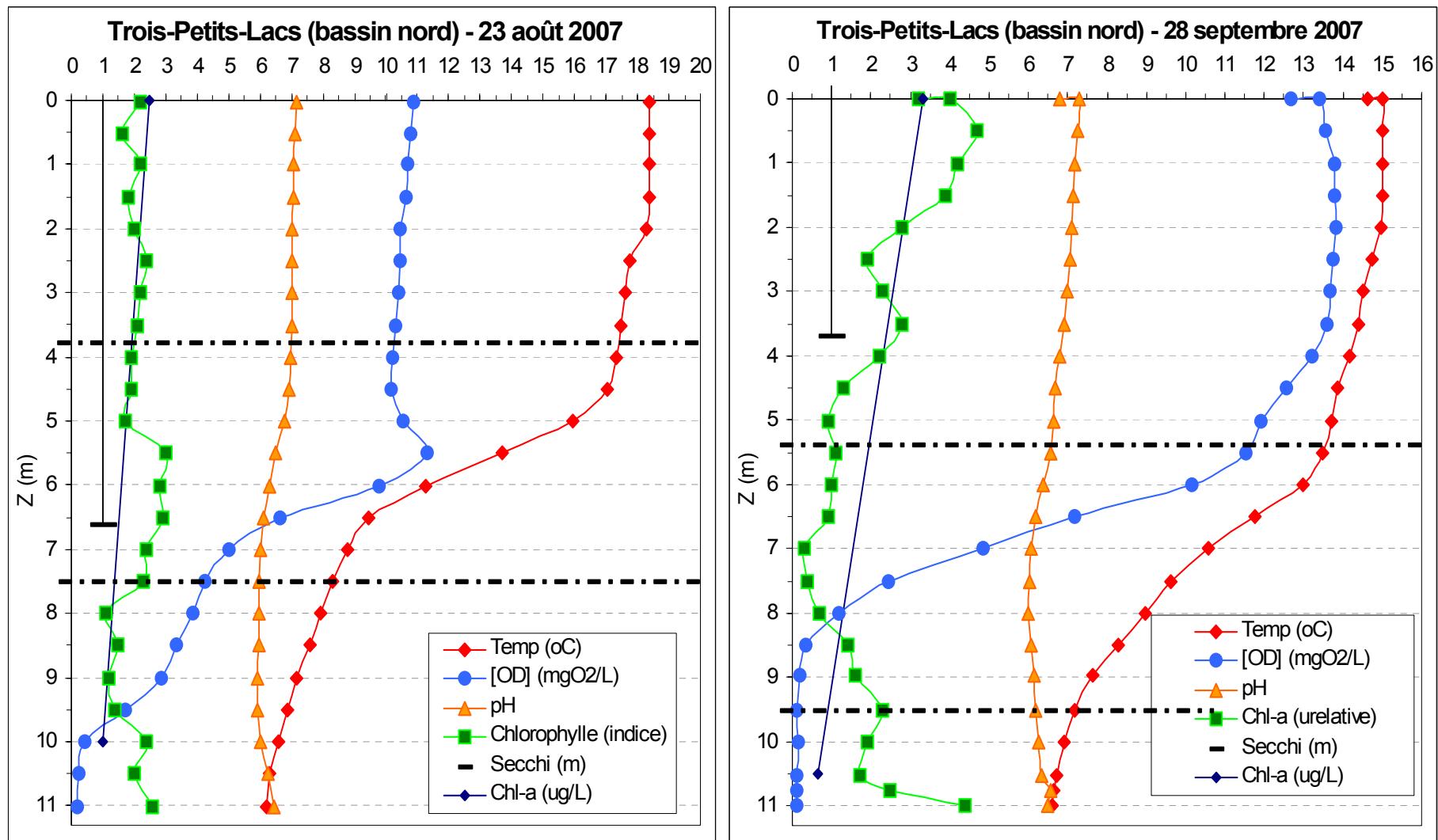






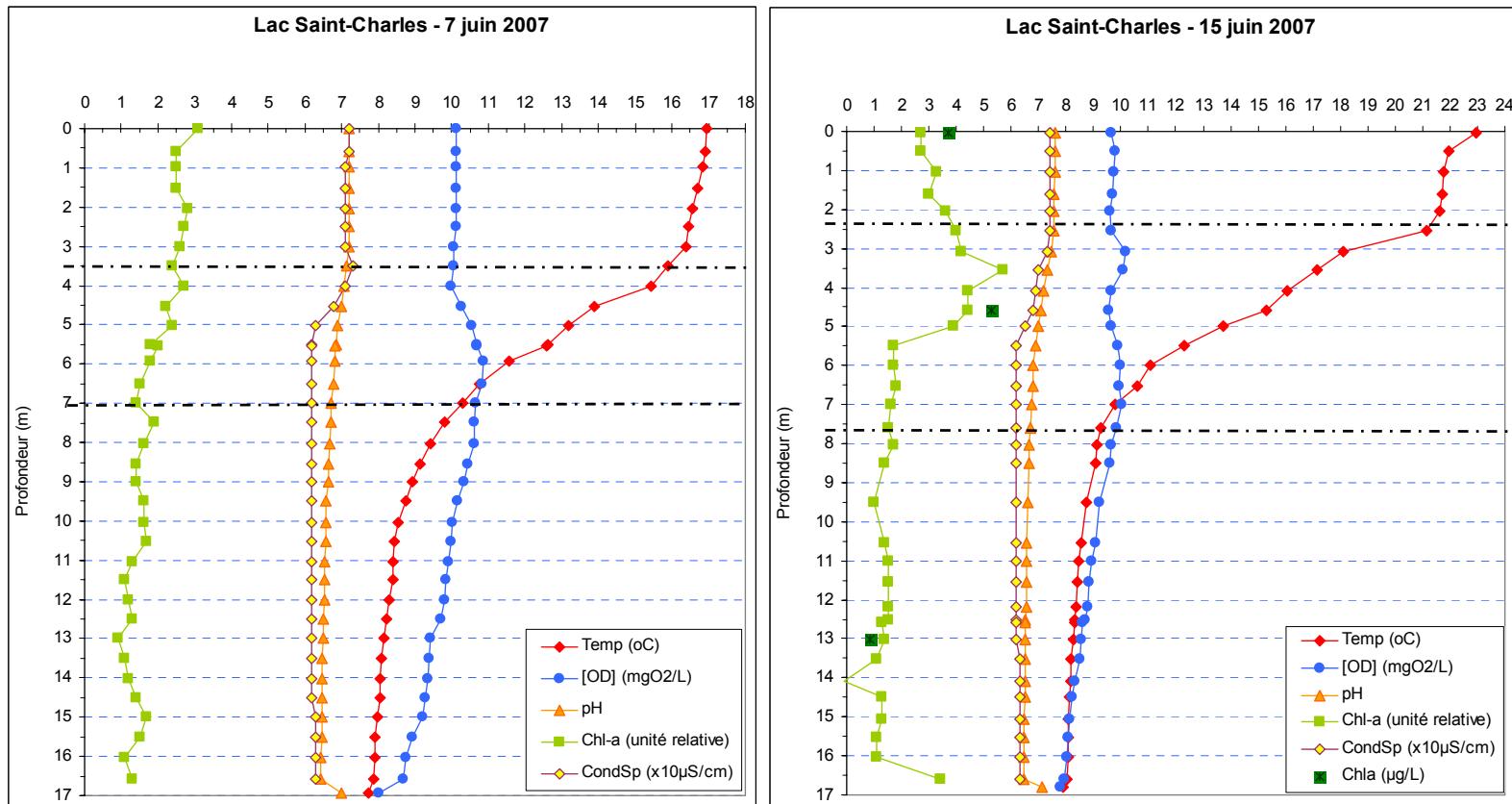


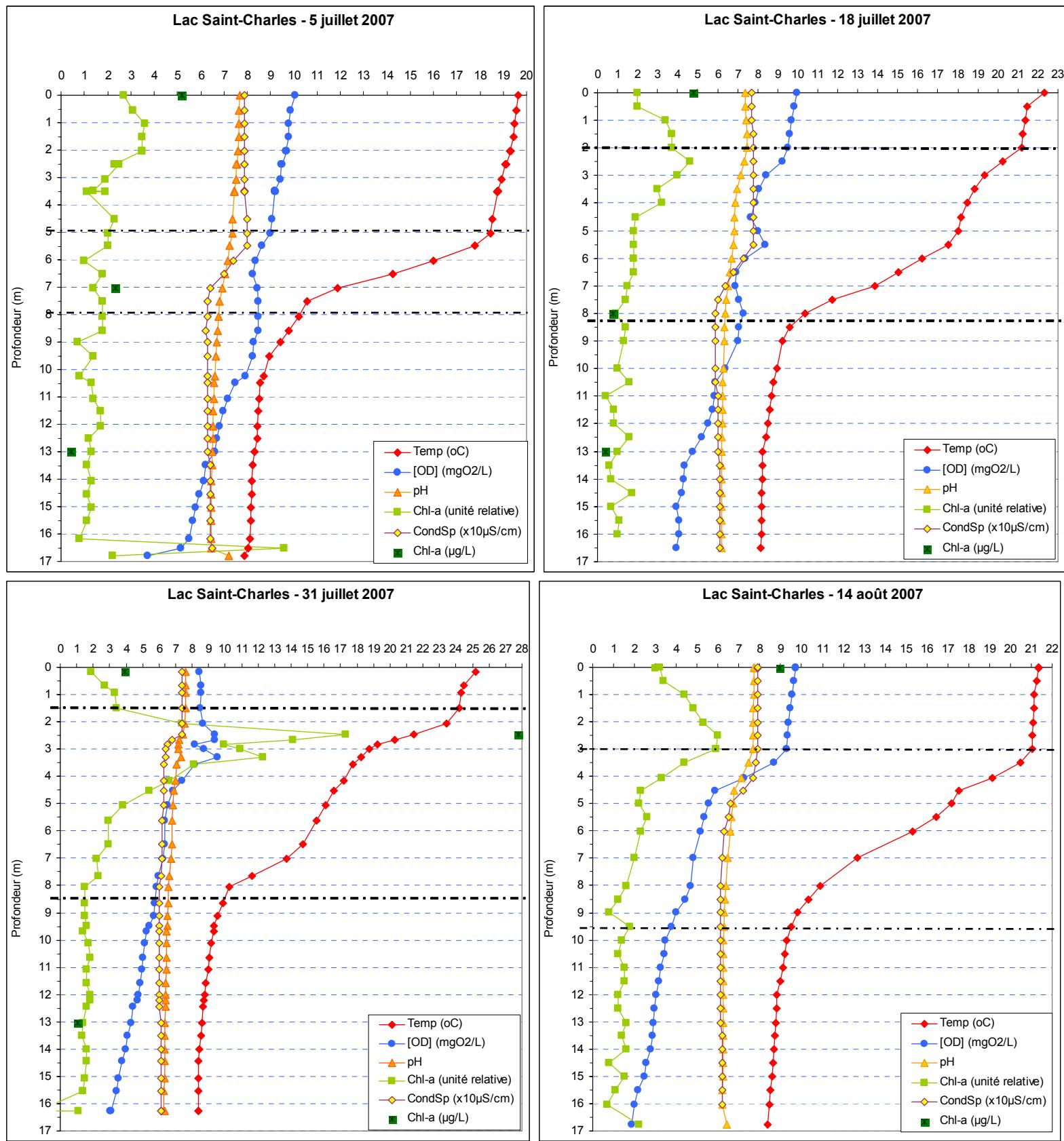


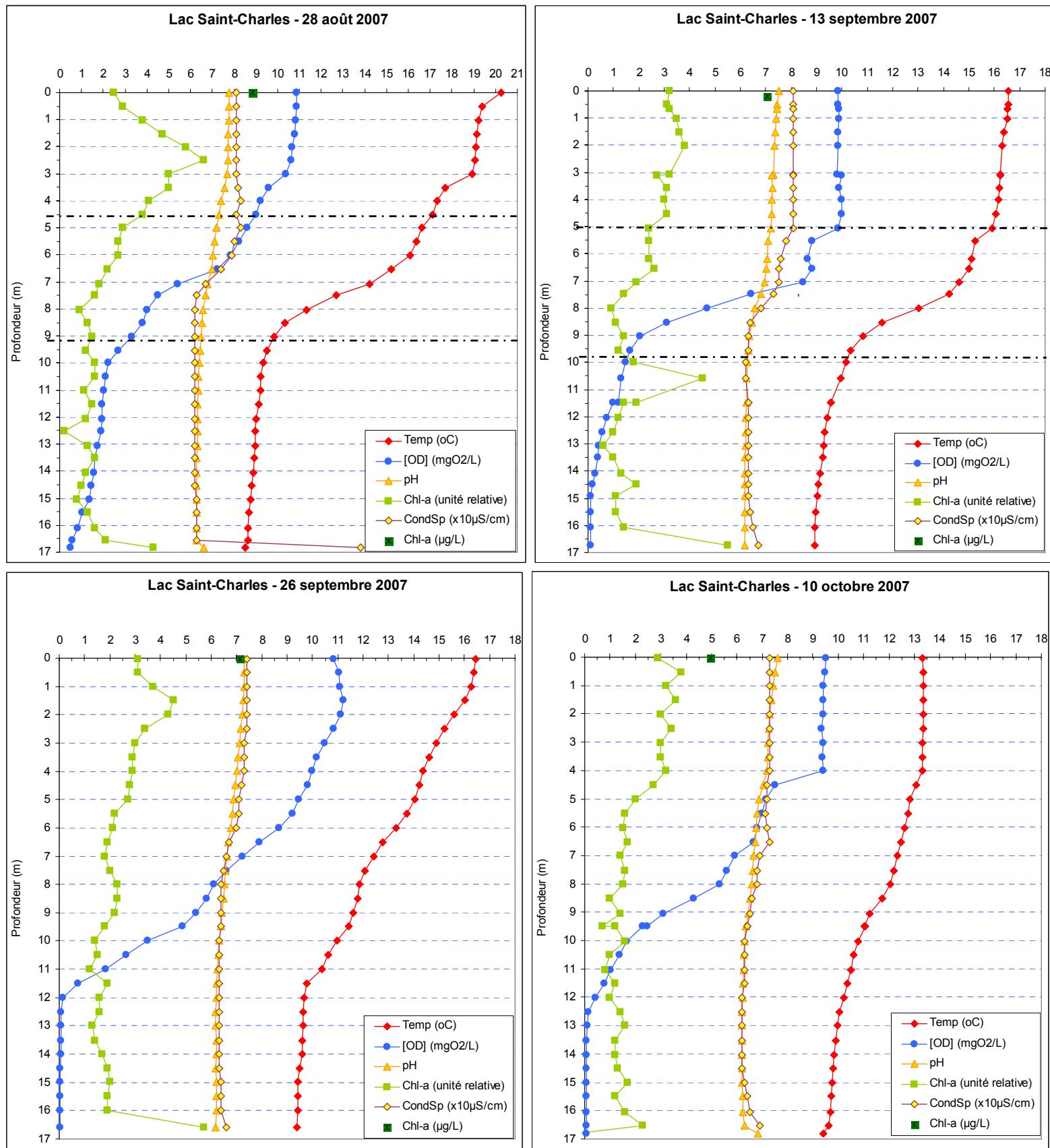


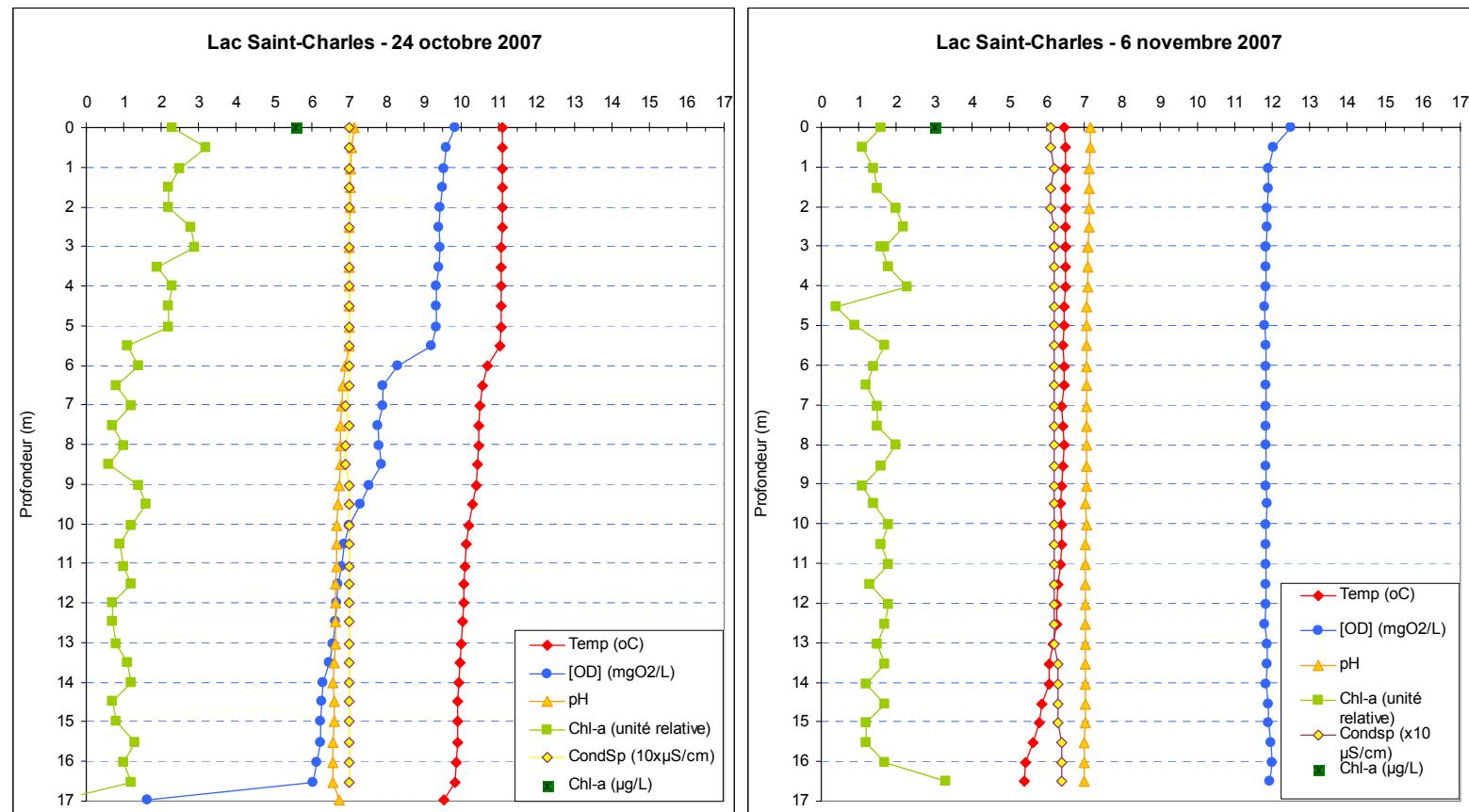
Annexe D - Graphiques des profils des différents paramètres mesurés dans le lac Saint Charles

