Diagnose du lac Saint-Charles 2012









Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL)

6/17/2014

Merci à nos partenaires

Nous tenons à remercier tous les partenaires pour leur confiance et leur appui dans la réalisation de cette étude.

Principal partenaire financier :

VILLE DE QUÉBEC

Nous tenons également à remercier les personnes et les entités suivantes pour leur implication:

Bartosiewicz Maciej, étudiant au doctorat à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE) : partage de données brutes d'azote total et de phosphore total (chapitre 4)

Leduc, Richard, Ph.D. environnement; professeur associé, Université Laval : co-direction de l'essai de maîtrise de Lucie Lacasse dont certains éléments ont été repris (chapitre 7)

Rolland, Delphine, Ph.D. biologie, spécialité limnologie, Université Laval : données brutes des espèces de cyanobactéries (chapitre 4)

Ville de Lac-Delage : permission d'accès à la station d'épuration des eaux usées de la Ville

Référence à citer

APEL. 2014. *Diagnose du lac Saint-Charles, rapport final.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, 519 pages.

Photographies de la page couverture

1. Lac Saint-Charles à l'automne, Sandra Gonzalez, 2012
2. Suivi des cyanobactéries, William Verge, 2012
3. Échantillonnage d'un tributaire du lac Saint-Charles, William Verge, 2012
4. Caractérisation des herbiers aquatiques, William Verge, 2012

Équipe de réalisation

Analyse et rédaction

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL
Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement,* APEL
William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL
Lucie Lacasse, *Géographe, Étudiante à la maîtrise en biogéosciences de l'environnement*, APEL
Mathieu Damour, *Biologiste en environnement, Stagiaire en limnologie*, APEL
Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL
Sarah Dubé-Normandin, *Étudiante au baccalauréat en géographie, Stagiaire*
François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Échantillonnage et travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL
Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement,* APEL
William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL
Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL

Cartographie et infographie

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL
Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole,* APEL
Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement,* APEL
William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL
Vincent Vandaele, *Géomaticien, M.Sc., Chargé de projets,* APEL
Anne Beaudoin*, Géographe, M.Sc., Chargée de projets en environnement,* APEL
Martin Sirois, *Géographe, M.Sc., Chargé de projets SIG*, APEL
Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL
François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL
William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL
Sébastien Bourget, *Biologiste, M.Sc., Administrateur*, APEL

Table des matières

Partenaires

Équipe de réalisation

Chapitre 1 - Introduction et présentation du territoire

Chapitre 2 - Suivi de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles

Chapitre 3 - Évaluation de l'état trophique du lac Saint-Charles

Chapitre 4 - Suivi des communautés cyanobactériennes

Chapitre 5 - Les herbiers aquatiques

Chapitre 6 - Les bandes riveraines

Chapitre 7 - Perspectives d'analyse

Chapitre 8 - Conclusions et recommandations

Annexe global: Méthodes analytiques utilisées dans les laboratoires de la Ville de Québec en 2012

Abréviations et glossaire

Note au lecteur:

En 2012, l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) a été mandatée par la Ville de Québec pour réaliser une diagnose du lac Saint-Charles. Le rapport résultant était donc destiné avant tout aux gestionnaires municipaux, et il avait été préalablement convenu entre le mandant et le mandataire de la façon d'y présenter les données (vulgarisées). Enfin, dans le cadre de l'élaboration du rapport, l'APEL a tenu compte du fait que les gestionnaires de la Ville de Québec sont au courant des nombreuses autres études en cours sur le territoire qui compléteront cette diagnose.

APEL 2014

Chapitre 1

Introduction et présentation du territoire

Rédaction

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Lucie Lacasse, *Géographe, Étudiante à la maîtrise en biogéosciences de l'environnement*, APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Cartographie et infographie

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Martin Sirois, *Géographe, M.Sc., Chargé de projets SIG*, APEL

Anne Beaudoin*, Géographe, M.Sc., Chargée de projets en environnement,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Résumé

La prise d'eau potable de la Ville de Québec sur la rivière Saint-Charles est principalement alimentée par les rivières Jaune et Nelson ainsi que les eaux du lac Saint-Charles. Étant donné le rôle stratégique capital de ce lac-réservoir, la qualité de son eau et la qualité de l'environnement dans son bassin versant restent une préoccupation première pour les autorités municipales. Alors que l'urbanisation s'intensifie dans le bassin versant du lac Saint-Charles, on remarque depuis plusieurs années des signes évidents de vieillissement accéléré du plan d'eau. L'un des symptômes révélateurs de cette eutrophisation est l'apparition, en 2006, d'épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries potentiellement toxiques.

C'est dans ce contexte que l'APEL a entrepris avec des partenaires du milieu universitaire et municipal, de 2007 à 2009, de réaliser une vaste étude limnologique dans le haut-bassin de la rivière Saint-Charles, dans le but de mieux connaître l'état de la ressource eau sur le territoire, ainsi que les principaux enjeux environnementaux. Cette démarche exhaustive avait notamment permis d'identifier des problèmes d'érosion des rives dans le bassin versant, de constater une augmentation globale de la biomasse des plantes aquatiques au lac Saint-Charles, de remarquer la présence récurrente de deux genres de cyanobactéries potentiellement toxiques (*Microcystis* et *Anabaena*) et de détecter des épisodes de contaminations pour toutes les rivières étudiées (la majorité en temps de pluie). De fait, chaque cours d'eau du haut-bassin présentait des problématiques spécifiques constantes ou intermittentes : contamination d'origine fécale, enrichissement continu en phosphore, concentrations élevées en matière en suspension, etc. Le lac Saint-Charles avait alors été classé au stade mésotrophe. Globalement, les perturbations observées avaient pu être associées aux activités humaines de plus en plus intenses sur le territoire du bassin versant.

En 2012, l'APEL a proposé à la Ville de Québec de réaliser la diagnose écologique du lac Saint-Charles, une actualisation complète des connaissances sur le plan d'eau et son bassin versant. L'étude, qui s'inscrit dans un programme de suivi des lacs et des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles mis en place en 2011, se divise en plusieurs volets: la caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau des 38 petits affluents du lac, l'évaluation de son état trophique à l'aide de données physico-chimiques, l'analyse des communautés cyanobactériennes, l'inventaire des herbiers aquatiques, ainsi que la caractérisation des bandes riveraines.

Dans l'ensemble, l'objectif de la diagnose écologique du lac Saint-Charles de 2012 était de brosser un tableau global et complet de l'état du plan d'eau, de comparer cet état avec les données passées et de formuler des recommandations pour améliorer ou préserver la qualité de l'eau.

Alors que le présent chapitre présente le portrait des caractéristiques physiques et des composantes humaines du bassin versant (géologie, climat, hydrologie et occupation du territoire), souvent liées aux perturbations environnementales, les chapitres subséquents (2 à 6)

se pencheront sur les différents aspects de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau. En effet, l'analyse des données de 2012 a permis de dégager plusieurs observations, constats et recommandations.

Ainsi, à la lumière des résultats obtenus, il appert que la presque totalité des 38 petits affluents du lac Saint-Charles connaît une problématique spécifique liée notamment au développement urbain, aux installations septiques, aux déversements de contaminants, aux produits d'entretien hivernal des routes ou encore aux abat-poussières. En fait, plus les pressions anthropiques sur l'environnement sont intenses, plus l'indice de qualité de l'eau des affluents régresse. Or, puisque les bassins versants des petits affluents occupent 88 % de la ceinture du lac Saint-Charles, leurs impacts sur la qualité de l'eau peuvent être substantiels. C'est sans compter que 43 % des rives ne sont pas en mesure d'assurer adéquatement leur fonction écologique de protection du lac.

D'ailleurs, les valeurs de phosphore, d'azote, de chlorophylle *a*, de transparence et d'oxygène dissous obtenues en 2012 au lac Saint-Charles témoignent de la progression du plan d'eau vers l'eutrophisation. Dans les faits, les résultats d'analyses de 2012 et de 2011 ont montré qu'il se situe maintenant à l'état méso-eutrophe. Cette évolution s'accompagne de plusieurs signes distinctifs comme la prolifération fulgurante de *Myriophyllum spicatum* et d'*Elodea canadensis*, la diminution marquée du nombre d'espèces de macrophytes, l'augmentation de la densité des herbiers, ainsi que la récurrence des phénomènes d'efflorescence cyanobactérienne.

De fait, quinze floraisons ont été détectées en 2012, sur lesquelles trois ont été testées positives pour la toxicité, et ce, malgré une concentration en cyanobactéries inférieure à 20 000 cell./ml. Inversement, des concentrations élevées de cyanobactéries ont été retrouvées même en dehors de fleurs d'eau. Plusieurs genres de cyanobactéries ayant un potentiel toxique ont été identifiés au lac Saint-Charles tout au long de la saison d'échantillonnage 2012.

Considérant ces principaux constats, il est possible de formuler plusieurs recommandations générales, à l'échelle du bassin versant du lac Saint-Charles, qui s'inscrivent en fait dans la continuité de celles énoncées dans l'étude limnologique de 2007-2009 :

- Améliorer la gestion des eaux pluviales, afin de réduire la superficie des sols imperméabilisés et diminuer le ruissellement direct dans les cours d'eau.
- Poursuivre la restauration des bandes riveraines des plans d'eau du bassin versant pour ralentir le vieillissement prématuré du lac Saint-Charles.
- Optimiser la performance des stations d'épuration des eaux usées de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury, notamment en ce qui a trait aux traitements tertiaires destinés à éliminer l'azote et le phosphore des effluents.
- Diminuer au maximum l'épandage de sels de déglaçage et cesser l'utilisation d'abat-poussières dans l'environnement immédiat du lac, afin de freiner la contamination progressive des eaux par les chlorures.

- Continuer l'inventaire des installations septiques et étudier la possibilité de raccorder des secteurs au réseau d'égout municipal ou à un système communautaire de traitement des eaux usées.
- Renforcer les capacités municipales en ce qui concerne l'application des règlements en vigueur relatifs à l'eau, aux bandes riveraines, à la protection des milieux humides et aux boisés, ainsi qu'aux interventions humaines dans les bassins versants de prises d'eau.

Table des matières

Rédaction 2
Cartographie et infographie 2
Révision 2
Résumé 3
1 Introduction 8
2 Objectifs 11
3 Présentation du territoire étudié 12
3.1 Hydrologie 14
3.2 Climat 15
3.3 Géologie 16
3.4 Occupation du sol 16
Références 22

Liste des figures

Figure 1: Fleur d'eau observé à la Baie de l'Écho le 24 août 2006 (crédit Pierre Marcoux 2006)... 9

Figure 2 : Le bassin versant du lac Saint-Charles et ses principaux sous-bassins..... 13

Figure 3 : Carte bathymétrique et morphométrie du lac Saint-Charles (données révisées en 2012)..... 15

Figure 4 : Occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles. 17

Figure 5 : Localisation des bâtiments par rapport aux plans d'eau..... 21

Liste des tableaux

Tableau 1 : Superficie par type d'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles et résumé des effets sur la quantité et la qualité de l'eau. 18

Liste des encadrés

Encadré 1: Historique d'apparition de cyanobactéries au lac Saint-Charles..... 8

1 Introduction

À Québec, la prise d'eau de la rivière Saint-Charles, située à la hauteur de Wendake, est utilisée depuis 1854. Elle fournit aujourd'hui 53 % des quelque 100 milliards de litres d'eau potable traités annuellement par la Ville (Ville de Québec, 2013). L'eau prélevée à Château d'eau provient notamment des rivières Nelson et Jaune qui se jettent dans la rivière Saint-Charles en amont de la prise d'eau. Le lac Saint-Charles, en amont de la rivière Saint-Charles, est le principal réservoir d'eau potable de la Ville de Québec.

Étant donné son rôle stratégique capital, l'eau du lac Saint-Charles et des cours d'eau de son bassin versant préoccupe les autorités municipales depuis le début du 20^{e} siècle :

> *« les développements de l'exploitation forestière et des défrichements agricoles dans les environs de Québec ont eu, pendant quelques années, une influence délétère sur notre approvisionnement d'eau. »* (Rapport du maire Drouin de 1912 dans Labrecque, 2009)

Comme la pression sur la ressource eau a continué de s'intensifier au cours des dernières décennies, plusieurs études scientifiques se sont penchées sur le cas du bassin versant de la prise d'eau de Château d'Eau depuis 1981. Ces études ont permis de mettre en évidence plusieurs problématiques environnementales, dont la détérioration des berges, la défaillance de plusieurs installations septiques et la dégradation de la rivière des Hurons, principal affluent du lac Saint-Charles (APEL, 2009).

En 2006, le lac Saint-Charles a connu pour la première fois des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries, symptôme révélateur d'une eutrophisation du lac induite par les activités humaines et anticipée par différentes études sur le lac Saint-Charles (Bissonnette & Leblanc, 1983; Légaré, 1998). Depuis 2006, l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries potentiellement toxiques est récurrente.

Encadré 1: Historique d'apparition de cyanobactéries au lac Saint-Charles

C'est le 10 août 2006 que, pour la première fois, une fleur d'eau a été répertoriée au lac Saint-Charles. Les fleurs d'eau de cyanobactéries sont un symptôme révélateur d'une eutrophisation du lac induite par les activités humaines et anticipée par différentes études sur le lac Saint-Charles (Bissonnette & Leblanc, 1983; Légaré, 1998). À partir de ce moment, des floraisons de cyanobactéries potentiellement toxiques ont été observées chaque année.



Figure 1: Fleur d'eau observé à la Baie de l'Écho le 24 août 2006 (crédit Pierre Marcoux 2006).

Des signes précurseurs de dégradation du lac avaient cependant été observés au cours des décennies précédentes. En 1996, dans le cadre d'une étude visant à évaluer la sensibilité du lac Saint-Charles au phénomène d'eutrophisation, des échantillons de phytoplanctons avaient été prélevés à huit profondeurs dans la colonne d'eau et une analyse sommaire des cyanobactéries avait été effectuée sur ces échantillons. Bien que cet échantillonnage ponctuel ne constituait pas une juste représentation des populations de phytoplancton, une faible concentration de $0{,}5 \times 10^5$ cellules de cyanobactéries par litre avait été dénombrée à 10 m de profondeur (Légaré, 1996). Conséquemment, les auteurs ont conclu à l'époque que la présence de cyanobactéries était très limitée (Légaré, 1998). Puis, en 2001, une étude paléolimnologique des sédiments du lac Saint-Charles a permis de retracer l'évolution trophique du lac durant les 150 dernières années et de documenter le phénomène d'eutrophisation accélérée associé à l'urbanisation des alentours du plan d'eau (Tremblay *et al*., 2001). L'étude concluait alors qu'un enrichissement additionnel pourrait provoquer une dégradation plus sérieuse du lac qui se traduirait, entre autres, par des floraisons de cyanobactéries, et soulignait par le fait même l'importance de gérer consciencieusement les apports externes affectant le lac (Tremblay *et al*., 2001).

Cinq ans après la publication de cette étude, en 2006 et 2007, des proliférations importantes de cyanobactéries ont été observées en fin d'été et en début d'automne au lac Saint-Charles, avec une dominance des genres *Microcystis* et *Anabaena* (APEL, 2009; Bourget, 2011; Warren, 2011; Rolland, 2013). Le 17 août 2007, par exemple, la concentration de *Microcystis aeruginosa* atteignait 2×10^6 cellules/ml dans une baie du bassin nord. La concentration en microcystineLR (6,2 µg/L), s'élevait alors à plus de quatre fois le seuil de qualité pour l'eau potable proposé par Santé Canada (Bourget, 2011).

À la suite de ce constat, l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL) a entrepris en 2007 de réaliser une vaste étude sur les plans d'eau

du haut-bassin de la rivière Saint-Charles en collaboration avec la Ville de Québec, la Ville de Lac-Delage, la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury, l'Institut national de la recherche scientifique – Centre Eau Terre 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 l'Organisme des bassins versants de la Capitale.

En incluant l'évaluation de la qualité de l'eau des lacs et rivières du haut-bassin versant, une caractérisation des rives et des herbiers aquatiques de plusieurs lacs, le dépistage des sources de pollution, une recherche sur les facteurs de développement de fleurs d'eau de cyanobactéries dans le lac Saint-Charles, ainsi qu'une analyse paléolimnologique des sédiments du lac Saint-Charles, l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009) est devenue une base de référence scientifique pour le territoire à l'étude.

Depuis la publication de cette étude, plusieurs mesures réglementaires ont été mises en place pour la protection des plans d'eau du haut-bassin versant, notamment le *Règlement de contrôle intérimaire visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency* (Communauté métropolitaine de Québec), le *Règlement de l'agglomération sur la protection des prises d'eau* (R.A.V.Q. 266), le *Règlement de l'agglomération sur l'eau potable* (R.A.V.Q. 67), le *Règlement de l'agglomération sur la renaturalisation des berges du lac Saint-Charles* (R.A.V.Q. 301) et le *Règlement numéro 08-578 – Renaturalisation de berges du lac Saint-Charles* (Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury).

De plus, un programme de suivi des lacs et des rivières du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles a été mis en place par l'APEL en 2011. Dans le cadre de ce programme, le lac Saint-Charles fait l'objet d'une attention particulière. Ainsi, depuis 2011, un suivi annuel des paramètres physico-chimiques du lac est effectué. En parallèle, l'APEL fait également la surveillance des cyanobactéries dans le but de mieux connaître les communautés cyanobactériennes et de pouvoir aviser les autorités en cas de floraisons. En outre, le programme de suivi comprend aussi l'échantillonnage des affluents du lac Saint-Charles, dont les campagnes sont bisannuelles. Ces études permettent d'évaluer les apports en éléments nutritifs et en ions chlorure par les tributaires, et de détecter des sources de contamination par les coliformes fécaux. Enfin, tous les cinq ans, l'APEL procède à une diagnose du lac Saint-Charles, c'est-à-dire qu'aux analyses décrites précédemment s'ajoutent la caractérisation des herbiers aquatiques et l'évaluation des bandes riveraines. La diagnose est donc une activité intégratrice qui permet d'obtenir un portrait complet, global, évolutif et comparatif des paramètres physico-chimiques, bactériologiques, écologiques et hydrologiques du milieu aquatique.

La présente étude se divise en huit chapitres :

- Introduction et présentation du territoire (chapitre 1);
- Caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau des affluents (chapitre 2);

- Évaluation de l'état trophique du lac (chapitre 3);
- Analyse des communautés cyanobactériennes (chapitre 4)
- Inventaire des herbiers aquatiques (chapitre 5);
- Caractérisation des bandes riveraines (chapitre 6);
- Perspectives d'analyse (chapitre 7);
- Conclusions et recommandations, un résumé de tous les chapitres (chapitre 8).

Le présent rapport propose donc d'exposer, par chapitre, les objectifs, la méthodologie, les résultats et les conclusions de chaque volet qui compose le mandat de diagnose reçu de la Ville de Québec pour 2012.

2 Objectifs

L'objectif global de la diagnose écologique du lac Saint-Charles est de brosser un tableau général de l'état du lac Saint-Charles, de comparer cet état avec les données passées et de formuler des recommandations pour améliorer ou préserver la qualité de l'eau. De façon spécifique, chaque volet de la diagnose comporte des objectifs distincts.

Ainsi, la caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau des affluents du lac (chapitre 2) vise notamment à :

- Déterminer la qualité de l'eau de tous les affluents du lac Saint-Charles avant l'implantation d'aménagements alternatifs;
- Soutenir les services de la Ville de Québec dans leur prise de décision quant aux affluents à prioriser pour l'installation de ces aménagements;
- Évaluer l'importance de l'apport en eau vers le lac attribuable à chaque affluent.

L'évaluation de l'état trophique du lac (chapitre 3) vise à :

- Suivre l'état trophique du lac Saint-Charles;
- Connaitre les concentrations en ions chlorure.

L'analyse des communautés cyanobactériennes (chapitre 4) vise à :

- Détecter rapidement les floraisons de cyanobactéries, réaliser un test de toxicité simple (Test ABRAXIS pour microcystines) et transmettre l'information aux autorités;
- Améliorer les connaissances sur la composition et le comportement des communautés cyanobactériennes :
    - connaître leur distribution spatio-temporelle et la dominance des genres;
    - déterminer la toxicité potentielle des différentes espèces pour chaque genre.

L'inventaire des herbiers aquatiques (chapitre 5) vise à :

- Établir l'état de référence quant à la distribution, à l'abondance et à la diversité des plantes aquatiques;
- Identifier la présence de plantes potentiellement problématiques;
- Évaluer l'état du lac en fonction de la présence/absence, de la dispersion, de la colonisation, de l'adaptation, de l'abondance et du taux de recouvrement des plantes aquatiques;
- Suivre l'évolution des communautés de plantes aquatiques au fil des années;
- Identifier les zones du lac qui sont particulièrement affectées par la croissance des macrophytes;
- Suivre l'évolution des espèces envahissantes et invasives pour restreindre leur propagation.

La caractérisation des bandes riveraines (chapitre 6) vise à :

- Comparer l'état de la bande riveraine entre 2007 et 2012;
- Décrire l'utilisation du sol ainsi que localiser les types d'aménagements autour du lac;
- Estimer leur importance pour l'ensemble du lac;
- Recenser les points les plus critiques et dégradés pour une intervention rapide.

Le chapitre 7 vise à intégrer un maximum de données dans l'analyse. Ce chapitre, proposant des perspectives d'analyse, comporte trois objectifs :

- Développer une stratégie d'étude, basée sur une revue de la littérature, permettant d'intégrer un maximum de paramètres, autant anthropiques que naturels, pouvant perturber l'équilibre écologique du lac Saint-Charles;
- Appliquer des analyses statistiques pour tester quelques hypothèses sur l'apparition des cyanobactéries issues de rapports précédents, de la revue de la littérature et de la thèse de doctorat de Rolland (2013);
- Étudier l'effet du régime hydrique et du pH de la rivière des Hurons, ainsi que du temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles sur la fréquence des floraisons de cyanobactéries.

3 Présentation du territoire étudié

Le lac Saint-Charles est partagé entre le territoire de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury et celui de la ville de Québec, à la hauteur de l'arrondissement de La Haute-Saint-Charles. Il se situe à environ 20 km au nord du centre-ville de Québec.

Même si la présente étude se concentre sur le lac Saint-Charles et la qualité de l'eau de ses affluents à leur arrivée au lac (Figure 2), il est essentiel de porter un regard global sur l'ensemble du bassin versant, étant donné que toute activité humaine et tout changement dans

l'occupation du sol, l'hydrologie ou le climat du territoire ont un effet potentiel sur la qualité de l'eau (Davis & Masten, 2004). Les analyses doivent également tenir compte des caractéristiques intrinsèques du bassin versant, soit la géologie, la zone climatologique et l'hydrologie (partie non modifiée par l'humain).

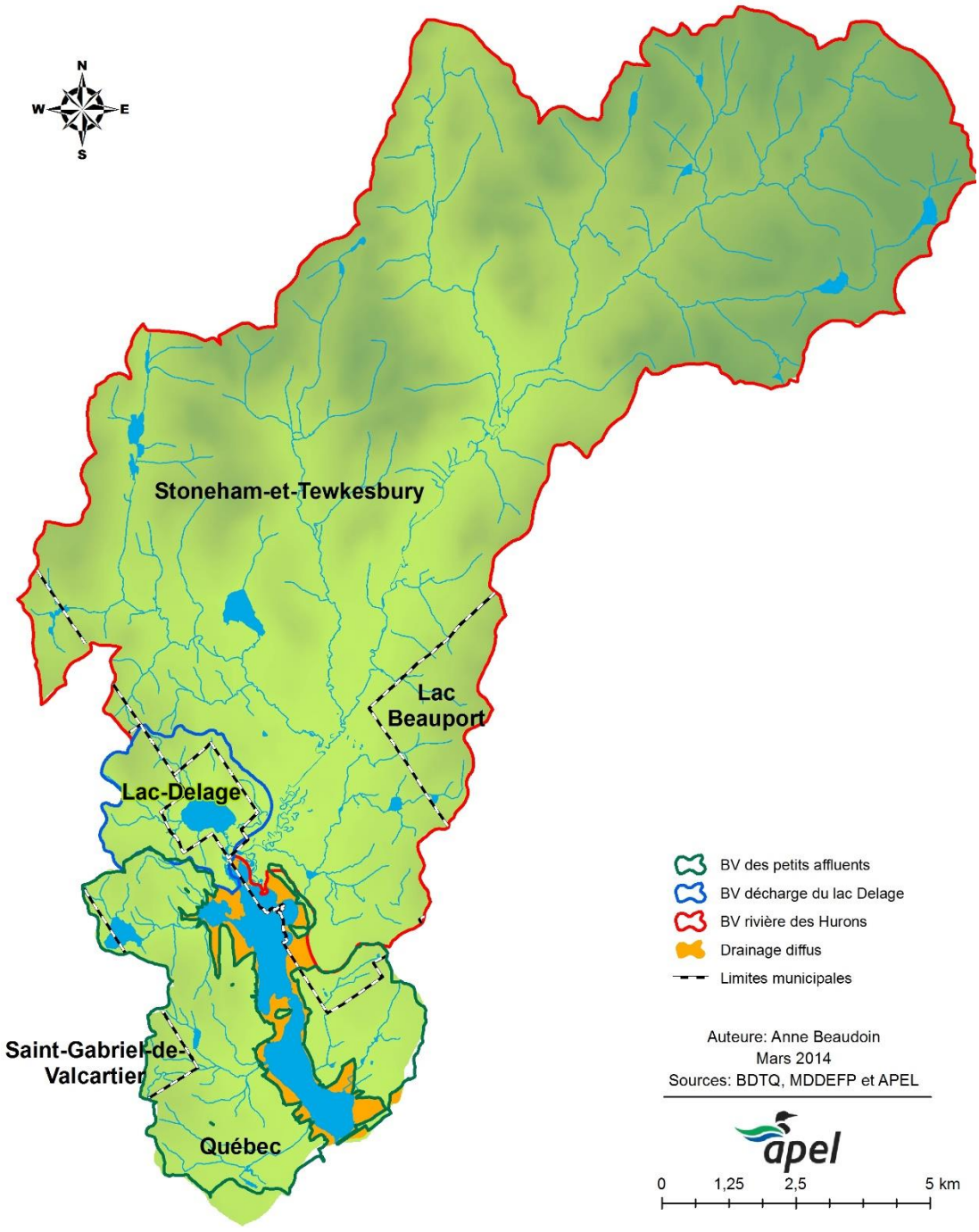


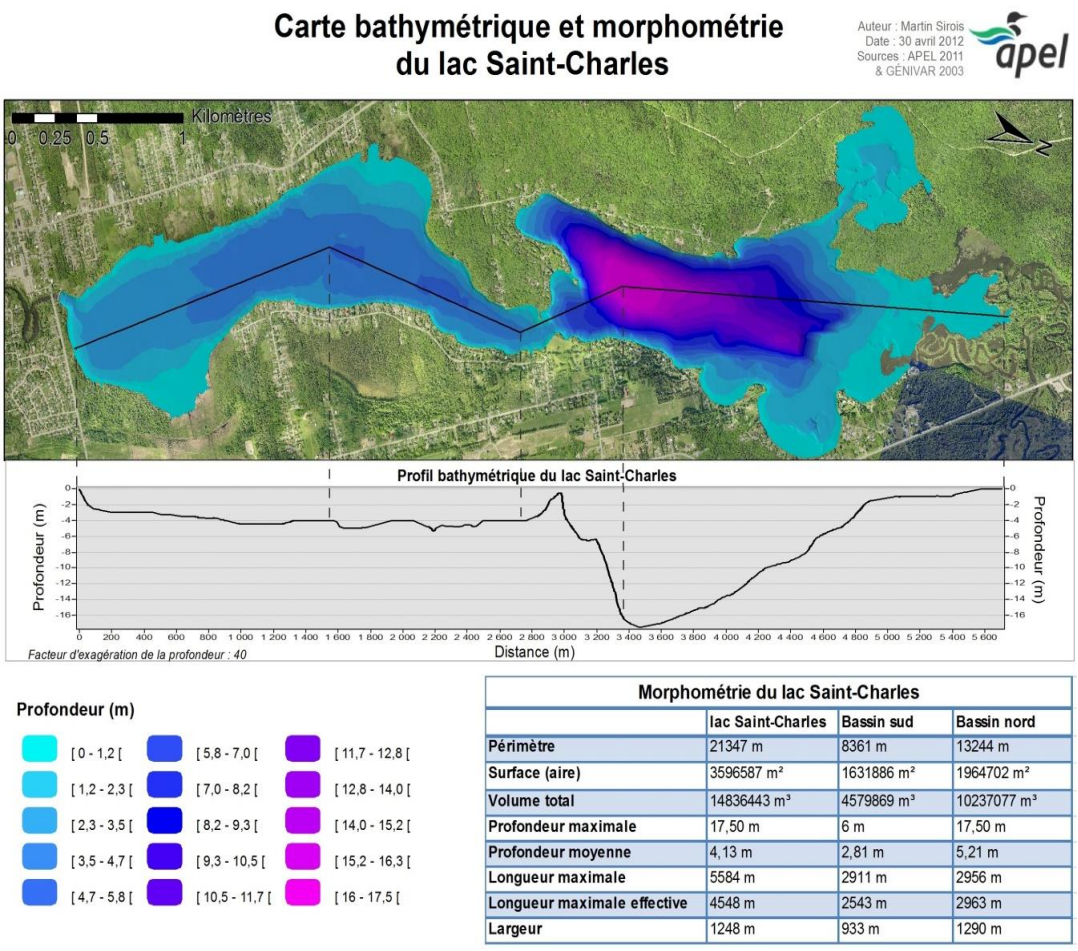
Figure 2 : **Le bassin versant du lac Saint-Charles et ses principaux sous-bassins.**

3.1 Hydrologie

Au niveau du bilan hydrographique, les principaux affluents du lac Saint-Charles sont la rivière des Hurons, l'effluent du lac Delage, ainsi que 38 petits tributaires sans noms, qui drainent respectivement 81,6 %, 3,7 % et 11 % du bassin versant, dont la superficie totalise 168,98 km^2. Les 3,6 % du territoire restant, pour la plupart des terrains adjacents au lac Saint-Charles, rechargent le plan d'eau par ruissellement diffus (APEL, 2013; données non publiées). Le seul effluent du lac Saint-Charles est la rivière Saint-Charles, dont l'eau est prélevée à 11 km du lac par la Ville de Québec pour son usine de traitement de l'eau potable (Tremblay *et al.,* 2001). Le débit de la rivière est régulé par le barrage Cyrille-Delage (Bourget, 2011).

D'une superficie de 3,6 km^2, le lac Saint-Charles compte deux bassins dont les volumes totalisent 14,8 millions de mètres cubes. Le bassin nord contient 70 % du volume total du lac, il est de forme conique et sa profondeur maximale est de 17,5 m. Le bassin sud est plus plat, sa profondeur ne dépasse pas les 4,5 m (Figure 3). Les deux bassins sont connectés entre eux par un étranglement de faible profondeur (APEL, 2009). À cause de leurs caractéristiques morphométriques distinctes, les bassins nord et sud constituent respectivement des systèmes lacustre et fluvial (Tremblay *et al.*, 2001).

L'eau du lac Saint-Charles est renouvelée en moyenne seize fois par année, mais le temps de résidence de l'eau varie en fonction des saisons et du bassin. Ainsi, le temps de résidence moyen de l'eau est de 22,7 jours pour le bassin nord et de 7,6 jours pour le bassin sud (Légaré, 1998; APEL, 2009). Pour la période à l'étude (1er janvier 2012 au 14 novembre 2012), le temps de résidence était de 45,2 jours dans le bassin nord et de 19,1 jours dans le bassin sud. À titre comparatif, ces temps étaient plutôt de 35,9 et de 15,3 jours en 2011 (Voir chapitre 7 pour la méthode employée pour effectuer le calcul). En outre, en raison de la stratification thermique du bassin nord durant la période estivale, le taux de renouvellement de l'hypolimnion est réduit comparativement à celui de l'épilimnion (Légaré, 1998).



Morphométrie du lac Saint-Charles			
	lac Saint-Charles	Bassin sud	Bassin nord
Périmètre	21347 m	8361 m	13244 m
Surface (aire)	3596587 m²	1631886 m²	1964702 m²
Volume total	14836443 m³	4579869 m³	10237077 m³
Profondeur maximale	17,50 m	6 m	17,50 m
Profondeur moyenne	4,13 m	2,81 m	5,21 m
Longueur maximale	5584 m	2911 m	2956 m
Longueur maximale effective	4548 m	2543 m	2963 m
Largeur	1248 m	933 m	1290 m

Figure 3 : Carte bathymétrique et morphométrie du lac Saint-Charles (données révisées en 2012).

3.2 Climat

Le climat dans le bassin versant du lac Saint-Charles est de type continental humide, caractérisé par des hivers frais (ou froids) assez longs et des étés relativement chauds et légèrement humides. Les précipitations totales annuelles sont assez abondantes avec environ 1230 mm répartis relativement uniformément tout au long de l'année (Environnement Canada). La végétation est principalement dominée par des peuplements de feuillus et de mélangés (Portail Québec, 2012). La saison de croissance des végétaux est estimée à 165 jours par année (Bourget, 2011).

Puisque les variations des températures et du régime de précipitations affectent énormément l'hydrologie des plans d'eau[1] (Magnusson *et al.*, 2000; Wetzel, 2001), il est anticipé que les événements extrêmes associés aux changements climatiques impactent particulièrement les lacs. Les sécheresses pourraient ainsi dégrader les sols, abaisser le niveau de l'eau et créer un

[1] Notamment sur la période et la durée de la couverture de glace, le temps de résidence, la stratification thermique, la variation dans l'apport et l'expulsion des éléments nutritifs, le pH, etc.

stress hydrique. À l'inverse, les fortes pluies pourraient augmenter considérablement le taux d'érosion des sols et altérer la qualité de l'eau par l'apport de matière en suspension et de polluants (sédiments, nutriments, agents pathogènes et pesticides) (Bouchard & Valentine, 2004; IPCC, 2007; Bird *et al.,* 2009).

3.3 Géologie

D'un point de vue géologique, le bassin versant du lac Saint-Charles est localisé sur le bouclier précambrien, plus précisément dans la province géologique de Grenville. Le paysage du bassin est grandement marqué par le passage des glaciers durant la dernière glaciation, qui date d'environ 12 000 ans (Wisconsinien). En fait, le bassin du lac est enchâssé dans une ancienne vallée glaciaire, où les dépôts de surface en altitude sont essentiellement de type morainique, tandis que les alluvions de fond de vallée sont principalement composées de sable et de limon laissé lors du retrait de la mer de Champlain il y a environ 11 300 à 12 400 ans (Magnusson *et al.,* 1997; Tremblay *et al.,* 2001). Les dépôts de surface sont habituellement très minces et la roche-mère est souvent affleurante (Commission géologique du Canada, 2008). Les eaux de surface retrouvées dans ce genre d'environnement ont généralement une faible charge ionique et conséquemment une salinité et une conductivité peu élevées ainsi qu'un faible pouvoir tampon pour les pluies acides (Environnement Canada & Santé Canada, 2001; Wetzel, 2001).

Quant au relief du bassin versant du lac Saint-Charles, il est principalement caractérisé par des collines accidentées aux sommets arrondis ayant une altitude qui varie généralement entre 150 et 450 m (Tremblay et al., 2001). Dans la partie amont du bassin versant du lac, les plus hauts sommets culminent à 790 m d'altitude et comportent de fortes pentes (Portail Québec, 2012). Rappelons qu'une forte pente augmente la vitesse du ruissellement et accentue les risques d'érosion.

3.4 Occupation du sol

La Figure 4 illustre l'occupation du sol dans le bassin versant du lac Saint-Charles. Chaque catégorie d'occupation du sol a une influence spécifique sur la quantité et la qualité de l'eau, ainsi que sur le ruissellement et l'infiltration des eaux. Le Tableau 1 résume ces effets.

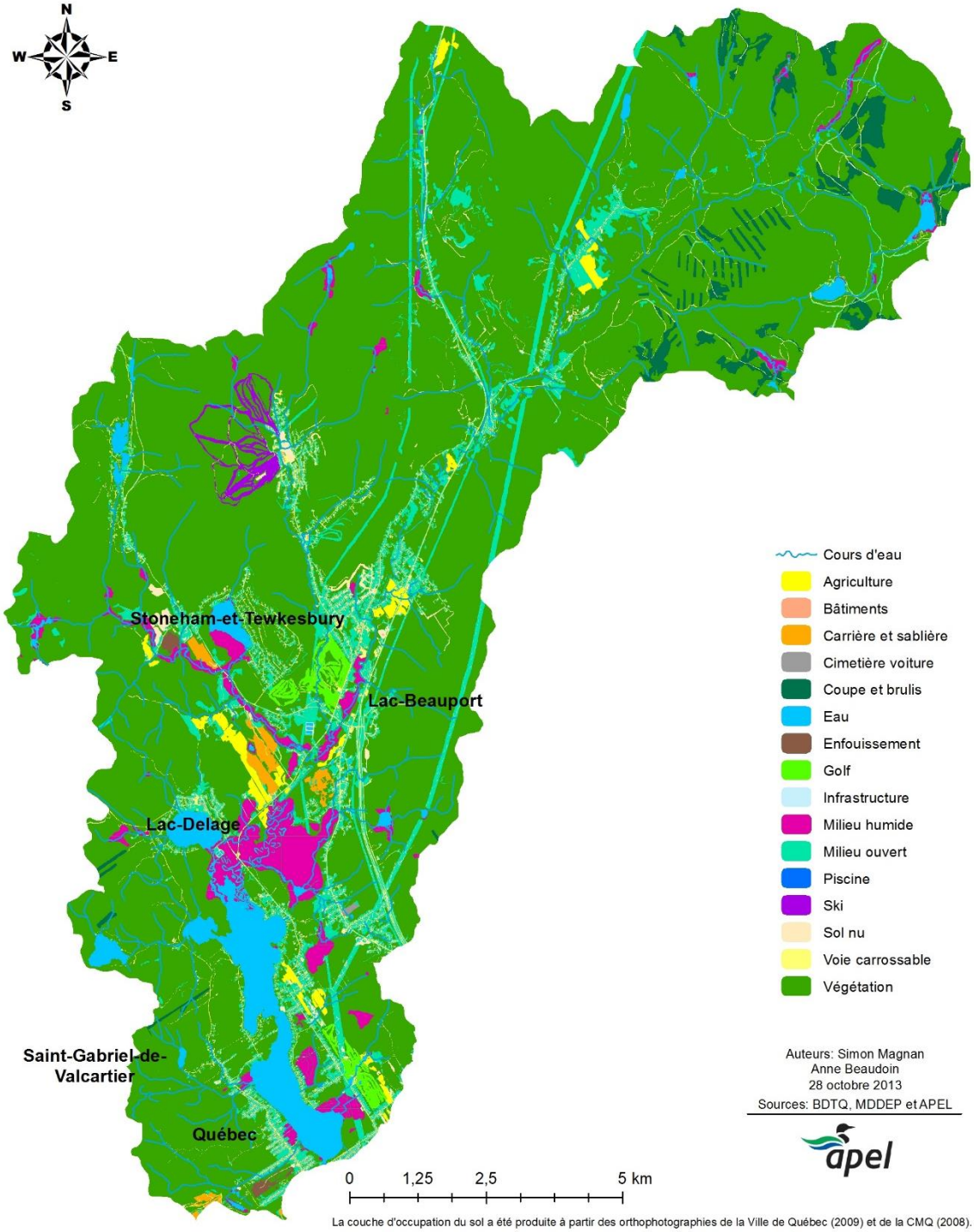


Figure 4 : Occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles.

Tableau 1 : Superficie par type d'occupation du sol du bassin versant du lac Saint-Charles et résumé des effets sur la quantité et la qualité de l'eau. ***Tiré de : Davis & Masten, 2004; Québec, sans date.***

Classe d'occupation du sol	Superficie (km^2)	Superficie (%)	Résumé des effets potentiels sur la quantité et la qualité de l'eau[2]
Végétation (forêt)	130,29	76,62	Réduit le ruissellement, favorise l'infiltration des eaux, régule le pH, retient les éléments nutritifs.
Milieux ouverts	13,12	7,72	Contribuent à l'érosion et au réchauffement de l'eau (réduction de l'ombrage). Réduisent l'infiltration des eaux, augmentent la vitesse du ruissellement.
Terrains de golf	1,01	0,59	Réduisent l'infiltration des eaux (surfaces gazonneuses). Contribuent aux apports en éléments nutritifs, pesticides et herbicides.
Eau	6,53	3,84	Sans objet
Milieux humides	5,52	3,25	Favorisent l'infiltration, la rétention et la filtration de l'eau.
Voies carrossables	3,71	2,18	Augmentent le ruissellement et les apports de sédiments (notamment par les travaux de construction et les routes non pavées), d'hydrocarbures, d'huiles, de graisses et de sels de voirie (déglaçage et abat-poussières). Contribuent au réchauffement des eaux de ruissellement, ainsi qu'à l'érosion des fossés non stabilisés et des cours d'eau récepteurs.
Coupes/brûlis	3,72	2,19	Contribuent à l'érosion des sols, aux apports en sédiments et en éléments nutritifs, ainsi qu'au réchauffement de l'eau. Réduisent l'infiltration des eaux.
Sols nu	1,51	0,89	Très vulnérables à l'érosion. Contribuent à l'augmentation des apports en sédiments et en éléments nutritifs. Augmentent la vitesse de ruissellement.
Agriculture	1,47	0,86	Contribue aux apports en sédiments, en éléments nutritifs et en pesticides. Peut favoriser l'augmentation du ruissellement (selon les types de cultures) et l'érosion des sols.

[2] La liste des effets potentiels n'est pas exhaustive.

Ski	0,86	0,51	Contribue à l'érosion des sols et donc aux apports en sédiments et en éléments nutritifs. Augmente la vitesse du ruissellement.
Carrières/sablières	1,31	0,77	Très vulnérables à l'érosion hydrique et éolienne. Contribuent à l'augmentation des apports en sédiments et au réchauffement des eaux. Réduisent l'infiltration des eaux.
Bâtiments	0,70	0,41	Augmentent l'aire des surfaces imperméables et le ruissellement. Contribuent au réchauffement des eaux, ainsi qu'à l'érosion des fossés non stabilisés et des cours d'eau récepteurs des eaux de drainage.
Enfouissements	0,19	0,11	Selon la configuration du site, augmentent les apports de lixiviats de composition variable et les risques d'érosion des sols.
Infrastructures liées aux bâtiments	0,05	0,02	Considérés comme un sol imperméable, contribuent à l'augmentation du ruissellement et au réchauffement des eaux.
Cimetière de voitures	0,03	0,02	Augmente les apports, par lessivage, en contaminants divers comme les huiles et les graisses.
Piscines	0,03	0,02	Considérées comme un sol imperméable, contribuent à la contamination et au réchauffement des eaux lors des lavages à contre-courant (*backwash*). Augmentent la consommation d'eau potable.
Usines de traitement des eaux usées	2 usines		Contribuent aux apports en éléments nutritifs, matières fécales et autres matières en suspension (MES) pouvant transporter d'autres contaminants, incluant les microorganismes, la matière organique, les résidus de médicaments, etc.
Bâtiments sur installation septique	1976 unités		Pour les résidences munies d'installations septiques avec champs d'épuration, lessivage des éléments nutritifs et des mêmes contaminants que ceux en provenance des usines de traitement des eaux usées (à l'exception des matières en suspension).

Bien que le bassin versant du lac Saint-Charles soit constitué à 77 % de couvert forestier (APEL données non publiées), la proximité des installations humaines par rapport aux plans d'eau (Figure 5) amplifie les impacts négatifs d'origine anthropique. De fait, il est reconnu que la distance entre un plan d'eau et des perturbations de l'état naturel du territoire influence grandement l'ampleur des effets négatifs sur la quantité et la qualité de l'eau (Davis & Masten, 2004; Québec, non daté). Dans le bassin versant du lac Saint-Charles, environ 4084 unités d'habitation se situent dans un rayon de 500 m des plans d'eau. De plus, sur les quelque 1976 habitations ayant des fosses septiques, 1784 se trouvent à l'intérieur de la zone de 500 m[3].

Rappelons que les activités humaines en continu (installations septiques, épandage de sels de déglaçage, application régulière de pesticides, d'herbicides et d'engrais, etc.) ou ponctuelles (construction résidentielle et routière) ont des effets directs mesurables sur les différents paramètres de qualité de l'eau. De fait, les variations dans les valeurs de pH, de conductivité et dans les taux de matière en suspension, de phosphore, d'azote, de coliformes fécaux et d'ions chlorure peuvent indiquer une perturbation du milieu causée par l'homme.

Dans le cas du lac Saint-Charles, l'analyse de la qualité de l'eau des petits affluents en fonction de l'occupation du sol dans leur bassin versant sera détaillée au chapitre 2. Puisque les eaux de ces tributaires parviennent ultimement au lac Saint-Charles, l'impact de leur qualité sur l'écosystème lacustre est non-négligeable. C'est pour cette raison que nous tenterons de brosser un portrait complet de leur contribution dans le cadre de cette étude.

[3] Les données estimées sont issues de la couche d'occupation du sol 2008-2009 (APEL, non publiée). Le terme « plan d'eau » englobe les lacs, étangs, rivières et ruisseaux à débit permanent.

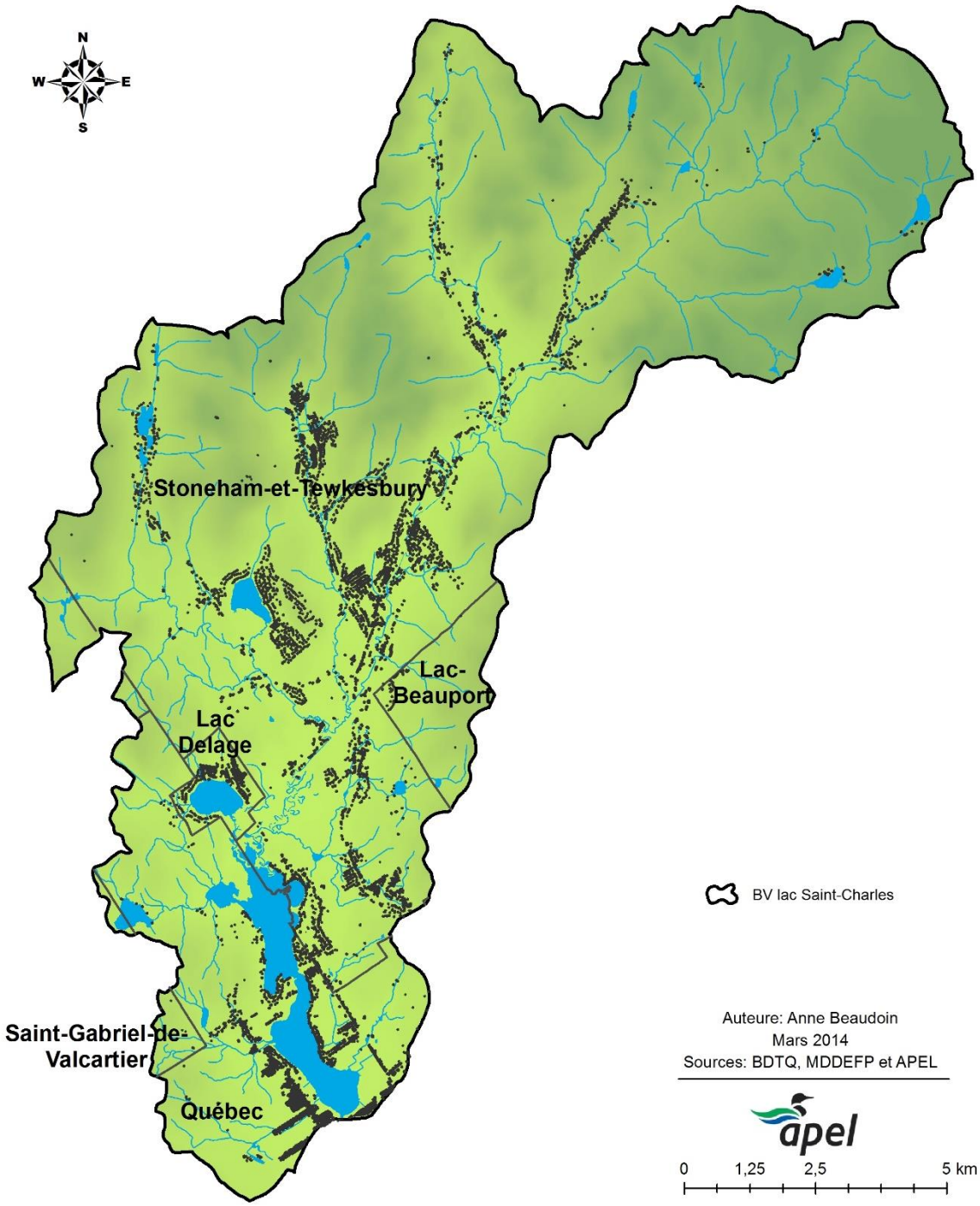


Figure 5 : Localisation des bâtiments par rapport aux plans d'eau.

Références

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

Bird, D., A. Pannard, Y. Prairie et P. Chevalier. 2009. « Changements climatiques au Québec méridional, Conséquences des changements climatiques sur le comportement de la prolifération des cyanobactéries au Québec », Résumé. Institut national de la santé publique du Québec. 12 p.

Bissonnette & Leblanc, 1983. *Synthèse et Étude de la Qualité de l'Eau et du Potentiel faunique au lac Saint-Charles.* Document réalisé dans le cadre du projet Proposition d'un schéma d'aménagement pour les environs du lac Saint-Charles, 210 p.

Bouchard Valentine, M. 2004. « Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification », Université Laval, Département de biologie, Mémoire de maîtrise. 140 p.

Bourget, S. 2011. « Limnologie et charge en phosphore d'un réservoir d'eau potable sujet à des fleurs d'eau de cyanobactéries », Lac-Saint-Charles, Québec, Département de biologie, Université Laval, Mémoire de maîtrise. 144 p.

Commission géologique du Canada. [En ligne] http://www.rncan.gc.ca/sciences-terre/a-propos/organisme/structure-organisationnelle/commission-geologique-canada/7552 pages consultées le 2 août 2013.

Davis, L. Mackenzie et Susan J. Davis 2004. Principles of Environmental Engineering and Science. MacGrawHill

Environnement Canada et Santé Canada (2001). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Liste de substances d'intérêt prioritaires : Rapport d'évaluation : Sels de voirie.* 188 p.

Environnement Canada. [En ligne] http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_f.html?stnID=5251&lang=f&dCode=0&province=QUE&provBut=Go&month1=0&month2=12 pages consultées le 16 décembre 2013.

IPCC (2007) *Climate change 2007 : The Physical Science Basis*. Summary for policy Markers. Geneva, Switzerland, Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO, 18 p.

Labrecque, Annie-Claude (2009). *Gestion de l'eau en milieu urbain : Étude de la Ville de Québec entre 1840 et 1920.* Mémoire de maîtrise. Université de Montréal, Département d'histoire, Faculté des Arts et sciences, 101 p.

Légaré, S. 1996. La sensibilité à l'eutrophisation du lac Saint-Charles. Université Laval.

Légaré, S. 1998. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98- 238, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, 106 p.

Magnuson, J. J., K. E. Webster, R. A. Assel, C. J. Bowser, P. J. Dillon, J. G. Eaton, H. E. Evans, E. J. Fee, R. I. Hall, L. R. Mortsch, D. W. Schindler et F. H. Quinn. 1997. “Potential Effects of Climate Changes on Aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian shield region”, *Hydrological Processes*, Vol. 11, p. 825-871.

Magnuson, J. J., D. M. Robertson, B. J. Benson, R. H. Wynne, D. M. Livingstone, T. Arai,R. A. Assel, R. G. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N. G. Granin, T. D. Prowse, K. M. Stewart, V. S. Vuglinski. 2000. “Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere", *Science*, Vol. 289, p. 1743-1746.

ROCHE, 2010. État de la situation du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles. Rapport final. Communauté métropolitaine de Québec. 221 p.

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, *Journal of Water Science*, Vol. 14, n°4, p. 489-510.

Portail Québec (2012) Climat. [En ligne] http://www.gouv.qc.ca/portail/quebec/pgs/commun/portrait/geographie/climat/?lang=fr, pages consultées le 16 octobre 2012.

Québec (s.d.) *Guide de gestion des eaux pluviales. Stratégie d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain.* Québec avec la participation du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et du Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire.

Rolland, D. C. 2013. La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le lac Saint-Charles , Québec , Canada): variabilité et facteurs de contrôle. Université Laval.

Ville de Québec. (2013). Gestion de l'eau. [En ligne] http://www.ville.quebec.qc.ca/environnement/eau/gestion_eau.aspx, page consultée le 15 juillet 2013.

Warren, A. 2011. Suivi des cyanobactéries en milieu lacustre par fluorimétrie in vivo. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.

Wetzel, R.G. (2001) *Limnology. Lake and river ecosystems. Third Edition*. London, Academic Press.

APEL 2014

Chapitre 2

Suivi de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles

Rédaction et analyse

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL

Sarah Dubé-Normandin, *Étudiante au baccalauréat en géographie, Stagiaire*

Échantillonnage et travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL

Cartographie et infographie

Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole*

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement,* APEL

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Vincent Vandaele, *Géomaticien, M.Sc., Chargé de projets,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement,* APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Résumé

Le lac Saint-Charles compte 38 petits tributaires parmi ses sources d'alimentation. Puisque ces affluents drainent 11 % de son bassin versant, l'impact de la qualité de leur eau sur celle du lac n'est pas négligeable. Pour cette raison, les 38 petits tributaires font l'objet d'une attention particulière de la part de l'APEL depuis l'Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles (APEL, 2009).

C'est ainsi que l'APEL, en partenariat avec la Ville de Québec, a mis en place en 2012 un programme de suivi bisannuel qui vise notamment à brosser un portrait détaillé de la qualité de l'eau et de la contribution des petits affluents du lac Saint-Charles, et ce, dans une optique d'aide à la décision dans la réalisation d'aménagements alternatifs par la Ville de Québec.

Dans le cadre de cette première année de suivi systématique, 41 stations ont été visitées à 14 reprises entre le 16 avril et le 5 novembre 2012. En plus des 38 affluents, le suivi concernait l'exutoire du lac Delage, de la rivière des Hurons et de la station d'épuration des eaux usées de Lac-Delage. Les campagnes d'échantillonnage avaient lieu toutes les deux semaines, s'étalaient sur trois jours et priorisaient les travaux pendant les jours de pluie. Les différents paramètres suivants étaient mesurés à l'aide d'une sonde multiparamétrique : température ambiante, température de l'eau, conductivité, oxygène dissous, pH, turbidité et chlorophylle a. Le phosphore total (trace), les matières en suspension, les coliformes fécaux, les ions chlorure, l'azote total Kjeldahl, l'azote ammoniacal, les nitrites/nitrates, les hydrocarbures, les métaux et les cyanobactéries étaient, quant à eux, dosés en laboratoire à partir d'échantillons prélevés sur le terrain. Le débit était évalué sur place via différentes méthodes selon les contraintes de la station et plusieurs données contextuelles étaient recueillies : date, heure, appareils utilisés, personnel échantillonneur, température ambiante, pluviométrie et ensoleillement. Les nombreuses données obtenues ont ensuite été confrontées aux critères communément admis dans la littérature scientifique et aux indices et seuils établis par les gouvernements québécois et canadiens.

À la lumière de nos résultats, il appert que près de 70 % des affluents connaissent une problématique spécifique liée notamment aux produits pour l'entretien hivernal des routes, aux abats-poussières, aux déversements de produits divers, aux installations septiques, ou encore au développement urbain. De fait, la dégradation de la qualité de l'eau observée est principalement attribuable aux activités humaines, mais les causes spécifiques varient selon l'occupation du sol dans le bassin versant de chaque affluent. Ainsi, la qualité de l'eau est globalement meilleure dans les bassins versants les plus naturels, comme le démontre une corrélation positive significative entre la superficie totale de terres végétalisées et humides (en % du bassin versant) et l'IQBP sans pH de l'eau des affluents. Par conséquent, l'APEL recommande notamment de privilégier le gravier plutôt que le sel dans les produits de déglaçage, de cesser l'épandage d'abats-poussières tout en sensibilisant les usagers à réduire la vitesse, de limiter le développement sur installation septique et de vérifier la conformité des installations septiques existantes, et ce, dans l'ensemble des bassins versants.

Table des matières

Rédaction et analyse 2
Échantillonnage et travaux de terrain 2
Cartographie et infographie 2
Révision 2
Résumé 3
1 Mise en contexte et objectifs 9
2 Méthodologie 10
2.1 Échantillonnage 10
2.2 Méthodologie d'analyse 13
2.2.1 Contextes de mesure 13
2.2.2 Analyse des données de la qualité de l'eau 13
2.2.3 Données et analyses de la pluviométrie 16
2.2.4 Mesure du débit 17
3 Portrait global de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles 19
4 Portrait individuel des affluents du lac Saint-Charles 29
4.1 Portrait détaillé de la qualité de l'eau des affluents du bassin nord du lac Saint-Charles 30
4.2 Portrait détaillé de la qualité de l'eau des affluents du bassin sud du lac Saint-Charles 70
5 Conclusions et recommandations 121
Références 130
Articles scientifiques et documentation 130
Communications personnelles 130
Annexes 131
Annexe 1. Définitions des classes d'occupation du sol 131
Annexe 2. Tableau des recommandations détaillées (APEL, 2011) 133
Annexe 3. Distribution des valeurs d'IQBP avec pH par station 139
Annexe 4. Boites à moustache pour les stations du bassin nord 159
Annexe 5. Boites à moustache pour les stations du bassin sud 165

Liste des figures

Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage des affluents du lac Saint-Charles en 2012. 11

Figure 2 : Pluviométrie qualitative en fonction des groupes de stations échantillonnées la même journée en référence aux dates d'échantillonnage. 16

Figure 3 : Méthodes de mesure des débits. 18

Figure 4. Pourcentage des affluents selon l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique sans pH 19

Figure 5. Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en 2012. 20

Figure 6 : Conductivité moyenne des affluents et de l'effluent du lac Saint-Charles en 2012. 26

Figure 7 : Analyse de corrélation entre la superficie totale occupée par le couvert végétal et les milieux humides (en %) et l'IQBP sans pH, par bassin versant. 27

Figure 8 : Analyse de corrélation entre la superficie anthropisée (en %) et l'IQBP sans pH, par bassin versant. 28

Figure 9 : Localisation des stations E02, E54 et E50 situées dans le bassin versant E02. 30

Figure 10 : IQBP avec pH à la station A en 2012. 139

Figure 11 : IQBP avec pH à la station AA (E21) en 2012. 139

Figure 12 : IQBP avec pH à la station B en 2012. 140

Figure 13 : IQBP avec pH à la station BB en 2012. 140

Figure 14 : IQBP avec pH à la station C en 2012. 141

Figure 15 : IQBP avec pH à la station CC en 2012. 141

Figure 16 : IQBP avec pH à la station DD en 2012. 142

Figure 17 : IQBP avec pH à la station E en 2012. 142

Figure 18 : IQBP avec pH à la station E01 en 2012. 143

Figure 19 : IQBP avec pH à la station E02 en 2012. 143

Figure 20 : IQBP avec pH à la station E50 en 2012. 144

Figure 21 : IQBP avec pH à la station E54 en 2012. 144

Figure 22 : IQBP avec pH à la station F en 2012. 145

Figure 23 : IQBP avec pH à la station FF en 2012. 145

Figure 24 : IQBP avec pH à la station G en 2012. 146

Figure 25 : IQBP avec pH à la station GG en 2012. 146

Figure 26 : IQBP avec pH à la station H en 2012. 147

Figure 27 : IQBP avec pH à la station HH en 2012. 147

Figure 28 : IQBP avec pH à la station IIB en 2012. 148

Figure 29 : IQBP avec pH à la station IID en 2012. 148
Figure 30 : IQBP avec pH à la station J en 2012. 149
Figure 31 : IQBP avec pH à la station K (E22) en 2012. 149
Figure 32 : IQBP avec pH à la station KK en 2012. 150
Figure 33 : IQBP avec pH à la station L en 2012. 150
Figure 34 : IQBP avec pH à la station LL en 2012. 151
Figure 35 : IQBP avec pH à la station M en 2012. 151
Figure 36 : IQBP avec pH à la station MM en 2012. 152
Figure 37 : IQBP avec pH à la station N en 2012. 152
Figure 38 : IQBP avec pH à la station NN en 2012. 153
Figure 39 : IQBP avec pH à la station O en 2012. 153
Figure 40 : IQBP avec pH à la station OO en 2012. 154
Figure 41 : IQBP avec pH à la station P en 2012. 154
Figure 42 : IQBP avec pH à la station PP en 2012. 155
Figure 43 : IQBP avec pH à la station Q en 2012. 155
Figure 44 : IQBP avec pH à la station R en 2012. 156
Figure 45 : IQBP avec pH à la station S en 2012. 156
Figure 46 : IQBP avec pH à la station T en 2012. 157
Figure 47 : IQBP avec pH à la station U en 2012. 157
Figure 48 : IQBP avec pH à la station W en 2012. 158
Figure 49 : IQBP avec pH à la station Z en 2012. 158
Figure 50 : Distribution des valeurs de MES (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 159
Figure 51 : Distribution des valeurs de CF (UFC/100 ml) pour les stations situées dans le bassin nord. 159
Figure 52 : Distribution des valeurs de PT (µg/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 160
Figure 53 : Distribution des valeurs de NTK (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 160
Figure 54 : Distribution des valeurs de nitrites/nitrates (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 161
Figure 55 : Distribution des valeurs d'azote ammoniacal (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 161
Figure 56 : Distribution des valeurs de conductivité (µS/cm) pour les stations situées dans le bassin nord. 162
Figure 57 : Distribution des valeurs de turbidité (NTU) pour les stations situées dans le bassin nord. 162

Figure 58 : Distribution des valeurs de pH pour les stations situées dans le bassin nord 163

Figure 59 : Distribution des valeurs de température (°C) pour les stations situées dans le bassin nord. 163

Figure 60 : Distribution des valeurs d'OD (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 164

Figure 61 : Distribution des valeurs de chlorophylle *a* (µg/l) pour les stations situées dans le bassin nord. 164

Figure 62 : Distribution des valeurs de MES (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud. 165

Figure 63 : Distribution des valeurs de CF (UFC/100 ml) pour les stations situées dans le bassin sud. 165

Figure 64 : Distribution des valeurs de PT (µg/l) pour les stations situées dans le bassin sud. .. 166

Figure 65 : Distribution des valeurs de NTK (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud. 166

Figure 66 : Distribution des valeurs de nitrites/nitrates (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin sud. 167

Figure 67 : Distribution des valeurs d'azote ammoniacal (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin sud. 167

Figure 68 : Distribution des valeurs de conductivité (µS/cm) pour les stations situées dans le bassin sud. 168

Figure 69 : Distribution des valeurs de turbidité (NTU) pour les stations situées dans le bassin sud. 168

Figure 70 : Distribution des valeurs de pH pour les stations situées dans le bassin sud. 169

Figure 71 : Distribution des valeurs de température (°C) pour les stations situées dans le bassin sud. 169

Figure 72 : Distribution des valeurs d'OD (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud. .. 170

Figure 73 : Distribution des valeurs de chlorophylle *a* (µg/l) pour les stations situées dans le bassin sud. 170

Figure 74 : Diffusion théorique des effluents des fosses septiques au lac Saint-Charles. 171

Liste des tableaux

Tableau 1 : Objectifs spécifiques de l'emplacement de certaines stations d'échantillonnage..... 10

Tableau 2 : Synthèse des paramètres, appareils et laboratoires utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau en 2012. 12

Tableau 3 : Contextes de mesure et informations associées. 13

Tableau 4 : Classes des paramètres entrant dans le calcul de l'IQBP (Hébert, 1997). 14

Tableau 5 : Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) (Hébert, 1997). 14

Tableau 6 : Classification de la conductivité. 14

Tableau 7 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec (MDDEP, 2002). 15

Tableau 8 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les chlorures (MDDEP, 2002). 15

Tableau 9 : Nom et localisation des stations pluviométriques. 17

Tableau 10 : Classement de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en fonction de l'IQBP sans pH (bassin nord, 2012). 21

Tableau 11 : Classement de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en fonction de l'IQBP sans pH (bassin sud, 2012). 22

Tableau 12 : Recommandations s'appliquant à l'ensemble des bassins versants de l'étude. 122

Tableau 13 : Recommandations spécifiques par affluent. 123

Tableau 14 : Synthèse des problématiques et recommandations issues du rapport *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château d'Eau* (APEL, 2011). 133

Encadré 1. Débits moyens des affluents du lac Saint-Charles en 2012. 25

1 Mise en contexte et objectifs

Au cours de la dernière décennie, la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles a fait l'objet de deux études : la *Caractérisation des fossés de drainage urbain du lac Saint-Charles* (Ville de Québec, 2001) et la *Caractérisation des petits affluents du lac Saint-Charles et impact du ruissellement urbain*, réalisée dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009). Ces deux études avaient notamment pour objectifs de :

- Caractériser, inspecter et cartographier les petits affluents[1] du lac Saint-Charles.
- Améliorer la connaissance de la qualité de l'eau des petits affluents du lac Saint-Charles.
- Répertorier les principales techniques alternatives de drainage urbain applicables au climat québécois et proposer des sites d'implantation.

En 2010, les résultats et recommandations de ces études ont amené la Ville de Québec à mandater l'APEL pour la réalisation d'un projet intitulé *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau* (APEL, 2011). Les deux principaux objectifs poursuivis dans le cadre de ce rapport étaient alors de :

- Diagnostiquer les problématiques reliées au drainage et à la gestion des eaux pluviales répertoriées sur le terrain (bassins versants des petits affluents du lac Saint-Charles jugés prioritaires).
- Élaborer des plans (concepts) d'aménagement des bassins versants des petits affluents accompagnés de recommandations visant l'amélioration de la gestion des eaux pluviales à partir de la cartographie et des relevés de terrain.

Il est à noter que la mise en œuvre de certains des aménagements proposés est présentement (2012-2013) à l'étude par le Service de l'ingénierie de la Ville de Québec, en collaboration avec le Service de l'environnement de la Ville de Québec, le Service des travaux publics de l'arrondissement de La Haute-Saint-Charles et l'APEL.

En 2012, l'APEL a entrepris de poursuivre l'étude des affluents du lac Saint-Charles par la mise en place d'un programme de suivi bisannuel de la qualité de l'eau qui vise notamment à :

- Déterminer la qualité de l'eau de tous les affluents du lac Saint-Charles avant l'implantation d'aménagements alternatifs.
- Soutenir les services de la Ville de Québec dans leur prise de décision quant aux affluents à prioriser pour l'installation de ces aménagements.
- Évaluer l'importance de l'apport en eau vers le lac attribuable à chaque affluent.

[1] Note : le terme affluent inclut les ruisseaux ainsi que les réseaux de fossés et de conduites pluviales.

2 Méthodologie

2.1 Échantillonnage

Les stations d'échantillonnage sont localisées sur la carte de la Figure 1. La majorité des stations ont été positionnées de manière à obtenir un portrait global de la qualité de l'eau dans les sous-bassins du lac Saint-Charles. L'accessibilité faisait également partie des critères influant sur le choix de l'emplacement des stations. Les cinq stations qui répondent à des objectifs d'échantillonnage plus spécifiques sont décrites au tableau 1.

Tableau 1 : Objectifs spécifiques de l'emplacement de certaines stations d'échantillonnage.

Station	Localisation	Objectifs
Station E01	En aval de l'affluent principal, la rivière des Hurons.	Suivre la qualité de l'eau du principal affluent du lac Saint-Charles.
Station E04	À l'exutoire du lac Saint-Charles, la rivière Saint-Charles.	Connaître la qualité de l'eau à l'exutoire du lac.
Station E02	Décharge du lac Delage.	Suivre la qualité de l'eau du deuxième apport d'eau en importance au lac Saint-Charles.
Station E54	À l'exutoire de l'usine d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage localisée en aval de la station E02.	Évaluer les apports de l'usine d'épuration des eaux usées au lac Saint-Charles.
Station E50	Dans les Marais du Nord, en aval de la station E54.	Vérifier l'évolution de la qualité de l'eau en provenance du lac Delage (E02) pour ce qui est de l'impact de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées (E54).

Entre le 16 avril et le 5 novembre 2012, chacune des 41 stations a été visitée à 14 reprises. Les campagnes d'échantillonnage avaient lieu toutes les deux semaines, s'étalaient sur trois jours et étaient priorisées les jours de pluie.

Les paramètres mesurés lors des campagnes d'échantillonnage sont présentés au tableau 2, et sont associés à l'appareil de mesure ou au laboratoire ayant procédé à l'analyse des échantillons (veuillez noter que les méthodes d'analyse utilisées en laboratoire sont placées en annexe de l'étude).

À la section 4, les fiches d'analyse présentent le portrait de tous les affluents du lac Saint-Charles et incluent une carte illustrant, pour chaque affluent, le portrait de l'occupation du sol à l'intérieur des limites du bassin versant, la configuration de l'affluent et la localisation précise de la station d'échantillonnage sur celui-ci.

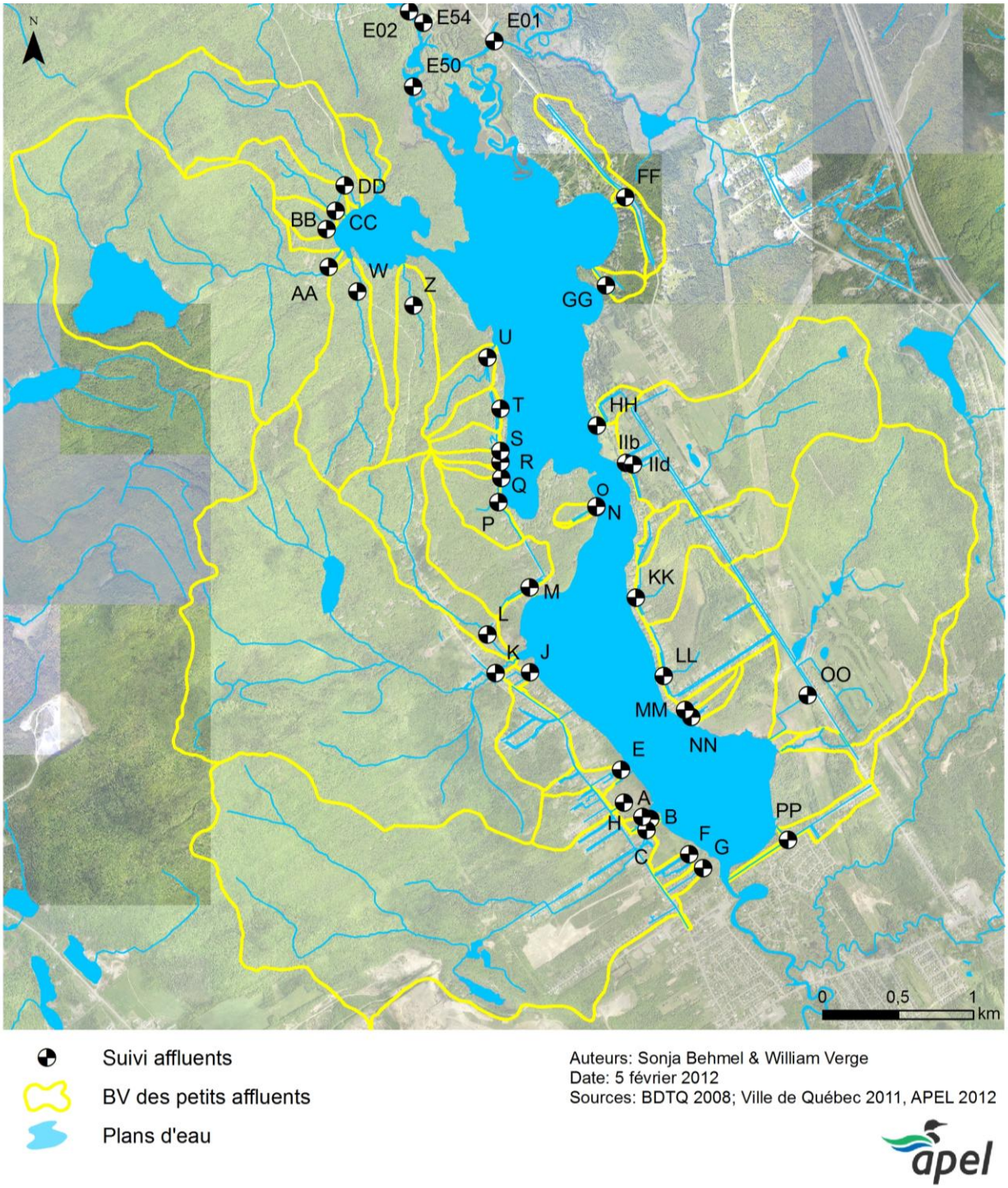


Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage des affluents du lac Saint-Charles en 2012.