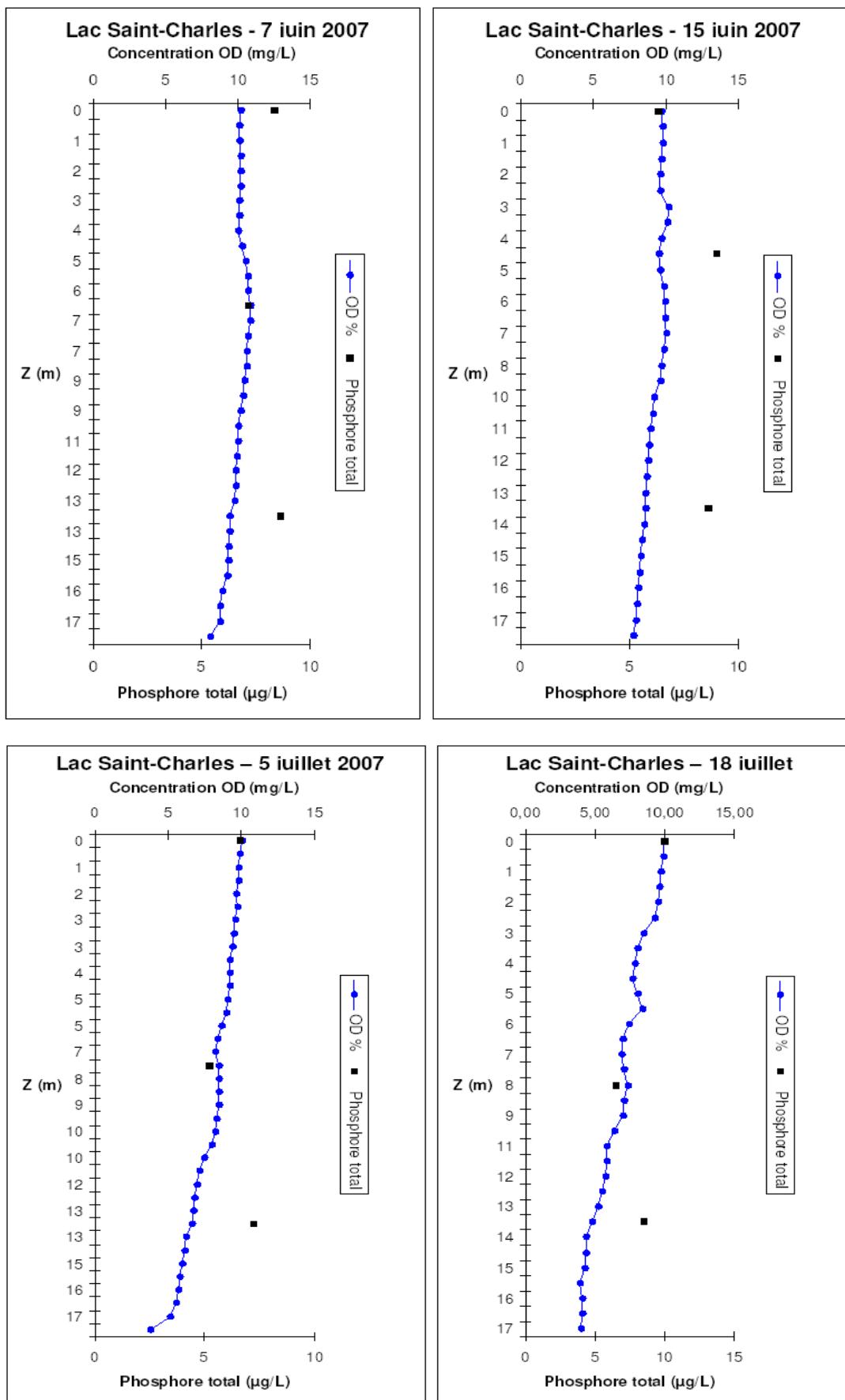
Les graphiques dans cette section seront révisés pour le rapport final de l'étude. Les lignes de la thermocline seront ajoutées à tous les graphiques (Annexe D-1). D'autres tableaux seront assemblés pour mieux illustrer les variations de PT avec la profondeur en fonction du temps (Annexe D-5).