Tableau 2 : Synthèse des paramètres, appareils et laboratoires utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau en 2012.

Paramètres	Nombre de stations	Prélèvement/Analyse
Débit	Toutes sauf E50	Différentes méthodes selon la configuration de l'affluent (voir Figure 3)
Température ambiante	41	Thermomètre
Température de l'eau	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
Conductivité spécifique*	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
Oxygène dissous	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
pH	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
Turbidité	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
Chlorophylle *a*	41	Sonde multiparamètres YSI 6600 V2
Phosphore total (trace)	41	Laboratoire Ville de Québec
Matières en suspension	41	Laboratoire Ville de Québec
Coliformes fécaux	41	Laboratoire Ville de Québec
Ions chlorure	Dosés une fois au printemps, deux fois en été et une fois à l'automne (pour les 41 stations), sinon lorsque la conductivité est > 250 µS/cm	Laboratoire Ville de Québec
Chlorures de magnésium	4 stations**	Laboratoire Ville de Québec
Azote total Kjeldahl (NTK)	24 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Azote ammoniacal	24 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Nitrites/Nitrates	24 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Hydrocarbures (C10 - C50)	2 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Métaux	2 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Huiles et graisses	2 stations***	Laboratoire Ville de Québec
Cyanobactéries	5 stations****	Laboratoire Ville de Québec

* Par la suite, seulement le terme *conductivité sera utilisé dans le texte.*

** Analyses demandées suite à la mesure de valeurs de conductivité élevées durant la période estivale. En effet, nous avons été informés que des abats-poussières à base de chlorure de magnésium avaient été utilisés (Com. Jacques Deschênes, 2012).

*** Analyses de divers paramètres faites suite aux recommandations issues des études précédentes sur les petits affluents (APEL, 2009).

**** Prélèvements et analyses approfondies en laboratoire effectués suite à l'observation de cyanobactéries lors des campagnes d'échantillonnage dans l'objectif de comprendre leur provenance.

2.2 Méthodologie d'analyse

2.2.1 Contextes de mesure

Le tableau 3 présente les principaux éléments notés pour établir les contextes de mesure.

Tableau 3 : Contextes de mesure et informations associées.

Contexte général	Date, heure, appareils utilisés, personnel échantillonneur, température ambiante, précipitations et ensoleillement.
Contexte spécifique à l'échantillonnage des ruisseaux	Débit qualitatif et aspect de l'eau.
Contexte d'évènements particuliers	Constructions et/ou ouvrages dans le bassin versant et près des rives, difficultés techniques avec l'équipement, etc.

Les contextes de mesures recueillis par l'équipe de terrain et les informations supplémentaires obtenues auprès des riverains concernant les activités se déroulant sur le territoire lors de la saison d'échantillonnage viennent enrichir l'analyse des données de la qualité de l'eau.

2.2.2 Analyse des données de la qualité de l'eau

L'analyse est basée sur :

- les classes et les critères de qualité de l'eau tirés de Hébert (1997), du MDDEFP (Tableaux 4 et 5) et de Weiner (2007);
- l'indice de qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) (Tableau 5) (Hébert, 1997)[2];
- le seuil pour l'azote total, établi selon les critères du MDDEFP, qui permet d'avancer l'hypothèse d'une surfertilisation du milieu aquatique lorsque la concentration d'azote total est supérieure à 1 mg/l;
- les critères de qualité de l'eau de surface pour les chlorures (Tableau 8) (MDDEP, 2002);
- l'analyse systématique des ions chlorure, et parfois plus spécifiquement des chlorures de magnésium, effectuée lorsque la conductivité mesurée par la sonde dépassait 250 µS/cm. Cette procédure servait à déterminer si la contamination de l'eau par les sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes (mélanges sel-pierre) était à l'origine de la conductivité anormalement élevée du cours d'eau; les cours d'eau à l'état naturel dans le bassin versant du lac Saint-Charles affichent habituellement une conductivité inférieure à 50 µS/cm (APEL, 2011);
- des indicateurs et des recommandations tirés de la littérature (sources diverses).

[2] Les paramètres utilisés dans le calcul de l'IQBP ont été indiqués pour chaque station. L'explication détaillée de cet indice peut être consultée dans le glossaire.

Tableau 4 : Classes des paramètres entrant dans le calcul de l'IQBP (Hébert, 1997).

Classes de qualité IQBP	CF (UFC/ 100 ml)	PT (µg/l)	MES (mg/l)	Oxygène dissous (%)	pH	Chlorophylle *a* (mg/l)	Turbidité (NTU)	Nitrites et nitrates (mg/l)	Azote ammoniacal (mg/l)
Bonne	≤ 200	≤ 30	≤ 6	88 - 124	6,9 - 8,6	≤ 5,7	≤ 2,3	≤ 0,5	≤ 0,23
Satisfaisante	200 - 1000	31 - 50	7 - 13	80 - 87 ou 125 - 130	6,5 - 6,8 ou 8,7 - 9,0	5,71 - 8,6	2,4 - 5,2	0,51 - 1,0	0,24 - 0,5
Douteuse	1001 - 2000	51 - 100	14 - 24	70 - 79 ou 131 - 140	6,2 - 6,4 ou 9,1 - 9,3	8,61 - 11,1	5,3 - 9,6	1,01 - 2,0	0,51 - 0,9
Mauvaise	2001 - 3500	101 - 200	25 - 41	55 - 69 ou 141 - 150	5,8 - 6,1 ou 9,4 - 9,6	11,1 - 13,9	9,7 - 18,4	2,01 - 5,0	0,91 - 1,5
Très mauvaise	> 3500	> 200	> 41	< 55 ou > 150	< 5,8 ou > 9,6	> 13,9	> 18,4	> 5,0	> 1,5

Tableau 5 : Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) (Hébert, 1997).

IQBP	Classes de qualité de l'eau
A (80 - 100)	Eau de bonne qualité
B (60 - 79)	Eau de qualité satisfaisante
C (40 - 59)	Eau de qualité douteuse
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité
E (0 - 19)	Eau de très mauvaise qualité

Tableau 6 : Classification de la conductivité.

Conductivité (µS/cm)
0 - 49,99
50 - 99,99
100 - 149,99
150 - 249,99
250 - 399,99
400 - 999,99
1000 - 6000

*Note : Cette classification n'est fournie qu'à titre indicatif sachant que la conductivité de l'eau pure est égale à 0.

Tableau 7 : Critères de qualité de l'eau de surface au Québec (MDDEP, 2002).

Paramètre	Critère de qualité	Objectif du critère
Phosphore total (PT)	≤ 20 µg/l[3]	S'applique aux cours d'eau se jetant dans un lac. Vise à limiter la croissance de végétaux dans les lacs.
	≤ 30 µg/l	Vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières.
Coliformes fécaux (CF)	≤ 200 UFC/100 ml	Permet tous les usages récréatifs.
	200 - 1000 UFC/100 ml	Les usages où il y a contact direct avec l'eau sont compromis.
	< 1000 UFC/100 ml	Tous les usages récréatifs sont compromis. Ce critère est applicable pour l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable aux endroits où il y a un traitement complet, c'est-à-dire : floculation, filtration et désinfection.

Tableau 8 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les chlorures (MDDEP, 2002).

	[Cl^-]	Commentaires
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	250 mg/l	Au-delà de cette concentration, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation peuvent être altérées.
Protection de la vie aquatique		Ce critère de qualité ne sera probablement pas suffisamment protecteur lorsque les chlorures seront associés au potassium, au calcium ou au magnésium plutôt qu'au sodium. De plus, puisque les organismes d'eau douce tolèrent les chlorures seulement sur une plage restreinte sans subir de toxicité aiguë, un dépassement du critère de qualité pourra nuire à bon nombre d'espèces.
Effet aigu	860 mg/l*	
Effet chronique	230 mg/l*	

* Critères de qualité en révision.

<u>Afin d'alléger le contenu de ce rapport, seuls les résultats et analyses des données qui se sont avérées problématiques seront mentionnés</u>.

Par ailleurs, les données de 2012 ont été mises en relation avec celles des années précédentes uniquement lorsqu'il y avait une amélioration ou une détérioration notable.

[3] Ce critère a été retiré en 2012 et n'a pas été remplacé. Le critère des ≤ 30 µg/l est encore en vigueur, mais « cette valeur protectrice pour les cours d'eau n'assure pas toujours la protection des lacs en aval » (MDDEFP, 2013). Dans ce rapport, nous avons donc choisi de conserver le critère de 20 µg/l à des fins d'analyse.

2.2.3 Données et analyses de la pluviométrie

Des analyses de corrélation entre la pluviométrie et les données de qualité de l'eau ont été réalisées sur une base à la fois qualitative et quantitative.

À partir d'une classification pluviométrique qualitative, une catégorie de précipitations a été attribuée à chaque journée d'échantillonnage.

La définition quantitative utilisée pour évaluer l'effet de la pluie sur les résultats de qualité de l'eau classe les précipitations selon trois régimes :

(1) Temps sec : 0 à 4,9 mm dans les 24 heures précédant l'échantillonnage ou plus de 48 h sans précipitations;
(2) Faible pluie : 5 à 9,9 mm dans les 24 heures précédant l'échantillonnage;
(3) Pluie : 10 mm ou plus dans les 0 à 48 heures précédant l'échantillonnage.

Ceci a d'abord permis de viser un maximum d'échantillonnages en temps de pluie, l'objectif étant de réaliser au moins 50 % d'entre eux par temps pluvieux (Figure 2).

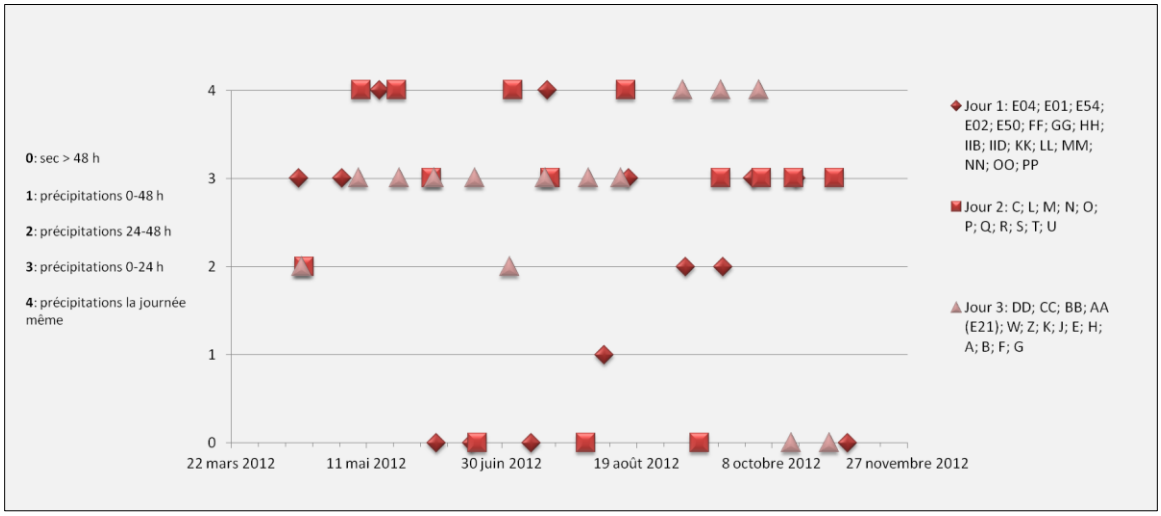


Figure 2 : Pluviométrie qualitative en fonction des groupes de stations échantillonnées la même journée en référence aux dates d'échantillonnage.

Les résultats de qualité de l'eau ont d'abord été comparés aux classes de précipitations qualitatives. Cette analyse simple a permis de vérifier rapidement si la pluie pouvait être en cause dans les cas de contamination. Cependant, comme les précipitations en 2012 étaient très ponctuelles et les averses généralement de courte durée, il était presque impossible d'échantillonner au moment de l'écoulement maximal.

De plus, les données de trois pluviomètres (Tableau 9) opérés par la Ville de Québec et couvrant le bassin versant à l'étude ont été utilisées pour valider l'observation qualitative des précipitations. Dans le cas où les données des stations pluviométriques ne correspondaient pas

aux observations de terrain, nous avons tenu compte des précipitations observées pour procéder aux analyses. En effet, les épisodes de pluie étant parfois sporadiques et de courte durée, toutes les stations pluviométriques ne reçoivent pas nécessairement les précipitations observées ailleurs sur le territoire. Or, dans la majorité des cas, il y avait concordance entre les observations de terrain et les données issues des stations pluviométriques.

Tableau 9 : Nom et localisation des stations pluviométriques.

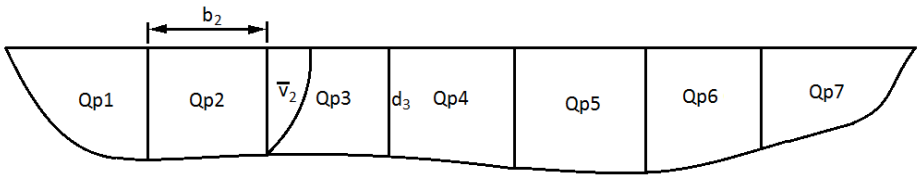
Station	Nom de la station et localisation	Note
U926	Bassin de la rivière des Hurons Stoneham-et-Tewkesbury; 1, chemin du Brûlis, caserne d'incendie de Stoneham.	Les stations d'échantillonnage n'ont pas été associées aux stations pluviométriques étant donné qu'elles se situent toutes à l'est du lac Saint-Charles. Nous avons plutôt opté pour le calcul de la moyenne des précipitations reçues aux trois stations et de tenir davantage compte des observations qualitatives. La station U925 était hors service pendant 9 jours et la station U928 démontre quelques données aberrantes (Comm. Jacques Deschênes 2013).
U925	Bassin de la rivière Jaune La Haute-St-Charles; 825, boulevard du Lac, Lac-Beauport.	
U928	Notre-Dame-des-Laurentides Bassin versant de la rivière Jaune.	

2.2.4 Mesure du débit

Lors des campagnes d'échantillonnage, plusieurs méthodes ont été utilisées pour mesurer le débit de chaque affluent. La sélection de la méthode dépendait des conditions sur le terrain : force du débit, profondeur d'eau, configuration du lit du ruisseau ou de la conduite, etc. Pour la plupart des stations, il n'a pas été possible d'utiliser une méthode unique, l'écoulement étant trop variable d'une visite à l'autre. Ces méthodes sont présentées à la Figure 3 à la page suivante.

Méthode aire-vitesse avec courantomètre

Cette méthode consiste à mesurer la profondeur (*d*) en plusieurs points du cours d'eau. Les distances (*b*) qui séparent les profondeurs mesurées sont ensuite multipliées par la profondeur moyenne. Puis, l'aire calculée est multipliée par la vitesse moyenne ($\bar{v}$) de ce panneau (*Q*p). Ici, la vitesse moyenne est directement obtenue par l'intégration du profil de vitesse avec le courantomètre. Finalement, les débits partiels de chaque panneau sont additionnés afin d'obtenir le débit total du cours d'eau (*Q*).



Les débits partiels (*Q*pi) se calculent suivant cette équation :

$$Qpi = \frac{\bar{v}_i + \bar{v}_{i+1}}{2} * \frac{d_i + d_{i+1}}{2} * b$$

Dans le cas des panneaux aux berges (Qp1 et Qp7), le débit partiel se calcule comme suit :

$$Qp1 = \frac{2}{3}\bar{v}_1 * \frac{1}{2}(d_0 + d_1) * b$$

Le débit total :

$$Q = \sum_{i=1}^{n} Qpi$$

Où *n* est le nombre de panneaux selon les dimensions du cours d'eau.

Méthode aire-vitesse avec flotteurs

Lorsque le niveau d'eau est trop bas ou que la vitesse d'écoulement est trop faible pour l'utilisation du courantomètre, des flotteurs sont utilisés pour mesurer la vitesse (*v*). La vitesse se calcule en mesurant le temps (*t*) que prend flotteur pour parcourir une distance fixe (*d*). Le débit (*Q*) est calculé en multipliant l'aire de la section (*A*), mesurée sur place, par la vitesse.

$$v = \frac{d}{t}$$

$$Q = v * A$$

Méthode volumétrique

Cette méthode consiste à calculer le débit en utilisant un récipient de volume connu (*V*) et en mesurant le temps (*t*) pour le remplir. Il est possible de pratiquer cette méthode lorsque l'eau chute d'une conduite et que le débit est faible.

$$Q = \frac{V}{t}$$

Figure 3 : Méthodes de mesure des débits.

3 Portrait global de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles

La Figure 4 montre la répartition des affluents du lac Saint-Charles en fonction de leur IQBP. Les tableaux 10 et 11 ainsi que la Figure 5 présentent l'état de la qualité de l'eau à toutes les stations, regroupées par bassin versant (bassins nord et sud du lac) et classées selon leur IQBP sans pH.

Étant donné que le pH de l'eau est généralement plus bas dans les bassins versants ayant davantage de couvert forestier (effet des acides humiques issus de la décomposition de la matière organique), l'IQBP a également été calculé sans l'intégration des valeurs de pH. Pour chaque station, cette valeur est mise en relation, à des fins de comparaison, avec l'IQBP global (calculé avec tous les descripteurs conventionnels de la qualité de l'eau qui ont été mesurés) et avec la conductivité moyenne de l'eau.

La conductivité est un paramètre intégrateur qui permet souvent de déceler des variations dans la qualité de l'eau retrouvée en zones naturelles, de faible urbanisation et à plus forte occupation anthropique. Or, la conductivité est un indice de qualité de l'eau influencé par des paramètres qui ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'IQBP (tels que les ions chlorure en provenance des produits d'entretien hivernal des routes et des abats-poussières en été). En associant les valeurs d'IQBP avec la conductivité, il est possible de suspecter la présence de perturbations affectant la qualité de l'eau dans le bassin versant même lorsque celle-ci est jugée bonne selon l'IQBP. La Figure 6 illustre la répartition des valeurs de conductivité moyenne mesurées aux stations d'échantillonnage des affluents et de l'effluent du lac Saint-Charles.

Enfin, nos résultats indiquent que presque tous les affluents connaissent une problématique spécifique. Les problématiques recensées seront décrites en détail dans la section des analyses par bassin versant.

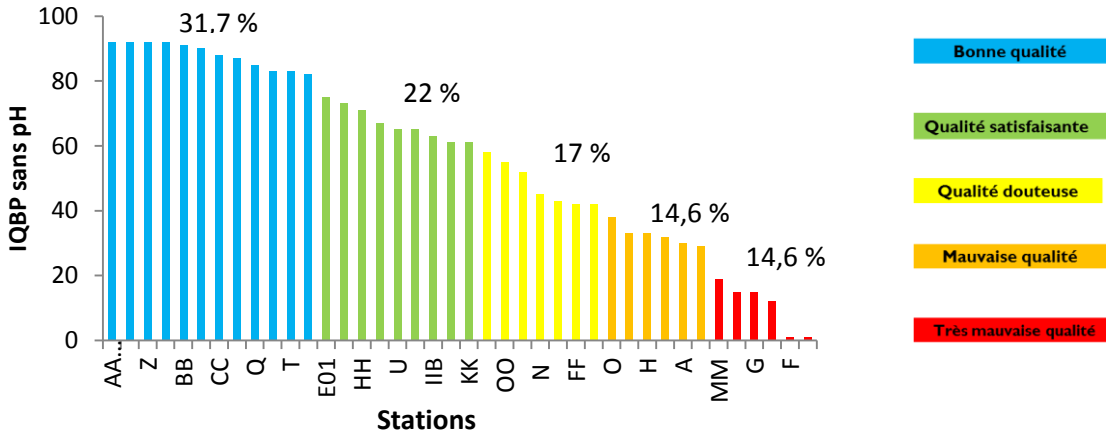


Figure 4. Pourcentage des affluents selon l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique sans pH.

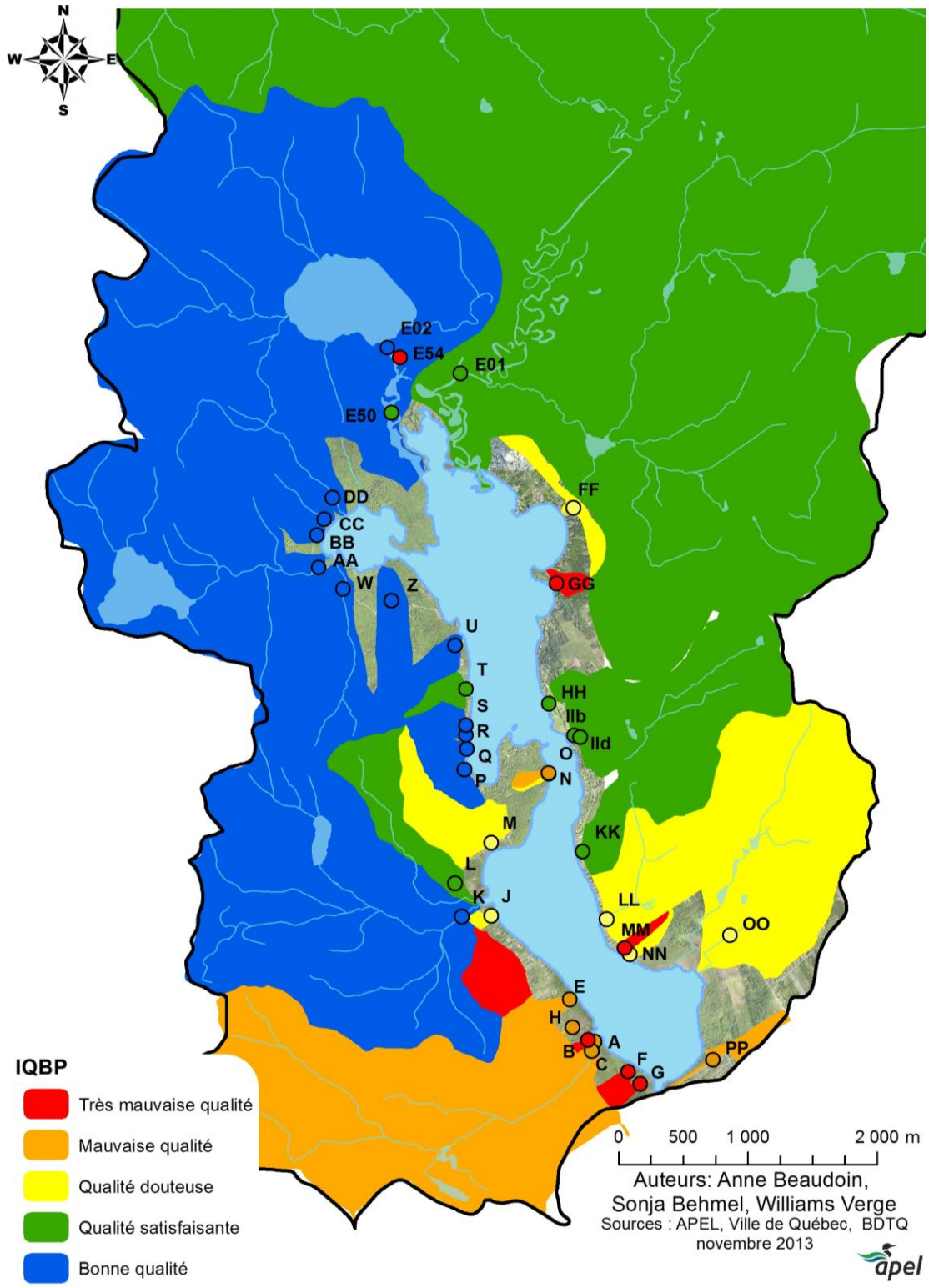


Figure 5. Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en 2012 (sans pH).

Tableau 10 : Classement de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en fonction de l'IQBP sans pH (bassin nord, 2012).

Station	IQBP sans pH	IQBP	Conductivité moyenne (µS/cm)	Dosage des composés azotés	Commentaires
E54	1	1	288	✔	Station d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage. Les normes de rejets pour les usines existantes en vigueur en 2012 y étaient respectées. Par contre, les concentrations en PT et en azote restent toutefois importantes étant donné que l'effluent se jette directement dans les marais en amont du lac Saint-Charles. La performance de l'usine d'épuration était moins bonne qu'en 2011.
GG	12	12	180	✔	Bien que le débit soit relativement faible à cette station, il y avait des dépassements significatifs en MES et en PT lors des 6 échantillonnages. Une contamination fécale importante a également été observée suite à une forte pluie.
FF	42	42	636	✔	Station caractérisée par de fortes concentrations en composés azotés et affectée par une contamination aux sels provenant des produits d'entretien hivernal des routes.
S	61	61	136	✔	Qualité de l'eau dégradée par les composés azotés, notamment les nitrites-nitrates et les NTK.
U	65	65	112		Qualité de l'eau affectée par des dépassements en PT (il est à noter qu'il n'y a pas eu de dosage des composés azotés à cette station).
E50	69	69	82	✔	Station située dans les Marais du Nord, où la qualité de l'eau est affectée par la décomposition de la matière organique et possiblement par les apports de la station d'épuration des eaux usées (E54).
HH	71	71	379		Forte conductivité dont l'origine reste inconnue.
E01	75	75	95	✔	Principal affluent du lac Saint-Charles. L'IQBP est influencé à la baisse par les composés azotés.
E02	83	83	68	✔	Décharge du lac Delage. Bonne qualité de l'eau.
T	83	83	107	✔	La qualité de l'eau est bonne.
R	87	81	152		La qualité de l'eau est bonne.
CC	88	53	19		La qualité de l'eau est bonne.
DD	90	22	25		La qualité de l'eau est bonne.

BB	91	59	20		Qualité de l'eau bonne, mais affectée en temps de pluie par le mauvais état de la route (en érosion).
AA (E21)	92	81	29		Qualité de l'eau bonne, mais affectée en temps de pluie par le mauvais état de la route (en érosion).
W	92	71	30		La qualité de l'eau est bonne.
Z	92	81	101		La qualité de l'eau est bonne.
P	92	82	53		La qualité de l'eau est bonne.
Q	94	94	53		La qualité de l'eau est bonne.

Tableau 11 : Classement de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles en fonction de l'IQBP sans pH (bassin sud, 2012).

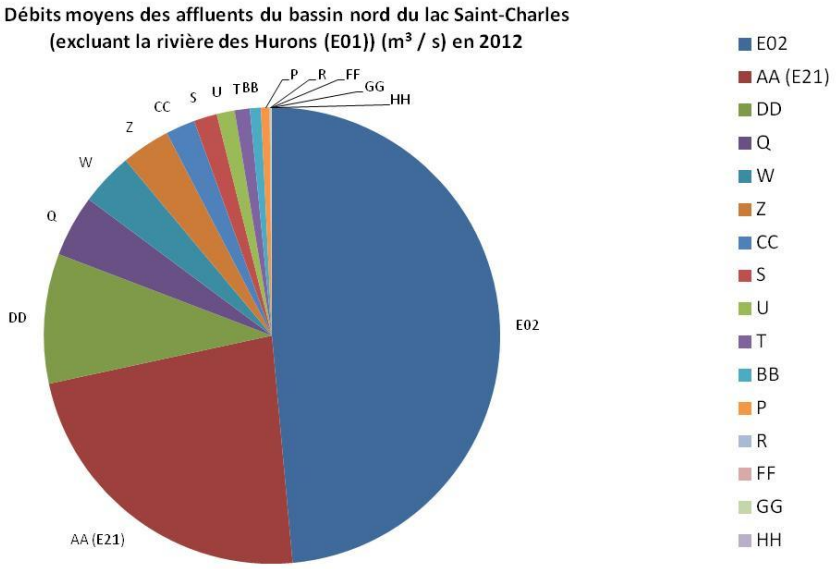
Station	IQBP sans pH	IQBP	Conductivité moyenne (µS/cm)	Dosage des composés azotés	Commentaires
F	1	1	61	✔	Conduite pluviale qui draine deux rues résidentielles (sur les 14 visites, il n'y a eu de l'eau qu'une fois lors d'une forte pluie). La charge sédimentaire importante est possiblement à l'origine des quantités de phosphore et d'azote se retrouvant dans l'affluent.
B	15	15	384		La qualité de l'eau est très mauvaise, mais l'apport de cet affluent au lac Saint-Charles est incertain (eau plutôt stagnante en 2012).
G	15	15	152		Bien que la qualité de l'eau soit très mauvaise, cette station est souvent asséchée; il n'y a eu de l'eau que 3 fois sur les 14 visites. De plus, cet affluent se jette et s'infiltre à 100 mètres du lac dans un boisé.
MM	19	19	648		Le problème principal est la conductivité élevée résultant probablement de l'épandage de mélanges sel-pierre sur les routes en hiver.
E	29	29	306		La mauvaise qualité de l'eau est principalement attribuable à une contamination fécale, mais dont l'origine n'est pas déterminée.
A	30	30	282		La mauvaise qualité de l'eau est attribuable aux CF, au PT, à l'OD et à la conductivité. Cependant, la ou les sources de contamination n'ont pu être identifiées. Il est à noter que le débit y est très faible.
PP	32	32	872	✔	La mauvaise qualité de l'eau est attribuable aux composés azotés, aux CF et aux sels de voirie. L'origine des composés azotés et des CF n'est pas confirmée, mais les premiers proviennent possiblement d'engrais et les seconds de fèces de chiens.

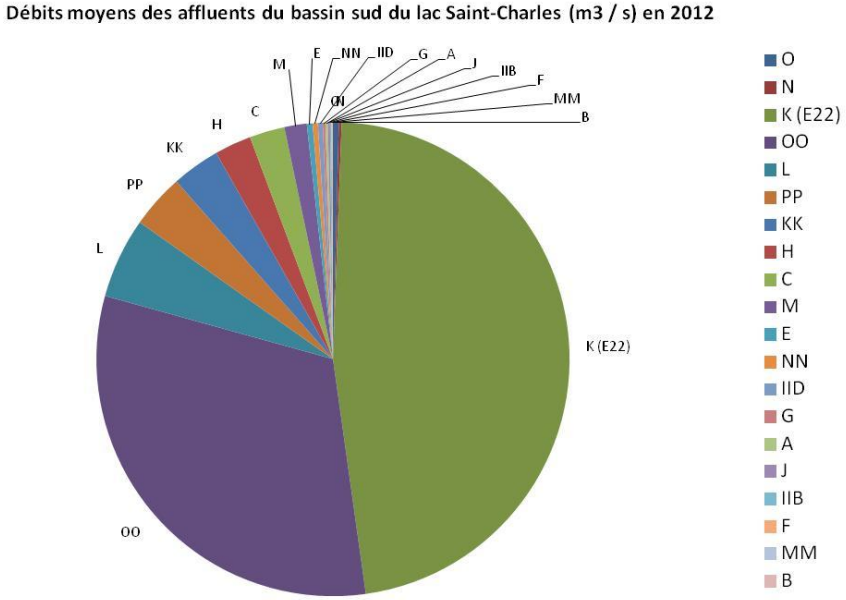
C	33	33	940	✔	Les paramètres influençant à la baisse la valeur de l'IQBP global sont principalement les nitrites-nitrates et la turbidité, mais on note des dépassements pour tous les paramètres. De nombreux facteurs peuvent influencer la mauvaise qualité de l'eau à cette station : • Forte urbanisation en amont du bassin versant; • Présence de sablières/gravières et d'un site d'enfouissement de matériaux secs (fermé); • Plusieurs zones et infrastructures en érosion; • Réseau de drainage fortement canalisé offrant très peu de capacité de rétention et de filtration; • Abondance élevée de déchets en bordure du ruisseau. Toutefois, la variation importante des dépassements par paramètre ne permet pas d'identifier une ou des causes des contaminations mesurées.
H	33	33	414	✔	La mauvaise qualité de l'eau à cette station est principalement due aux quantités importantes de composés azotés, au PT et aux mélanges sel-pierre.
O	38	38	12	✔	La qualité de l'eau est affectée par le PT et les MES provenant en partie du lessivage de la rue Monier (en gravier) et de la décomposition de la matière organique.
NN	42	42	355	✔	La qualité douteuse de l'eau est affectée par les concentrations en PT, CF et NTK. Une conductivité élevée, dont l'origine reste inconnue, est également observée.
J	43	43	312		La qualité douteuse de l'eau est affectée par des dépassements constants en PT et ponctuels en MES et CF. La conductivité, également élevée, est en partie attribuable aux mélanges sel-pierre.
N	45	45	262	✔	Dépassements constants en PT et ponctuels en MES. La conductivité semble liée à l'épandage de mélanges sel-pierre et/ou d'abats-poussières.
M	52	52	115	✔	Qualité de l'eau douteuse affectée par des dépassements constants en PT, CF et composés azotés (autant par temps sec que pluvieux) qui proviennent possiblement du drainage d'installations septiques.

OO	55	55	164	✔	Qualité de l'eau douteuse dégradée par des dépassements constants en PT et NTK, et ponctuels en CF, fort probablement causés par les travaux effectués sur le chemin de la Grande-Ligne (connexion de résidences au réseau d'égout municipal). L'utilisation d'engrais par les résidents et le terrain de golf constitue peut-être une autre source en éléments nutritifs.
LL	58	45	123	✔	Dépassements constants en PT, CF et NTK. Le point d'échantillonnage semble influencé par plusieurs facteurs locaux : remontée des eaux du lac, présence de canards et lessivage d'un terrain avoisinant la station.
KK	61	41	72	✔	Qualité de l'eau est satisfaisante. Les dépassements en PT et en composés azotés semblent provenir essentiellement de sources naturelles.
IIB	63	63	541	✔	Qualité de l'eau affectée par plusieurs paramètres en dépassement : CF, PT et NTK. Les sources de CF, PT et NTK sont indéterminées. La conductivité élevée est probablement due aux sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes ainsi qu'à l'ocre ferreuse.
IID	67	67	536	✔	Qualité de l'eau affectée par les composés azotés (provenant possiblement d'engrais) et par la présence d'ions chlorure augmentant la conductivité.
L	73	73	317	✔	La qualité de l'eau est satisfaisante et les dépassements en PT et en composés azotés semblent être essentiellement dus à des sources naturelles.
E04	82	82	95	✔	Effluent du lac Saint-Charles - analyse fournie au chapitre sur l'état trophique du lac.
K (E22)	82	78	80		Les causes des dépassements en CF observés à cette station sont inconnues.

Encadré 1. Débits moyens des affluents du lac Saint-Charles en 2012 (Les moyennes incluent seulement les valeurs mesurées. Lorsque le débit été zéro, la valeur n'a pas été prise en compte).