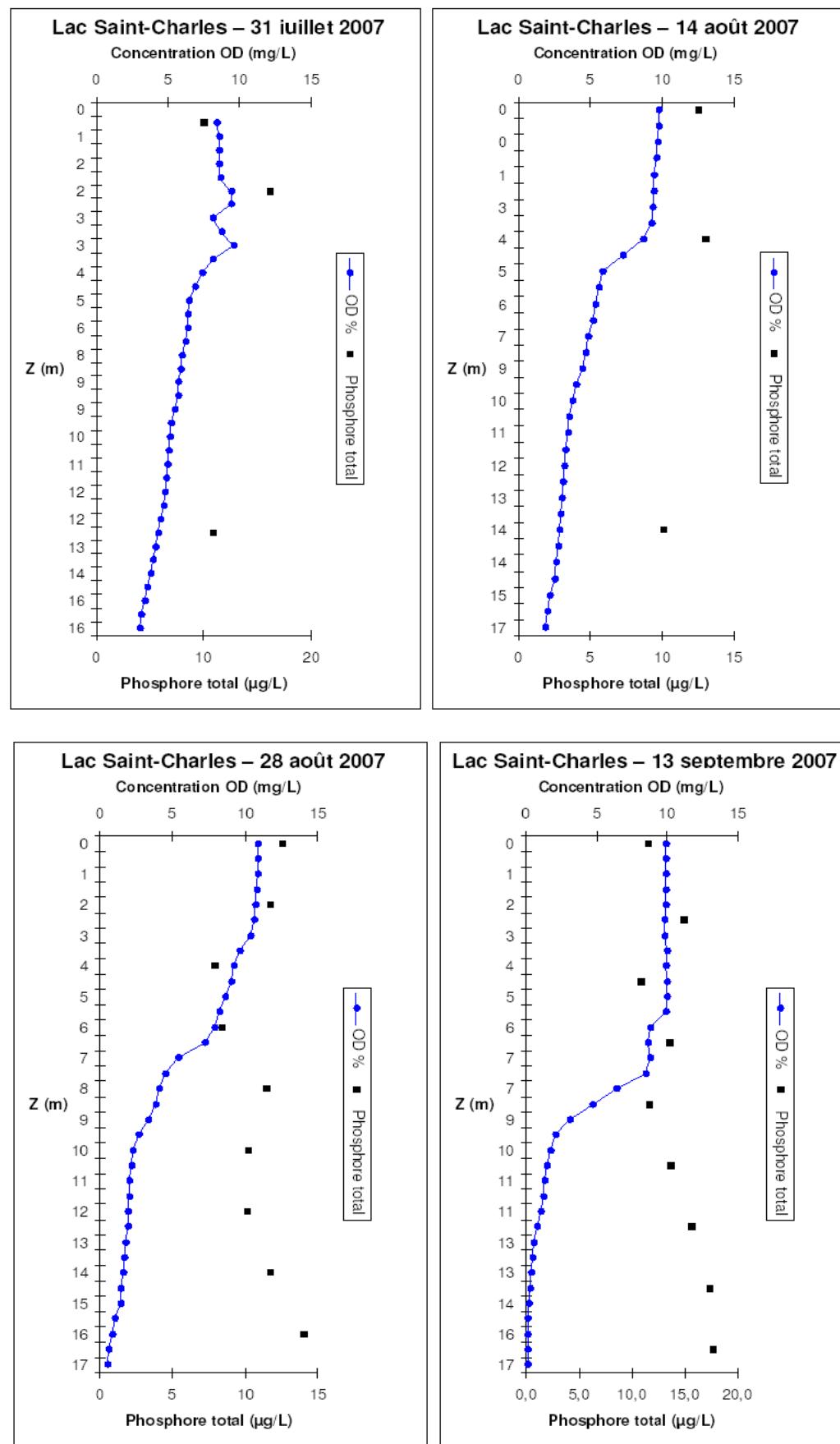


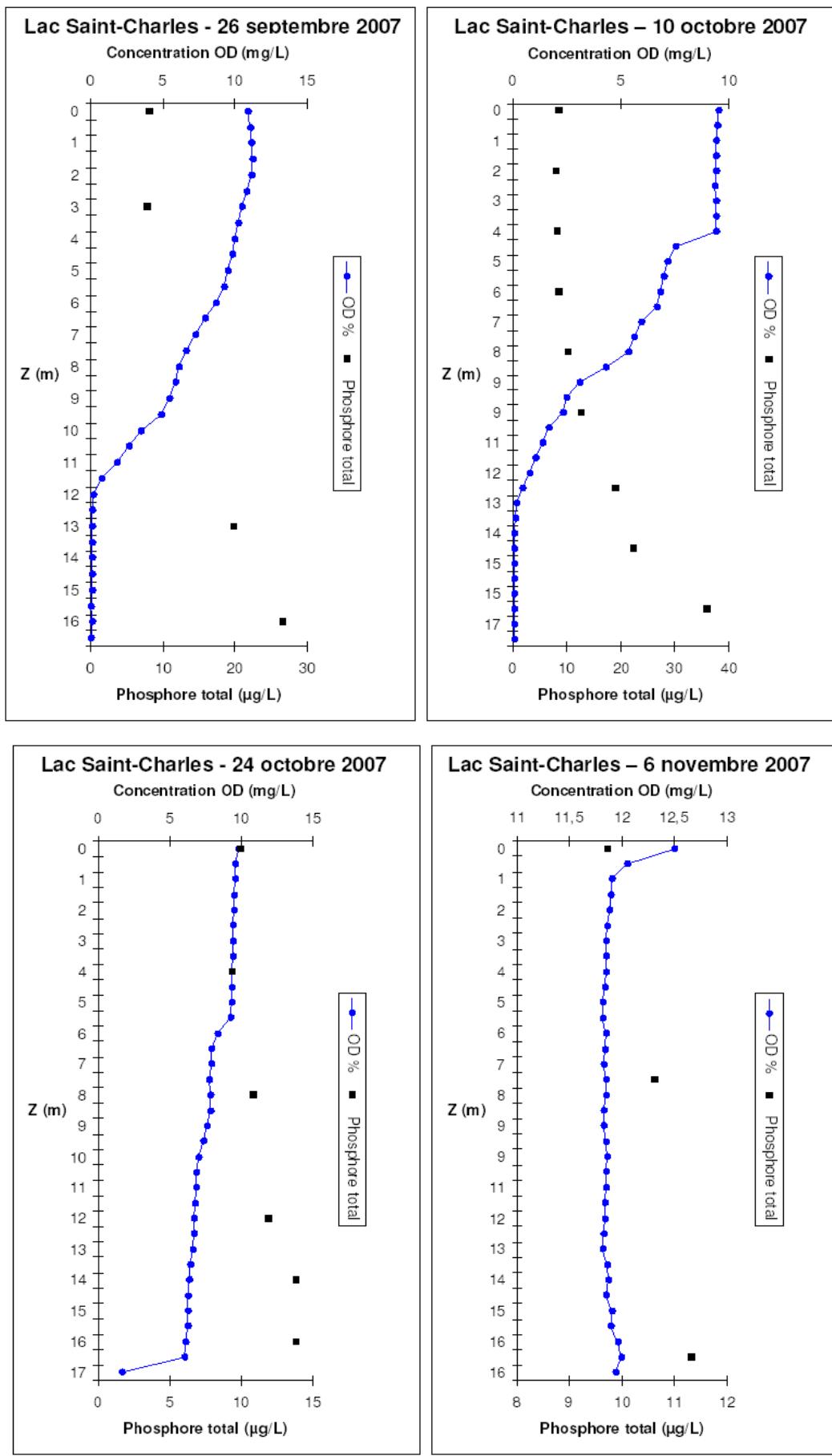












Annexe E - Résultats des analyses de la communauté phytoplanctonique réalisées en mode dépistage par le centre d'expertise et d'analyse environnementale, gouvernement du Québec (CEAEQ)

Tableau E.1 Estimation, en mode dépistage, du nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre (cell/ml) dans des échantillons recueillis le 17 août 2007 au lac Saint-Charles.

	BA (0-1m)	C5 (0-1m)	C5 (0-6m)	C5 rive (0-1m)	C4 (0-1m)	BE (0-1m)	C1 (0-1m)
<i>Cyanophyceae</i>							
<i>Microcystis sp.</i>	1-1 000	1 000- 2 000		5 000- 10 000	1-1 000	>2 000 000	20 000- 100 000
<i>Anabaena sp.</i>						5 000- 10 000	5 000- 10 000
<i>Aphanothecace sp.</i>	1-1 000	1-1 000	1-1 000	2 000- 5 000	1 000- 2 000		
<i>Coelosphaerium</i>	1-1 000	1-1 000	1-1 000	2 000- 5 000			
<i>Merismopedia sp.</i>				1-1 000		1-1 000	
<i>Snowella sp.</i>				1-1 000	1-1 000		
<i>Radiocystis sp.</i>						1-1 000	
Total	1 000- 2 000	1 000- 2 000	2 000- 5 000	10 000- 20 000	2 000- 5 000		

Légende : BA = Baie des Aigles-pêcheurs; C5 rive = À la hauteur de la station C5, près de la rive ouest; BE= baie des Épinettes, près de la rive.

Tableau E.2 Estimation, en mode dépistage, du nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre (cell/ml) dans des échantillons recueillis le 5 septembre 2007 au lac Saint-Charles.

	C8 (0-1m)	C4 (0-1m)	C3 (0-1m)	C1 (0-1m)	VI (0-1m)
<i>Cyanophyceae</i>					
<i>Microcystis sp.</i>	2 000-5 000	5 000-1 000	20 000- 100 000	100 000- 500 000	2 000-5 000
<i>Anabaena sp.</i>					
<i>Aphanothecace sp.</i>		2 000-5 000	1-1 000		
<i>Coelosphaerium</i>					
<i>Merismopedia sp.</i>	1-1 000	1-1 000			
<i>Snowella sp.</i>		1-1 000		1-1 000	
<i>Aphanocapsa sp.</i>			1-1 000		1 000-2 000
Total	2 000-5 000	10 000-20 000	20 000- 100 000	100 000- 500 000	5 000-10 000

Annexe F - Résultat du suivi des communautés phytoplanctoniques du lac Saint Charles

Dans le but de fournir à la ville de Québec un suivi des populations de cyanobactéries au lac Saint-Charles, nous avons réalisé, du 3 septembre au 6 novembre 2007, cinq rapports sur l'état des communautés phytoplanctoniques de ce lac. L'échantillonnage a été effectué dans le cadre du projet sur les cyanobactéries au lac Saint-Charles en collaboration avec l'Université Laval, l'INRS-E.T.E., l'APEL et la Ville de Québec. La méthode utilisée est décrite à l'Annexe B-5.

Les rapports présentent nos observations sur le terrain et en laboratoire. Ces observations sont qualitatives et ont été fournies à titre indicatif. Voici une compilation des résultats présentés dans les rapports.

1) Échantillonnage du 3 septembre 2007

Observations générales pendant l'échantillonnage

- Ciel variable
- Vent d'ouest de 20 à 30 km/h
- Vagues de 10 à 20 cm
- Eau de surface bien mélangée
- Pas d'accumulation observée
- Colonies beiges en suspension observées dans la colonne d'eau à toutes les stations
- Température de l'air variant entre 23 et 25 °C.

Analyses microscopiques

La cyanobactérie coloniale *Microcystis* a été retrouvée en abondance dans tous les sites et *Anabaena* était aussi présente comme genre sous-dominant; voir section 4.1. Ces deux genres sont potentiellement toxiques. Pour l'instant, les concentrations ne sont pas très élevées, mais il est fort probable qu'il y aura une accumulation visible et considérable pendant les périodes de faible vent (surtout en avant-midi). Depuis le 10 août, plusieurs observations de fleurs d'eau (floraison) ont d'ailleurs été signalées (voir figure 1).

Phytoplancton flottant dominant

B.S. = bassin sud ; B.N. = bassin nord

Station	Espèces dominantes ¹
C1	<i>Microcystis</i> (90%), <i>Anabaena</i> (2%), <i>Coelosphaerium</i> (<1%).
C2	<i>Microcystis</i> (>95%).
C3	<i>Microcystis</i> (90%), <i>Anabaena</i> (2%).
C4	<i>Microcystis</i> (>95%), <i>Coelosphaerium</i> .
C5	<i>Microcystis</i> (>90), <i>Anabaena</i> (<1%).
C6	<i>Microcystis</i> (>95%), <i>Anabaena</i> (<1%), <i>Coelosphaerium</i> (<1%).
C7	<i>Microcystis</i> (plus de 95%), <i>Anabaena</i> (<2%) <i>Coelosphaerium</i> (<1%).
C8	<i>Microcystis</i> (>95%), <i>Coelosphaerium</i> (<1%).

Autres genres de phytoplancton retrouvés au fond des échantillons :

- *Synura*
- *Ceratium*
- *Dinobryon*
- *Asterionella*
- *Aulacoseira*
- *Pediastrum*



Figure 1. Accumulation de cyanobactéries près du barrage le 31 août 2007

2) Échantillonnage du 24 au 26 septembre 2007

Observations générales pendant l'échantillonnage

Nous avons observé des colonies beiges en suspension dans la colonne d'eau, dans l'ensemble du lac, lors des trois jours d'échantillonnage. Qui plus est, nous avons observé une grande accumulation de cyanobactéries dans la Baie de l'Écho, le 26 septembre 2007 (figure 2).

¹ Le pourcentage exprime la quantité relative observée dans les sous-échantillons

Analyses microscopiques

Les analyses microscopiques ont révélé peu de changement dans les genres de cyanobactéries dominantes par rapport au 3 septembre 2007. En effet, la cyanobactérie coloniale *Microcystis* a encore été retrouvée en abondance dans tous les sites et *Anabaena* était aussi présente comme genre sous-dominant; voir section 4.1. Cependant, cette fois-ci, une grande accumulation a été observée au sud de la baie de l'Écho (station BE). Cette accumulation était constituée principalement de *Microcystis* (plus de 1 000 000 de cellules par ml) et d'*Anabaena* comme genre sous-dominant (voir figure 2).

Observations qualitatives par microscopie inversée des échantillons recueillis du 24 au 26 septembre 2007

	C1	C2	C3	C4	C5	C7	C8	BE*	Commentaire
<i>Cyanophyceae</i>									
<i>Microcystis cf. aeruginosa</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	Flottantes
<i>Anabaena sp.</i>	+	+	+	++	+	+	+	+	
<i>Coelosphaerium sp.</i>	+					+	+		
Autres									
<i>Asterionella sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+		Décantent au fond
<i>Tabellaria sp.</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	
<i>Aulacoseira sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	+	+	+				+		
<i>Synura sp.</i>	+	+++	+++	++	++	+++	+		
<i>Xanthidium sp.</i>	+								
<i>Ceratium sp.</i>		+	+	+	+	+	+		
<i>Fragilaria sp.</i>	+								
<i>Dinobryon sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Staurastrum sp.</i>		+	+	+					

Légende: +++ = très abondante; + = présente

*Cet échantillon n'a pas été concentré à l'aide d'un filet, il s'agit d'eau brute.

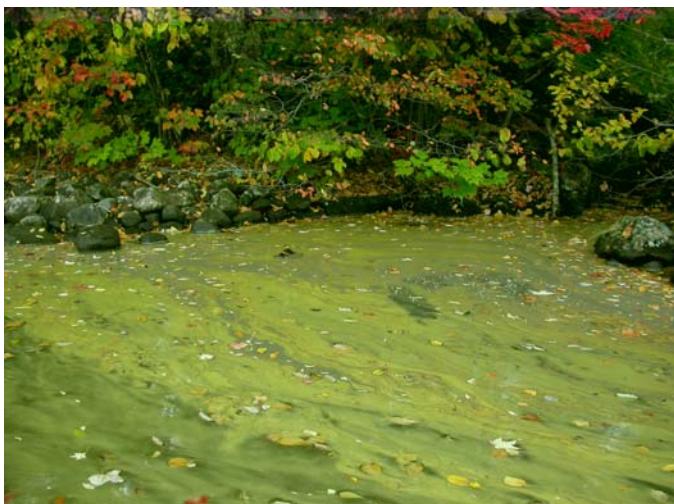


Figure 2. Accumulation de cyanobactéries dans la Baie de l'Écho le 26 septembre 2007. Cette population était dominée par *Microcystis*, un genre potentiellement toxique.

3) Échantillonnage du 9 et 10 octobre 2007

Observations générales pendant l'échantillonnage

Lors des deux jours d'échantillonnage, nous avons noté une réduction du nombre de colonies visibles dans la colonne d'eau par rapport aux semaines précédentes. Ceci est probablement lié aux vents et aux températures fraîches enregistrés les jours précédents l'échantillonnage. Ces conditions, qui augmentent le brassage, défavorisent l'accumulation de cyanobactéries en surface. Malgré cela, nous avons noté la présence d'une accumulation localisée de cyanobactéries à l'entrée de la baie Charles Talbot (station BCT).

Analyses microscopiques

Les analyses microscopiques ont encore révélé une dominance de *Microcystis* par rapport aux autres genres de cyanobactéries dans la plupart des sites. Cependant, cette dominance semble moins marquée que les semaines précédentes. En effet, les concentrations de *Microcystis* sont moins élevées et nous avons observé plus d'*Anabaena* ainsi que d'autres genres de cyanobactéries. De plus, certains autres groupes d'algue comme les diatomées semblent représentés en plus grand nombre. L'accumulation observée dans la baie Charles Talbot était, quant à elle, constituée principalement d'*Anabaena*. *Microcystis* était aussi présent, mais comme genre sous-dominant (figure 3).

Observations qualitatives par microscopie inversée des échantillons recueillis le 9 et 10 octobre 2007

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	BCT*	Commentaire
<i>Cyanophyceae</i>										
<i>Microcystis</i> sp.	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	+
<i>Anabaena</i> sp.	+			++	+	+	++	+	+	+++
<i>Aphanothecace</i> sp.			+							
<i>cf. Snowella</i> sp.			+							
Autres										
<i>Asterionella</i> sp.	++	++	+	+	+	+	+	+	+	Décentrant au fond
<i>Tabellaria</i> sp.	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	
<i>Aulacoseira</i> sp.	++	++	+++	++	+	+	+	+	+	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	+	+++	++	+	++	+	++	+	+	
<i>Synura</i> sp.	+++			+	+	++	+	++		
<i>Xanthidium</i> sp.				+						
<i>Ceratium</i> sp.	+		+	+	+	+	+	++		
<i>Fragilaria</i> sp.										
<i>Dinobryon</i> sp.	++	++	+++	++	+	+	++	++	++	
<i>Staurastrum</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Scenedesmus</i> sp.				+						
<i>Micrasterias</i> sp.				+						
<i>Schroederia</i> sp.			+							
<i>Pediastrum</i> sp.				+						

Légende: +++ = très abondante; + = présente

* Cet échantillon n'a pas été concentré à l'aide d'un filet, il s'agit d'eau brute.