Débits moyens des affluents du lac Saint-Charles (m^3 / s) en 2012	
Bassin nord	
E01	4,938
E02	0,141
AA (E21)	0,067
DD	0,027
Q	0,013
W	0,011
Z	0,010
CC	0,006
S	0,005
U	0,004
T	0,003
BB	0,002
P	0,002
R	0,0002
FF	0,0001
GG	0,0001
HH	0,00003
Bassin sud	
K (E22)	0,001
OO	0,0005
L	0,113
PP	0,076
KK	0,013
H	0,009
C	0,008
M	0,006
O	0,006
E	0,004
NN	0,0001
IID	0,0001
N	0,0008
G	0,0004
A	0,0004
J	0,0003
IIB	0,0003
F	0,0002
MM	0
B	0





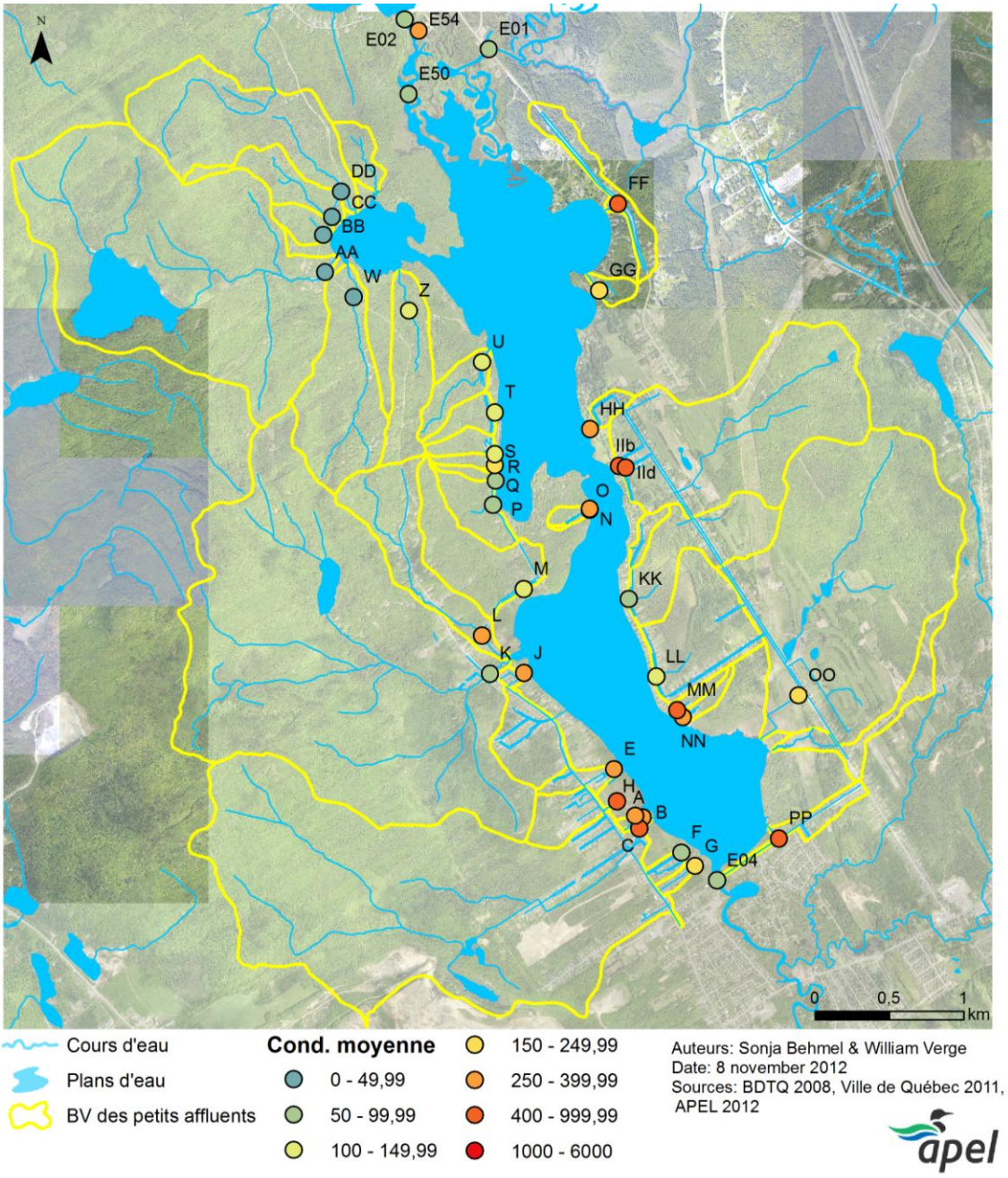


Figure 6 : Conductivité moyenne des affluents et de l'effluent du lac Saint-Charles en 2012.

Pour chacun des sous-bassins versants, la proportion du territoire constituée de végétation (couvert arbustif et arborescent) et de milieux humides a été mise en relation avec la qualité générale de l'eau (Figure 7). L'analyse de corrélation démontre une dépendance positive

significative (coefficient *r* de Pearson de 0,7120)[4] entre la superficie totale de terres végétalisées et humides (en % du bassin versant) et l'IQBP sans pH de l'eau. Ainsi, en raison des propriétés filtrantes de la végétation et de son rôle dans l'interception des contaminants et la protection des sols contre l'érosion, il n'est pas étonnant que la qualité de l'eau analysée en aval du réseau hydrographique soit meilleure dans les bassins versants les plus naturels.

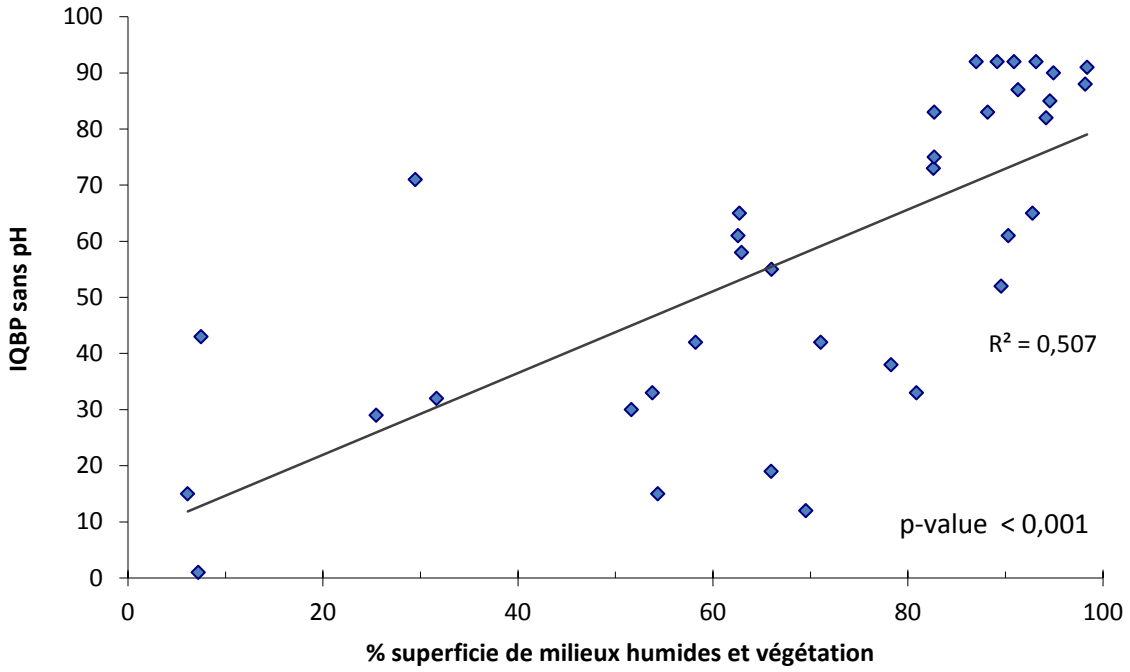


Figure 7 : Analyse de corrélation entre la superficie totale occupée par le couvert végétal et les milieux humides (en %) et l'IQBP sans pH, par bassin versant.

Inversement, l'analyse de corrélation effectuée entre le pourcentage de surfaces anthropisées et l'IQBP démontre une relation négative significative (coefficient *r* de Pearson de 0,7179) entre les deux indicateurs (Figure 8). En effet, plus le développement et l'urbanisation sont présents sur le territoire (ce qui se traduit par une augmentation du pourcentage de surfaces anthropisées), plus les pressions sur l'environnement sont fortes et plus l'indice de qualité de l'eau de l'affluent régresse. Or, les milieux ouverts, souvent présents sur une proportion importante des bassins versants, ont une influence notable sur la qualité de l'eau; le coefficient *r* est réduit à 0,6082 lorsqu'ils sont exclus du calcul des superficies anthropisées.

De fait, la qualité de l'eau à l'exutoire des bassins versants est déterminée, en grande partie, par la composition des bassins versants qu'elle draine. En effet, l'importance des surfaces

[4] Le coefficient *r* de Pearson est obtenu en effectuant la racine carrée du coefficient de détermination R^2 (visible sur les graphiques des analyses de corrélation). Par convention, une corrélation est parfaite lorsque, en valeur absolue, le coefficient $r = 1$ alors qu'elle est nulle pour un coefficient $r = 0$.

végétalisées et humides ou, inversement, des superficies anthropisées, a une nette influence sur la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles.

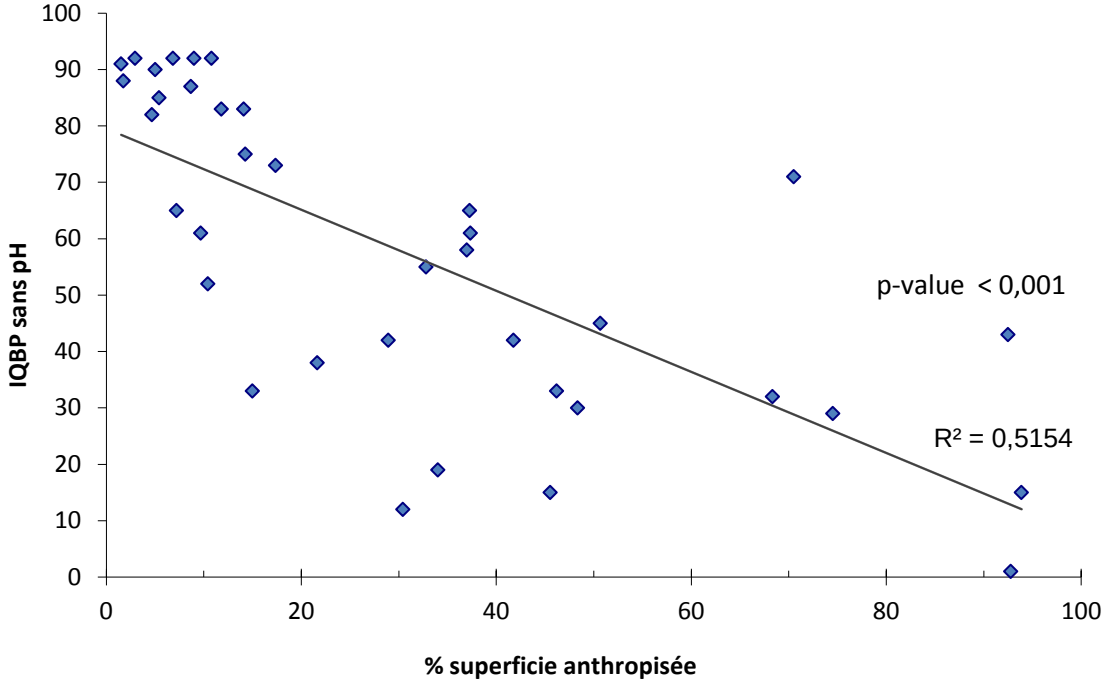


Figure 8 : Analyse de corrélation entre la superficie anthropisée (en %) et l'IQBP sans pH, par bassin versant.

4 Portrait individuel des affluents du lac Saint-Charles

Cette section présente individuellement pour chaque affluent :

- la carte du bassin versant;
- la localisation de la station d'échantillonnage;
- une photographie de la station;
- l'occupation du sol à l'intérieur du bassin versant (voir l'annexe 1 pour la définition des classes);
- les caractéristiques du réseau hydrographique;
- le régime d'écoulement;
- l'analyse de la qualité de l'eau en aval de l'affluent;
- les sources potentielles de contamination.

Les stations sont regroupées par bassin et classées selon la qualité de l'eau qui s'y écoule (définie en fonction de l'IQBP sans pH), de la pire à la meilleure.

4.1 Portrait détaillé de la qualité de l'eau des affluents du bassin nord du lac Saint-Charles

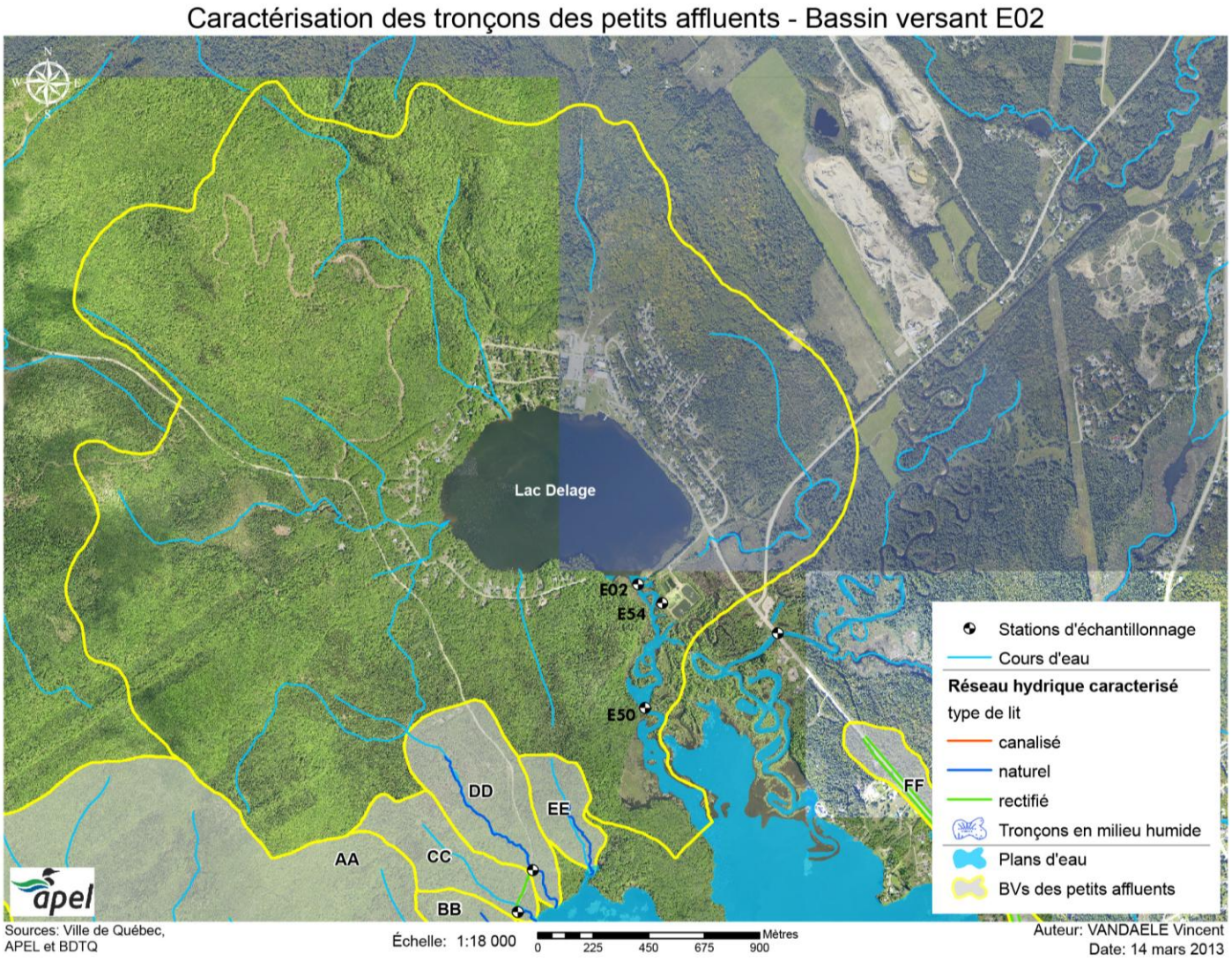


Figure 9 : Localisation des stations E02, E54 et E50 situées dans le bassin versant E02.

Station E54 : Analyse de la qualité de l'eau Effluent de l'usine de traitement de la Ville de Lac-Delage					**Voir figures 9, 21 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 300 µg/l); seuil visé pour des usines en amont d'un lac considéré prioritaire*	n = 11/14	2012-04-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-07-11 2012-07-17 2012-08-07 2012-08-16 2012-09-06 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17	84	Observation générale : Des travaux d'entretien étaient en cours à l'usine d'épuration au mois de juillet (vidange des bassins). PT : Les dépassements sont observés autant suite à des évènements de pluie qu'en temps sec. MES : Dépassements par temps sec dans les trois cas. Le 11 juillet, les travaux d'entretien avaient débuté. Les concentrations étaient maximales durant les travaux d'entretien (entre 10 et 15 mg/l). Cependant, sauf une exception, les concentrations se situaient entre 5,7 et 9 mg/l en dehors de la période des travaux. Cyanobactéries : Veuillez consulter le chapitre 4 : suivi des communautés cyanobactériennes.	La qualité de l'eau à l'effluent de l'usine de traitement respectait les normes pour les usines existantes. Cependant, le seuil de 300 µg/l pour le PT a été dépassé dans 79 % des cas, contrairement à 25 % en 2011. Au mois d'août, suite aux travaux d'entretien, les valeurs avaient baissé quelque peu (< 400 µg/l) et ont augmenté à nouveau en septembre pour atteindre des valeurs > 700 µg/l (enregistrées avant et durant les travaux d'entretien). Une baisse a été enregistrée à partir d'octobre. Les dépassements des MES ont eu lieu en période sèche, avant et pendant les travaux d'entretien. Les composés azotés dépassent en tout temps les seuils recommandés pour des rejets en amont d'un lac.
PT (> 1000 µg/l); seuil visé pour des usines existantes	n = 0/14				
MES (> 25 mg/l)	n = 3/14	2012-06-06 2012-06-19 2012-07-11	61		
Azote total (NTK + nitrites/nitrates) (> 2-4 mg/l)**	n = 14/14	En tout temps			
Cyanobactéries	n = 8/8	En tout temps			

** Les seuils pour le phosphore sont tirés du site Internet du MDDEP (2011). Les seuils pour les MES proviennent de la Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales (Stratégie) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) – Application des normes de performance*

(www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/strat-pancan/index.htm). La stratégie propose comme normes de performance 25 mg/l pour les MES (peut être plus s'il y a présence d'algues) et 25 mg/l pour la demande biochimique en oxygène après cinq jours, partie carbonée (DBO_5C), paramètre que nous n'avons pas mesuré. Pour les usines utilisant le chlore pour l'élimination des composés azotés, la norme est à ≤ 0,02 mg/l de chlore résiduel total (CRT).

***Les seuils pour l'azote total ont été tirés de Schwoerbel & Brendelberger (2005). Il s'agit ici des seuils proposés pour des rejets d'eaux usées traitées en vue de protéger les lacs dans lesquels ils se jettent.*

IQBP global	1 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)

Conclusion en bref :

L'usine d'épuration des eaux usées respecte en tout temps les critères du MDDEFP pour les rejets de phosphore d'usines existantes. En ce qui a trait à la nouvelle norme (entrée en vigueur le 1er janvier 2013 pour les concentrations en MES (25 mg/l)), ce seuil a été dépassé à trois reprises en temps sec et une fois avant le début des travaux d'entretien effectués au mois de juillet. Bien que l'usine respectait les normes en vigueur en 2012, les concentrations de phosphore et d'azote étaient importantes considérant que ces eaux se jettent dans un lac jugé prioritaire et démontrant déjà des signes d'eutrophisation accélérée.

La qualité bactériologique de l'eau y était bonne à satisfaisante (chapitre 3).

Classe de qualité IQPB-8

12

BASSIN VERSANT GG

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

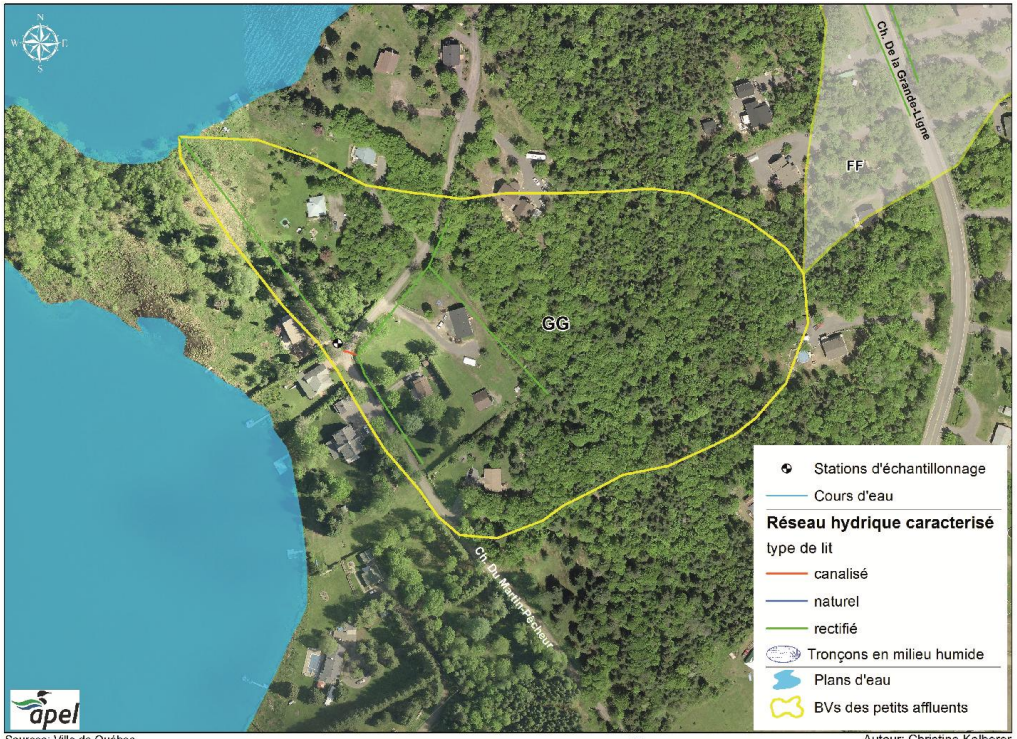
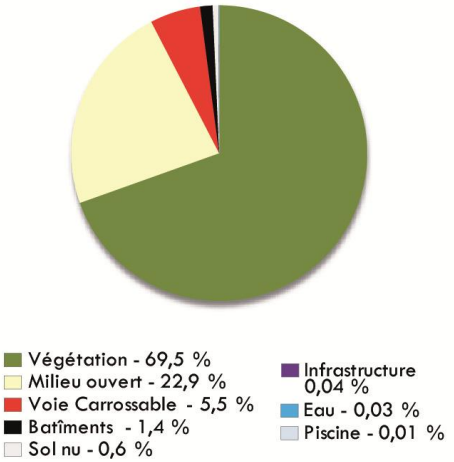


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 411 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 98 %
Lit canalisé (conduites) : 2 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=6/13 visites)
Débit moyen:
0,00011917 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 4,38 Ha

Station GG : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 25 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 6/6	En tout temps	45	Observations générales : • Tous les dépassements ont eu lieu en temps de pluie, à l'exception du 6 juin 2012 (temps sec); • Écoulement relativement faible à cet endroit; • Le 17 juillet, après deux semaines sans pluie, l'eau était trouble (sale et opaque) et son débit très faible. PT : Valeurs très élevées (moyenne de 406 µg/l). Maximums observés le 6 juin (951 µg/l) et le 17 juillet (1210 µg/l). MES : Dépassements également maximaux le 6 juin et le 17 juillet, avec respectivement 239 et 790 mg/l. Qualité de l'eau jugée douteuse à mauvaise lors des autres dépassements. CF : Le 17 juillet, les concentrations étaient de 9100 UFC/100 ml. Composés azotés : Les dépassements n'ont été observés que ponctuellement, sauf pour le NTK où ils ont également été recensés au printemps, tant par temps sec que pluvieux. Le 16 mai, dépassement important en azote ammoniacal (9,9 mg/l).	La qualité de l'eau à la station GG est inquiétante pour presque tous les paramètres. Chacun présente des dépassements autant en temps de pluie qu'en temps sec.
MES (> 13 mg/l)	n = 5/6	2012-04-16 2012-05-16 2012-06-06 2012-07-17 2012-10-01	28		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/6	2012-07-17	96		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 2/6	2012-07-17 2012-10-01			
Nitrites et nitrates (> 1 mg/l)	n = 1/6	2012-10-01	84		
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/6	2012-05-16	79		
NTK (> 1 mg/l)	n = 3/6	2012-05-02 2012-06-06 2012-07-17			
IQBP global			12 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

L'érosion de la chaussée non pavée du chemin du Martin-Pêcheur et la présence d'installations septiques semblent contribuer à la détérioration importante de la qualité de l'eau à cette station.

Malgré sa petite superficie, ce bassin versant présente une charge potentielle de contaminants vers le lac Saint-Charles.

Classe de qualité IQPB-8

42

BASSIN VERSANT FF

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

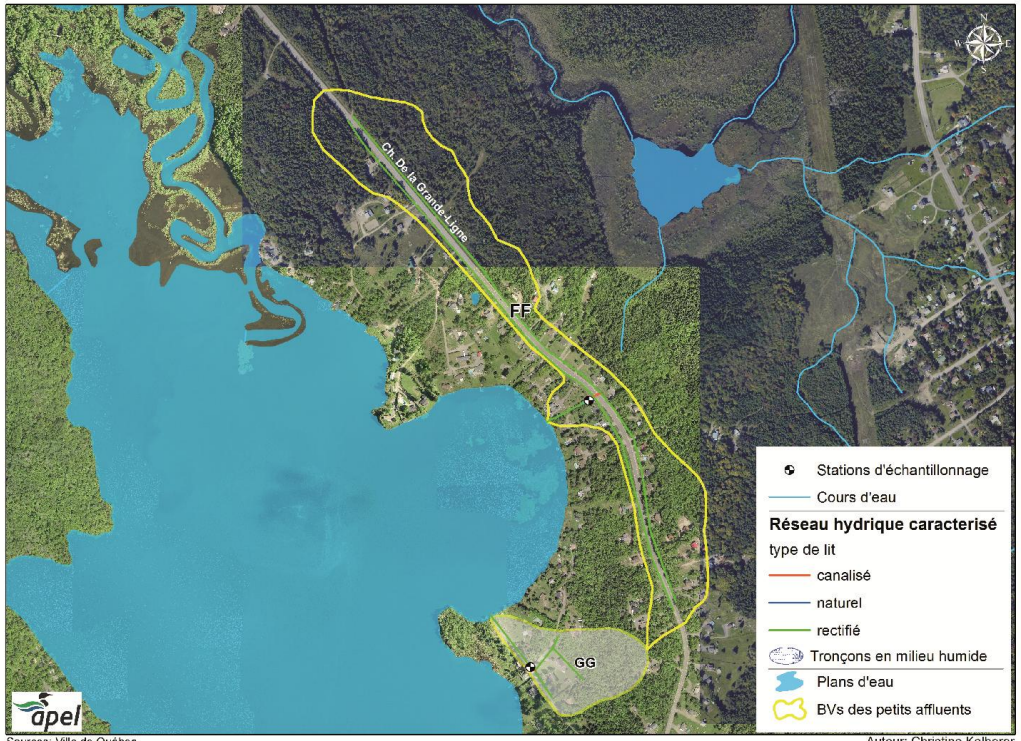
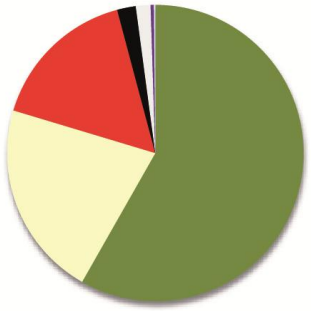


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 58,2 %
- Milieu ouvert - 21,4 %
- Voie Carrossable - 16,2 %
- Batîments - 2 %
- Sol nu - 1,6 %
- Infrastructure - 0,4 %
- Piscine - 0,1 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 2758 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 99 %
Lit canalisé (conduites) : 1 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=9/13 visites)
Débit moyen:
0,0001348 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 18,11 Ha

Station FF : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 23 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 3/9	2012-06-06 2012-07-17 2012-11-05	101	PT : Lors des dépassements, qui surviennent autant par temps sec que pluvieux, la qualité de l'eau est définie comme satisfaisante, avec des concentrations maximales de 33,1 µg/l le 17 juillet. MES : Un seul dépassement en temps sec. Conductivité : Le dosage des ions chlorure effectué le 16 avril et le 2 mai affichait des valeurs de 236 et 155 mg/l. Le 16 août, la concentration des Cl^- était de 59 mg/l. Bien que la conductivité était à son maximum en avril (1038 µS/cm), les valeurs restent élevées pendant toute la période d'échantillonnage. Composés azotés : Dépassements en temps sec et pluvieux, au printemps et à l'automne. Aucun dépassement lors des journées d'échantillonnage en juin, juillet, août et septembre.	La qualité de l'eau à cette station est affectée par des quantités importantes de composés azotés, ce qui est normalement le signe d'une surfertilisation du milieu (Weiner, 2008; MDDEFP, 2013). Une conductivité élevée est également caractéristique de cette station et en partie attribuable aux ions chlorure en provenance des sels de voirie.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/9	2012-06-06	96		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 9/9 (moyenne : 636 µS/cm)	En tout temps			
Nitrites et nitrates (> 1 mg/l)	n = 6/9	2012-04-16 2012-05-02 2012-05-16 2012-06-06 2012-10-17 2012-11-05	42		
NTK (> 1 mg/l)	n = 4/9	2012-05-02 2012-05-16 2012-10-17 2012-11-05			
IQBP global			42 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : Une contamination persistante par des sels de voirie et des composés azotés caractérise ce bassin versant. La provenance des composés azotés ne peut être identifiée avec certitude, mais il est possible qu'ils proviennent de la fertilisation des terrains habités du bassin versant.					

Classe de qualité IQPB-8

61

BASSIN VERSANT S

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

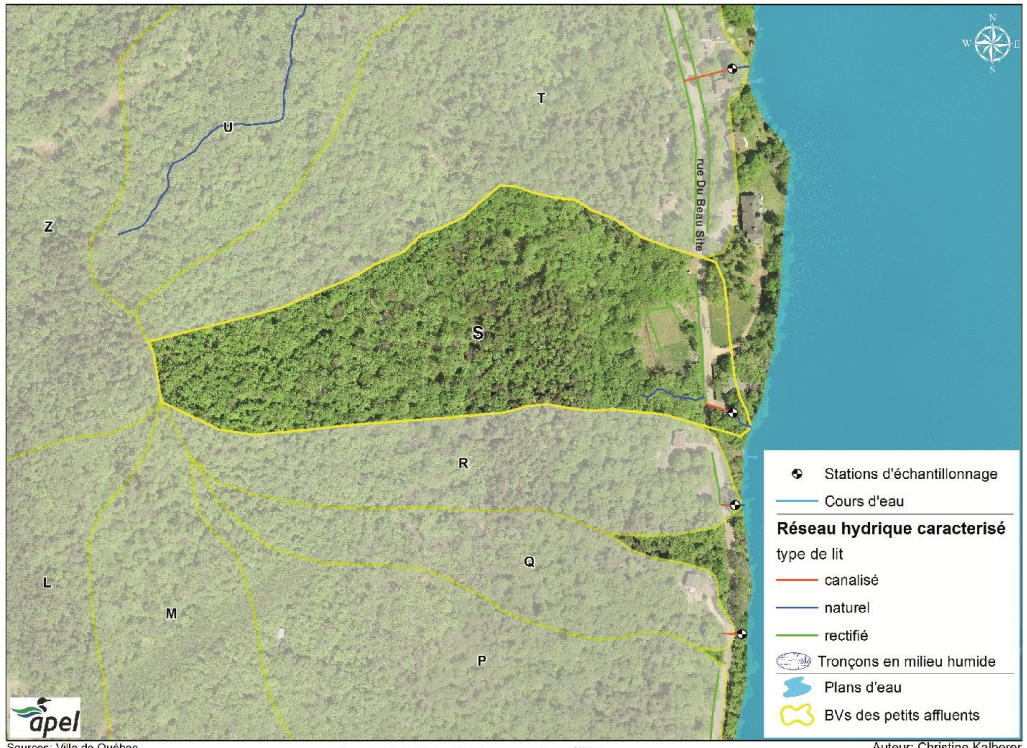
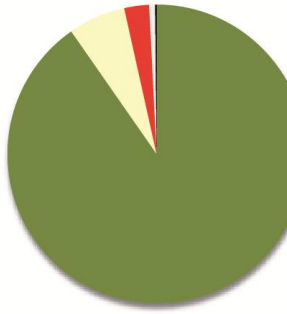


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 322 mètres
Lit naturel : 25 %
Lit rectifié (fossés) : 68 %
Lit canalisé (conduites) : 7 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=12/14 visites)
Débit moyen:
0,0047756 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 6,2 Ha

Station S : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 45 et 50 à 61
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 2/12	2012-04-17 2012-07-16	101	PT et MES : Le dépassement en PT du 17 avril était faible et est survenu après un évènement de pluie. Suite à un épisode de pluie survenu le 16 juillet après deux semaines sans précipitations, il y a eu des dépassements en MES et en PT. Ce jour-là, il y avait également des travaux de goudronnage de la rue. Conductivité : Habituellement, la conductivité est acceptable à cette station (moyenne de 136 µS/cm). Les valeurs plus élevées en été peuvent être attribuables aux plus fortes concentrations de MES et d'éléments nutritifs dans l'eau. En effet, les concentrations en ions chlorure dosés au printemps étaient faibles (7 et 10 mg/l). Composés azotés : Les dépassements ont lieu à la fois en temps de pluie et en temps sec. Ce sont notamment les dépassements en nitrites et en nitrates qui sont problématiques. Il est à noter que cette station draine les installations septiques de la Villa Ignatia.	La qualité de l'eau à cette station est caractérisée par des dépassements en composés azotés, notamment les nitrites-nitrates. L'origine des concentrations élevées en composés azotés est incertaine. Elle peut provenir de la décomposition de la matière organique, mais l'hypothèse d'un écoulement en provenance d'installations septiques devrait être considérée, surtout si l'on compare les valeurs avec la station T dont le bassin versant présente un couvert végétal semblable, mais qui ne subit pas l'influence d'une installation septique.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/12	2012-07-16	95		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 2/12	2012-07-03 2012-07-16			
Nitrites et nitrates (> 1 mg/l)	n = 6/12	2012-04-17 2012-05-08 2012-06-20 2012-07-03 2012-07-16 2012-10-29	61		
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/12	2012-05-08	83		
NTK (> 1 mg/l)	n = 2/12	2012-09-19 2012-10-15			
IQBP global			61 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La qualité de l'eau à la station S est généralement bonne. Cependant, des concentrations importantes et persistantes en composés azotés sont observées. Leur origine n'est pas déterminée, mais il est possible qu'ils proviennent des installations septiques de la Villa Ignatia.

Classe de qualité IQPB-6

65

BASSIN VERSANT U

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

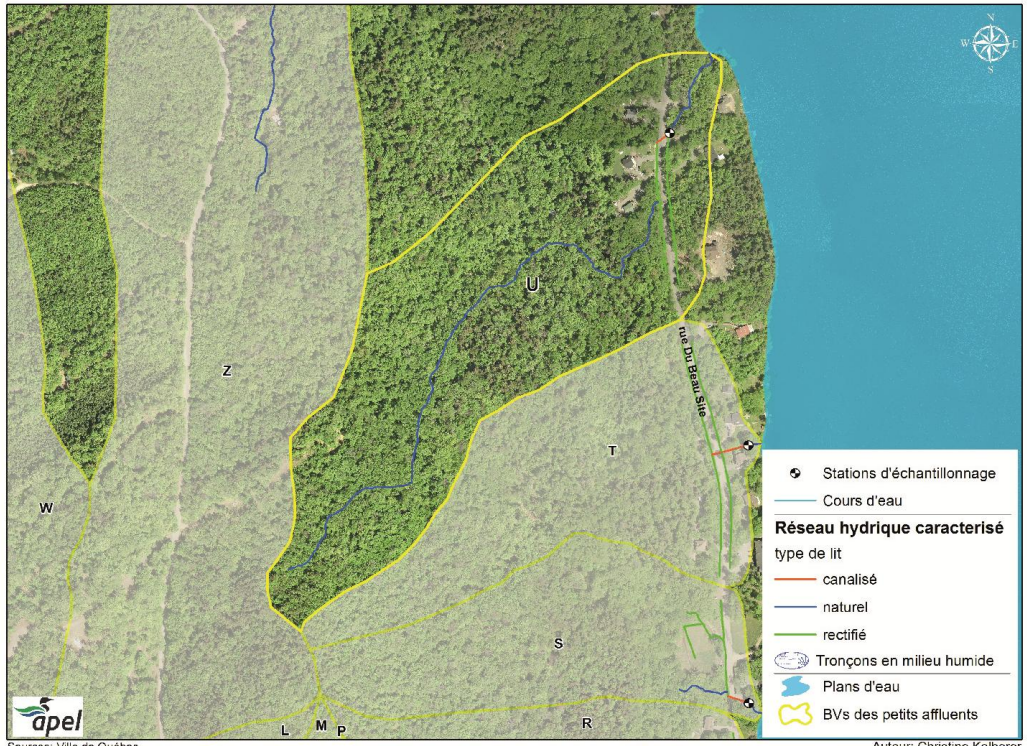
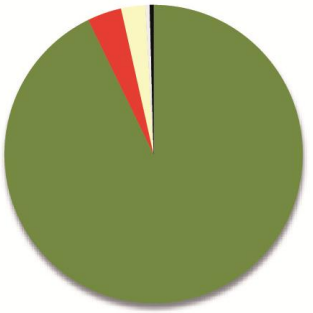


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1141 mètres
Lit naturel : 72 %
Lit rectifié (fossés) : 27 %
Lit canalisé (conduites) : 1 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=12/14 visites)
Débit moyen:
0,00370 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 13,01 Ha

Station U : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 47 et 50 à 61
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 10/12	2012-04-17 2012-05-08 2012-06-05 2012-06-20 2012-07-03 2012-07-16 2012-08-13 2012-09-19 2012-10-03 2012-10-29	75	PT : Les dépassements se produisent à la fois en temps de pluie et en temps sec et rendent l'eau de qualité douteuse. Le plus important dépassement (140 µg/l) a été mesuré le 8 mai, alors qu'il pleuvait au moment de l'échantillonnage. MES : Le dépassement en MES (30,9 mg/l) a également eu lieu le 8 mai. Conductivité : Le dépassement de la conductivité est probablement attribuable au lessivage qu'ont occasionné les précipitations du 16 juillet, survenues suite à une période de sécheresse de deux semaines.	Qualité de l'eau généralement bonne. Néanmoins, les dépassements en PT pourraient être attribuables à l'installation septique de la résidence située en amont de la station d'échantillonnage. Il est à noter que les composés azotés n'ont pas été quantifiés à cette station.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/12	2012-05-08	100		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 1/12	2012-07-16			
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			65 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

L'IQBP à cette station est affecté par les dépassements en PT qui confèrent à l'eau une qualité qui varie de douteuse à mauvaise. Il est possible que le PT provienne de l'installation septique située en amont de la station.