Figure 3. Accumulation de cyanobactéries dans la baie Charles Talbot le 10 octobre 2007. Cette population était dominée par *Anabaena*, un genre potentiellement toxique.

4. Échantillonnage du 22 au 24 octobre 2007

Observations générales pendant l'échantillonnage

Les observations sur le terrain nous indiquent une tendance vers une diminution du nombre de colonies de cyanobactéries visibles dans la colonne d'eau. En effet, lors des trois jours d'échantillonnage nous en avons observé beaucoup moins qu'au cours des mois d'août et de septembre. De plus, nous n'avons pas observé d'accumulation de cyanobactérie cette semaine.

La stratification thermique est, quant à elle, presque disparue dans l'ensemble du lac. Le brassage automnal semble maintenant se faire dans la colonne d'eau. La différence de température entre la surface et le fond de la fosse (16,6 m de profondeur) est maintenant de moins de 1,5°C. Ce brassage mène à une augmentation des concentrations d'oxygène dans la fosse (station C5). Effectivement, à 16,5 m le pourcentage d'oxygène dissout est passé d'une valeur de 0,5% à 53,2% en l'espace de deux semaines.

Analyses microscopiques qualitatives

Les colonies de *Microcystis* sont toujours dominantes, mais elles semblent moins abondantes qu'il y a un mois. La taille des colonies est également plus petite et elles ont moins de parties creuses. La taille des colonies d'*Anabaena* est plus grande et les colonies semblent plus abondantes qu'il y a un mois. Plusieurs colonies d'*Anabaena* créent une association avec une espèce ciliée : *Vorticella campanula*.

Observations qualitatives par microscopie inversée des échantillons recueillis du 22 au 24 octobre 2007.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	Commentaire								
<i>Cyanophyceae</i>																	
<i>Microcystis cf. aeruginosa</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	Flottantes								
<i>Anabaena sp.</i>			+	+++	+++	+	+	+	Autres								
<i>Asterionella sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	Décantent								
<i>Tabellaria sp.</i>	+++	+	+	+	+	+++	+	+									
<i>Aulacoseira sp.</i>	+	+	+++	+	+	+++	+	+									
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	+		+	+		+	+	+									
<i>Synura sp.</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++									
<i>Ceratium sp.</i>						+											
<i>Fragilaria sp.</i>	+			+													
<i>Dinobryon sp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+++									
<i>Staurastrum sp.</i>	+	+	+		+	+	+	+									
<i>cf. Mallomonas</i>	+				+												

Légende: +++ = très abondante; + = présente

5) Échantillonnage du 5 et 6 novembre 2007

Observations générales pendant l'échantillonnage

Aucune accumulation de cyanobactéries ni de colonies en suspension n'a été observée lors des deux jours d'échantillonnage. Avec l'automne qui tire à sa fin, la stratification thermique est maintenant complètement disparue dans l'ensemble du lac. Tel qu'illustré à la figure 2, la température et le pourcentage d'oxygène dissous sont presque uniformes dans la section la plus creuse du lac (station C5). Les différences entre la surface et le fond pour ces deux paramètres sont respectivement de moins de 1°C et d'environ 6%.

La pluie forte du 6 novembre a mené à une augmentation du débit de la rivière des Hurons. L'eau, à l'embouchure de cette dernière, était alors particulièrement trouble (profondeur de Secchi < 30 cm) lors de l'échantillonnage de la station C8 en début d'après-midi.

Analyses microscopiques

Les observations sous microscope ont révélé une diminution marquée des concentrations de cyanobactéries, qui sont maintenant très faibles. La communauté phytoplanctonique se trouve maintenant dominée par d'autres groupes, principalement les diatomées (par exemple : *Aulacoseira sp.*, *Tabellaria sp.* et *Asterionella sp.*). Également, il semble y avoir une diminution de la biomasse totale du phytoplancton dans la section de la colonne d'eau échantillonnée. Ceci est principalement causé par la réduction de la température et de l'ensoleillement.

Observations qualitatives par microscopie inversée des échantillons recueillis le 5 et 6 novembre 2007

	C1	C3	C4	C5	C7	C8	Commentaire
<i>Cyanophyceae</i>							Flottantes
<i>Microcystis sp.</i>	+	+	+	+	+		
<i>cf. Gomphosphaeria sp.</i>	+				+		
Autres							Décentrant au fond
<i>Asterionella sp.</i>	+	+	+	+	++		
<i>Tabellaria sp.</i>	+++	+++	+	++	++	+	
<i>Aulacoseira sp.</i>	++	+++	+++	+++	++	+	
<i>Fragilaria sp.</i>	+			+		+	
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	+	+	+	+	+		
<i>Synura sp.</i>	+++	++	+	++	++	+	
<i>Xanthidium sp.</i>	+			+			
<i>Dinobryon sp.</i>	++	+	+	+	++		
<i>Staurastrum sp.</i>	+	+	+	+	+		
<i>cf. Schroederia sp.</i>	+				+		
<i>Pediastrum sp.</i>	+	+	+	+	+	+	

Annexe G - Quelques espèces de plantes aquatiques

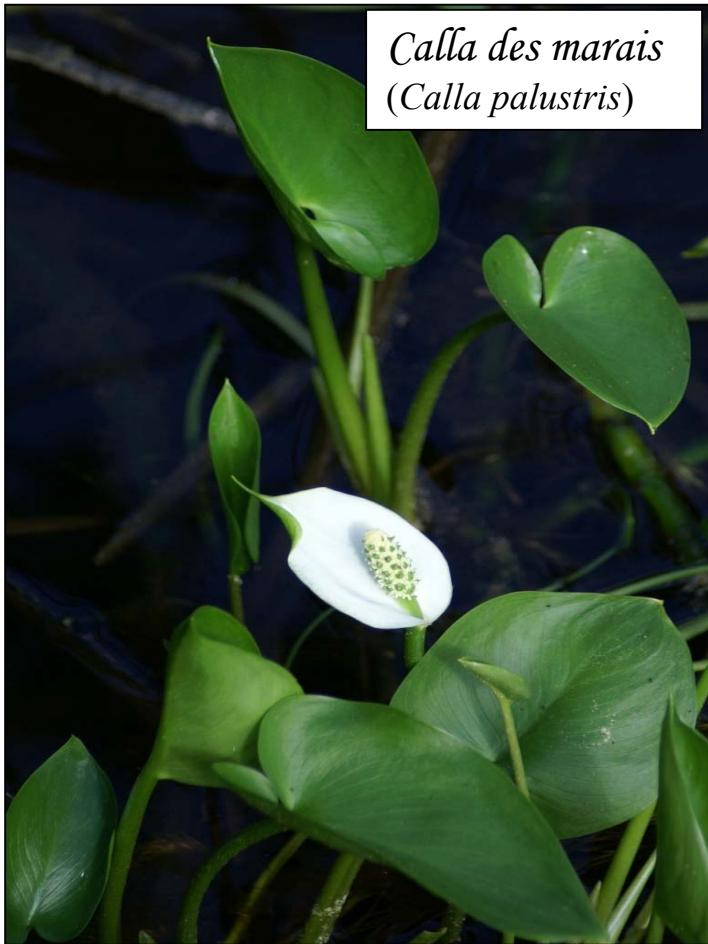


Brasénie de Schreber
(*Brasenia Schreberi*)



Nymphéa odorant
(*Nymphaea odorata*)





Calla des marais
(Calla palustris)



Sagittaire gramoïde
(Sagittaria graminea)



Élodée du Canada
(Elodea canadensis)

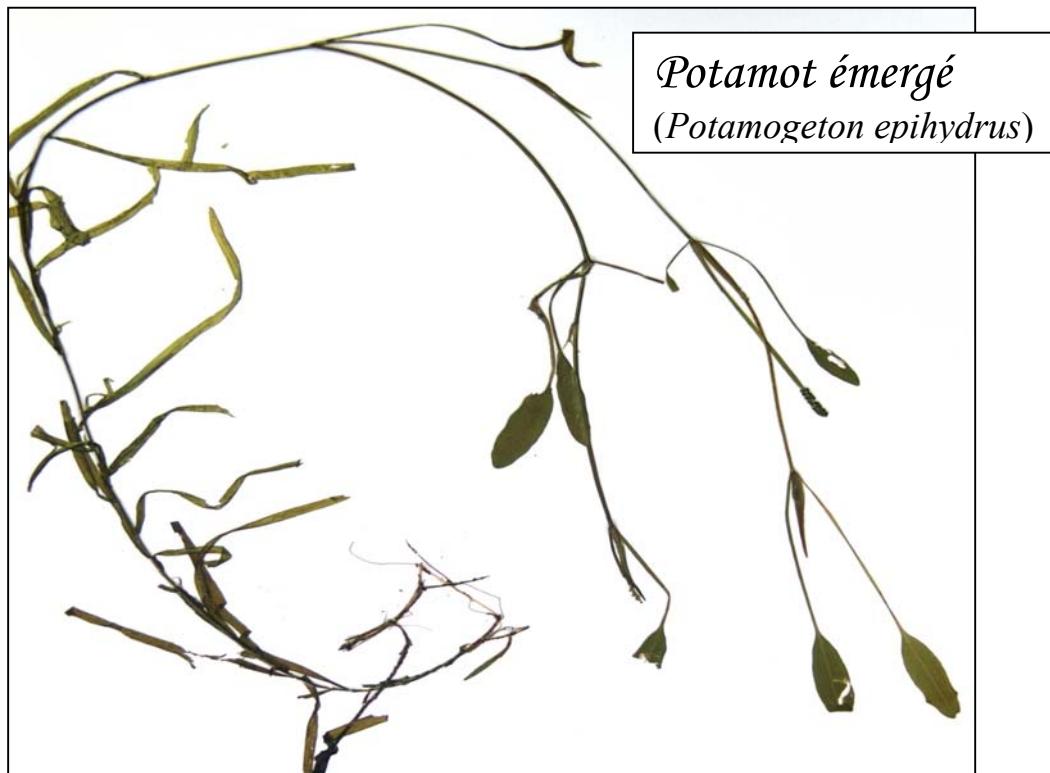




Ériocaulon septangulaire
(*Eriocaulon septangulare*)

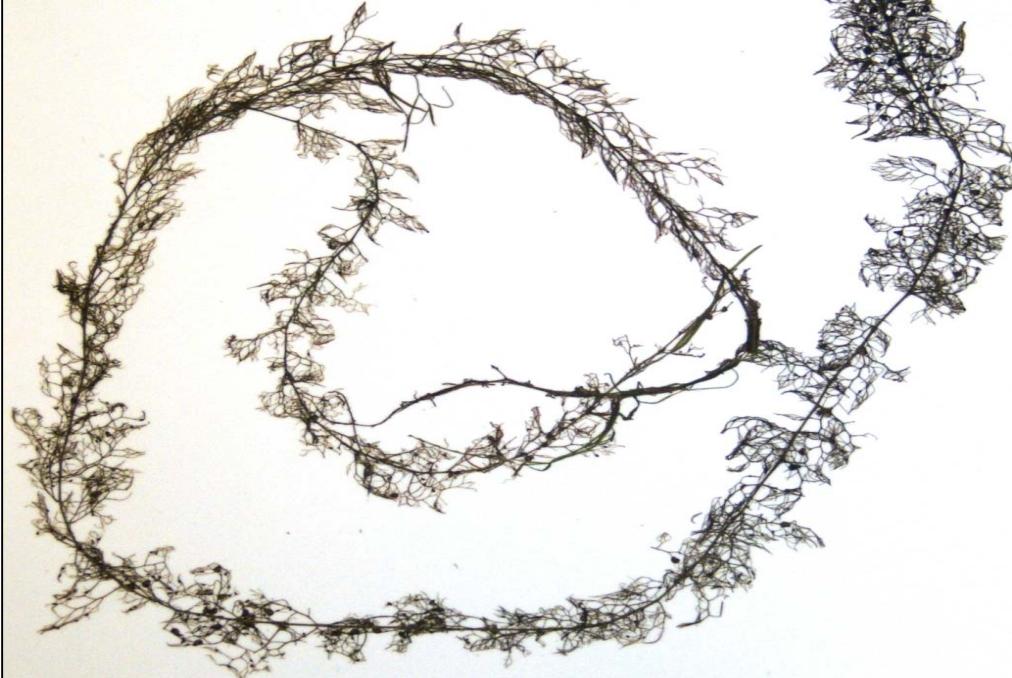


Rubanier à gros fruits
(*Sparganium eurycarpum*)



Potamot émergé
(*Potamogeton epihydrus*)