Station E50 : Analyse de la qualité de l'eau **Note: La carte situant cette station peut-être consulté à la page 30 (figure 7).**					**Voir figures 3, 7, 20 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 6/14	2012-04-17 2012-05-16 2012-07-17 2012-08-16 2012-09-06 2012-10-01	99	PT : Les dépassements surviennent majoritairement par temps pluvieux, mais aussi en temps sec (échantillonnage du 6 juillet). Les quantités de PT varient alors entre 20,6 et 51,7 µg/l, conférant à l'eau une qualité satisfaisante, à l'exception du 16 août où sa qualité était douteuse. MES et CF : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. Il est à noter que les résultats se maintiennent dans la catégorie satisfaisante. Oxygène dissous : Le niveau d'eau était très bas le 17 juillet et il n'avait pas plu les deux semaines précédant l'échantillonnage (hormis un début de pluie la journée même). La stagnation de l'eau et sa température élevée, combinées à la décomposition de la matière organique des marais, expliquent la réduction en oxygène. Composés azotés : Lors des dépassements, les concentrations de NTK se situaient entre 1,1 et 1,9 mg/l. Cyanobactéries : Veuillez consulter le chapitre 4 : suivi des communautés cyanobactériennes.	La qualité de l'eau à cette station se caractérise par une réduction en oxygène dissous pendant la période estivale et des valeurs > 1 mg/l en NTK durant presque toute la période d'échantillonnage. Ceci est possiblement attribuable aux apports de l'usine d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage et à la décomposition de la matière organique en provenance des marais (Villeneuve et al. 2006).
MES (> 13 mg/l)	n = 1/14	2012-05-02	98		
CF (> 1000 UFC/100ml)	n = 1/14	2012-08-16	91		
Oxygène dissous (%)	n = 1/14	2012-07-17	86		
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/14	2012-05-16	79		
NTK (> 1 mg/l)	n = 6/14	2012-06-19 2012-07-11 2012-07-17 2012-08-07 2012-09-06 2012-09-20			
Cyanobactéries	n = 8/8	En tout temps			
IQBP global			69 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La qualité de l'eau dans les marais est généralement bonne. Cependant, le manque de précipitations, les températures chaudes et la décomposition de la matière organique ont réduit l'oxygénation de l'eau. Quant aux dépassements en NTK, ils pourraient être dus aux apports de l'usine d'épuration des eaux de la Ville de Lac-Delage et à la décomposition de la matière organique présente dans les marais.

Note: La mesure du débit n'est pas possible à cette station (écoulement très lent, quoique permanent).

Classe de qualité IQPB-6

71

BASSIN VERSANT HH

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

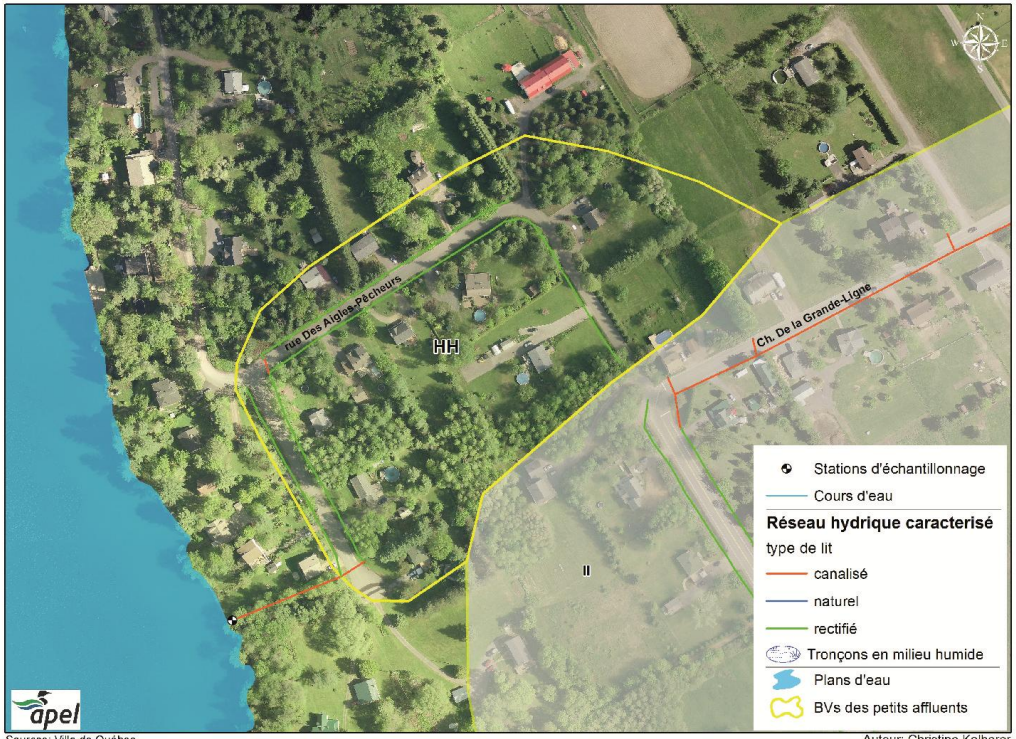
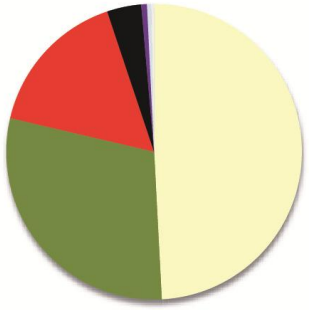


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Milieu ouvert - 49,2 %
- Végétation - 29,5 %
- Voie Carrossable - 16,2 %
- Batîments - 3,7 %
- Infrastructure - 0,6 %
- Piscine - 0,4 %
- Sol nu - 0,3 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 741 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 98 %
Lit canalisé (conduites) : 2 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=4/13 visites)
Débit moyen:
0,00002732 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 4,04 Ha

Station HH : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 27 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 2/4	2012-04-16 2012-05-16	85	PT : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. La plus forte concentration a été observée en mai (91,8 µg/l) et cette hausse n'était pas accompagnée de MES, mais plutôt de CF (550 UFC/100 ml). Conductivité : Conductivité moyenne de 379 µS/cm. Le dosage des ions chlorure dans l'eau prélevée le 16 avril révélait des concentrations de 30 mg/l, valeur qui n'explique pas une conductivité si élevée.	Possible lessivage du phosphore en provenance des terrains en tête de bassin.
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 4/4	2012-04-16 2012-05-02 2012-05-16 2012-06-06			
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			71 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau de cet affluent semble impactée par le ruissellement des rues et la présence d'installations septiques. Une forte conductivité a été observée, mais son origine ne peut être expliquée par les ions chlorure, d'autant plus que la conductivité était plus élevée en juin qu'en avril (le chemin est asphalté, il n'y a donc pas d'épandage d'abats-poussières).					

Classe de qualité IQPB8

75

BASSIN VERSANT E01

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

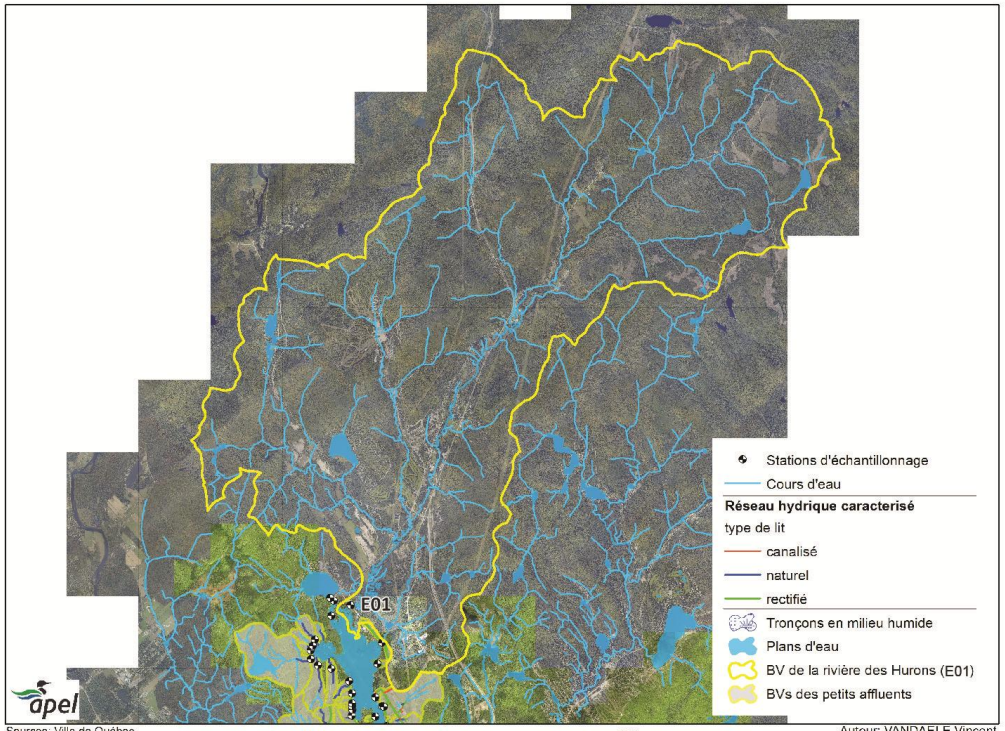
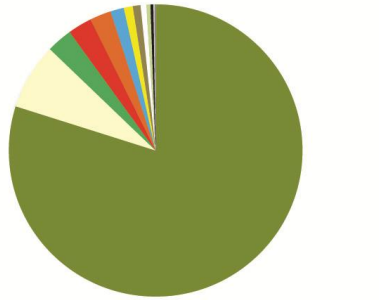


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 79,9 %
- Milieu ouvert - 7,3 %
- Milieu humide - 2,8 %
- Voie carrossable - 2,7 %
- Coupe / brûlis - 2,36 %
- Eau - 1,49 %
- Agriculture - 1 %
- Carrière - 0,85 %
- Station de ski - 0,63 %
- Golf - 0,46 %
- Batîment - 0,3 %
- Sol nu - 0,2 %
- Enfouissement - 0,04 %
- Cimetiere de voiture 0,03 %
- Piscine - 0,01 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 30 kilomètres

Lit naturel : 100 %

Lit rectifié (fossés) : 0 %

Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit permanent

(n=14/14 visites)

Débit moyen:

5 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 13 820,82 Ha

Station E01 : Analyse de la qualité de l'eau Rivière des Hurons : principal affluent du lac Saint-Charles					**Voir figures 18 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 3/14	2012-04-16 2012-08-16 2012-10-01	101	PT : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. Concentration maximale de 33,1 µg/l le 16 août. NTK : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie et par temps sec. Cyanobactéries : Veuillez consulter le chapitre 4 : suivi des communautés cyanobactériennes.	L'eau de la rivière des Hurons est généralement de très bonne qualité. Cependant, il est à noter que l'IQBP est affecté par les concentrations en azote ammoniacal et en nitrites-nitrates (malgré le fait qu'elles soient restées dans la catégorie satisfaisante). De manière générale, la qualité de l'eau était meilleure qu'en 2011. Ceci pourrait être attribuable aux plus faibles précipitations reçues en 2012.
NTK (> 1 mg/l)	n = 4/14	2012-05-16 2012-07-11 2012-09-20 2012-10-17			
Cyanobactéries	n = 3/3	En tout temps			
IQBP global			75 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : Il s'agit du principal affluent du lac Saint-Charles (apport d'environ 80 % du volume d'eau du lac). La qualité de l'eau était généralement bonne pendant la période d'échantillonnage, quoiqu'affectée par des concentrations en composés azotés légèrement élevées.					

Classe de qualité IQPB6

83

BASSIN VERSANT E02

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

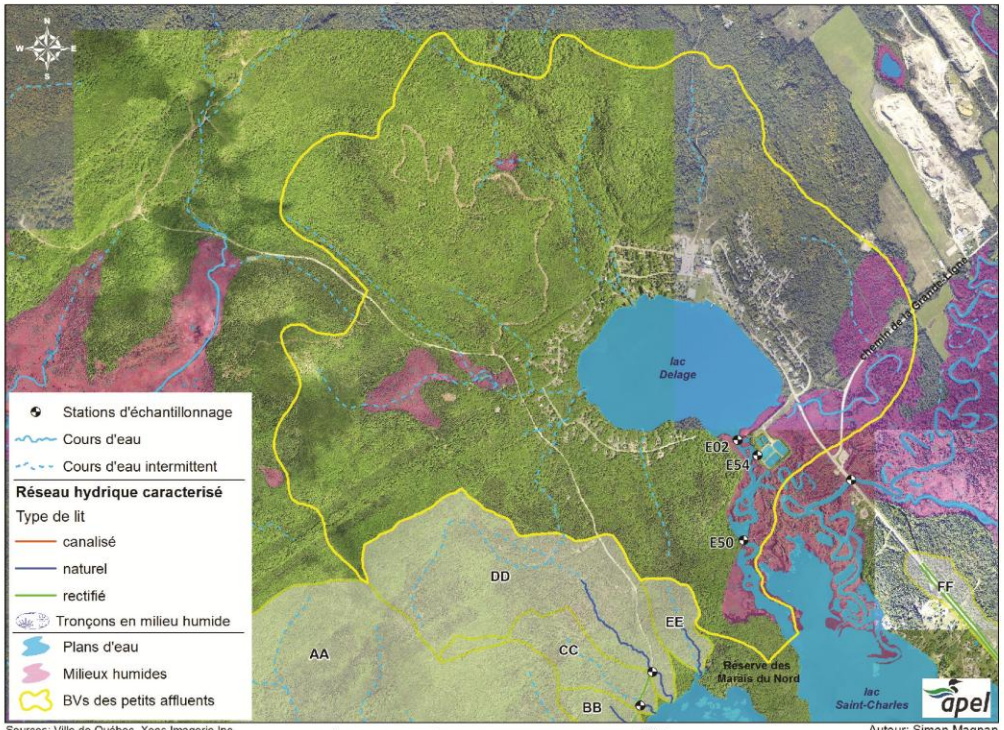
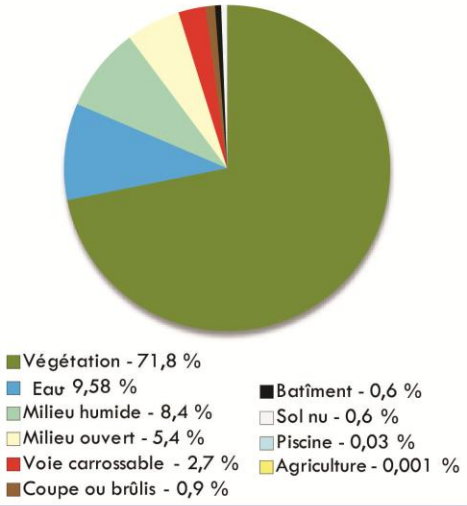


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Non déterminé

Décharge du lac Delage

Régime d'écoulement

Débit permanent (n=12/14 visites)

Débit inversé à deux reprises.

Débit moyen:

0,43 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 634,21 Ha

Station E02 : Analyse de la qualité de l'eau Décharge du lac Delage					**Voir figures 7, 19 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 2/14	2012-06-06 2012-08-16	101	Le 16 août 2012, un débit inversé était observé. L'eau en provenance des marais était très trouble; l'écoulement inversé avait un effet important sur la turbidité (17,83 NTU) à cette station et au lac Delage. Le panache s'étendait sur plusieurs mètres dans le lac Delage. Les concentrations en CF étaient aussi plus importantes (900 UFC/100 ml comparativement à une moyenne de 10 UFC/100 ml). La conductivité était aussi plus élevée. La cause n'est pas connue, mais il est possible qu'une vidange d'un bassin de la station d'épuration des eaux usées ait eu lieu. PT et MES : En juin, le dépassement en PT était très léger. Ce dépassement a eu lieu par temps sec. pH : Le pH était légèrement plus acide au printemps, phénomène attendu lors de cette période pour les lacs de cette région (Jones, 1990). NTK : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. Cyanobactéries : Veuillez consulter le chapitre 4 : suivi des communautés cyanobactériennes.	La qualité de l'eau à la décharge du lac Delage est généralement très bonne. Or, lors de périodes d'écoulement inverse (associé à un niveau d'eau élevé du lac Saint-Charles), le lac Delage se retrouve affecté par l'eau en aval de sa décharge.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/14	2012-08-16	100		
pH	n = 1/14	2012-04-16	92		
NTK (> 1 mg/l)	n = 2/14	2012-09-20 2012-10-17			
Cyanobactéries	n = 8/8	En tout temps			
IQBP global			83 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : Qualité de l'eau très bonne à la décharge du lac Delage.					

Classe de qualité IQPB-8

83

BASSIN VERSANT T

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

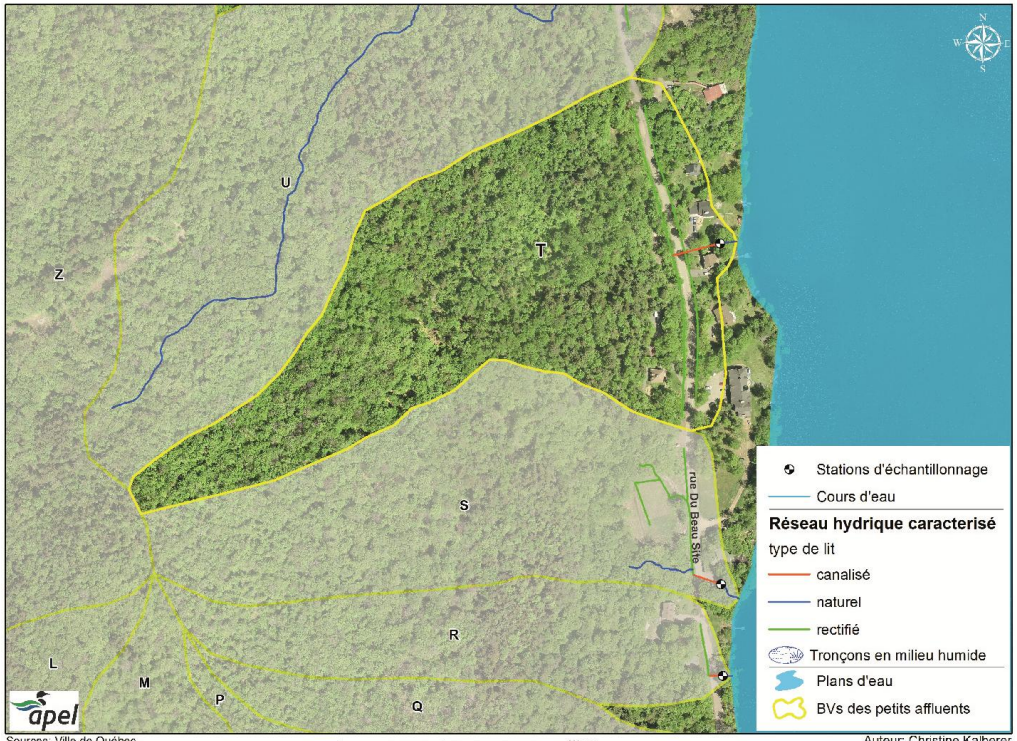
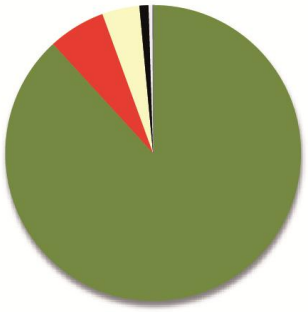


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 88,2 %
- Voie carrossable - 6,2 %
- Milieu ouvert - 4,1 %
- Batîment - 1,0 %
- Sol nu - 0,4 %
- Piscine - 0,05 %
- Infrastructure - 0,03 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 564 mètres
Lit naturel : 2 %
Lit rectifié (fossés) : 91 %
Lit canalisé (conduites) : 7 %

Régime d'écoulement

Débit permanent
(n=14/14 visites)
Débit moyen:
0,003097 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 7,91 Ha

Station T : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 46 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 1/11	2012-04-17	101	PT : Le dépassement est léger et a eu lieu au printemps. Habituellement, les concentrations sont en deçà de 11 µg/l.	La qualité de l'eau est excellente à cette station. Toutefois, l'IQBP est légèrement affecté par les composés azotés.
NTK (> 1 mg/l)	n = 2/11	2012-09-19 2012-10-15		NTK : Les dépassements ont eu lieu à l'automne. Ils sont possiblement attribuables à la décomposition de la matière organique.	Il est à noter que la conductivité est un peu élevée à cette station (principalement en période estivale et par temps sec).
IQBP global			83 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

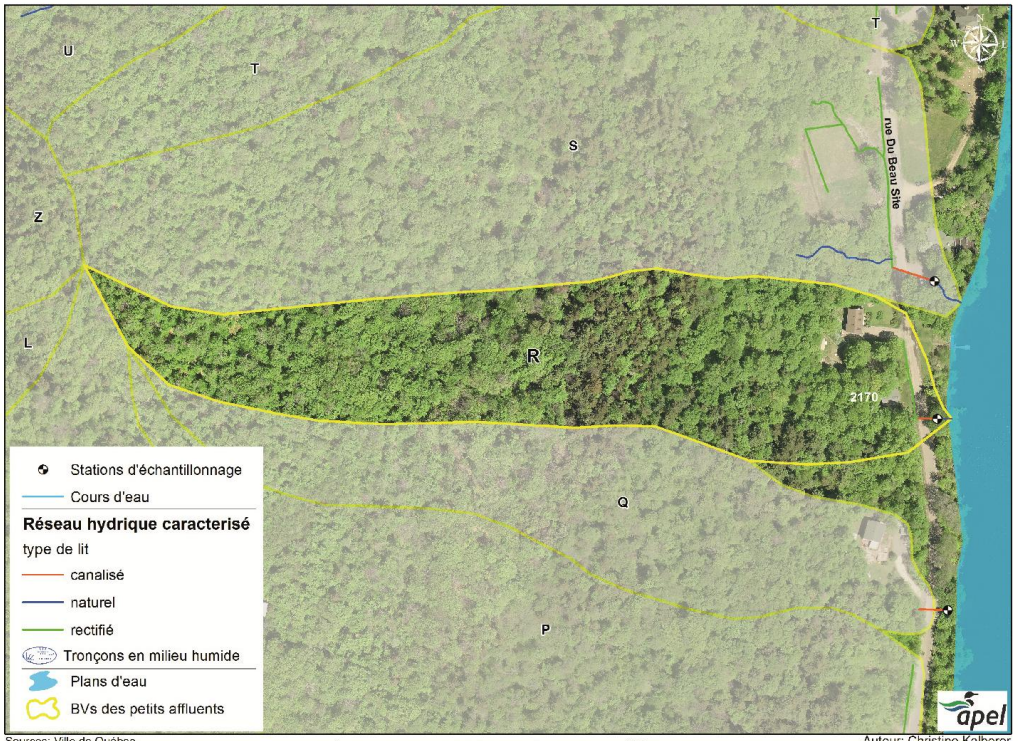
Conclusion en bref :

La qualité de l'eau à cette station est excellente. Cependant, il faut savoir que le point d'échantillonnage se trouve en amont des cinq installations septiques situées près de cette section de rive.

Classe de qualité IQPB-6
87

BASSIN VERSANT R

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

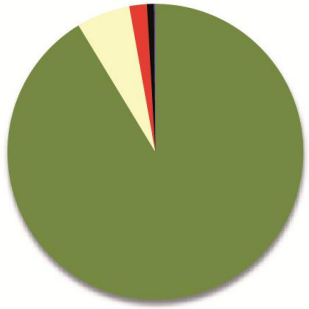


Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ
Échelle: 1:2 000 (0 12,5 25 50 75 100 Mètres)
Auteur: Christine Kalberer
Date: 19 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 62 mètres
Lit naturel : 10 %
Lit rectifié (fossés) : 71 %
Lit canalisé (conduites) : 19 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=9/14 visites)
Débit moyen:
0,000187 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 3,3 Ha

Station R : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 44 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 5/9	2012-05-08 2012-05-23 2012-06-05 2012-09-19 2012-10-29	92	PT : Légers dépassements survenus à la fois par temps sec et par temps de pluie (moyenne de 17,5 µg/l). CF : Le 19 septembre, la concentration en CF s'élevait à 500 UFC/100 ml.	Qualité de l'eau assez bonne. L'IQBP est réduit par quelques hausses de la turbidité au printemps. La conductivité est plus élevée qu'en milieu naturel, mais cela ne semble pas être attribuable aux sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes. Une seule valeur de pH de 6,8, alors qu'il se situe autrement entre 7,5 et 7,8, fait varier l'IQBP de 87 à 81.
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			87 (sans pH) 81 (avec pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

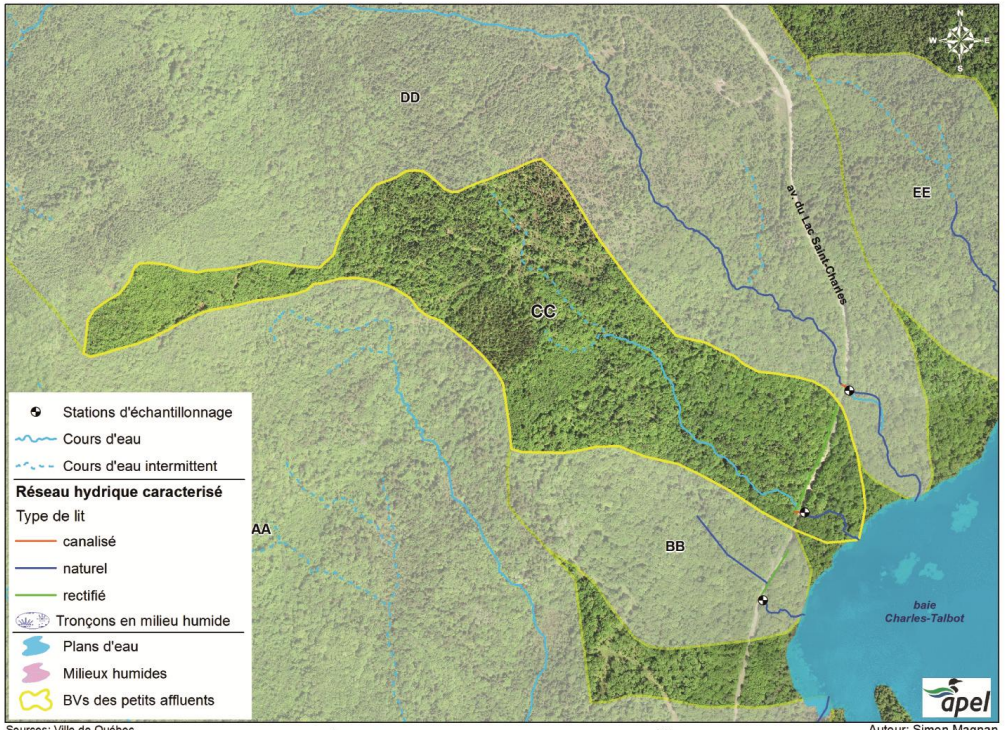
La qualité de l'eau à cette station est généralement très bonne. Cependant, la conductivité moyenne relativement élevée est signe que la qualité de l'eau est affectée par l'activité humaine.

Classe de qualité IQPB6

88

BASSIN VERSANT CC

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

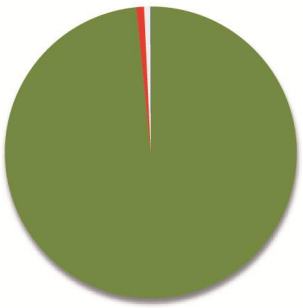
Échelle: 1:5 000 (0 37,5 75 150 225 300 Mètres)

Auteur: Simon Magnan
Date: 2 avril 2013

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1250 mètres
Lit naturel : 86 %
Lit rectifié (fossés) : 13 %
Lit canalisé (conduites) : 1 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=13/14 visites)
Débit moyen: 0,00603 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 18,47 Ha

Station CC : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 15 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 4/13	2012-04-18 2012-05-22 2012-07-18 2012-09-11	101	PT et MES : Dépassements survenus autant en temps de pluie que par temps sec. Les dépassements du 22 mai et du 18 juillet sont associés à des épisodes de pluie (la journée de l'échantillonnage) qui avaient lieu après une période de sècheresse. Le 11 septembre, l'eau était stagnante (la journée de l'échantillonnage suivait une période de sècheresse).	Qualité de l'eau généralement très bonne. Le faible pH est probablement associé aux précipitations acides et aux acides humiques (composés issus de la décomposition de la matière organique). La conductivité est très faible (19 µS/cm en moyenne).
MES (> 13 mg/l)	n = 3/13	2012-05-22 2012-07-18 2012-09-11	96		
pH	n = 7/13	2012-04-18 2012-05-22 2012-06-21 2012-07-18 2012-08-15 2012-09-11 2012-09-19	13		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			88 (sans pH) 53 (avec pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est généralement excellente. Il est à noter qu'il n'y a pas d'habitations humaines dans ce bassin versant.					

Classe de qualité IQPB7

90

BASSIN VERSANT DD

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

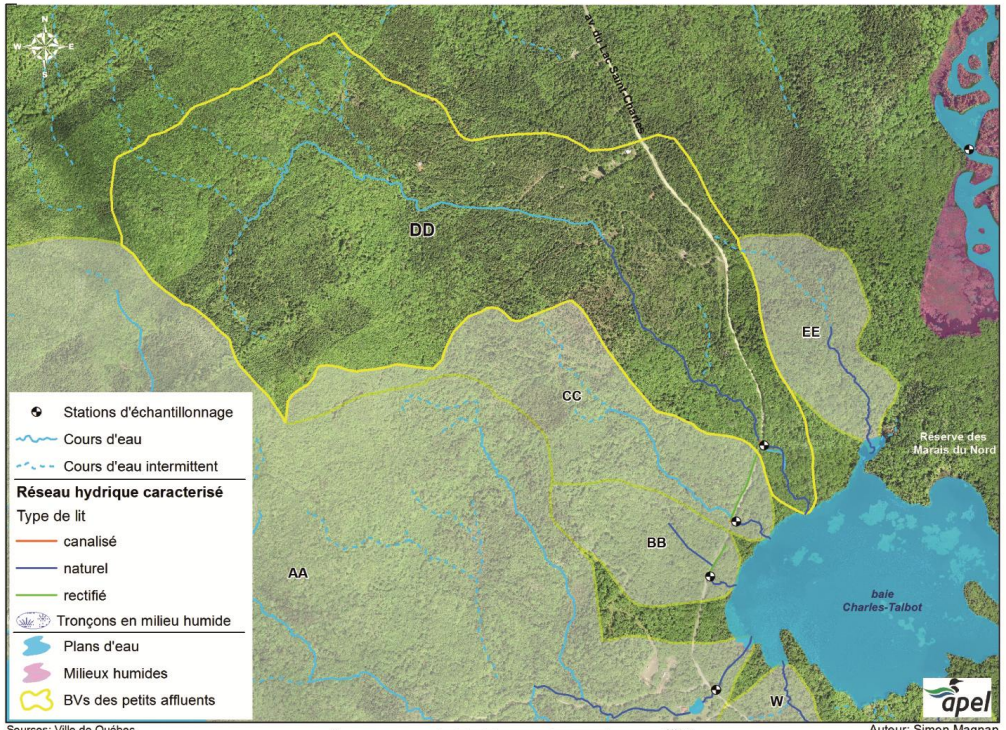
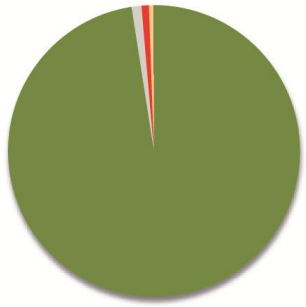


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 4000 mètres
Lit naturel : 99,6 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 0,4 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=13/14 visites)
Débit moyen: 0,02665 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 77,08 Ha

Station DD : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 16 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 4/13	2012-04-18 2012-05-09 2012-05-22 2012-07-18	101	PT : Trois des dépassements sont légers et ont eu lieu en temps de pluie. Le dépassement du 9 mai affichait une concentration de 107 µg/l. Une forte pluie tombait au moment de l'échantillonnage cette journée-là. Ce dépassement n'était toutefois pas accompagné d'une hausse des MES. MES : Le dépassement du 15 août ne correspond pas à une hausse de la turbidité, à une pluie forte, ni à aucun autre évènement normalement associé. Il est possible que cette donnée soit erronée. pH : Le faible pH est probablement associé aux précipitations acides et aux acides humiques.	Qualité de l'eau généralement très bonne. Le dépassement en PT survenu le 9 mai était cependant important. En 2009, un dépassement en CF avait été observé. D'après l'analyse cartographique, il y aurait une petite habitation dont l'installation septique ne serait pas répertoriée ainsi qu'une friche localisée à la source de ce cours d'eau.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/13	2012-08-15	100		
pH	n = 8/13	2012-04-18 2012-05-22 2012-06-21 2012-07-04 2012-07-18 2012-08-15 2012-09-11 2012-09-19	11		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global		IQBP (sans pH 90) IQBP (avec pH 22)		$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est généralement excellente dans ce bassin versant. Par contre, il y a eu un dépassement important en PT et en CF en 2009.					

Classe de qualité IQPB-6

91

BASSIN VERSANT BB

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

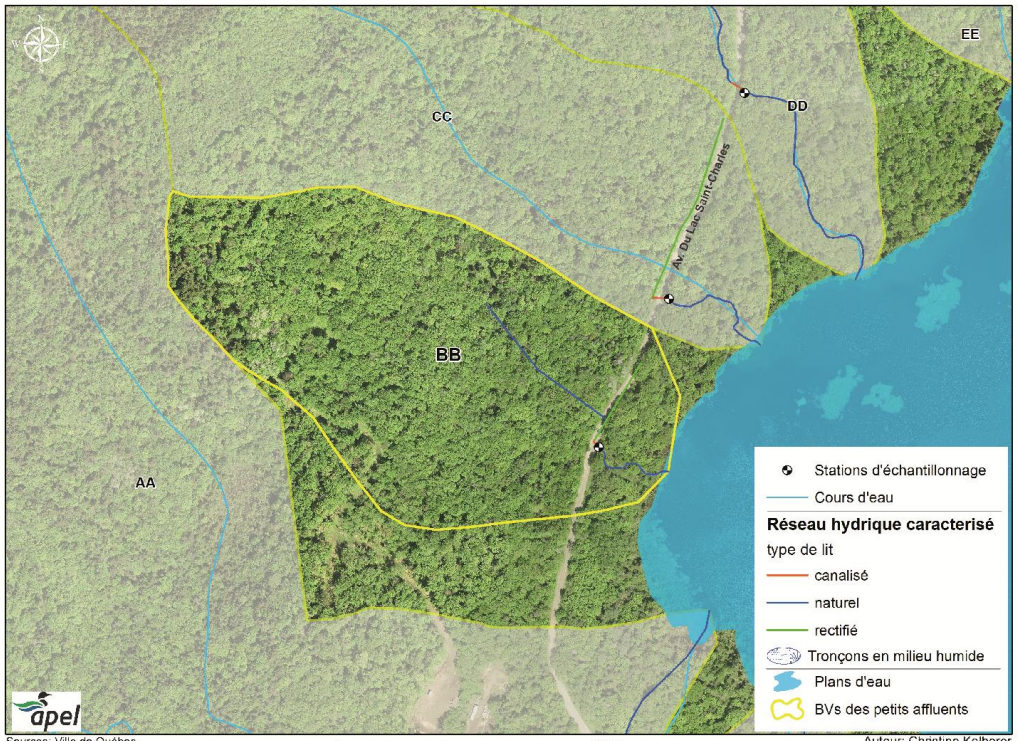
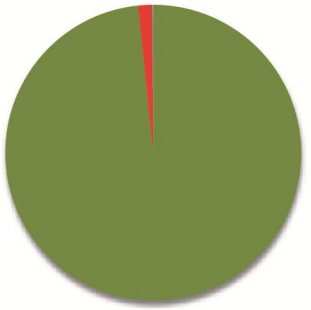


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 295 mètres
Lit naturel : 72 %
Lit rectifié (fossés) : 25 %
Lit canalisé (conduites) : 3 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=13/14 visites)
Débit moyen: 0,00224 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 7,89 Ha

Station BB : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 13 et 50 à 61
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 5/13	2012-05-09 2012-05-22 2012-07-18 2012-08-15 2012-10-31	101	PT : Les dépassements relativement faibles du 9 mai, du 18 juillet et du 31 octobre sont associés à des épisodes de pluie. Le dépassement du 22 mai était pour sa part très important (868 µg/l). L'échantillonnage ce jour-là s'est fait sous une pluie importante suite à une période de temps sec. Le dépassement du 15 août (127 µg/l) est également associé à une forte pluie qui avait débuté au moment de l'échantillonnage. Il y a alors eu affaissement de la rue, ce qui a occasionné le remplissage du ruisseau par du gravier. La turbidité était également très élevée (37 NTU), mais la concentration des MES est demeurée faible, ce qui pourrait être dû à une erreur. MES : Dépassements par temps pluvieux. CF : Le dépassement (5600 UFC/100 ml) est associé à la forte pluie du 15 août. pH : Le faible pH est probablement associé aux précipitations acides et aux acides humiques libérés lors de la décomposition de la matière organique.	Qualité de l'eau généralement bonne. La pluie entraîne cependant d'importants apports en PT. Cette situation est en partie causée par le mauvais état de la rue et, comme cela a déjà été mentionné dans le rapport de 2009, il y a accumulation sur la chaussée de sables de voirie qui ne sont pas ramassés. L'origine des CF n'est pas identifiée.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/13	2012-05-22 2012-07-18	100		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/13	2012-08-15	96		
pH	n = 6/13	2012-04-18 2012-05-22 2012-06-21 2012-07-18 2012-08-15 2012-09-11	50		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			91 (sans pH) 59 (avec pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est généralement bonne, cependant le mauvais état de la chaussée a un impact important sur la qualité de l'eau en temps de pluie.					