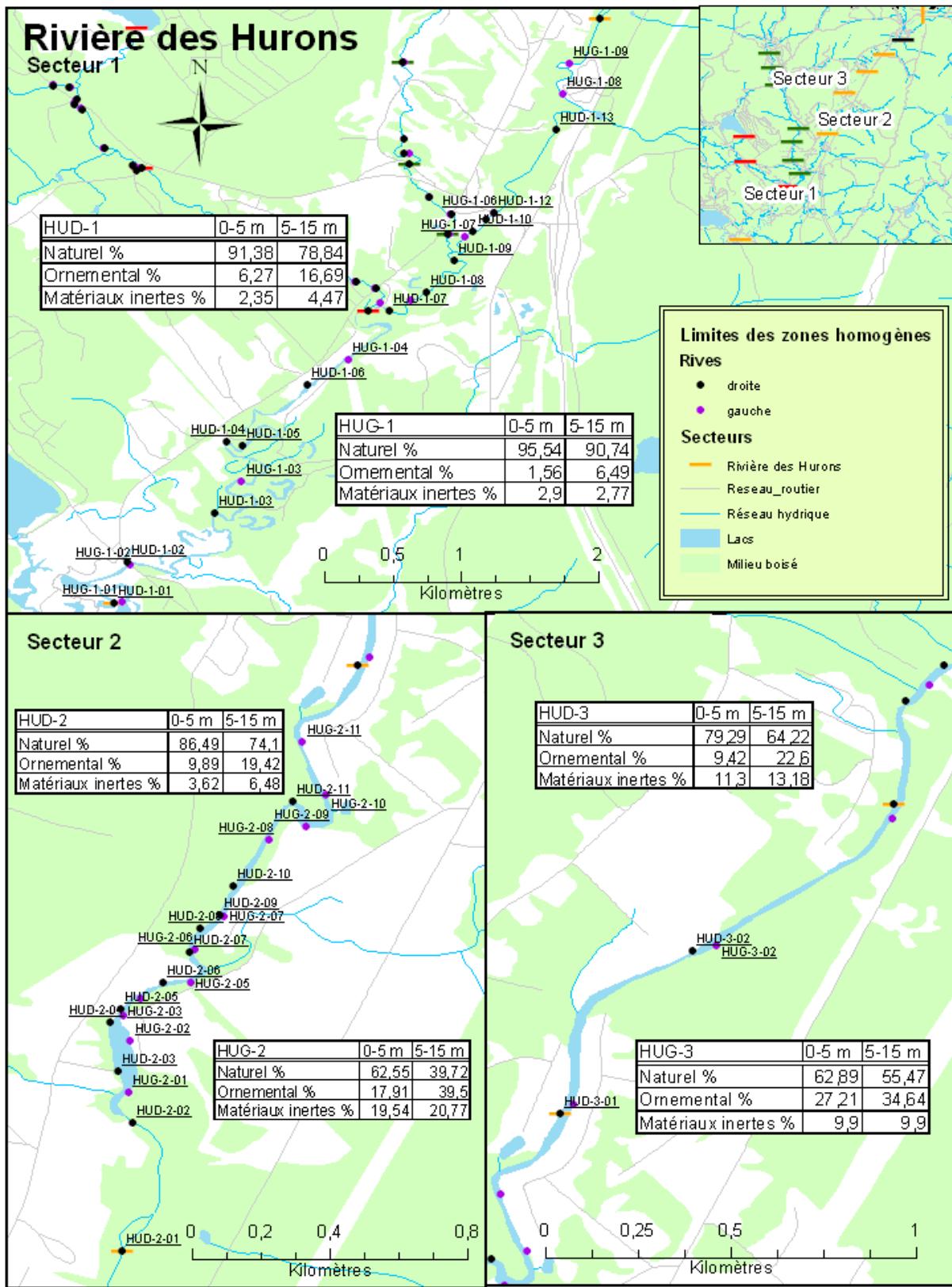
Utriculaire vulgaire
(*Utricularia vulgaris*)



Algues Chara & Nitella

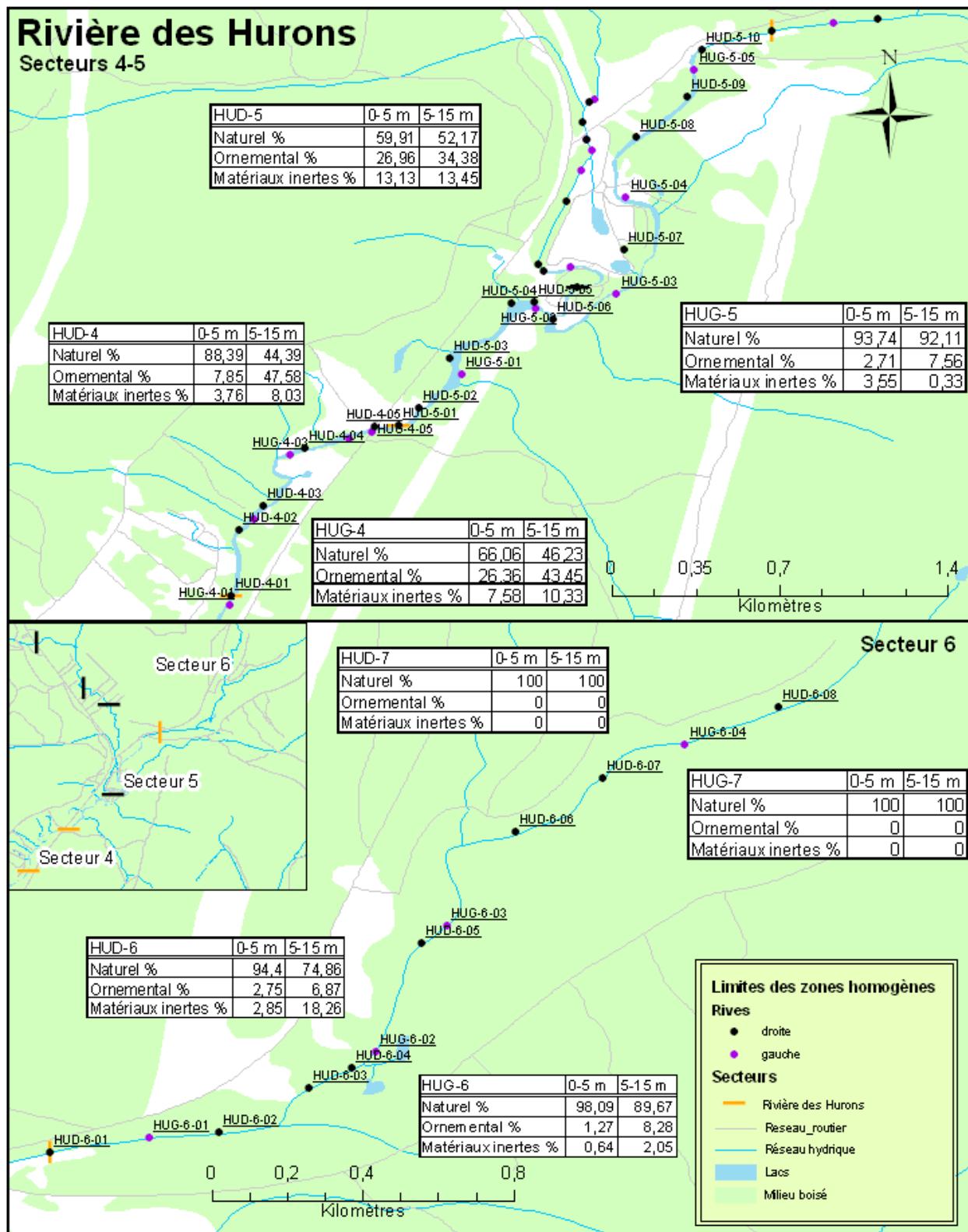


Annexe H - Cartes de la caractérisation des rives des rivières à l'étude



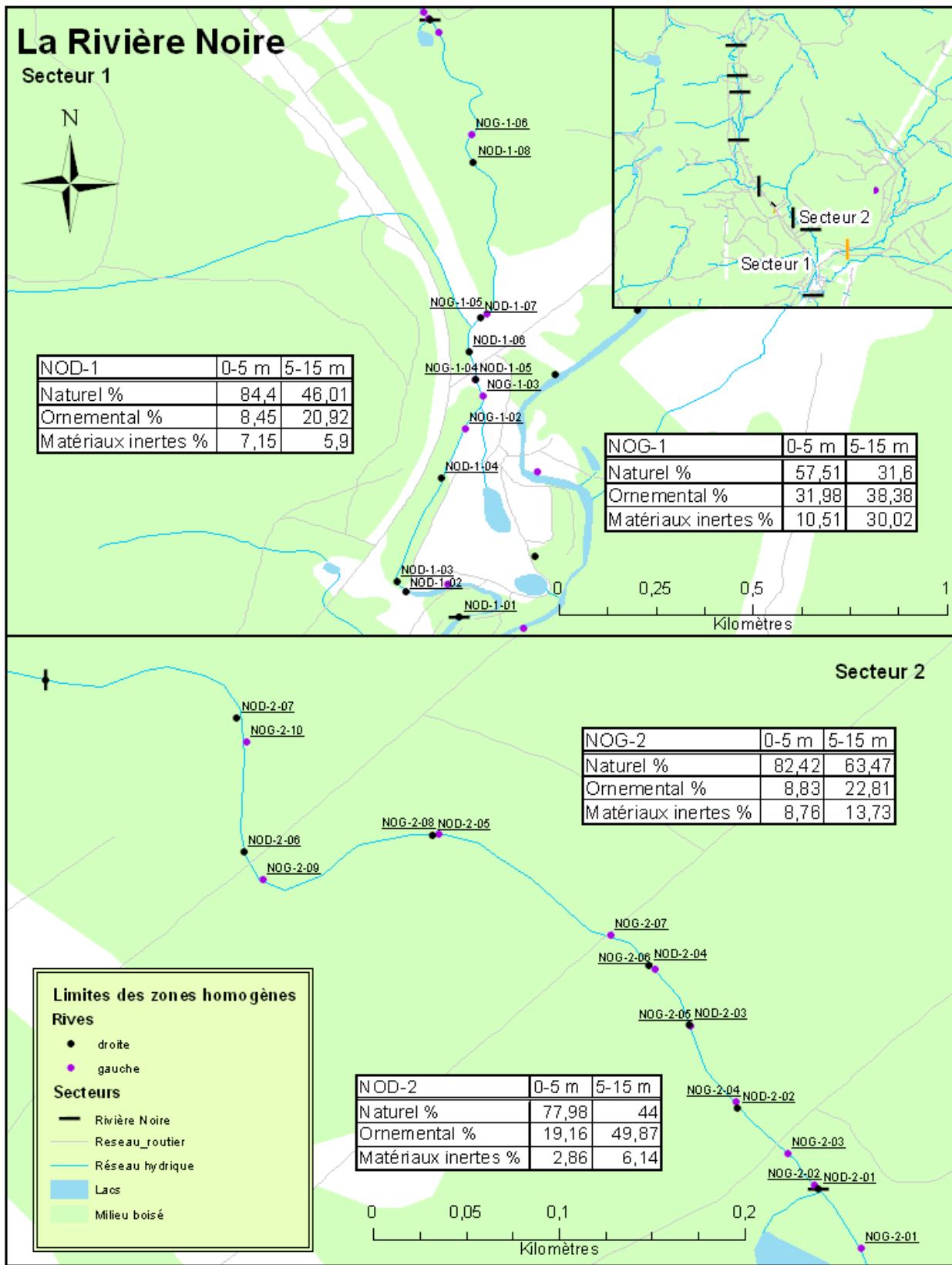
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008



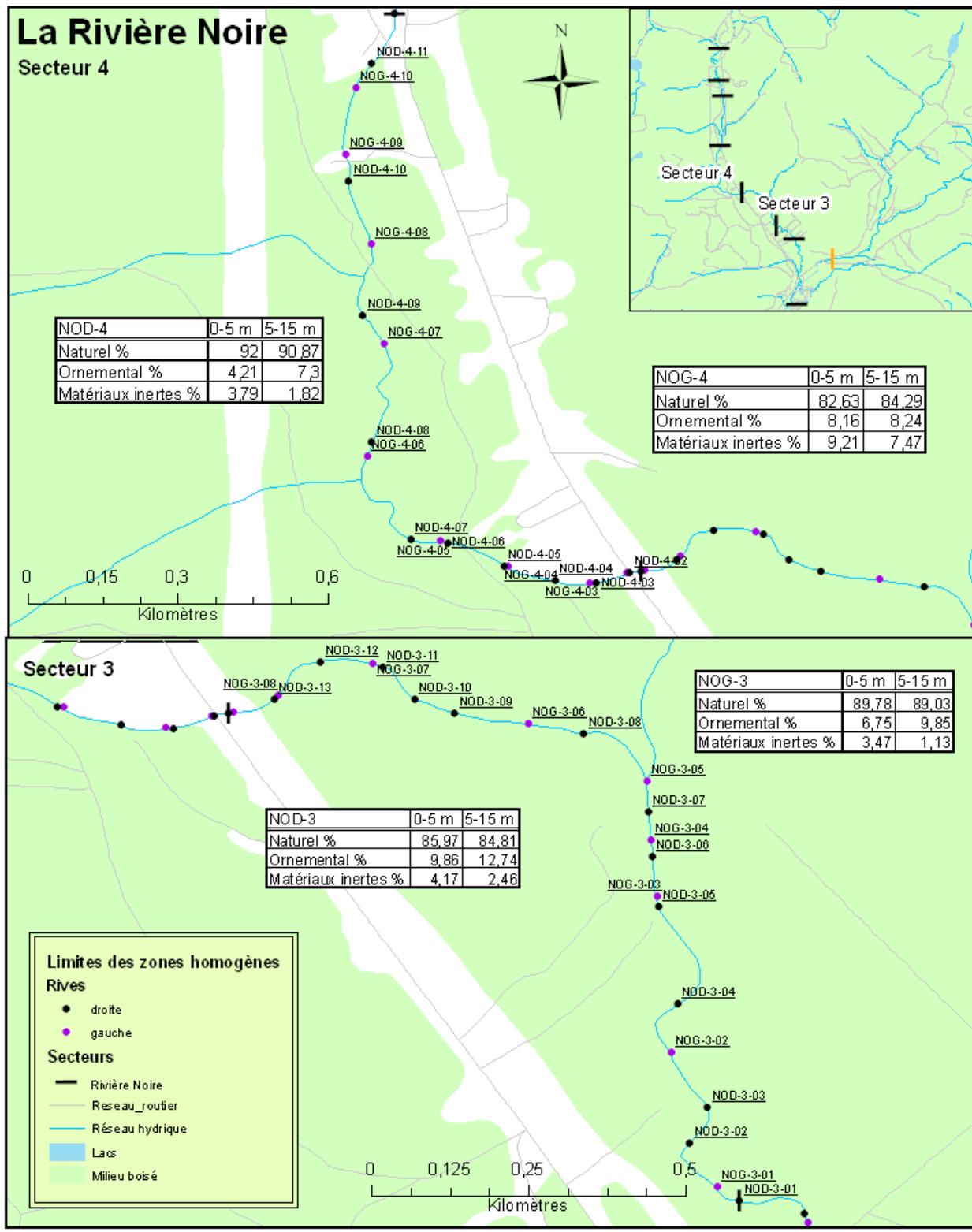
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008

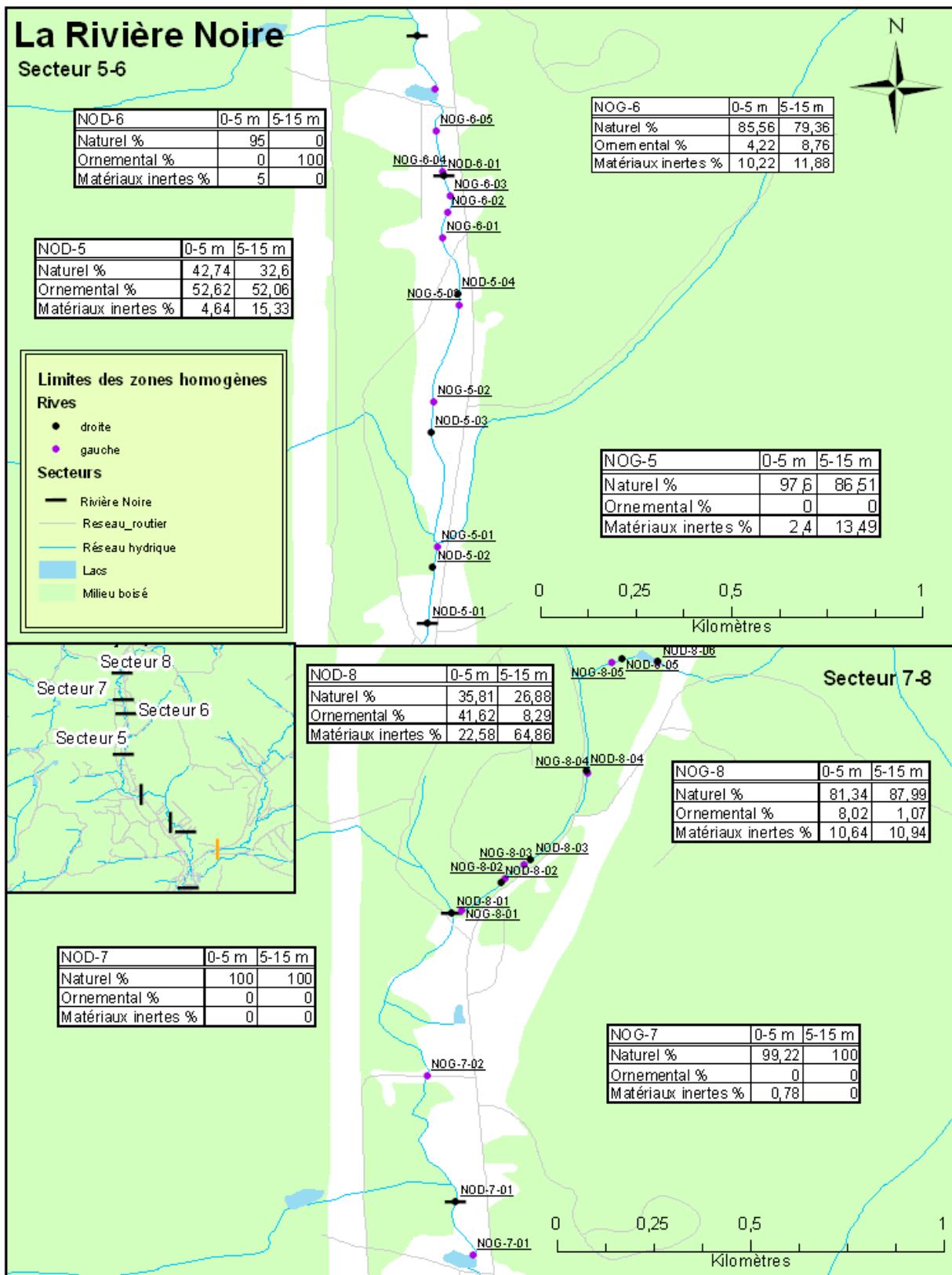


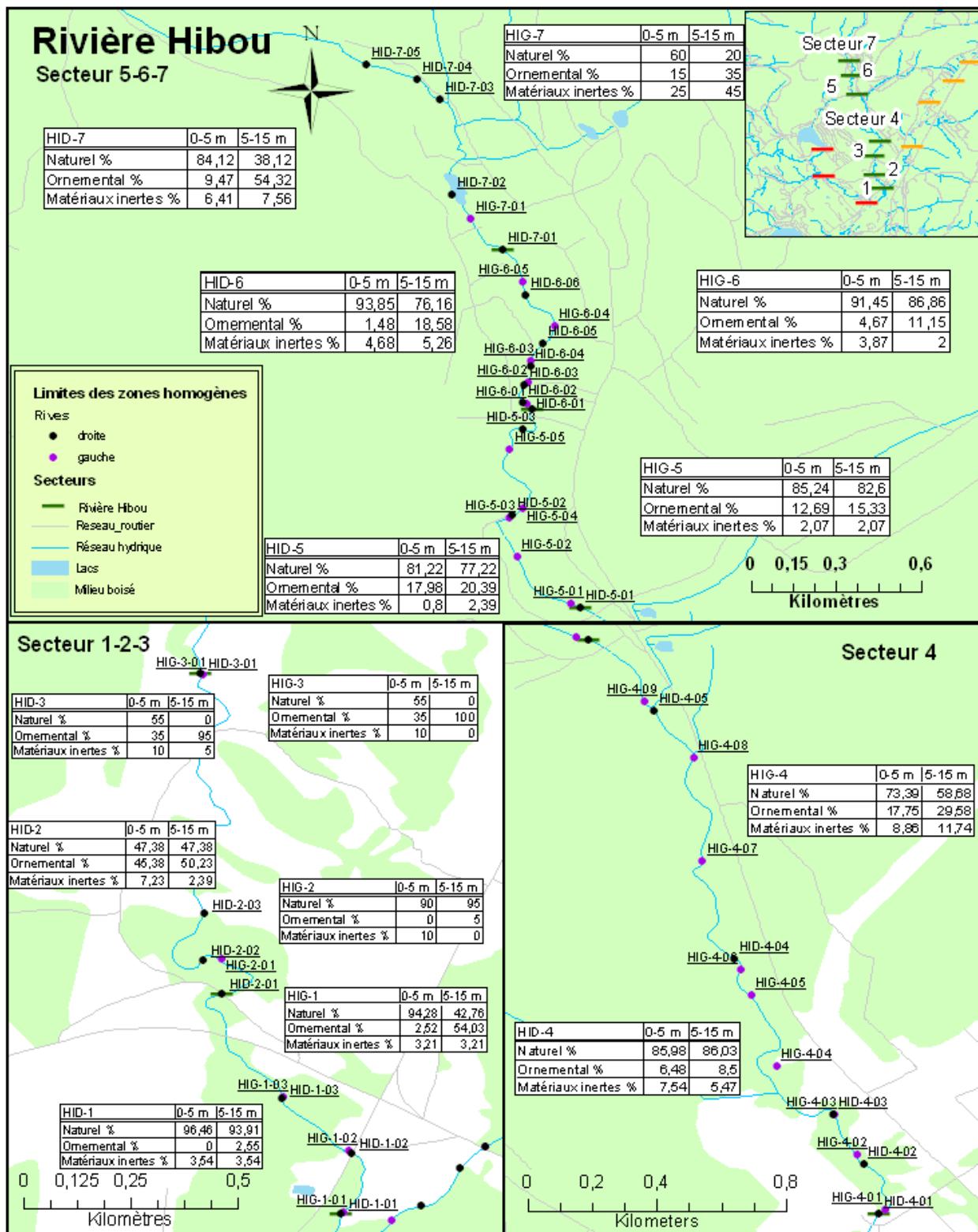
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008



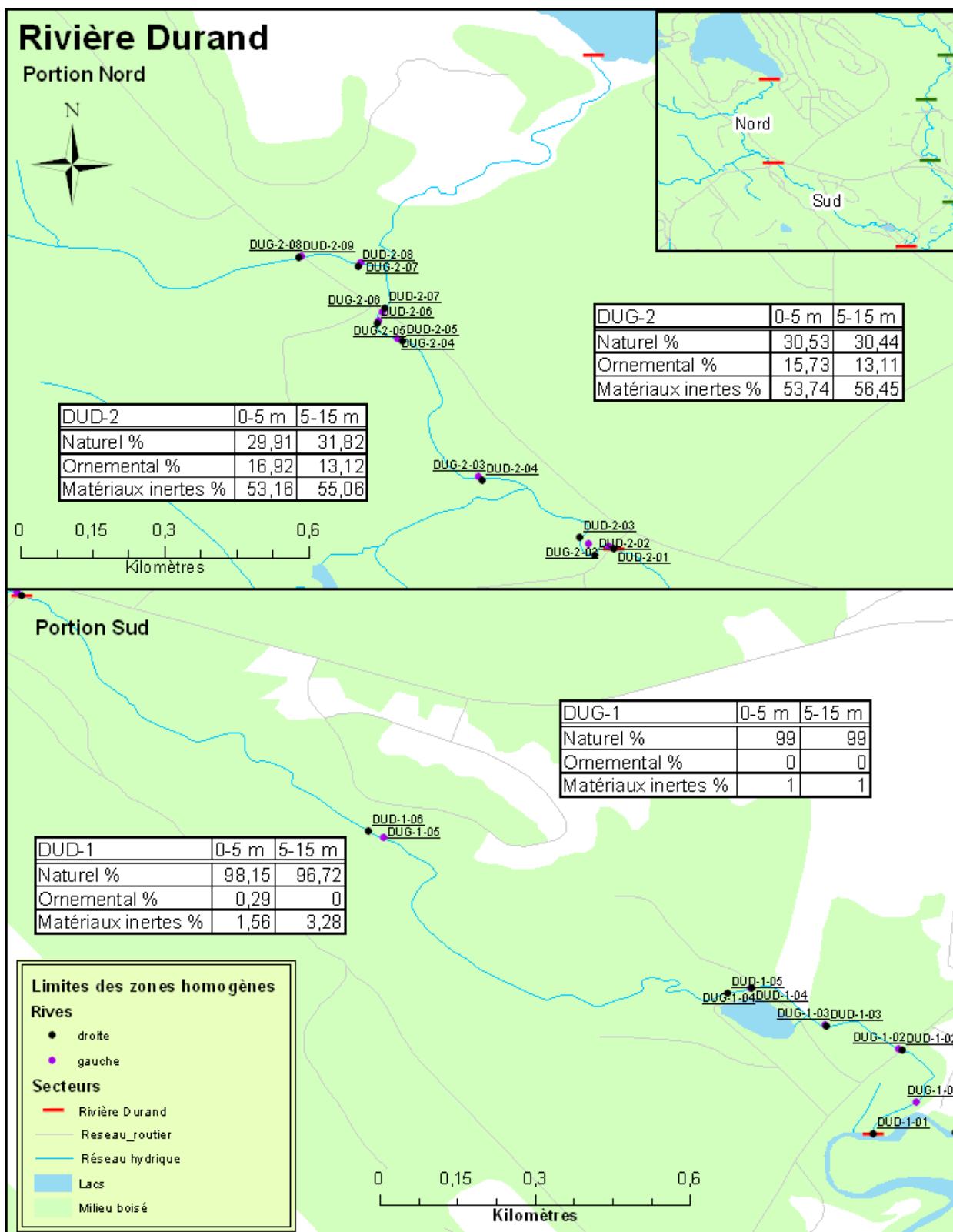
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007





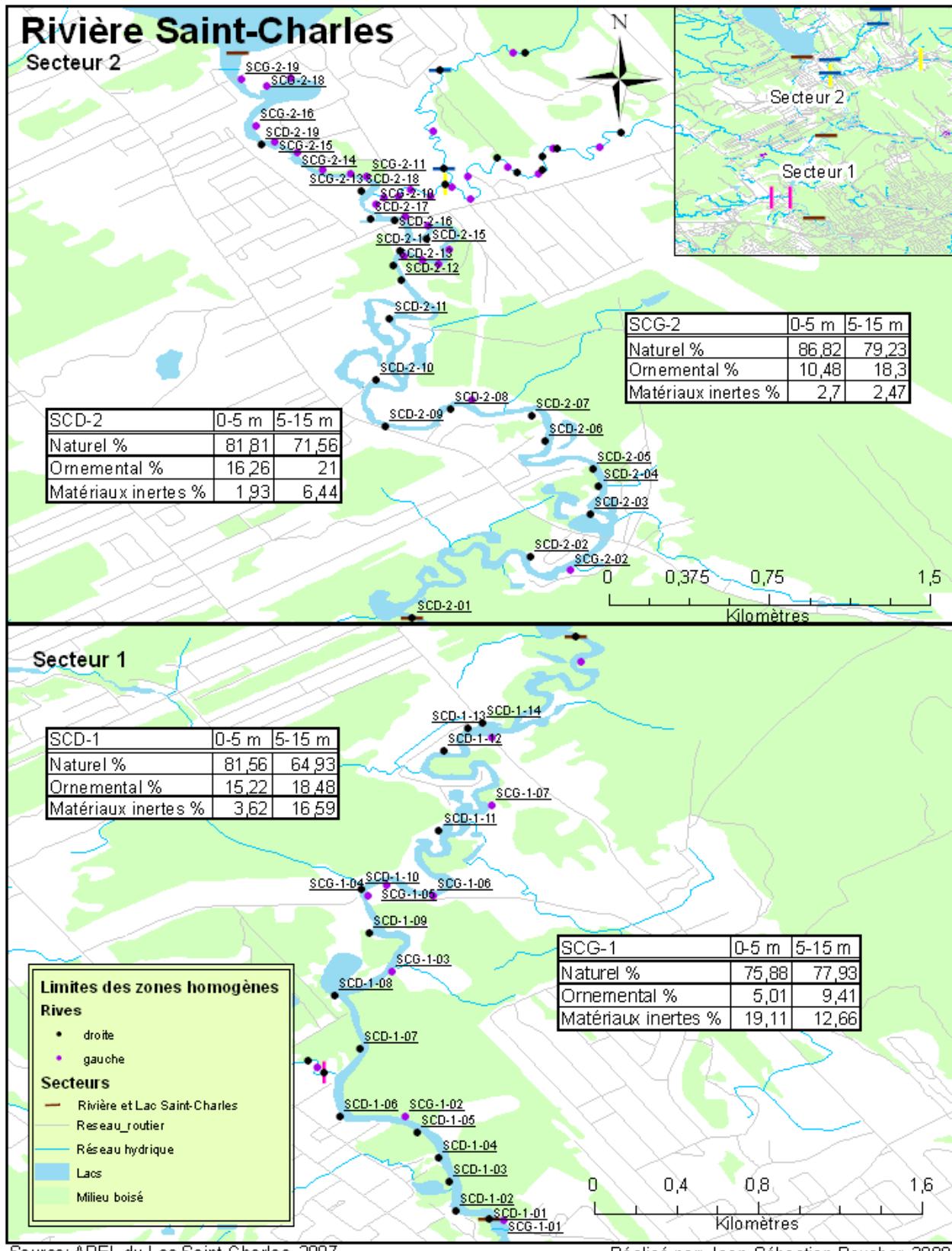
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008