Classe de qualité IQPB6

92

BASSIN VERSANT AA

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

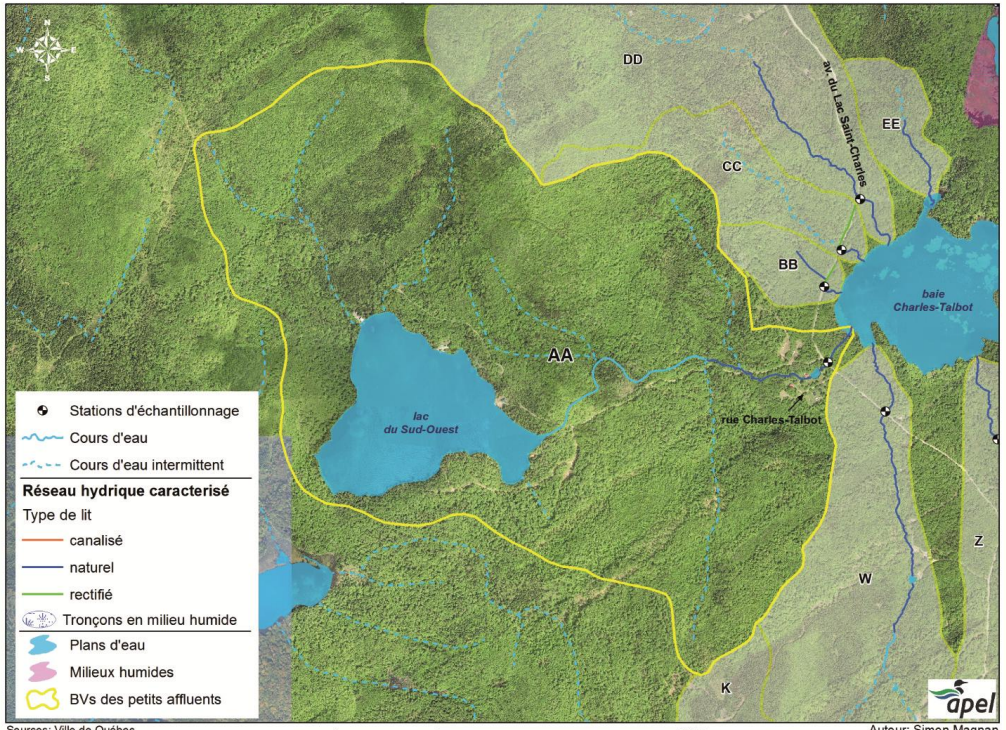
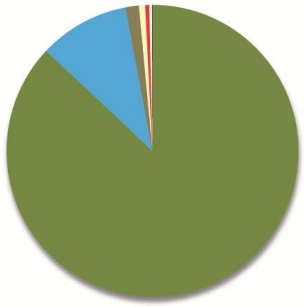


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 87 %
- Eau - 10 %
- Coupe ou brûlis - 1,5 %
- Milieu ouvert - 0,7 %
- Voie carrossable - 0,4 %
- Sol nu - 0,3 %
- Batîment - 0,05 %
- Infrastructure - 0,004 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 579 mètres

Lit naturel : 100 %

Lit rectifié (fossés) : 0 %

Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit permanent

(n=14/14 visites)

Débit moyen:

0,0669 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 258,26 Ha

Station AA (E21) : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 11 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 1/14	2012-08-15	101	PT et MES : Les dépassements du 15 août sont associés à l'érosion des bords du chemin par les fortes précipitations qui tombaient au moment de l'échantillonnage. pH : Le faible pH est probablement le fait des précipitations acides et des acides humiques.	L'eau de ce ruisseau est d'excellente qualité. Le seul impact négatif provient de l'érosion de la chaussée lors de fortes pluies.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/14	2012-08-15	100		
pH	n = 3/14	2012-04-18 2012-08-15 2012-09-11	76		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global		IQBP avec pH 81 IQBP sans pH 92		$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : Excellente qualité de l'eau, impactée seulement par l'érosion de la chaussée du chemin menant vers le lac du Sud-Ouest.					

Classe de qualité IQPB6
92

BASSIN VERSANT W

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

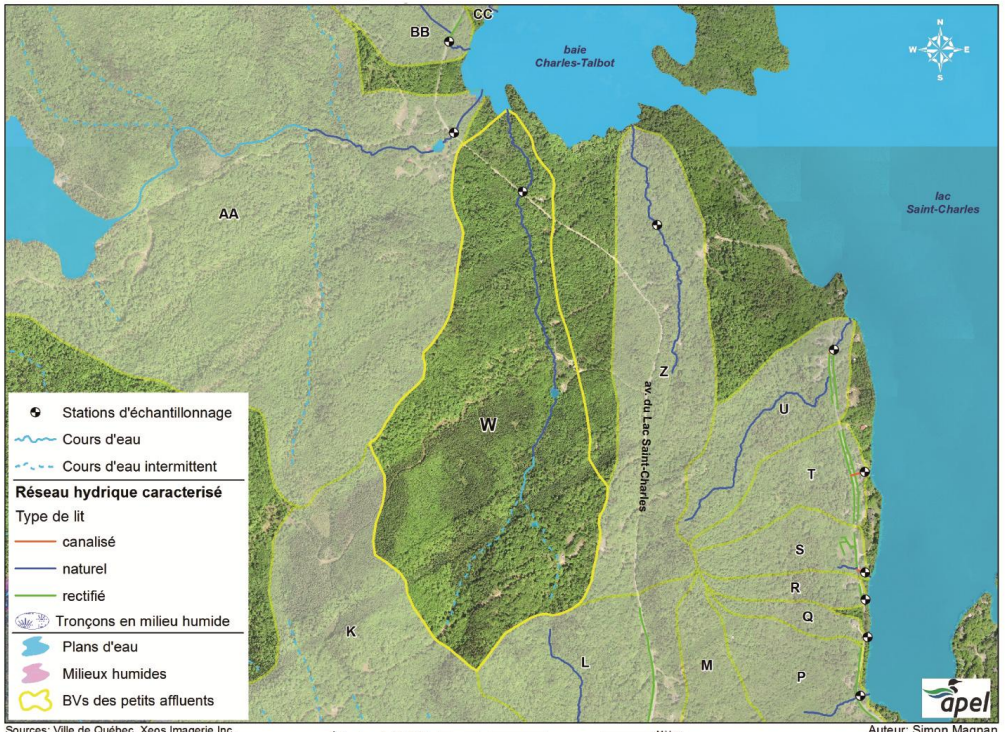
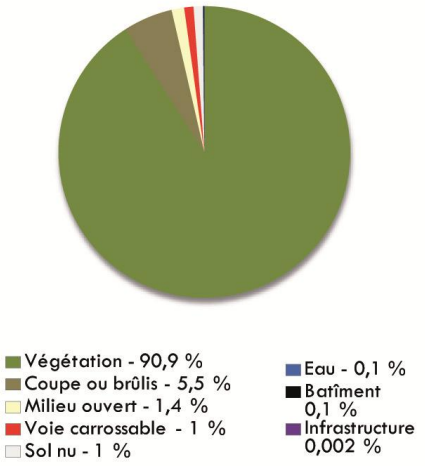


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1073 mètres
Lit naturel : 100 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=13/14 visites)
Débit moyen: 0,01086 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 59,8 Ha

Station W : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 48 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 3/13	2012-04-18 2012-05-22 2012-08-15	100	PT et MES : Les dépassements du 22 mai et du 15 août ont eu lieu en temps de pluie et étaient légers (respectivement 26,3 et 29,8 µg/l de PT). Celui du 18 avril, survenu par temps sec, était encore plus faible (20,5 µg/l). pH : Le faible pH est probablement associé aux précipitations acides et aux acides humiques libérés lors de la décomposition de la matière organique.	Excellente qualité de l'eau.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/13	2012-05-22 2012-08-15	100		
pH	n = 2/13	2012-04-18 2012-09-11	72		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			71 (avec pH) 92 (sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est excellente.					

Classe de qualité IQPB6

81

BASSIN VERSANT Z

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

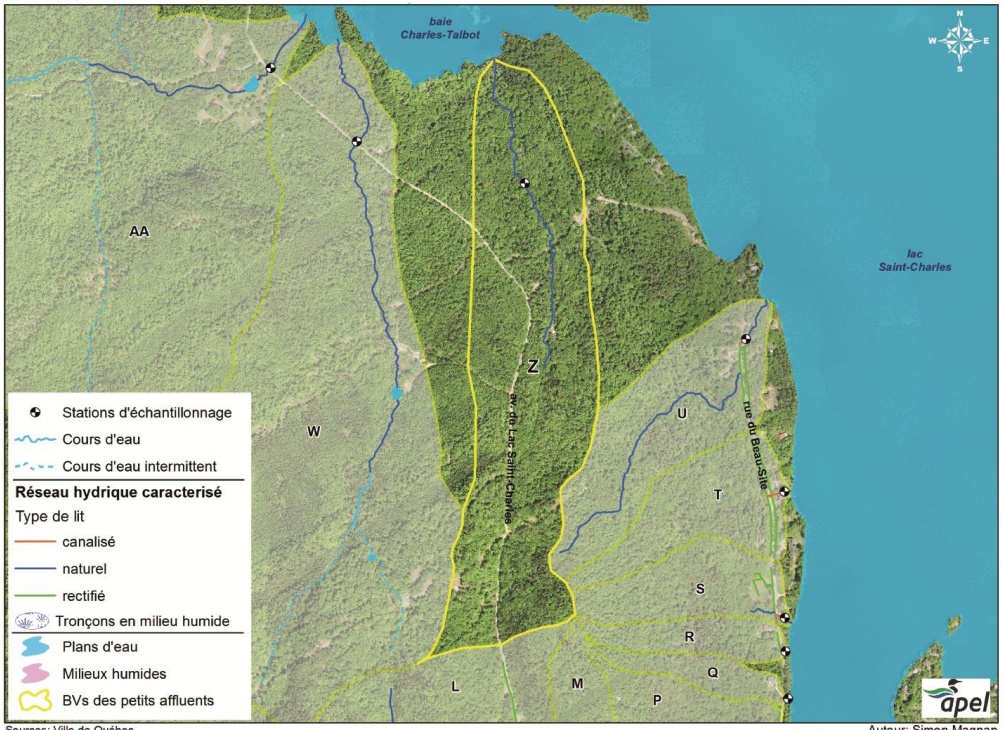
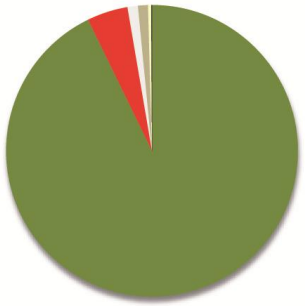


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 809 mètres

Lit naturel : 100 %

Lit rectifié (fossés) : 0 %

Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit permanent

(n=14/14 visites)

Débit moyen:

0,01002 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 30,66 Ha

Station Z : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 49 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 3/14	2012-05-22 2012-07-18 2012-08-15	101	PT, MES et CF : Les dépassements sont associés à des temps de pluie. La pluie tombée le 15 août était particulièrement forte.	Qualité de l'eau généralement excellente.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/14	2012-05-22 2012-08-15	94		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/14	2012-08-15	100		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			81 (avec pH) 92 (sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est généralement excellente à cette station.					

Classe de qualité IQPB-6
92

BASSIN VERSANT P

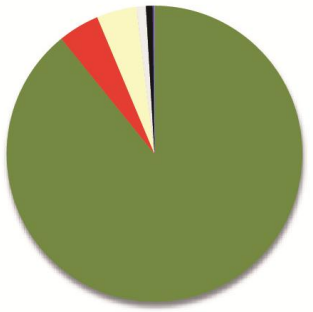
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 641 mètres
Lit naturel : 30 %
Lit rectifié (fossés) : 68 %
Lit canalisé (conduites) : 2 %

Régime d'écoulement

Débit permanent
(n=14/14 visites)
Débit moyen:
0,00178 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 15,37 Ha

Station P : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 41 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 1/14	2012-08-01	101	PT et MES : En avril, le dépassement en MES a eu lieu en temps de pluie et est possiblement attribuable au lessivage des sédiments accumulés sur la chaussée. Les dépassements en MES et en PT du 8 août sont associés à un temps sec, alors que l'eau était presque stagnante.	Qualité de l'eau excellente.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/14	2012-04-17 2012-08-01	98		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			82 (avec pH) 92 (sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est excellente.					

Classe de qualité IQPB-6
94

BASSIN VERSANT Q

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

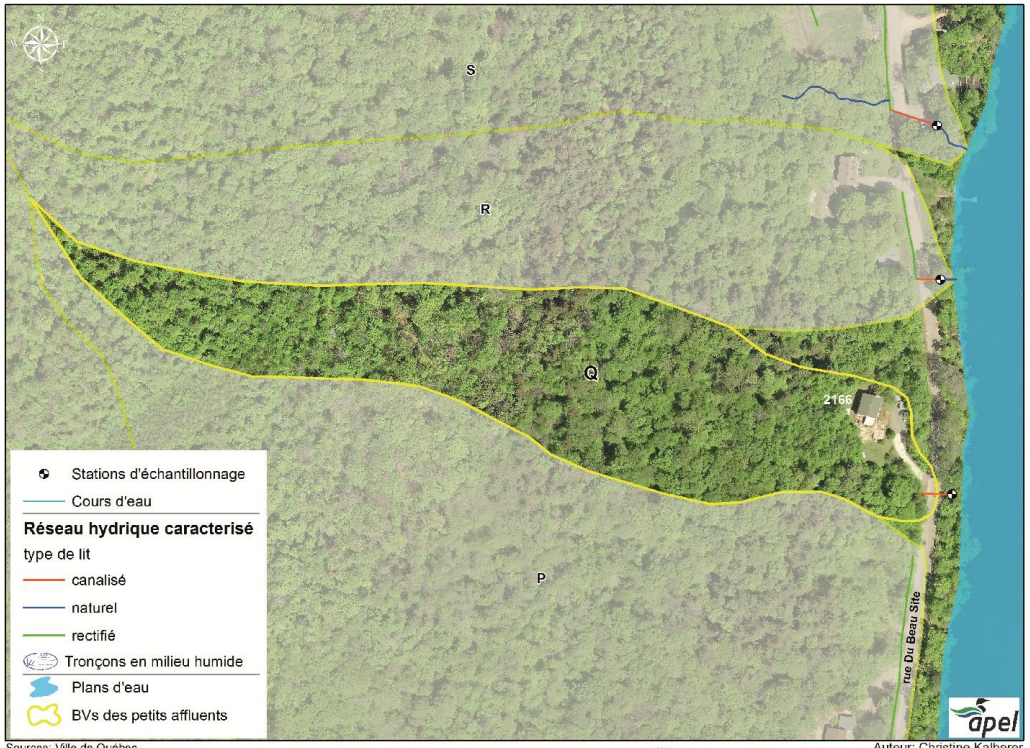
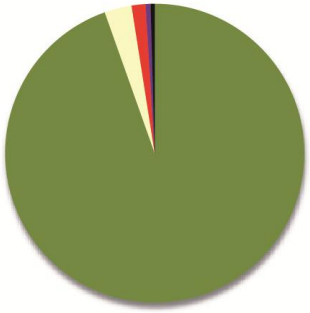


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 17 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 100 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=11/13 visites)
Débit moyen:
0,01268 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 2,51 Ha

Station Q : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 43 et 50 à 61**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 1/11	2012-04-17	101	PT : Le dépassement est léger (31,2 µg/l) et est survenu au printemps. Pour le reste de la saison d'échantillonnage, les concentrations se sont maintenues en deçà de 13,4 µg/l.	Qualité de l'eau excellente.
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			94 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau à cette station est excellente.					

4.2 Portrait détaillé de la qualité de l'eau des affluents du bassin sud du lac Saint-Charles

Classe de qualité IQPB-8

1

BASSIN VERSANT F

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

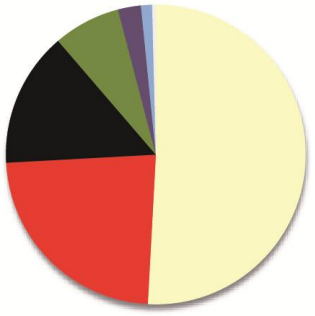
Échelle: 1:1 500 (0 5 10 20 30 40 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 13 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Milieu ouvert - 50,9 %
- Voie carrossable - 23,3 %
- Batîment - 14,6 %
- Végétation - 7,2 %
- Infrastructure - 2,5 %
- Piscine - 1,2 %
- Sol nu - 0,4 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 985 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 100 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=1/13 visites)

Bassin versant

Superficie : 3,17 Ha

Station F : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 22 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 1/1 (347 µg/l)	2012-05-22	6	Fin de semaine précédente sèche et chaude, mais journée d'échantillonnage très pluvieuse. L'eau échantillonnée dégage une odeur assez nauséabonde.	Bien qu'il ait très peu d'eau à cette station, le lessivage induit par les fortes pluies apporte des quantités importantes de PT, MES et NTK. Il y avait également une concentration non négligeable de CF ce jour-là (1000 UFC/100 ml).
MES (> 13 mg/l)	n = 1/1 (192 mg/l)	2012-05-22	1		
NTK (> 1 mg/l)	n = 1/1	2012-05-22			
IQBP global			1 (idem sans pH)	$IQBP_8$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD% et turbidité)	

Conclusion en bref :

Les rues sont drainées par des conduites pluviales sans protection des regards contre les sédiments et seulement une faible proportion du territoire est végétalisée (7,2 %), ce qui limite largement les capacités de rétention et de filtration à l'intérieur du bassin versant. Par ailleurs, l'entrée de cour en terre battue du 498, rue Philippe-Bédard accentue la charge sédimentaire apportée au réseau de drainage.

La charge sédimentaire importante est possiblement en cause dans les quantités de phosphore et d'azote se retrouvant dans l'affluent (P et N lié aux particules de sol).

Classe de qualité IQPB-6

15

BASSIN VERSANT B

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

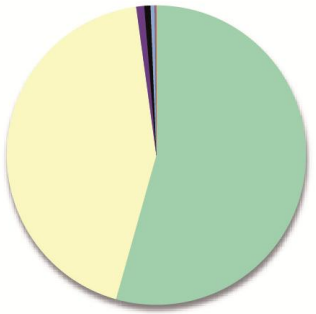
Échelle: 1:800 (0 5 10 20 30 40 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 13 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Milieu humide - 54,4 %
- Milieu ouvert - 43,5 %
- Infrastructure - 0,9 %
- Batîment - 0,7 %
- Piscine - 0,4 %
- Eau - 0,1 %
- Voie carrossable - 0,1 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 163 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 100 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=8/14 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 0,99 Ha

Station B : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 12 et 62 à 73**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 6/8	2012-05-09 2012-05-22 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-09-19	63	PT, MES, CF et OD : L'eau était presque toujours très stagnante durant la période d'échantillonnage. Pour cette raison, il est difficile d'évaluer les concentrations de contaminants qui se rendent au lac. Aussi, l'affluent contenait une grande quantité de matière organique. La conductivité élevée (moyenne de 384 µS/cm) est probablement attribuable à l'ocre ferreuse observée dans l'affluent. La concentration en ions chlorure dosés le 9 mai était seulement de 23 mg/l.	Qualité de l'eau très mauvaise. Cependant, il est difficile de déterminer l'apport réel de cet affluent au lac Saint-Charles, puisque l'eau y a été plutôt stagnante durant la période estivale de 2012.
MES (> 13 mg/l)	n = 6/8	2012-05-09 2012-05-22 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-10-31	27		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/8	2012-06-21	94		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 8/8	En tout temps			
Oxygène dissous (%)	n = 6/8	2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-09-16 2012-10-16 2012-10-31	29		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			15 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau de cet affluent est très mauvaise, mais son apport réel au lac Saint-Charles reste à déterminer.					

Classe de qualité IQPB-6

15

BASSIN VERSANT G

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

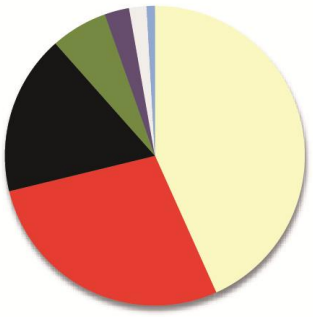
Échelle: 1:1 600 (0 10 20 40 60 80 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 13 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Milieu ouvert - 43,3 %
- Voie carrossable - 27,9 %
- Batîment - 17,3 %
- Végétation - 6,1 %
- Infrastructure - 2,7 %
- Sol nu - 1,9 %
- Piscine - 0,9 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 288 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 100 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=3/14 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 2,19 Ha

Station G : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 24 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 2/3	2012-05-09 2012-05-22	43	Observation générale : L'eau échantillonnée le 22 mai 2012 contenait de la mousse et dégageait des odeurs nauséabondes (non associées aux CF). PT et MES : L'échantillonnage a été seulement possible en temps de pluie et les dépassements ont eu lieu uniquement lors de fortes pluies. Les ions chlorure, dosés à 56 mg/l le 9 mai, n'expliquent pas à eux seuls la valeur de conductivité obtenue ce jour-là (295 µS/cm).	Les dépassements en PT sont corrélés avec des quantités élevées de MES dans l'eau. Les capacités de rétention et de filtration sont faibles dans le bassin versant, car ce dernier est fortement imperméabilisé (secteur exclusivement résidentiel). La qualité de l'eau à cette station est substantiellement influencée par une forte turbidité, laquelle est d'ailleurs corrélée avec les quantités de MES contenues dans l'eau.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/3	2012-05-09 2012-05-22	54		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 1/3	2012-05-09			
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			15 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

Le bassin est entièrement drainé par un réseau de canalisation pluviale dont les regards captent directement l'eau de ruissellement de grandes surfaces pavées pouvant être couvertes de sédiments et d'autres polluants. Cependant, l'eau de cet affluent est probablement bien filtrée par un système de dégraissage et de rétention des sédiments, ainsi que par la zone boisée localisée entre la sortie de la conduite et la rive du lac Saint-Charles.

Classe de qualité IQPB-6

19

BASSIN VERSANT MM

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

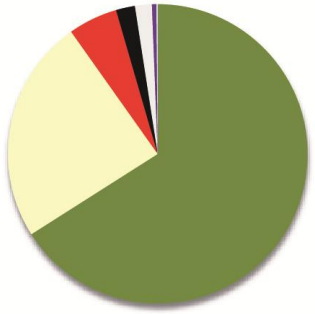
Échelle: 1:2 000 (0 12,5 25 50 75 100 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 19 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 66 %
- Milieu ouvert - 24,2 %
- Voie Carrossable - 5,3 %
- Batîments - 2 %
- Sol nu - 1,8 %
- Infrastructure - 0,5 %
- Piscine - 0,1 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 164 mètres
Lit naturel : 9 %
Lit rectifié (fossés) : 91 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=8/12 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 3,44 Ha

<table>
<tr><th colspan="5">Station MM : Analyse de la qualité de l'eau</th><th>Voir figures 36 et 62 à 73</th></tr>
<tr><th>Paramètre et critère</th><th>Fréquence des dépassements</th><th>Date(s)</th><th>IQPB</th><th>Explications (évènements, pluviométrie, etc.)</th><th>Conclusions générales</th></tr>
<tr><td>Conductivité (> 250 µS/cm)</td><td>n = 8/8</td><td>En tout temps</td><td></td><td rowspan="3">Observation générale : Au cours des mois de juillet et août, il n'y avait pas suffisamment d'eau pour l'échantillonnage.

Conductivité : La conductivité est toujours très élevée (moyenne de 648 µS/cm) et a été maximale en septembre (878 µS/cm). Le 16 avril et le 9 septembre, le dosage des ions chlorure a révélé des concentrations de 60 et 100 mg/l, respectivement.

Oxygène dissous : L'eau à cette station est généralement assez stagnante.</td><td rowspan="3">La mauvaise qualité de l'eau à cette station est notamment attribuable aux faibles taux d'oxygénation et à la turbidité élevée. Aussi, la conductivité de l'eau y est élevée et les concentrations en ions chlorure relativement importantes.

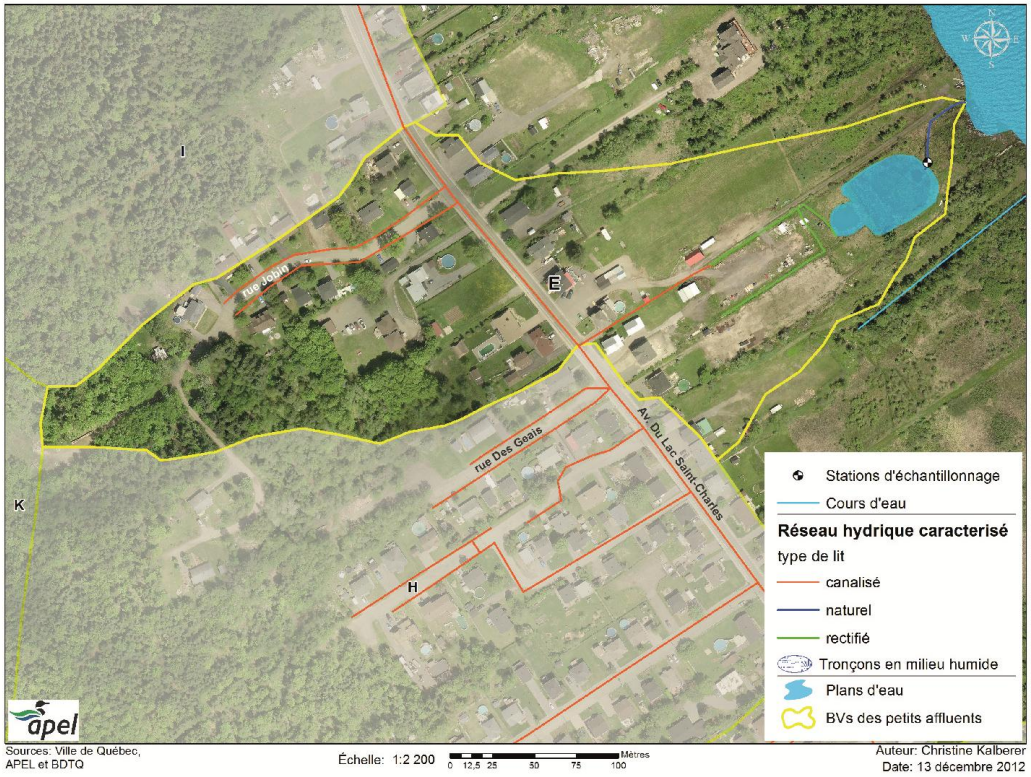
Cet affluent ne semble pas problématique au niveau des éléments nutritifs, ni des MES.</td></tr>
<tr><td>Oxygène dissous (%)</td><td>n = 7/8</td><td>2012-04-16
2012-05-16
2012-06-06
2012-09-20
2012-10-01
2012-10-17
2012-11-05</td><td>20</td></tr>
<tr><td>Composés azotés</td><td>n.d.</td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="6"></td></tr>
<tr><td colspan="2">IQBP global</td><td colspan="2">19 (idem sans pH)</td><td colspan="2">$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-a, OD%, pH et turbidité)</td></tr>
<tr><td colspan="6">Conclusion en bref :
La qualité de l'eau est influencée par la turbidité et les faibles concentrations en oxygène. Aussi, cette station est caractérisée par une conductivité et des concentrations en ions chlorure élevées.</td></tr>
</table>

Classe de qualité IQPB-6

29

BASSIN VERSANT E

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

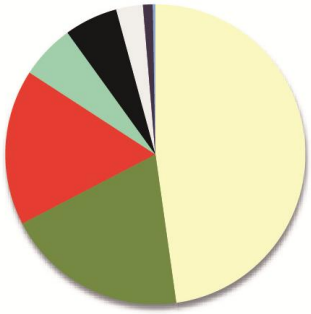
Échelle: 1:2 200 (0 12,5 25 50 75 100 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 13 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 809 mètres
Lit naturel : 7 %
Lit rectifié (fossés) : 24 %
Lit canalisé (conduites) : 69 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=12/14 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 6,54 Ha

Station E : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 17 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 6/12	2012-04-18 2012-06-21 2012-07-04 2012-08-15 2012-09-11 2012-09-19	87	Observation générale : L'eau à cette station est généralement assez stagnante. PT et MES : Les dépassements, qui ont eu lieu autant par temps pluvieux que sec, restent dans les catégories satisfaisante à douteuse. Or, le dépassement le plus important a eu lieu en temps de pluie (au moment de l'échantillonnage) avec 514 mg/l de MES et 1120 µg/l de PT. CF : Les dépassements surviennent en temps de pluie. Le maximum a été observé le 22 mai avec 2700 UFC/100 ml. Même par temps sec, les concentrations s'approchent parfois des 1000 UFC/100 ml. Conductivité : Valeurs maximales au printemps (471 µS/cm le 18 avril) et le 31 juillet en période sèche (593 µS/cm). Le dosage des ions chlorure a révélé des concentrations de 55, 48 et 17 mg/l les 18 avril, 9 mai et 15 août 2012. Oxygène dissous : Les faibles concentrations en OD sont probablement attribuables à une forte décomposition de la matière organique du marais et au fait que l'eau est plutôt stagnante.	La faible qualité de l'eau à cette station est principalement attribuable à l'OD, la turbidité et les CF. Ce bassin versant comprend deux sources notables de sédiments : la portion en terre battue de la rue Jobin (en érosion) et l'entrée de cour du 1668, av. du Lac-Saint-Charles. Les importantes superficies imperméabilisées et anthropisées accentuent le ruissellement des polluants jusqu'au réseau de drainage. De plus, les fossés sont en mauvais état et non végétalisés, ce qui limite la rétention et la filtration des polluants.
MES (> 13 mg/l)	n = 3/12	2012-04-18 2012-07-04 2012-10-31	83		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 4/12	2012-05-09 2012-05-22 2012-06-04 2012-07-04	73		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 7/12	2012-04-18 2012-05-09 2012-05-22 2012-07-04 2012-08-15 2012-09-11 2012-10-31			
Oxygène dissous (%)	n = 6/12	2012-04-18 2012-07-04 2012-09-11 2012-09-19 2012-10-04 2012-10-31	37		

Composés azotés	n.d.		Cyanobactéries : Veuillez consulter le chapitre 4 : suivi des communautés cyanobactériennes.	
Cyanobactéries	n = 5/5	En tout temps		
IQBP global		25 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, MES, CF, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La mauvaise qualité de l'eau est principalement attribuable à la présence de CF, lesquels proviennent possiblement du marais qui sert d'habitat à plusieurs espèces d'animaux et d'oiseaux.				

Classe de qualité IQPB-6
30

BASSIN VERSANT A

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

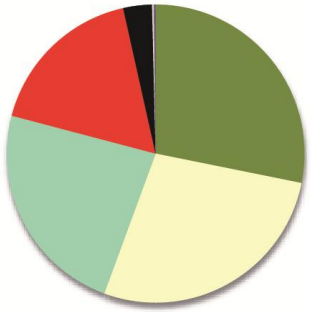


Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ
Échelle: 1:800
0 5 10 20 30 40 Mètres
Auteur: Christine Kalberer
Date: 13 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 28,2 %
- Milieu ouvert - 27,4 %
- Milieu humide - 23,5 %
- Voie carrossable - 17,4 %
- Batîment - 3,1 %
- Sol nu - 0,2 %
- Infrastructure - 0,2 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 181 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 100 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=7/13 visites)
Débit moyen:
0,00039 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 0,49 Ha

Station A : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 8 et 60 à 71**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 4/7	2012-04-18 2012-05-09 2012-09-19 2012-10-31	84	PT : Les dépassements ont eu lieu par temps pluvieux seulement. La plus grande concentration a été mesurée le 9 mai (110 µg/l) et n'était pas corrélée aux MES. MES : Le dépassement, mesuré lorsque l'eau était très stagnante, était important (63,8 mg/l). CF : Le dépassement (3300 UFC/100 ml) a eu lieu durant la pluie la plus abondante. Conductivité : La conductivité relativement élevée (moyenne de 282 µS/cm) ne semble pas être uniquement causée par les concentrations en ions chlorure (18 mg/l les 18 avril et 9 mai). Oxygène dissous : La relative stagnation de l'eau et la matière organique en décomposition sont probablement en cause dans les faibles concentrations en OD.	Les causes des dépassements n'ont pu être déterminées. Il est possible que le faible écoulement, la quantité de matière organique dans l'eau et la présence de chiens sur les propriétés avoisinantes en soient à l'origine. Les valeurs de conductivité (282 µS/cm en moyenne) indiquent une dégradation générale de la qualité de l'eau du fossé. Les ions chlorure n'expliquent pas la conductivité élevée à cette station.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/7	2012-04-18	81		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/7	2012-05-22	81		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 6/7	2012-04-18 2012-05-09 2012-06-04 2012-09-19 2012-10-16 2012-10-31			
Oxygène dissous (%)	n = 4/7	2012-05-22 2012-09-19 2012-10-16 2012-10-31	37		
Composés azotés	n.d.				
IQBP global			30 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La mauvaise qualité de l'eau à cette station est attribuable aux CF, au PT, à l'OD et à la conductivité. Cependant, la ou les sources de contamination n'ont pu être identifiées. Il est à noter que le débit est très faible à cette station.