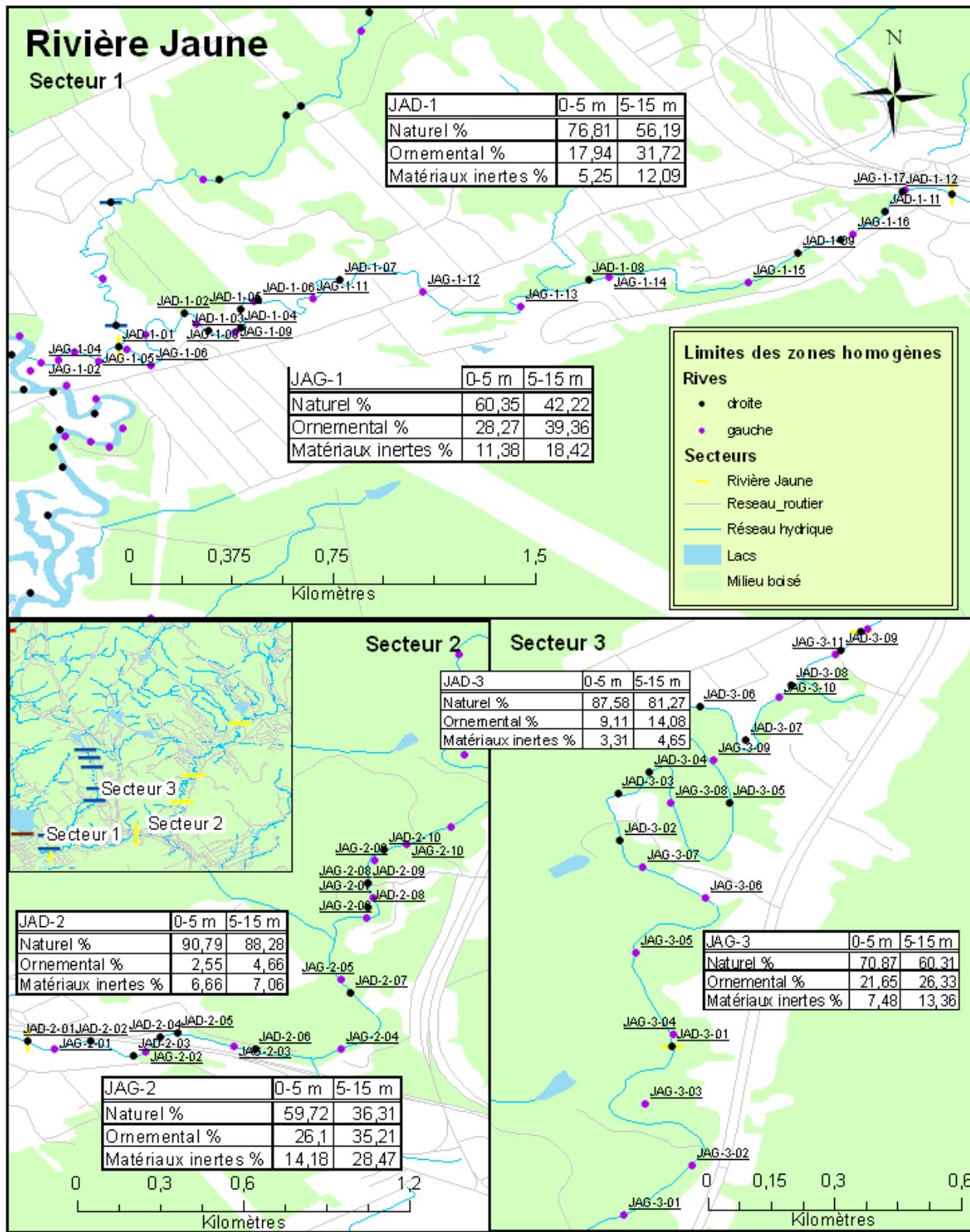
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

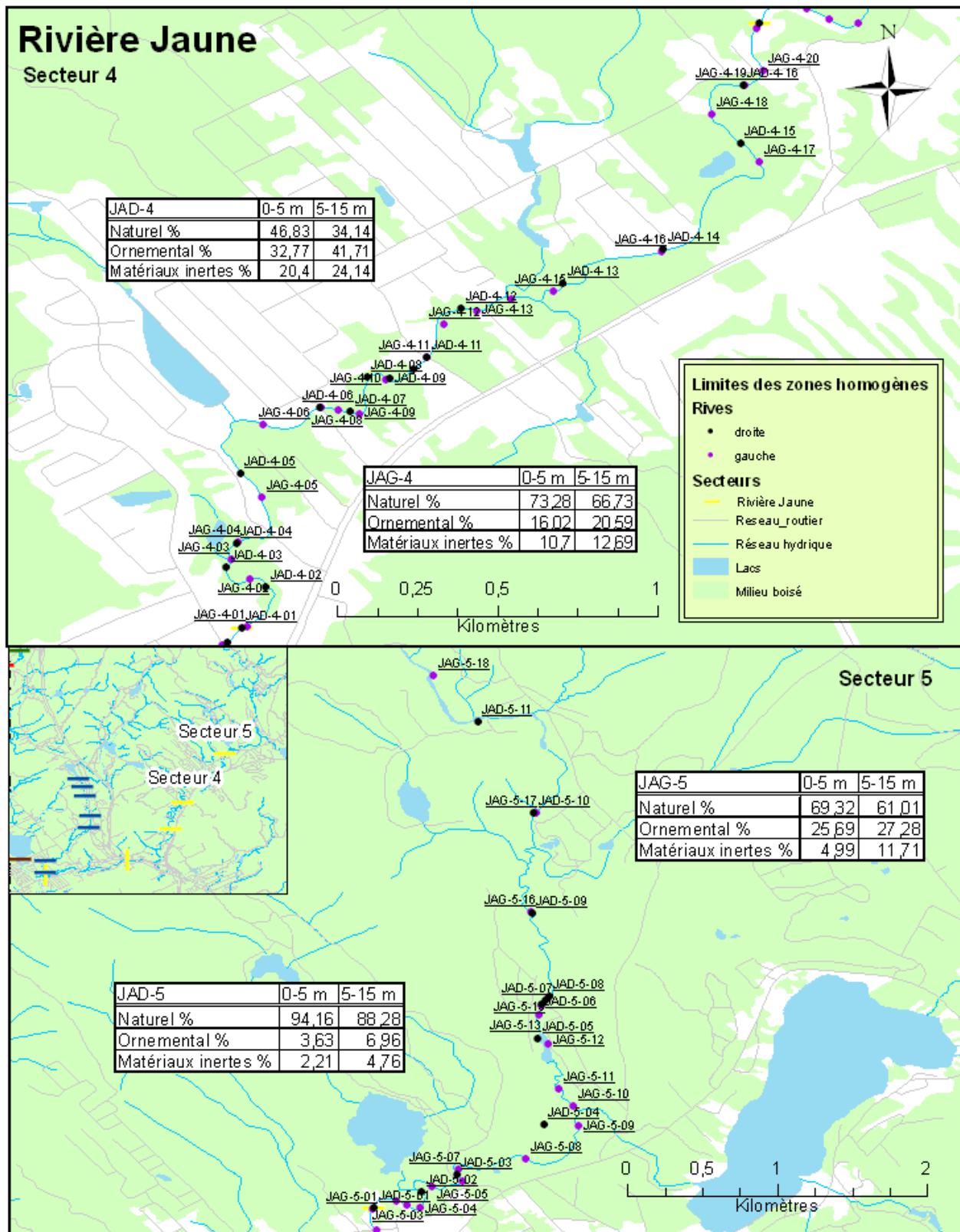
Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008



Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

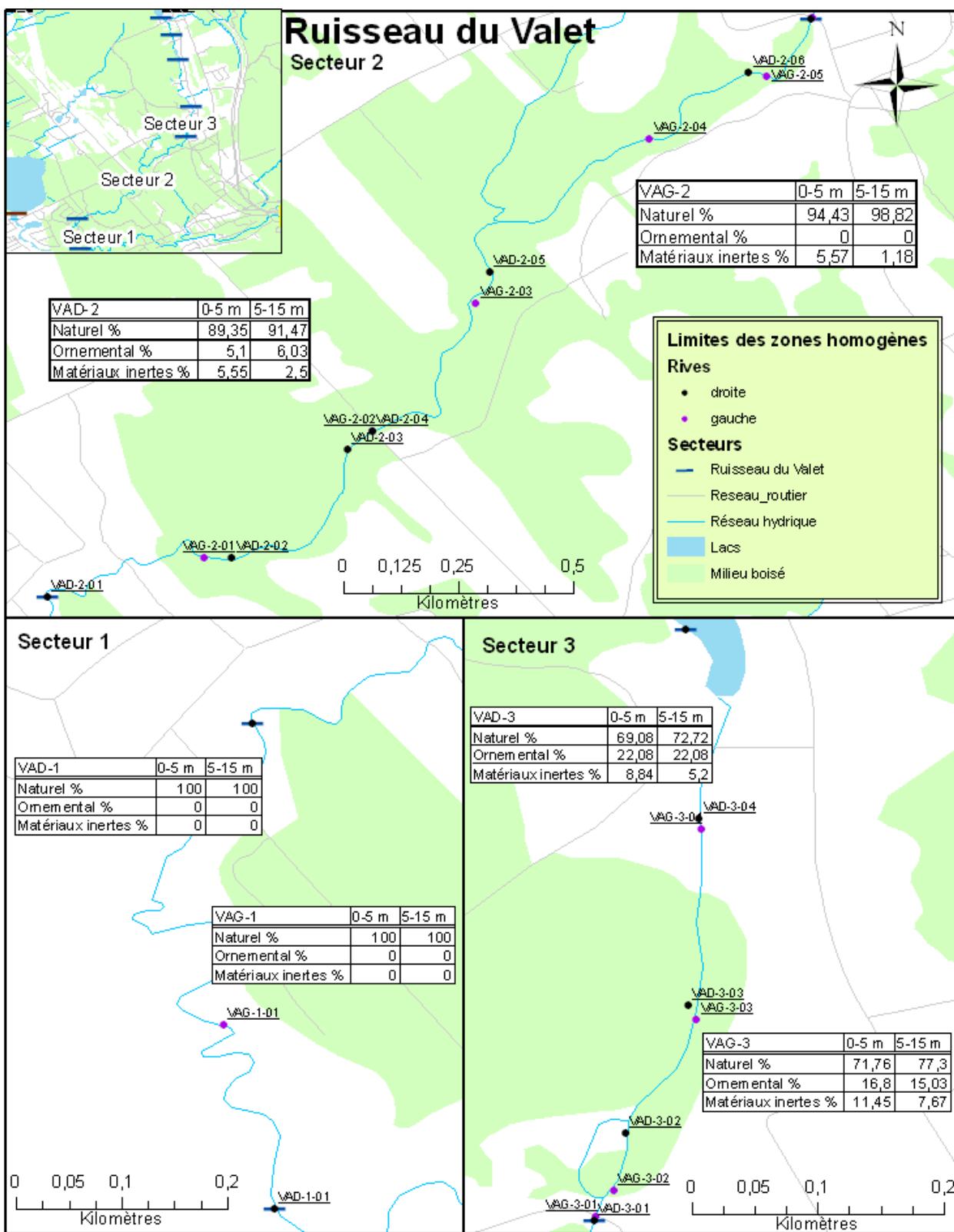
Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008