Classe de qualité IQPB-8

32

BASSIN VERSANT PP

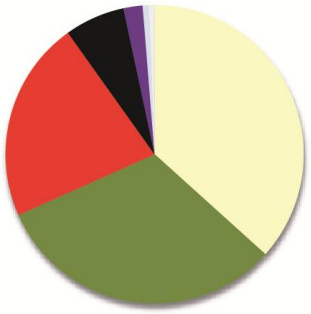
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1458 mètres

Lit naturel : 0 %

Lit rectifié (fossés) : 7 %

Lit canalisé (conduites) : 93 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent

(n=9/14 visites)

Débit moyen:

0,00887m^2/s

Bassin versant

Superficie : 9,15 Ha

Station PP : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 42 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 7/9	2012-04-16 2012-05-02 2012-06-06 2012-07-17 2012-10-01 2012-10-17 2012-11-05	85	PT : Les dépassements en PT surviennent autant par temps pluvieux que par temps sec et les concentrations sont relativement constantes. MES : Le dépassement est survenu en temps de pluie, après deux semaines sans précipitations. CF : Les dépassements sont observés à partir de juillet, en temps de pluie comme par temps sec. Avant juillet, les concentrations étaient < 7 UFC/100 ml. Le maximum a été observé par temps sec le 5 novembre, avec 70 000 UFC/100 ml. Conductivité : La conductivité élevée (moyenne 872 µS/cm) semble être causée par des sels de voirie. Les concentrations mesurées le 16 avril et le 2 mai étaient respectivement de 164 et 293 mg/l. Cette dernière concentration dépasse le seuil de 230 mg/l établi pour la protection de la vie aquatique (effet chronique). Composés azotés : Les dépassements en nitrites-nitrates sont survenus autant en temps de pluie qu'en temps sec, tandis que les dépassements en NTK ont eu lieu en temps sec.	La qualité de l'eau est notamment affectée par les concentrations en nitrites-nitrates, en NTK et en CF, ainsi que par l'épandage de sels de voirie qui rejoignent le réseau de drainage. Les composés azotés proviennent possiblement d'engrais utilisés par les propriétaires de terrains longeant la rue Delage. Il est possible que les CF proviennent de fèces de chiens. En effet, l'endroit est propice aux promeneurs de chiens et des fèces ont été observées à plusieurs reprises. Les sels de voirie sont vraisemblablement responsables de la forte conductivité de l'eau de cet affluent.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/9	2012-07-17	85		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 3/9	2012-07-17 2012-10-17 2012-11-05	83		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 8/9	2012-04-16 2012-05-02 2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-10-01 2012-10-17 2012-11-05			
Nitrites et nitrates (> 1 mg/l)	n = 7/9	2012-04-16 2012-05-02 2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-10-01 2012-11-05	39		

NTK (> 1 mg/l)	n = 4/9	2012-06-06 2012-06-19 2012-10-17 2012-11-05		
IQBP global		32 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

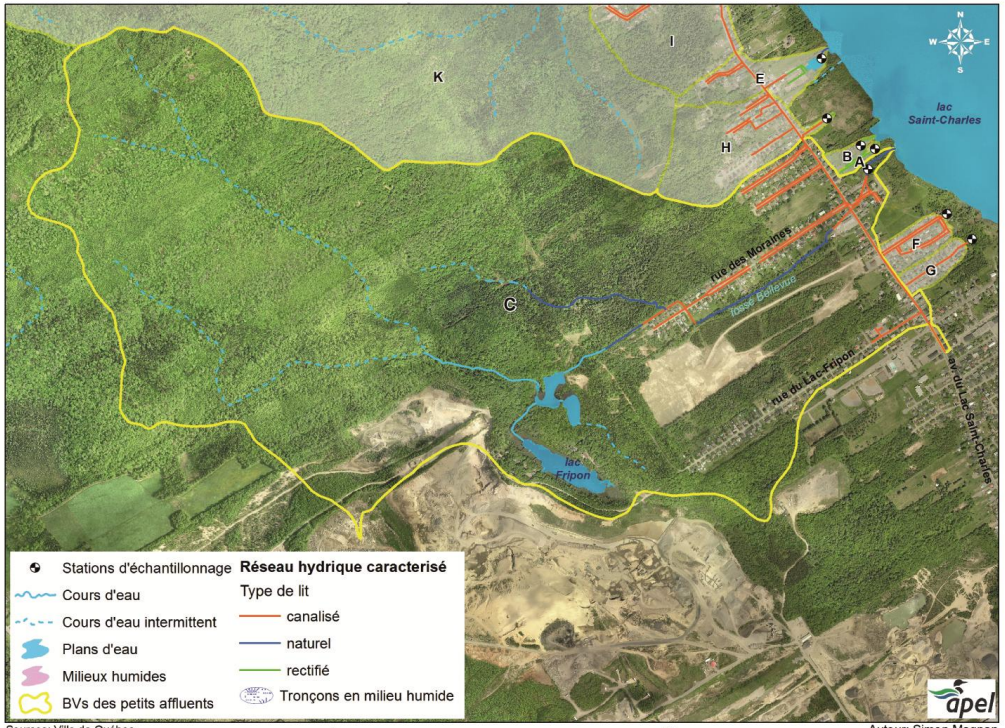
Conclusion en bref :

La mauvaise qualité de l'eau à cette station est attribuable aux composés azotés, aux CF et aux sels de voirie. L'origine des composés azotés et des CF n'est pas confirmée, mais il est possible que les premiers proviennent d'engrais et les seconds de fèces de chiens.

Classe de qualité IQPB8
33

BASSIN VERSANT C

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

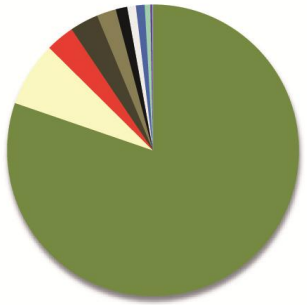
Échelle: 1:13 000 (0 100 200 400 600 800 Mètres)

Auteur: Simon Magnan
Date: 2 avril 2013

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 80,3 %
- Milieu ouvert - 7,2 %
- Voie carrossable - 3,2 %
- Enfouissement - 3,2 %
- Carrière/sablière - 2,1 %
- Batîment - 1,3 %
- Sol nu - 1,0 %
- Eau - 1,0 %
- Milieu humide 0,6 %
- Infrastructure 0,2 %
- Piscine - 0,1 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 6018 mètres
Lit naturel : 25 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 75 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=12/14 visites)
Débit moyen: 0,000576 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 343,38 Ha

Station C : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 14 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 7/12	2012-04-17 2012-05-23 2012-08-13 2012-09-05 2012-09-19 2012-10-03 2012-10-15	91	PT et MES : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. Les plus fortes concentrations en PT (entre 90 et 100 µg/l) sont corrélées avec les dépassements en MES. Les dépassements les plus importants sont survenus le 19 septembre (856 µg/l de PT et 606 mg/l de MES). CF : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. La concentration maximale a été de 2500 UFC/100 ml le 15 octobre. Conductivité : Importantes variations de la conductivité (minimum de 45 µS/cm le 17 avril et maximum de 5199 µS/cm le 3 octobre). Les valeurs élevées de conductivité ne peuvent être attribuables aux concentrations en ions chlorure, respectivement dosés à 66 et 107 mg/l les 8 mai et 13 août 2012. Oxygène dissous : Les concentrations sont généralement faibles. Composés azotés : Dépassements par temps sec et pluvieux. L'unique dépassement en azote ammoniacal a eu lieu en temps de pluie.	La qualité de l'eau à cette station varie énormément. Tous les paramètres affichent des dépassements plus au moins importants. Étant donné que la majeure partie de cet affluent est canalisée et que le bassin versant est fortement anthropisé, il est impossible de déterminer avec exactitude les sources de contamination.
MES (> 13 mg/l)	n = 3/12	2012-05-23 2012-09-19 2012-10-03	76		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 3/12	2012-09-05 2012-09-19 2012-10-15	83		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 7/12	2012-05-08 2012-06-20 2012-07-03 2012-08-13 2012-09-19 2012-10-03 2012-10-29			
Oxygène dissous (%)	n = 4/12	2012-07-03 2012-08-13 2012-09-19 2012-10-03	91		
Nitrites et nitrates	n = 5/12	2012-05-08 2012-06-05	62		

(> 1 mg/l)		2012-06-20 2012-10-03 2012-10-29	
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/12	2012-09-05	75
NTK (> 1 mg/l)	n = 8/12	2012-05-23 2012-06-20 2012-07-03 2012-09-05 2012-09-19 2012-10-03 2012-10-15 2012-10-29	

IQBP global	33 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)

Conclusion en bref :

À cette station, les paramètres influençant à la baisse l'IQBP sont principalement les nitrites-nitrates et la turbidité. Or, la qualité de l'eau est affectée par des dépassements de tous les paramètres. Aussi, la formation d'un cône alluvial à l'exutoire de l'affluent est le signe que sa charge sédimentaire est importante.

De nombreux facteurs participent à la mauvaise qualité de l'eau à cette station :

- Forte urbanisation en amont du bassin versant;
- Présence de sablières/gravières et d'un site d'enfouissement de matériaux secs;
- Plusieurs zones et infrastructures en érosion;
- Réseau de drainage fortement canalisé offrant très peu de capacité de rétention et de filtration;
- Abondance élevée de déchets en bordure du ruisseau.

La variation importante des dépassements ne permet pas d'identifier des causes de contamination à l'échelle du bassin versant.

Classe de qualité IQPB-8

33

BASSIN VERSANT H

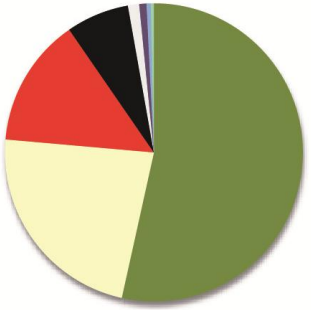
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1211 mètres

Lit naturel : 0%

Lit rectifié (fossés) : 8 %

Lit canalisé (conduites) : 92 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent

(n=13/14 visites)

Débit moyen:

0,0060 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 14,22 Ha

Station H : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 26 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 12/13	2012-04-18 2012-05-09 2012-05-22 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-07-18 2012-08-15 2012-09-19 2012-10-04 2012-10-16 2012-10-31	81	PT et MES : Les dépassements en PT ont eu lieu en temps sec comme en temps de pluie. Généralement, les valeurs demeurent sous les 72 µg/l. Il n'y a eu que trois dépassements en MES, survenus lors d'épisodes de pluie. Le plus important dépassement en PT a été mesuré le 22 mai (1260 µg/l). Ce même jour, la concentration de MES était de 590 mg/l. L'eau dégageait une odeur nauséabonde et la concentration en CF était de 700 UFC/100 ml. CF : Le dépassement (1300 UFC/100 ml) a eu lieu en temps de pluie. Il est à noter que des fèces d'animaux domestiques ont été observées sur un terrain avoisinant la station d'échantillonnage. Conductivité : La conductivité est généralement élevée à cette station, ce qui est partiellement dû aux sels contenus dans les produits utilisés pour l'entretien hivernal des routes. Le 18 avril, la conductivité était de 562 µS/cm et les concentrations d'ions chlorure s'élevaient à 98 mg/l. En revanche, la conductivité du 9 mai était de 163 µS/cm avec 18 mg/l d'ions chlorure. Or, les valeurs de conductivité ont remonté à plus de 600 µS/cm à l'été et à l'automne, notamment à faible débit.	Qualité de l'eau affectée par des dépassements pour pratiquement tous les paramètres, en particulier le PT, les composés azotés et la conductivité. Les dépassements en PT ne sont pas toujours liés aux MES, sauf lors du lessivage des sédiments depuis le réseau routier. Les mélanges sel-pierre utilisés sur les routes en hiver contribuent à la conductivité élevée de l'eau qui persiste pendant pratiquement toute la période d'échantillonnage. Les dépassements en composés azotés sont également observés pendant pratiquement toute la période d'échantillonnage. Il est possible qu'ils proviennent en partie des engrais appliqués sur les pelouses des terrains avoisinants.
MES (> 13 mg/l)	n = 3/13	2012-05-09 2012-05-22 2012-10-31	85		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 1/13	2012-08-15	86		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 8/12	2012-04-18 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-07-18 2012-09-19 2012-10-04 2012-10-31			

Oxygène dissous (%)	n = 1/12	2012-10-04	90	Oxygène dissous : La carence en OD a eu lieu en octobre, au moment où le tributaire était relativement stagnant et qu'il y avait décomposition de matière organique dans le ruisseau. Composés azotés : Les dépassements ont eu lieu autant en temps de pluie que par temps sec. Parmi les affluents du bassin sud où le dosage des composés azotés a été effectué, cette station est l'une des plus problématiques. Comme pour les autres stations où les concentrations en composés azotés dans l'eau sont très élevées (C et PP), ce bassin versant est fortement anthropisé. De fait, les composés azotés proviennent possiblement de l'utilisation d'engrais sur les terrains privés.	
Nitrites et nitrates (> 1 mg/l)	n = 8/13	2012-04-18 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-07-18 2012-07-31 2012-09-19 2012-10-16	38		
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 2/13	2012-05-22 2012-10-04	75		
NTK (> 1 mg/l)	n = 8/13	2012-04-18 2012-05-09 2012-05-22 2012-06-21 2012-07-04 2012-09-19 2012-10-04 2012-10-31			
IQBP global			33 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La mauvaise qualité de l'eau à cette station est principalement due aux quantités importantes de composés azotés et de PT, ainsi qu'aux sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes (mélanges sel-pierre).

L'aval du bassin versant est fortement anthropisé. Le réseau de drainage est entièrement canalisé et n'offre aucune capacité de rétention ni de filtration. Les bordures de rues en érosion constituent par ailleurs une source non négligeable de sédiments vers le réseau de drainage.

Classe de qualité IQPB8

38

BASSIN VERSANT O

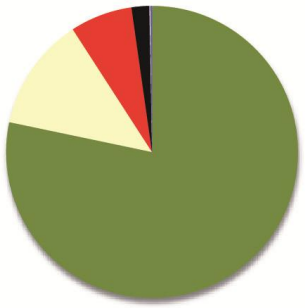
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 200 mètres

Lit naturel : 0 %

Lit rectifié (fossés) : 100 %

Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent

(n=5/14 visites)

Débit moyen:

0,00095 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 2,25 Ha

Station O : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 39 et 62 à 73**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n =5/5	En tout temps	53	PT, MES et NTK : Les dépassements sont survenus uniquement en temps de pluie (c'est seulement à ce moment que le niveau d'eau était suffisamment élevé pour échantillonner). Le 23 mai, il y a eu épandage de gravier dans la rue Monier. La moyenne de PT est de 64 µg/l. Le maximum de MES était de 28,5 mg/l. Il y beaucoup de matière organique en décomposition dans cet affluent, ce qui peut contribuer aux valeurs observées.	La qualité de l'eau est principalement affectée par le PT, les MES et le NTK. Une certaine quantité de ces éléments provient de la rue Monier (en gravier) et de la décomposition de la matière organique. La qualité bactériologique de l'eau est bonne, et les concentrations en CF mesurées (sous 340 UFC/100 ml) sont probablement d'origine naturelle (des chevreuils ont été observés).
MES (> 13 mg/l)	n = 2/5	2012-04-17 2012-06-05	62		
NTK (> 1 mg/l)	n = 2/5	2012-09-19 2012-10-15			
IQBP global			38 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : À cette station, la qualité de l'eau est affectée par le PT et les MES provenant en partie de la rue Monier (en gravier) et de la décomposition de matière organique.					

Classe de qualité IQPB-8

42

BASSIN VERSANT NN

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, APEL et BDTQ

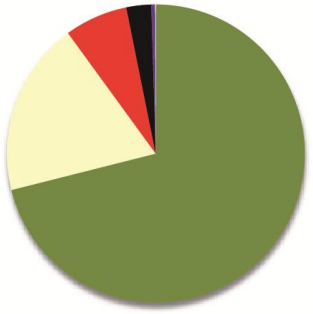
Échelle: 1:2 200 (0 12,5 25 50 75 100 Mètres)

Auteur: Christine Kalberer
Date: 19 décembre 2012

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 71,1 %
- Milieu ouvert - 18,9 %
- Voie Carrossable - 6,9 %
- Batîments - 2,7 %
- Infrastructure - 0,4 %
- Piscine - 0,1 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 295 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 100 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=10/14 visites)
Débit moyen:
0,00084 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 3,68 Ha

Station NN : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 38 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 9/10	2012-04-16 2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17 2012-11-05	69	Observation générale : L'eau est presque toujours stagnante, peu importe la pluviométrie. Si le niveau d'eau du lac Saint-Charles est élevé (comme observé le 16 août), l'eau de ce tributaire peut être affectée par l'eau du lac. PT, MES et CF : Les dépassements en PT ont eu lieu en temps de pluie comme par temps sec, et les valeurs varient entre 23,1 et 96,8 µg/l. Par contre, le 20 septembre, un extrême de 206 µg/l a été mesuré. Cette valeur n'est pas corrélée avec les MES, mais avec une concentration maximale en CF (4300 UFC/100 ml). Le dépassement en MES atteignait d'ailleurs seulement 16,9 mg/l cette journée-là. Le second dépassement en importance des CF est survenu le 1er octobre (2200 UFC/100 ml), alors que la concentration en PT était plus faible (60 µg/l). Conductivité : Les maximums ont été mesurés le 2 mai et le 20 septembre et correspondaient respectivement à 852 et 707 µS/cm. Les produits utilisés pour l'entretien hivernal des routes ne semblent pas expliquer ces dépassements; le 2 mai, la concentration des ions chlorure dans l'échantillon n'était que de 22 mg/l.	La qualité de l'eau subit de la dégradation au niveau de tous les paramètres. Des dépassements en PT et en CF très importants ont été observés le 20 septembre. Deux hypothèses sont plausibles quant à la source de contamination potentielle : a) La station est à proximité du lac Saint-Charles, proche d'une petite embouchure utilisée pour la mise à l'eau. Des canards ont été observés à cet endroit, et il est possible que leur présence influence la qualité de l'eau, bien qu'aucune observation directe n'ait été faite à cet effet lors des échantillonnages. b) Apports en provenance d'une maison en amont de la station, bâtie sur installation septique dont l'écoulement se dirige vers ce point d'échantillonnage. La conductivité élevée ne s'explique pas par les sels provenant des
MES (> 13 mg/l)	n = 1/10	2012-06-19	90		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 2/10	2012-09-20 2012-10-01	91		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 4/10	2012-05-02 2012-06-19 2012-08-16 2012-09-20			
Oxygène dissous (%)	n= 4/10	2012-05-02 2012-08-16 2012-10-01 2012-10-17	59		
pH	n = 1/10	2012-10-01	89		

Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/10	2012-05-02	83	Oxygène dissous : L'eau est souvent stagnante, ce qui peut expliquer sa faible oxygénation. Composés azotés : Les dépassements ont lieu en temps de pluie comme par temps sec. À l'exception du 20 septembre, les maximums ne sont pas observés la même journée que les valeurs maximales de PT et de CF.	produits d'entretien hivernal des routes. Cependant, des abats-poussières sont étendus en été sur la rue des Alisiers.
NTK (> 1 mg/l)	n = 7/10	2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-17 2012-11-05			
IQBP global			42 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est affectée par les concentrations en PT, CF et NTK. Une conductivité élevée est également observée, mais l'origine reste inconnue.					

Classe de qualité IQPB-6
43

BASSIN VERSANT J

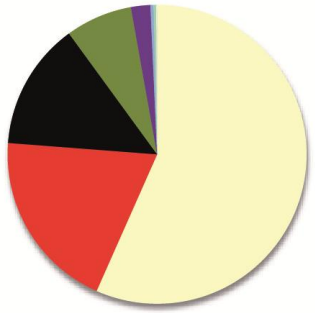
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 299 mètres
Lit naturel : 2 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 99 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=11/14 visites)
Débit moyen:
0,000343 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 1,75 Ha

Station J : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 30 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 8/11	2012-04-18 2012-05-22 2012-06-21 2012-07-04 2012-07-18 2012-08-15 2012-09-19 2012-10-31	66	Observation générale : L'eau est assez stagnante à cette station. PT et MES : Les dépassements en PT sont survenus par temps sec comme pluvieux, tandis que ceux en MES ont uniquement eu lieu en temps de pluie. Bien que le PT soit presque toujours en dépassement, il n'a pas connu de pics significatifs (maximum de 78 µg/l). CF : Il y a eu des dépassements importants, tous survenus en temps de pluie, notamment le 15 août où la concentration était de 17 000 UFC/100 ml. Elle était de 2000 UFC/100 ml le 22 mai et atteignait les 800 UFC/100 ml les 4 et 18 juillet. Conductivité : La moyenne des valeurs de conductivité est de 312 µS/cm. Les maximums ont été observés le 18 avril, le 21 juin et le 16 octobre (> 600 µS/cm). La conductivité semble être partiellement liée aux ions chlorure; il y avait 69 mg/l d'ions chlorure le 18 avril (615 µS/cm) et 37 mg/l le 9 mars (386 µS/cm). Or, la présence d'autres ions dans l'eau contribue probablement à hausser sa conductivité.	La qualité de l'eau à cette station est caractérisée par des dépassements quasi constants en PT. Les MES affichent des dépassements en temps de pluie qui sont probablement dus au lessivage des sédiments accumulés sur la chaussée (l'affluent draine un petit quartier résidentiel). La conductivité est généralement assez élevée et en partie due aux mélanges sel-pierre utilisés pour l'entretien hivernal des routes. Il y a probablement d'autres sources, mais elles ne sont pas identifiées.
MES (> 13 mg/l)	n = 4/11	2012-04-18 2012-05-22 2012-07-18 2012-08-15	69		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 2/11	2012-05-22 2012-08-15	92		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 6/12	2012-04-18 2012-05-09 2012-06-04 2012-06-21 2012-07-04 2012-10-16			
Oxygène dissous (%)	n = 2/12	2012-06-21 2012-07-04	80		
Composés azotés	n.d.				

IQBP global	43 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)

Conclusion en bref :

La qualité de l'eau est affectée par des dépassements constants en PT, et ponctuels en MES et en CF. La conductivité est également élevée et en partie attribuable aux sels contenus dans les produits utilisés pour l'entretien hivernal des routes.

Classe de qualité IQPB8
45

BASSIN VERSANT N

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

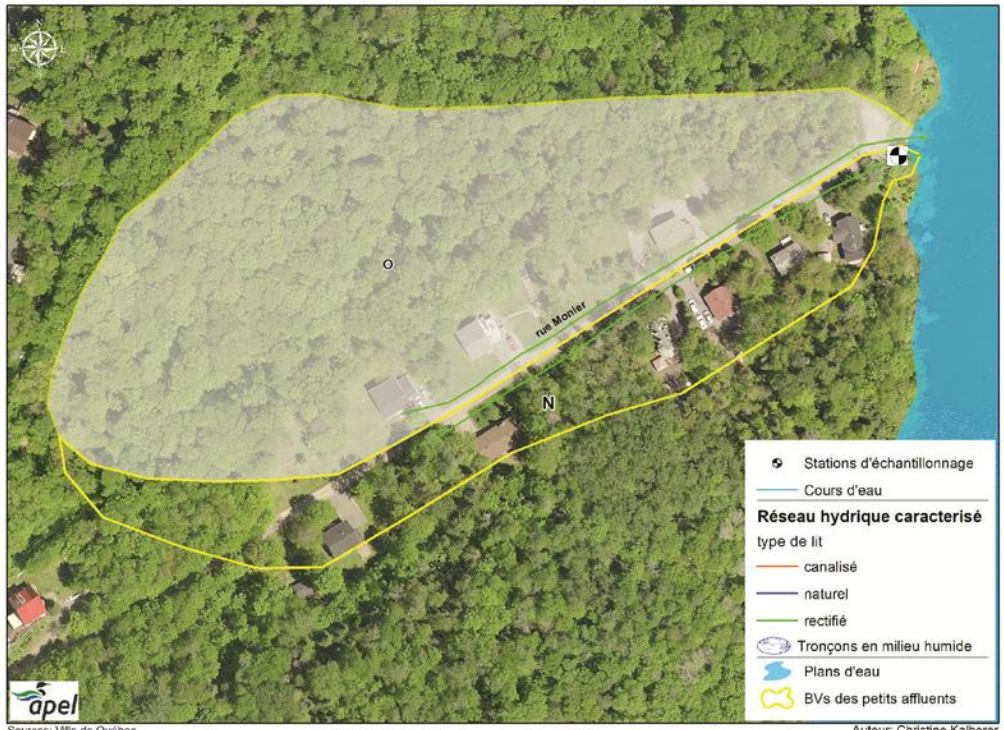
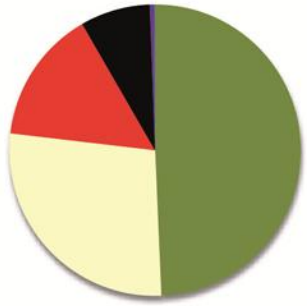


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 193 mètres
Lit naturel : 0 %
Lit rectifié (fossés) : 100 %
Lit canalisé (conduites) : 0 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=8/14 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 0,83 Ha

<table>
<tr><th colspan="4">Station N : Analyse de la qualité de l'eau</th><th>Voir figures 37 et 61 à 73</th></tr>
<tr><th>Paramètre et critère</th><th>Fréquence des dépassements</th><th>Date(s)</th><th>IQPB</th><th>Explications (évènements, pluviométrie, etc.)</th><th>Conclusions générales</th></tr>
<tr><td>PT
(> 20 µg/l)</td><td>n = 8/8</td><td>En tout temps</td><td>61</td><td rowspan="3">Observation générale : Le niveau d'eau de cet affluent est très bas.

PT et MES : Les dépassements en PT ont eu lieu autant par temps pluvieux que par temps sec. Le maximum pour le PT et les MES a été observé par temps sec le 29 octobre, alors qu'il y avait beaucoup de matière organique dans le fossé.

Conductivité : La conductivité est relativement élevée par moment. Il semble y avoir un certain épandage de mélanges sel-pierre ou d'abats-poussières :
<table><tr><th></th><th>Conductivité (µS/cm)</th><th>[Cl⁻] (mg/l)</th></tr><tr><td>17 avril</td><td>652</td><td>23</td></tr><tr><td>8 mai</td><td>67</td><td>3</td></tr><tr><td>13 août</td><td>552</td><td>89</td></tr></table></td><td rowspan="3">La qualité de l'eau à cette station est principalement impactée par les concentrations en PT. Elle est aussi caractérisée par une conductivité relativement élevée.

Le PT provient probablement en bonne partie de la matière organique, et dans une moindre mesure des MES lessivés depuis la rue Monier lors des épisodes de pluie (rue non pavée).</td></tr>
<tr><td>MES
(> 13 mg/l)</td><td>n = 2/8</td><td>2012-05-23
2012-10-29</td><td>75</td></tr>
<tr><td>Conductivité
(> 250 µS/cm)</td><td>n = 4/8</td><td>2012-04-17
2012-05-23
2012-08-13
2012-09-19</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="6"></td></tr>
<tr><td colspan="2">IQBP global</td><td colspan="2">45 (idem sans pH)</td><td colspan="2">$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-a, OD%, pH et turbidité)</td></tr>
<tr><td colspan="6">Conclusion en bref :
Dépassements constants en PT et ponctuels en MES. La conductivité semble liée à l'épandage de mélanges sel-pierre et/ou d'abats-poussières.</td></tr>
</table>

Classe de qualité IQPB-8

52

BASSIN VERSANT M

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

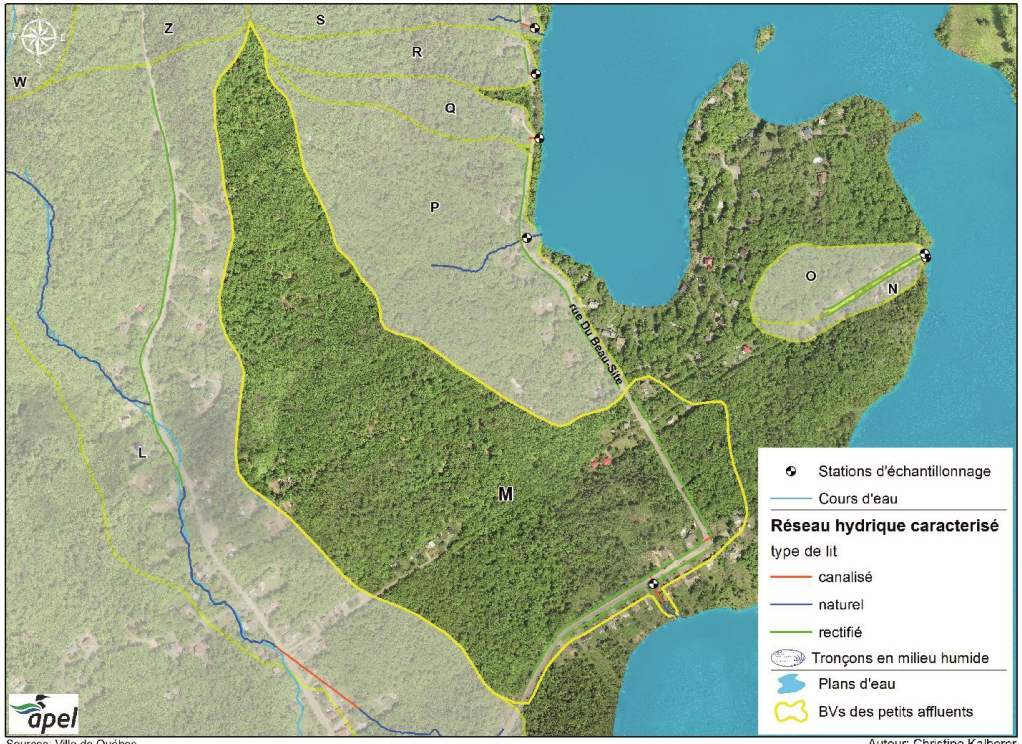
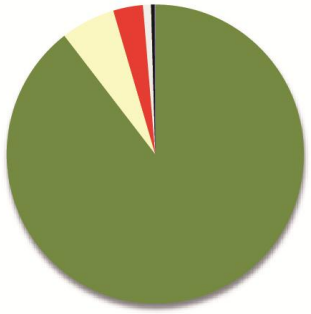


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1003 mètres

Lit naturel : 3 %

Lit rectifié (fossés) : 91 %

Lit canalisé (conduites) : 6 %

Régime d'écoulement

Débit permanent

(n=14/14 visites)

Débit moyen:

0,00367 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 37,97 Ha

Station M : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 35 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 8/14	2012-04-17 2012-07-03 2012-08-01 2012-08-13 2012-09-05 2012-09-19 2012-10-15 2012-10-29	85	PT : Les dépassements ont lieu en temps de pluie comme par temps sec. Ils ne dépassent pas 61,4 µg/l. CF : Les dépassements sont survenus à la fois en temps de pluie et en temps sec. Composés azotés : Les dépassements de NTK ont lieu en temps de pluie et en temps sec. Le dépassement en azote ammoniacal a eu lieu par temps sec.	La qualité de l'eau à cette station est dégradée par des dépassements relativement constants en PT, en CF et en composés azotés. Il est probable qu'une certaine quantité provienne des nombreuses installations septiques de ce secteur.
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 4/14	2012-08-13 2012-09-05 2012-09-19 2012-10-29	76		
Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)	n = 1/14	2012-10-29	75		
NTK (> 1 mg/l)	n = 4/14	2012-05-23 2012-09-19 2012-10-15 2012-10-29			
IQBP global			52 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

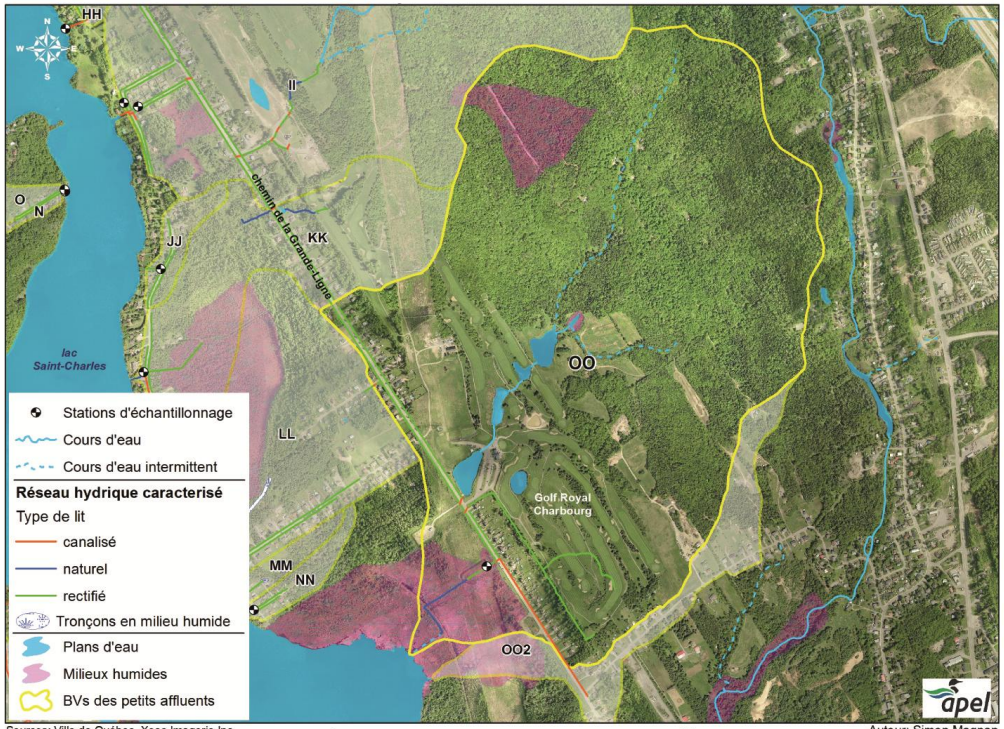
La qualité de l'eau est affectée par des dépassements constants (en temps sec comme en temps de pluie) en PT, en CF et en composés azotés, lesquels proviennent possiblement du drainage d'installations septiques.

Classe de qualité IQPB6

55

BASSIN VERSANT OO

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



Sources: Ville de Québec, Xeos Imagerie Inc., APEL et BDTQ

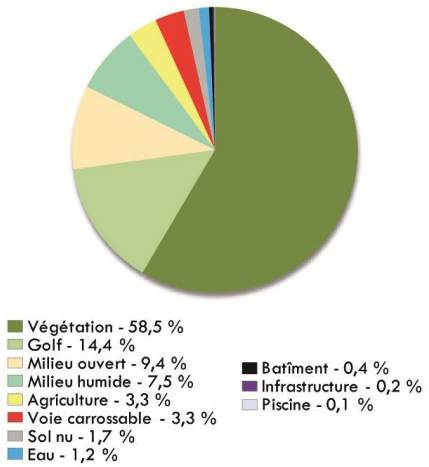
Échelle: 1:12 000 (0, 100, 200, 400, 600, 800 Mètres)

Auteur: Simon Magnan
Date: 25 juin 2013

PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 3 996 mètres
Lit naturel : 7 %
Lit rectifié (fossés) : 78 %
Lit canalisé (conduites) : 15 %

Régime d'écoulement

Débit permanent
(n=13/14 visites)
Débit moyen:
0,07565 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 225,63 Ha

Station OO : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 40 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 10/14	2012-04-16 2012-05-16 2012-06-06 2012-07-17 2012-08-07 2012-09-06 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17 2012-11-05	75	Observations générales : Il y a eu des travaux importants effectués sur le chemin de la Grande-Ligne durant tout l'été à ce point d'échantillonnage pour connecter des résidences au réseau d'égout municipal. PT et MES : Les dépassements en PT ont eu lieu en temps de pluie comme par temps sec. De manière générale, les valeurs sont assez constantes et ne dépassent pas 51,4 µg/l. Aussi, elles sont souvent associées à des hausses en MES. Il y a peu de dépassements en MES. Le dépassement du 22 mai (210 mg/l), associé à 181 µg/l de PT, était dû à un camion qui pompait l'eau du fossé dans les conduites pluviales du côté est du chemin de la Grande-Ligne pour la rejeter du côté ouest dans le fossé. CF : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie. Les valeurs étaient minimales après le 17 octobre. La connexion des maisons au réseau d'égout était alors terminée. Conductivité : Les dépassements ont eu lieu à la fois en temps sec et en temps de pluie. Il y a peu d'ions chlorures (maximum 15 mg/l pour une conductivité de 250 µS/cm). NTK : Les dépassements, relativement	La qualité de l'eau à cette station est dégradée par le PT et le NTK. Une partie du problème était certainement liée aux travaux effectués sur le chemin de la Grande-Ligne durant l'été 2012. L'APEL est intervenue à quelques reprises afin que soient redressées les barrières à sédiments et que cesse le pompage de l'eau souillée des travaux vers le ruisseau. Les dépassements constants en NTK pourraient être associés au lessivage du terrain de golf et à l'entretien des terrains résidentiels du chemin de la Grande-Ligne.
MES (> 13 mg/l)	n = 2/14	2012-05-16 2012-11-05	83		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 3/14	2012-07-17 2012-09-06 2012-10-01	84		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 2/14	2012-07-11 2012-07-17			
NTK (> 1 mg/l	n = 8 /14	2012-05-02 2012-05-16 2012-07-11 2012-08-07 2012-08-16 2012-09-06 2012-09-20			

	2012-10-17	constants, ont eu lieu autant par temps sec que pluvieux.	
IQBP global	43 (idem sans pH)	$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La qualité de l'eau est dégradée par des dépassements constants en PT et en NTK, et ponctuels en CF. Des travaux sur le chemin de la Grande-Ligne (connexion de résidences au réseau d'égout municipal) étaient certainement en cause. Des engrais hypothétiquement épandus sur les terrains résidentiels pourraient aussi constituer une source de phosphore et d'azote dans l'eau, tout comme le terrain de golf.