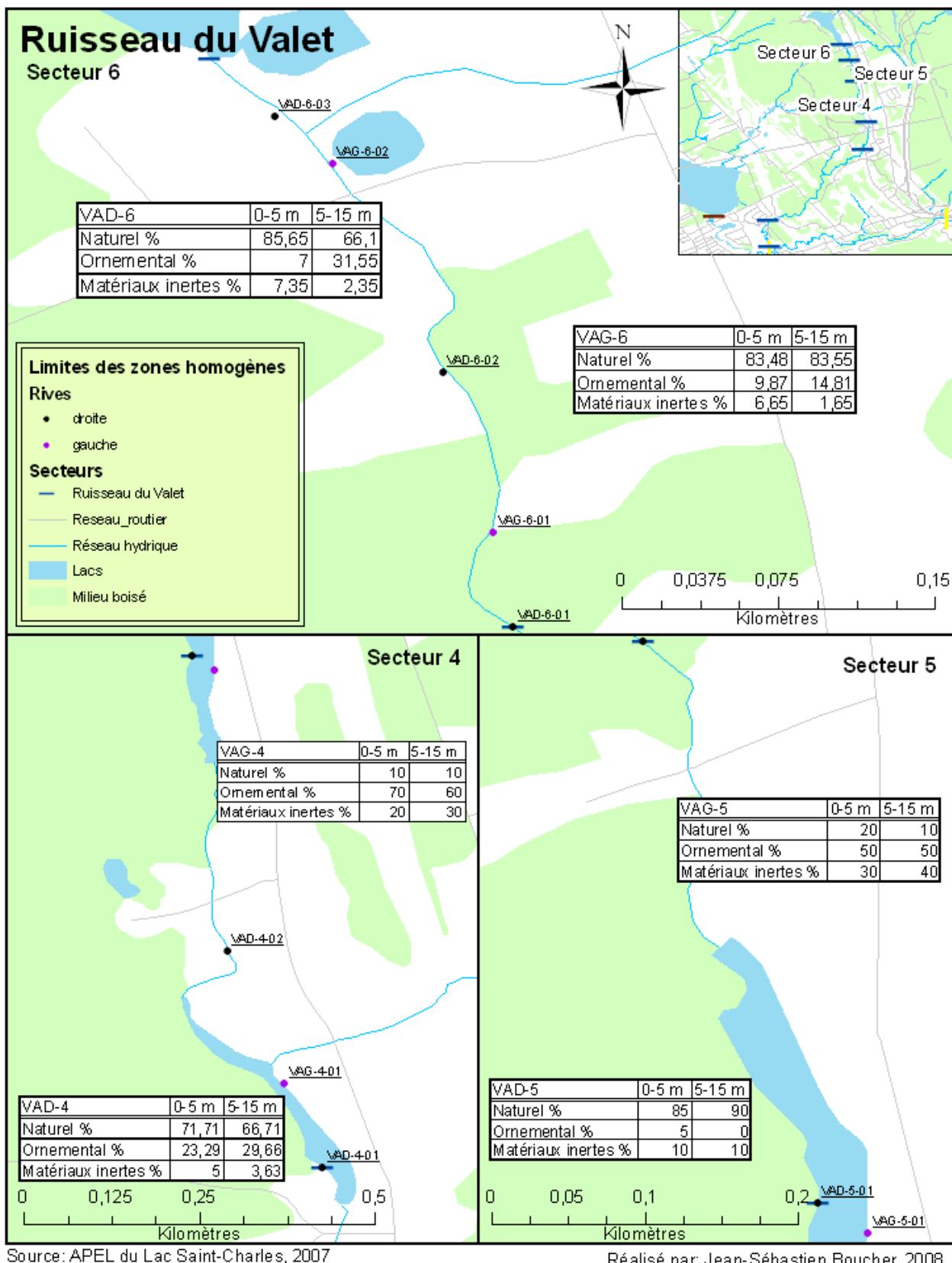


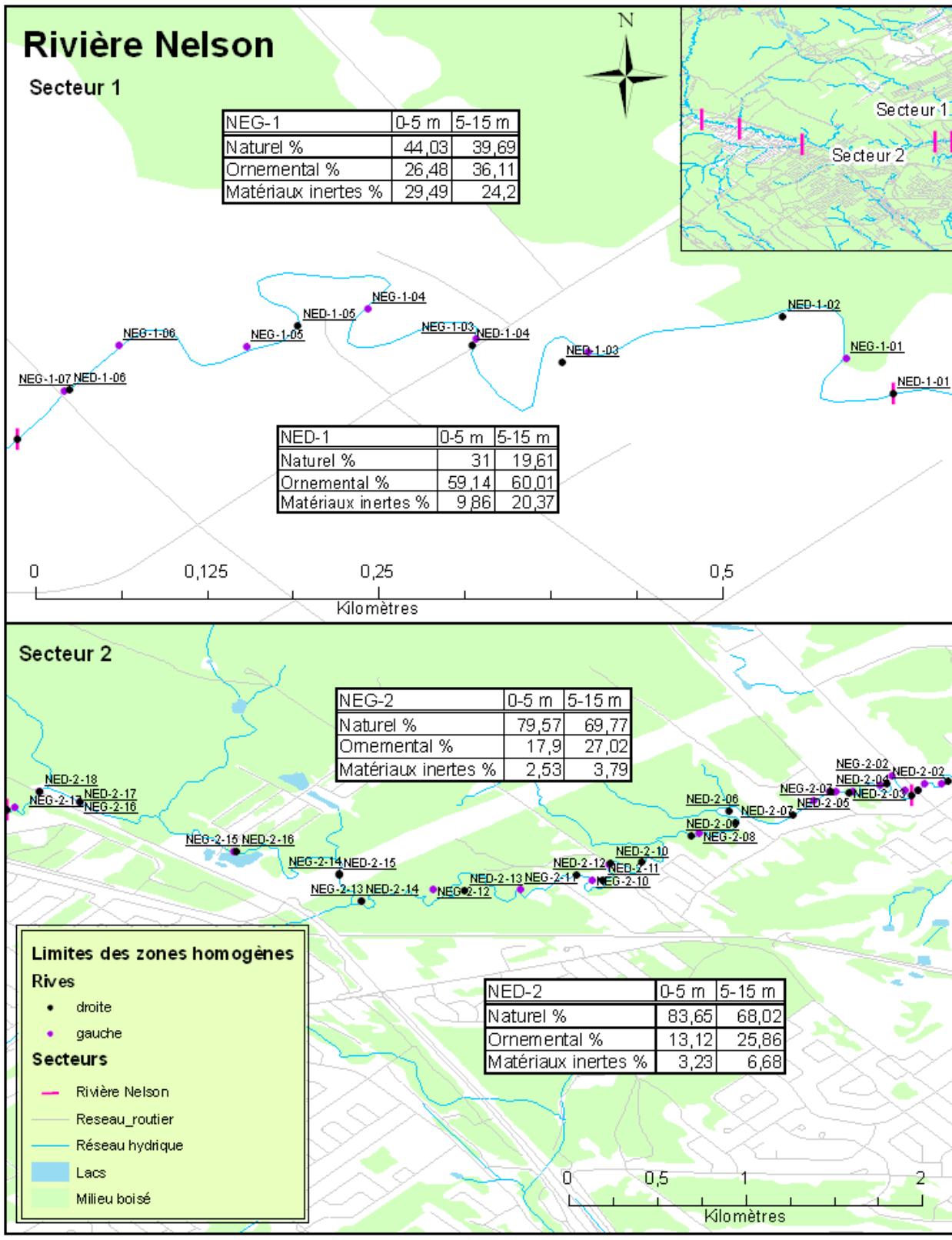


Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008

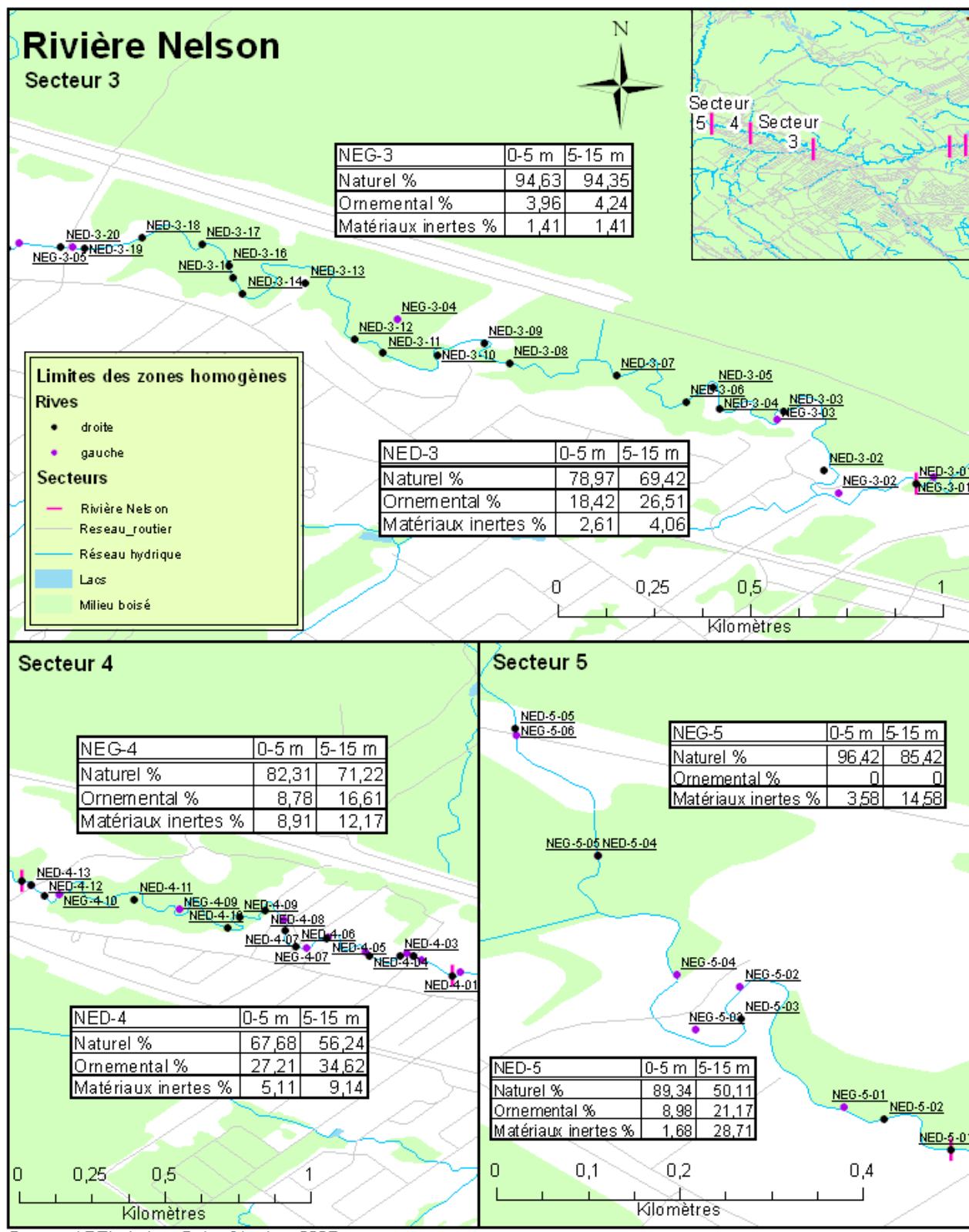






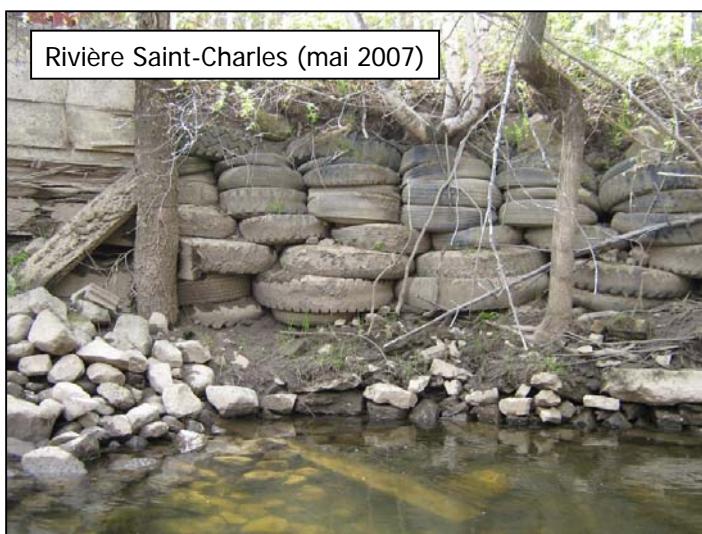
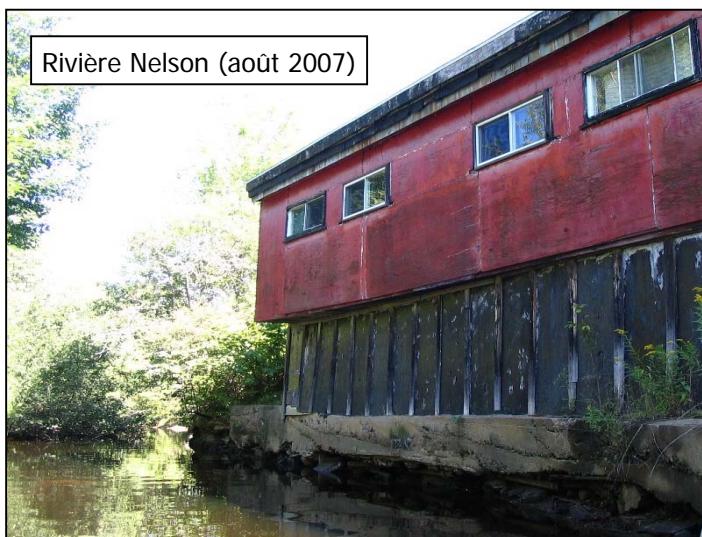
Source: APEL du Lac Saint-Charles, 2007

Réalisé par: Jean-Sébastien Boucher, 2008

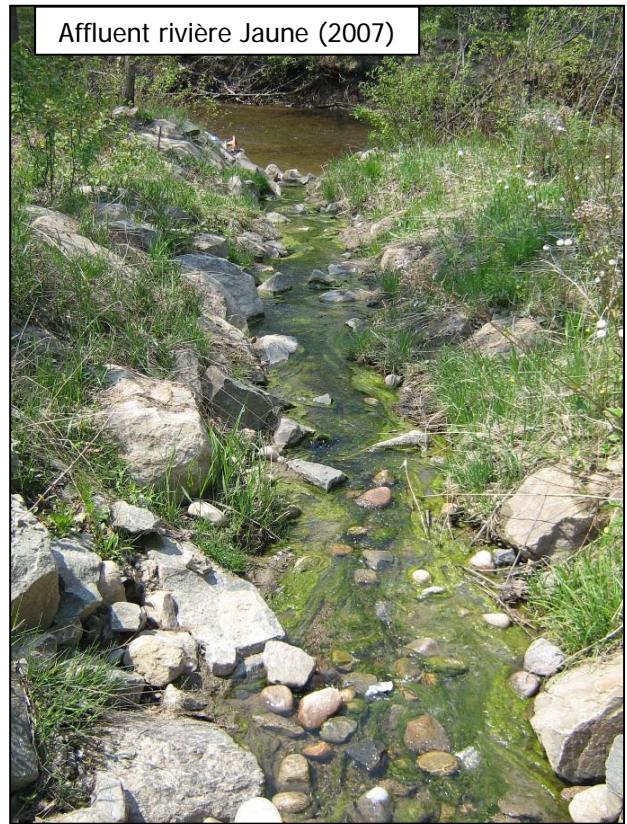


Annexe I - Photographies des lacs et rivières étudiés

Exemples d'empietements et de destructions de la bande riveraine



Exemples d'érosion des rives et d'apports en polluants divers



Photos comparant certaines propriétés riveraines du lac Saint-Charles en 1980 et en 2007



A



B



C



D



E



F

Photos aériennes prises en 1980 (A, C, E) et 2007 (B, D, F)

Photos comparant certaines propriétés riveraines du lac Saint-Charles en 1980 et en 2007



A



B



C



D



E



F

Photos aériennes prises en 1980 (A, C, E) et 2007 (B, D, F)