Classe de qualité IQPB8

58

BASSIN VERSANT LL

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

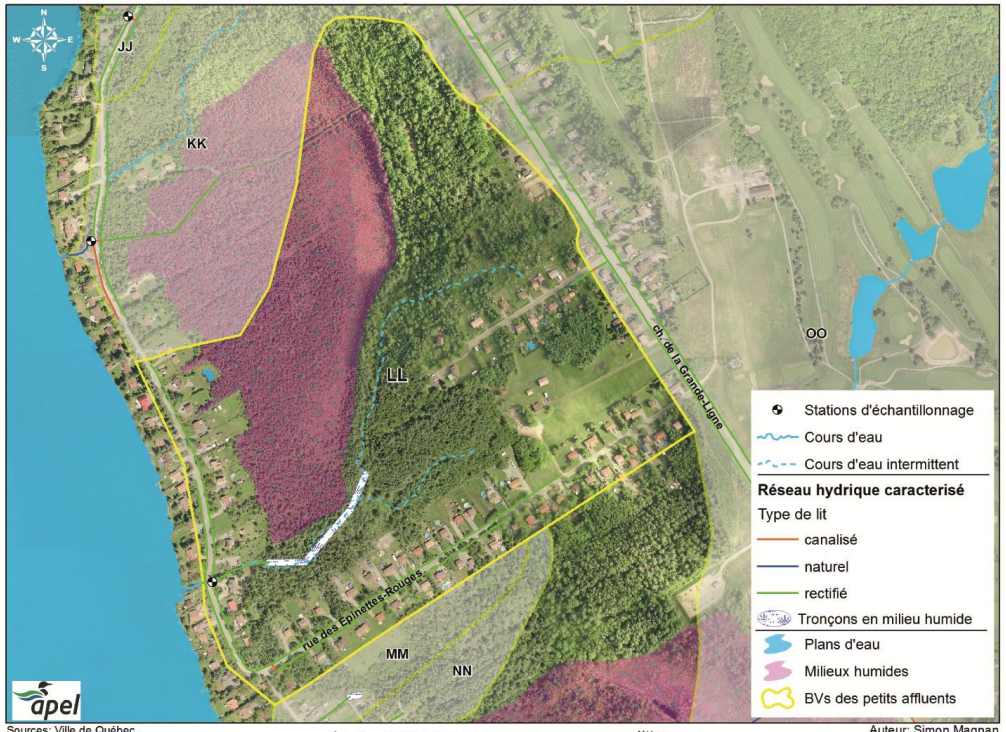
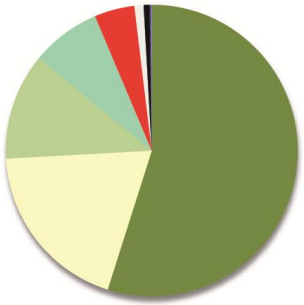


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 54,9 %
- Milieu ouvert - 19,2 %
- Golf - 11,8 %
- Milieu humide - 7,7 %
- Voie carrossable - 4,4 %
- Sol nu - 1 %
- Batîment - 0,6 %
- Infrastructure - 0,1 %
- Eau - 0,06 %
- Piscine - 0,04 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 2027 mètres
Lit naturel : 11 %
Lit rectifié (fossés) : 88 %
Lit canalisé (conduites) : 1 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent
(n=11/13 visites)
Débit moyen:
mesure impossible

Bassin versant

Superficie : 46,46 Ha

Station LL : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 34 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 9/10	2012-04-16 2012-05-16 2012-06-06 2012-07-17 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17 2012-11-05	76	Observations générales : L'eau du lac refoule parfois vers le point d'échantillonnage. Aussi, deux égouts pluviaux se rejoignent à cette station et le mélange des eaux ne s'effectue pas toujours totalement. PT et MES : Les dépassements en PT ont eu lieu en temps de pluie et par temps sec. Les dépassements en MES ont eu lieu uniquement par temps pluvieux. Lors des dépassements en MES et en PT du 17 juillet, il y avait un peu de sédiments dans l'eau prélevée. Les dépassements du 16 août et du 9 septembre étaient associés à un niveau d'eau assez élevé du lac. Le 9 septembre, des écoulements jaunâtres provenaient du terrain près de la station. Il y avait également présence de canards. Le 17 octobre, nous avons observé une mousse d'apparence savonneuse et il y avait une fleur d'eau de cyanobactéries. CF : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie, avec ou sans présence de canards. Conductivité : Le dépassement a eu lieu la	La qualité de l'eau à cette station est caractérisée par des dépassements constants en PT, CF et NTK. Parfois, un refoulement de l'eau du lac peut être observé. Néanmoins, l'eau du lac ne semble pas pouvoir diluer suffisamment les éléments nutritifs dosés à cette station. D'ailleurs, ce point d'échantillonnage semble être influencé par plusieurs facteurs locaux : remontée des eaux du lac, présence régulière de canards et lessivage du terrain adjacent.
MES (> 13 mg/l)	n = 3/11	2012-07-17 2012-09-06 2012-09-20	98		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 5/11	2012-05-16 2012-07-17 2012-09-06 2012-09-20 2012-10-01	66		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 1/11	2012-07-17			
pH	n = 3/11	2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17	64		

			journée où l'eau était assez vaseuse. pH : Les plus faibles valeurs ont été observées à l'automne et sont possiblement attribuables aux acides humiques. NTK : Les dépassements ont eu lieu en temps sec et en temps de pluie.	
NTK (> 1 mg/l)	n = 5/11	2012-06-06 2012-07-17 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-17		
IQBP global		45 (avec pH) 58 (sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	

Conclusion en bref :

La qualité de l'eau à cette station est affectée par des dépassements constants en PT, en CF et en NTK, ainsi que par plusieurs facteurs locaux (remontée des eaux du lac, présence de canards et lessivage du terrain avoisinant).

Classe de qualité IQPB8

61

BASSIN VERSANT KK

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

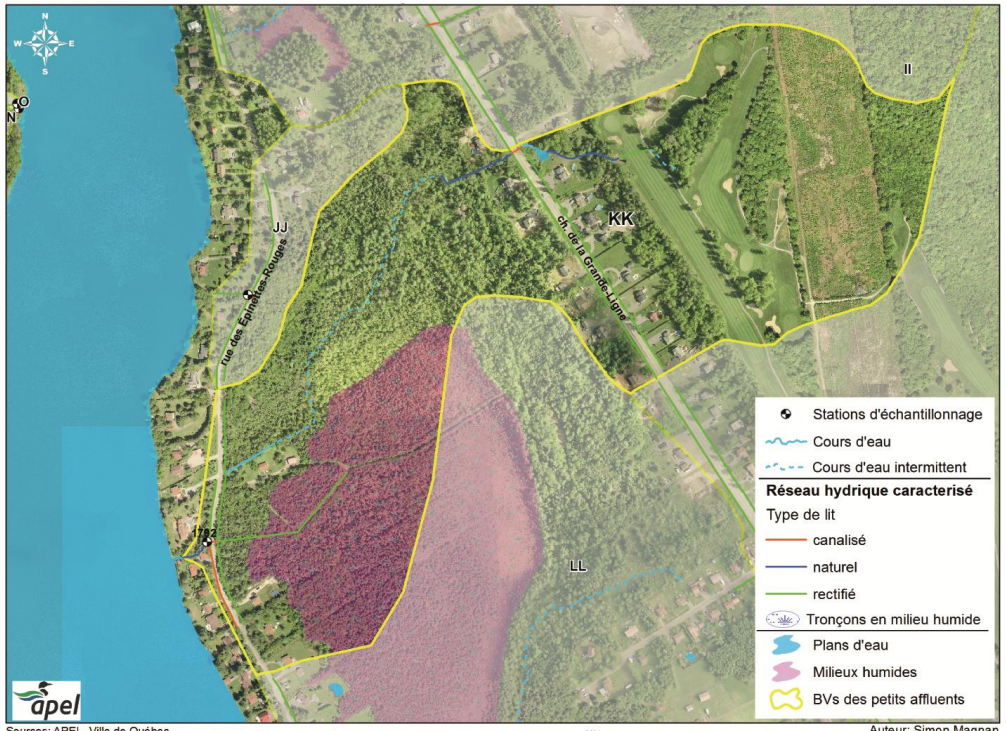
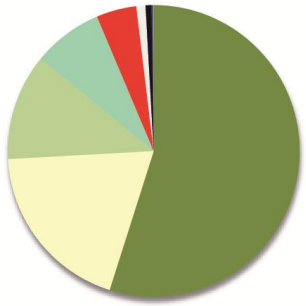


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 54,9 %
- Milieu ouvert - 19,2 %
- Golf - 11,8 %
- Milieu humide - 7,7 %
- Voie Carrossable - 4,4 %
- Sol nu - 1 %
- Batîments 0,6 %
- Infrastructure 0,1 %
- Eau - 0,06 %
- Piscine - 0,04 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 1824 mètres
Lit naturel : 15 %
Lit rectifié (fossés) : 77 %
Lit canalisé (conduites) : 8 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent, probablement dû à la sécheresse observée en 2012
(n=11/14 visites)
Débit moyen: 0,0079 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 40,51 Ha

Station KK : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 32 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 7/11	2012-04-16 2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01	84	PT : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie et en temps sec. Généralement, les dépassements ne sont pas très importants (< 37 µg/l), sauf le 16 mai où une concentration de 171 µg/l a été mesurée. Ce dépassement n'a pas été associé à des observations problématiques ou à d'autres paramètres en dépassement. Il est possible qu'il résulte du lessivage d'un sol couvert de matière organique en décomposition. CF : Les deux dépassements, de 2100 et 1400 UFC/100 ml respectivement, ont eu lieu en temps de pluie suite à de forts orages. Oxygène dissous : Les concentrations en OD sont généralement un peu plus faibles à cette station, malgré des températures relativement basses (l'endroit est très ombragé). Cependant, le débit n'était pas très fort en 2012. pH : L'eau est très riche en matière organique colorée (signe de la présence d'acides humiques), ce qui explique le pH très bas. NTK : Les dépassements ont eu lieu autant en temps de pluie que par temps sec. Les concentrations sont possiblement attribuables à la décomposition de la matière organique.	L'IQBP est particulièrement affecté par les composés azotés, le PT et les faibles valeurs d'OD. Or, la qualité de l'eau est généralement bonne, avec de très faibles valeurs de conductivité (moyenne de 77 µs/cm). Les dépassements semblent généralement provenir de sources naturelles. Cependant, il y a peut-être quelques sources de CF (étang avec présence de canards) en amont. Enfin, la connectivité du réseau hydrique est à vérifier.
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 2/11	2012-08-07 2012-10-01	96		
Oxygène dissous (%)	n = 1/11	2012-10-01	68		
pH	n = 5/11	2012-08-07 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17	47		
NTK (> 1 mg/l)	n = 8/11	2012-05-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-08-07 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17			

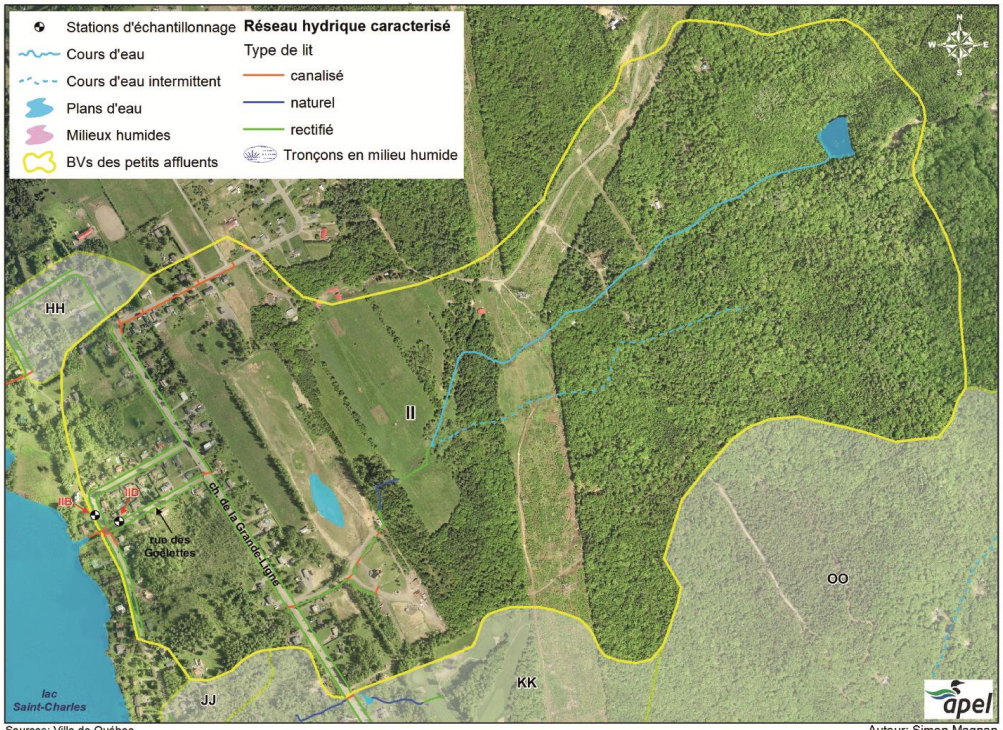
IQBP global	61 (avec pH) 41 (sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)
Conclusion en bref : La qualité de l'eau est généralement bonne et les dépassements en PT et en composés azotés semblent provenir essentiellement de sources naturelles.		

Classe de qualité IQPB8

IIB 63 67 IID

BASSIN VERSANT II

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



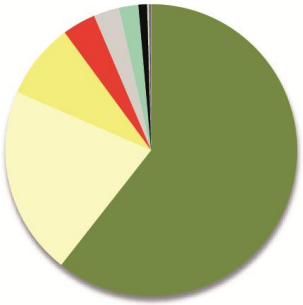
PHOTOS DES STATIONS



IIB

IID

OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



- Végétation - 60,6 %
- Milieu ouvert - 20,9 %
- Agriculture - 8,4 %
- Voie Carrossable - 3,7 %
- Sol nu - 2,9 %
- Milieu humide - 2,1 %
- Batîments - 0,9 %
- Golf - 0,2 %
- Infrastructure 0,2 %
- Piscine - 0,05 %

Réseau hydrographique

Longueur totale : 3414 mètres

Lit naturel : 0 %

Lit rectifié (fossés) : 88 %

Lit canalisé (conduites) : 12 %

Régime d'écoulement

Débits intermittents

IIB (n=9/13 visites)

IID (n=12/13 visites)

Débit moyen: IID 0,00079 m^2/s

IIB 0,00026 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 132,76 Ha

Station IIB : Analyse de la qualité de l'eau					**Voir figures 28 et 62 à 73**
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 4/9	2012-06-06 2012-07-17 2012-09-20 2012-10-01	94	Observation générale : L'écoulement est relativement faible et il y a présence d'ocre ferreuse dans le fossé. PT, MES et CF : Les dépassements en PT et en MES du 6 juin ont eu lieu par temps sec et sont possiblement attribuables au fait que l'eau était relativement stagnante et trouble. Les autres dépassements en PT ont eu lieu en temps de pluie. Le dépassement maximal (103 µg/l) a été observé le 17 juillet et il était accompagné d'un dépassement en CF (2400 UFC/100 ml). Le deuxième plus important dépassement en CF (3600 UFC/100 ml) était associé à un dépassement en PT de 33,5 µg/l, et il a également eu lieu en temps de pluie. Conductivité : La conductivité est constamment élevée (moyenne de 541 µS/cm),possiblement à cause de la présence d'ocre ferreuse, mais aussi d'ions chlorure (dosés le 16 avril et le 2 mai à 67 et 74 mg/l, respectivement). NTK : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie seulement.	L'IQBP est particulièrement affecté par la turbidité (l'eau est presque toujours trouble) et les dépassements en PT et en CF. Les dépassements en CF sont d'ailleurs relativement importants. Il est aussi à noter que la conductivité est continuellement élevée.
MES (> 13 mg/l)	n = 1/9	2012-06-06	89		
CF (> 1000 UFC/100 ml)	n = 2/9	2012-07-17 2012-09-20	100		
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 8/8	En tout temps			
NTK (> 1 mg/l)	n = 4/9	2012-04-16 2012-07-17 2012-09-20 2012-10-17			
IQBP global			63 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau à cette station est affectée par plusieurs paramètres en dépassement : CF, PT, conductivité et NTK. Les sources de CF, PT et NTK ne sont pas identifiées. La conductivité élevée est probablement due aux sels contenus dans les produits utilisés pour l'entretien hivernal des routes et à l'ocre ferreuse présente dans le fossé.					

Station IID : Analyse de la qualité de l'eau					Voir figures 29 et 62 à 73
Paramètre et critère	**Fréquence des dépassements**	**Date(s)**	**IQPB**	**Explications (évènements, pluviométrie, etc.)**	**Conclusions générales**
PT (> 20 µg/l)	n = 6/12	2012-04-16 2012-06-06 2012-07-17 2012-08-16 2012-09-20 2012-10-01	92	PT : Les dépassements ont eu lieu à la fois en temps de pluie et en temps sec, mais demeurent relativement faibles (maximum de 38,1 µg/l). Conductivité : La conductivité est constamment élevée (moyenne de 536 µS/cm). Elle a été maximale en période estivale et alors qu'il pleuvait (865 µS/cm le 17 juillet). Elle résulte probablement en partie du lessivage des mélanges sel-pierre épandus sur les routes en hiver (ions chlorure dosés à 73 mg/l le 17 juillet). NTK : Les dépassements ont eu lieu en temps de pluie seulement. Le maximum (3,2 mg/l) a été obtenu le 16 avril.	L'IQBP est particulièrement affecté par la turbidité et les composés azotés. La conductivité demeure élevée, possiblement à cause des concentrations élevées en ions chlorure dans l'eau. La source des composés azotés n'est pas définie, mais il est possible de soupçonner des engrais épandus en amont (49,7 % du territoire est composé de pelouses et de friches).
Conductivité (> 250 µS/cm)	n = 8/12	2012-04-16 2012-05-02 2012-05-16 2012-06-06 2012-07-17 2012-09-20 2012-10-01 2012-10-17			
NTK (> 1 mg/l)	n = 5/12	2012-04-16 2012-06-06 2012-06-19 2012-09-20 2012-10-17			
IQBP global			67 (idem sans pH)	$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-*a*, OD%, pH et turbidité)	
Conclusion en bref : La qualité de l'eau à cette station est affectée par les composés azotés (possiblement dû aux engrais) et la conductivité élevée semble en partie résulter des ions chlorure provenant du lessivage des mélanges sel-pierre utilisés pour l'entretien hivernal des routes.					

Classe de qualité IQPB-8

73

BASSIN VERSANT L

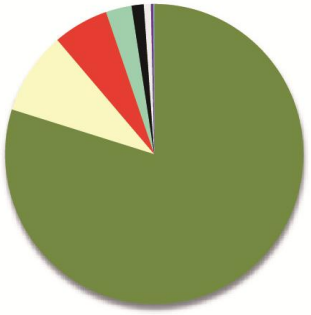
CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS



PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 2464 mètres

Lit naturel : 60 %

Lit rectifié (fossés) : 33 %

Lit canalisé (conduites) : 7 %

Régime d'écoulement

Débit intermittent

(n=13/14 visites)

Débit moyen:

0,0132 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 44,2 Ha

<table>
<tr><th colspan="5">Station L : Analyse de la qualité de l'eau</th><th>Voir figures 33 et 62 à 73</th></tr>
<tr><th>Paramètre et critère</th><th>Fréquence des dépassements</th><th>Date(s)</th><th>IQPB</th><th>Explications (évènements, pluviométrie, etc.)</th><th>Conclusions générales</th></tr>
<tr><td>PT (> 20 µg/l)</td><td>n = 1/13</td><td>2012-10-15</td><td></td><td rowspan="4">PT et MES : Le seul dépassement a eu lieu en temps de pluie et a été relativement faible (PT : 30,6 µg/l; MES : 20 mg/l).

Conductivité : La conductivité est relativement élevée en tout temps. Ceci est certainement attribuable aux ions chlorure :

<table><tr><th></th><th>Conductivité (µS/cm)</th><th>[Cl⁻] (mg/l)</th></tr><tr><td>4 avril</td><td>393</td><td>79</td></tr><tr><td>8 mai</td><td>494</td><td>103</td></tr><tr><td>13 août</td><td>376</td><td>49</td></tr></table>
Composés azotés : Le dépassement en azote ammoniacal a atteint 9,3 mg/l le 8 mai (temps pluvieux).

NTK : Dépassements en temps de pluie.</td><td rowspan="4">La qualité de l’eau à cette station est affectée par les concentrations en composés azotés. Aussi, la conductivité de l’eau est relativement élevée (due à l’utilisation de produits d’entretien hivernal des routes contenant des sels).

Les composés azotés proviennent probablement de la décomposition de la matière organique observée dans cet affluent. Il y a également une résidence sur champs d'épuration près de l'affluent. La résidence semblait inhabitée pendant la majeure partie de la période d'échantillonnage, mais le terrain était vaseux, et ce, même par temps sec.</td></tr>
<tr><td>MES (> 13 mg/l)</td><td>n = 1/13</td><td>2012-10-15</td><td>89</td></tr>
<tr><td>Conductivité (> 250 µS/cm)</td><td>n = 11/13</td><td>2012-04-17
2012-05-08
2012-06-05
2012-06-20
2012-07-03
2012-07-16
2012-08-01
2012-08-13
2012-09-19
2012-10-03
2012-10-29</td><td></td></tr>
<tr><td>Azote ammoniacal (> 0,51 mg/l)</td><td>n = 1/13</td><td>2012-05-08</td><td>83</td></tr>
<tr><td>NTK (> 1 mg/l)</td><td>n = 3/13</td><td>2012-05-23
2012-09-19
2012-10-15</td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="6"></td></tr>
<tr><td colspan="2">IQBP global</td><td colspan="2">73 (idem sans pH)</td><td colspan="2">$IQBP_9$ (PT, CF, MES, NH_3, NO_x, Chl-a, OD%, pH et turbidité)</td></tr>
<tr><td colspan="6">Conclusion en bref :
La qualité de l'eau est généralement bonne, quoiqu'affectée par les concentrations en composés azotés, probablement issus (en partie) de la décomposition de la matière organique. Les valeurs de conductivité semblent attribuables aux ions chlorure, et donc à l’épandage de mélanges sel-pierre sur les routes en hiver.</td></tr>
</table>

Classe de qualité IQPB6

82

BASSIN VERSANT K

CARACTERISATION DES TRONÇONS DES PETITS AFFLUENTS

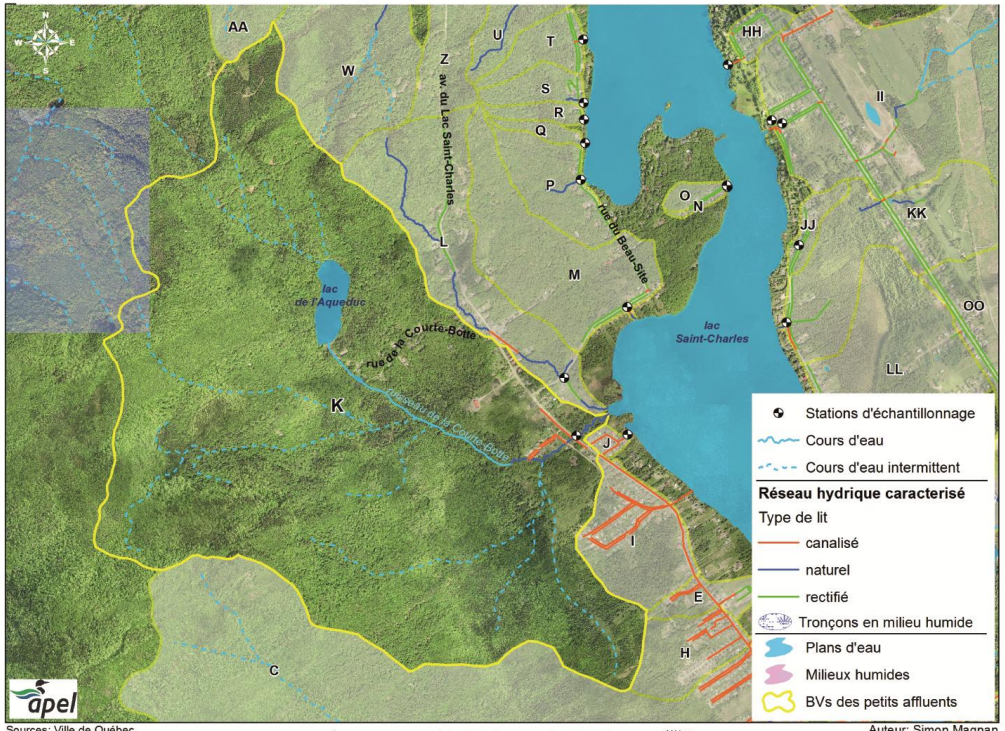
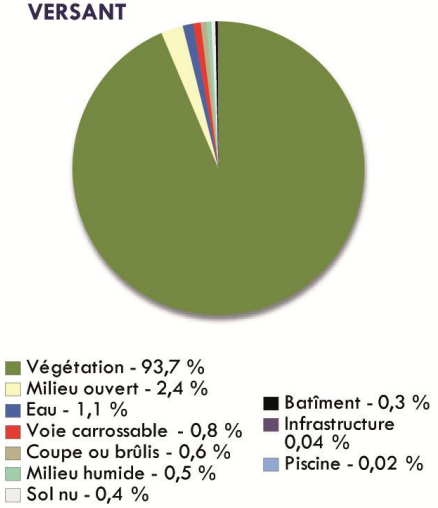


PHOTO DE LA STATION



OCCUPATION DU SOL DU BASSIN VERSANT



Réseau hydrographique

Longueur totale : 1231 mètres
Lit naturel : 46 %
Lit rectifié (fossés) : 0 %
Lit canalisé (conduites) : 54 %

Régime d'écoulement

Débit permanent
(n=14/14 visites)
Débit moyen:
0,11329 m^2/s

Bassin versant

Superficie : 377,87 Ha

<table>
<tr><th colspan="4">Station K (E22) : Analyse de la qualité de l'eau</th><th>Voir figures 31 et 62 à 73</th></tr>
<tr><th>Paramètre et critère</th><th>Fréquence des dépassements</th><th>Date(s)</th><th>IQPB</th><th>Explications (évènements, pluviométrie, etc.)</th><th>Conclusions générales</th></tr>
<tr><td>PT (> 20 µg/l)</td><td>n = 4/14</td><td>2012-04-18
2012-05-22
2012-07-18
2012-08-15</td><td>101</td><td rowspan="6">PT, MES et CF : Les dépassements sont tous associés à des épisodes de pluie. Ceux en PT du 18 avril et du 18 juillet étaient faibles. Les dépassements en PT, MES et CF du 22 mai et du 15 août sont survenus alors que de fortes pluies tombaient au moment de l'échantillonnage. Ces dépassements étaient relativement importants :

<table><tr><th></th><th>CF (UFC/100 ml)</th><th>MES (mg/l)</th><th>PT (µg/l)</th></tr><tr><td>22 mai</td><td>1600</td><td>51,4</td><td>81,6</td></tr><tr><td>15 août</td><td>5300</td><td>132</td><td>379</td></tr></table>
Conductivité et oxygène dissous : Le dépassement de la conductivité (250 µs/cm) a eu lieu en temps sec. L'eau était plutôt stagnante ce jour-là, ce qui explique également la plus faible valeur en OD.</td><td rowspan="6">La qualité de l'eau à cette station est affectée par une contamination fécale et des dépassements en MES en temps de pluie notamment.
L'origine des CF en temps de pluie n'est pas établie.</td></tr>
<tr><td>MES (> 13 mg/l)</td><td>n = 2/14</td><td>2012-05-22
2012-08-15</td><td>92</td></tr>
<tr><td>CF (> 1000 UFC/100 ml)</td><td>n = 2/14</td><td>2012-05-22
2012-08-15</td><td>93</td></tr>
<tr><td>Conductivité (> 250 µS/cm)</td><td>n = 1/14</td><td>2012-09-11</td><td></td></tr>
<tr><td>Oxygène dissous (%)</td><td>n = 1/14</td><td>2012-09-11</td><td>94</td></tr>
<tr><td>Composés azotés</td><td>n.d.</td><td></td><td></td></tr>
<tr><td colspan="5"></td></tr>
<tr><td colspan="2">IQBP global</td><td colspan="2">78 (avec pH)
82 (sans pH)</td><td colspan="2">$IQBP_7$ (PT, CF, MES, Chl-a, OD%, pH et turbidité)</td></tr>
<tr><td colspan="6">Conclusion en bref :
En temps de pluie, la qualité de l'eau est ponctuellement affectée par des dépassements en CF, dont l'origine n'est pas établie.</td></tr>
</table>

5 Conclusions et recommandations

Les résultats de l'analyse des données récoltées lors des campagnes d'échantillonnage des affluents du lac Saint-Charles démontrent que la majeure partie de ces cours d'eau subissent une dégradation plus ou moins importante qui est principalement causée par les activités humaines. Les niveaux et les types de dégradation varient toutefois d'un bassin versant à l'autre. Autrement dit, les causes potentielles de dégradation diffèrent selon l'occupation du sol, les activités humaines, la présence d'installations septiques, les débordements d'eaux usées lors de pluies abondantes, l'épandage de produits d'entretien hivernal des routes contenants des sels, l'utilisation d'abats-poussières en été, etc.

D'emblée, quelques points sont importants à retenir :

- Les résultats de la présente étude permettent de dresser un portrait global de la qualité de l'eau qui est acheminée au lac Saint-Charles par ses petits affluents. Par contre, ces résultats ne peuvent être extrapolés au lac lui-même, puisque ses sources d'alimentation comprennent en plus le ruissellement diffus de surface et la recharge par les eaux souterraines. À titre d'exemple, la superficie des bassins versants des petits affluents équivaut à seulement 88 % du pourtour du lac Saint-Charles, ce qui laisse 12 % du territoire pour de l'écoulement diffus vers le plan d'eau. Il est aussi à noter que ce calcul ne tient pas compte de la partie des bassins versants en aval des stations d'échantillonnage, ni des bassins versants de la rivière des Hurons (E01) et du lac Delage (E02) (Figure 74).
- Les affluents dont le bassin versant ne subit que très peu d'influence anthropique ne sont pas problématiques. Par contre, ils ne totalisent que 11 bassins sur 38.
- Il est important de poursuivre l'évaluation de l'implantation des concepts d'aménagement proposés dans le rapport *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau* (APEL, 2011), auquel fait référence le Tableau 13.
- Il importe finalement de trouver les sources de contamination.

Les résultats d'analyse sont regroupés dans deux tableaux qui présentent les recommandations comme suit :

(1) recommandations s'appliquant à l'ensemble des bassins versants (Tableau 12);
(2) recommandations spécifiques par affluent (Tableau 13).

Dans le tableau 13, le classement est fait en fonction du niveau de dégradation de la qualité de l'eau, du débit (**Error! Reference source not found.**) et du nombre d'échantillonnages réalisés (présence d'eau). Les stations des bassins sud et nord sont traitées séparément. Il est à noter que le niveau d'eau était très bas (2012 était représentatif d'un été sec) durant presque toute la période d'échantillonnage (avril à novembre 2012).

Tableau 12 : Recommandations s'appliquant à l'ensemble des bassins versants de l'étude.

Problématique	Recommandations
Produits pour l'entretien hivernal des routes	Cesser l'application de mélanges contenant du sel dans l'ensemble des bassins versants et opter pour l'application de gravier dans les pentes. La rue Delage (bassin versant PP), encore entretenue avec des sels de voirie, devrait l'être uniquement avec des mélanges sel-pierre contenant une proportion de sels inférieure à 10 %.
Abats-poussières	Cesser l'épandage d'abats-poussières dans l'ensemble des bassins versants et sensibiliser les usagers à réduire leur vitesse sur les routes et chemins non asphaltés.
Déversements de produits divers	Sensibiliser la population à l'importance de ne pas déverser de produits dans le réseau d'égout pluvial, ni sur les terrains.
Installations septiques	Poursuivre le programme de vérification de la conformité des installations septiques et renseigner les usagers sur la bonne utilisation de leur installation septique.
Milieux ouverts	Inciter les propriétaires de terrains ouverts à reboiser.
Développement urbain	Limiter le développement sur installation septique et sur égout dans l'ensemble des petits bassins versants du lac Saint-Charles et encadrer davantage le développement dans le bassin versant de la rivière des Hurons.
Dégradation importante de la qualité de l'eau dans les bassins fortement urbanisés	Tenir compte des recommandations émises dans le rapport *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château-d'Eau* (APEL, 2011).

Tableau 13 : Recommandations spécifiques par affluent.

Affluents se situant dans le bassin sud du lac Saint-Charles						
Station	**IQBP sans pH**	**Conductivité moyenne (µS/cm)**	**Commentaires**	**Recommandations**	**Se référer à celles faites par l'APEL en 2011, tableau 14 en annexe 2**	**Nombre d'échantillonnages réalisés sur le nombre de visites**
K (E22)	82 Bonne qualité	80	Les causes pour les dépassements ponctuels en PT, MES et CF ne sont pas connues.	Réaliser une enquête approfondie pour déterminer les sources de contamination. Identifier les toits connectés au réseau d'égout et les débrancher.		14/14 Débit moyen: 0,1133 m^3/s
OO	55 Qualité douteuse	164	Qualité de l'eau douteuse dégradée par des dépassements constants en PT et NTK, et ponctuels en CF. Des travaux sur le chemin de la Grande-Ligne (connexion des résidences au réseau d'égout municipal) étaient certainement en cause. Également, l'utilisation d'engrais sur les terrains privés est peut-être une source de phosphore et d'azote dans le cours d'eau.	Sensibiliser les propriétaires terriens et les gestionnaires du terrain de golf à la diminution de l'utilisation d'engrais et de pesticides. Un programme de sensibilisation destiné aux gestionnaires du golf est prévu pour 2013.		14/14 Débit moyen: 0,0756 m^3/s
M	52 Qualité douteuse	115	Qualité de l'eau affectée par des dépassements constants (autant en temps de pluie que par temps sec) en PT, composés azotés et CF, qui proviennent possiblement du drainage d'installations septiques.	Vérifier les installations septiques.		14/14 Débit moyen: 0,00367 m^3/s
L	73 Qualité satisfaisante	317	Qualité de l'eau satisfaisante, quoiqu'affectée par les concentrations en composés azotés, provenant en partie de la décomposition de la matière organique. Les valeurs élevées de conductivité sont attribuables aux concentrations d'ions chlorure dans l'eau.	Conserver le couvert naturel existant. Réduire l'épandage de mélanges sel-pierre en hiver. Valider la présence d'une installation septique sur les terrains avoisinant la station d'échantillonnage.	✔	13/13 Débit moyen: 0,0132 m^3/s

H	33 Mauvaise qualité	414	L'aval du bassin versant est fortement anthropisé. Le réseau de drainage est entièrement canalisé et n'offre aucune capacité de rétention, ni de filtration. Les bordures de rues en érosion constituent par ailleurs une source non négligeable de sédiments vers le réseau de drainage.	Réaliser une enquête approfondie pour déterminer les sources de contamination. Sensibiliser les citoyens aux impacts de l'utilisation d'engrais et de pesticides, ainsi qu'aux rejets de produits divers sur les terrains et dans les égouts pluviaux.	✔	13/13 Débit moyen: 0,0060 m^3/s
C	33 Mauvaise qualité	940	Qualité de l'eau affectée par des dépassements de tous les paramètres, et plus particulièrement par une turbidité élevée et des teneurs importantes en nitrites-nitrates. La charge sédimentaire importante entraîne la formation d'un cône alluvionnaire à l'exutoire de l'affluent. De nombreux facteurs influencent la mauvaise qualité de l'eau à cette station : • Forte urbanisation en amont du bassin versant; • Présence de sablières/gravières et d'un site d'enfouissement de matériaux secs; • Plusieurs zones et infrastructures en érosion; • Réseau de drainage fortement canalisé offrant très peu de capacité de rétention et de filtration; • Abondance élevée de déchets en bordure du ruisseau. Toutefois, la variation importante des dépassements ne permet pas d'identifier une cause de contamination à l'échelle du bassin versant.	Réaliser une enquête approfondie pour déterminer les sources de contamination. Sensibiliser les citoyens aux impacts de l'utilisation d'engrais et de pesticides, ainsi qu'aux rejets de produits divers sur les terrains et dans les égouts pluviaux.	✔	13/13 Débit moyen: 0,0058 m^3/s
E	29 Mauvaise qualité	306	Mauvaise qualité de l'eau principalement attribuable à la présence de CF, possiblement attribuable à la présence d'animaux et d'oiseaux dans le marais épurateur construit. Présence de cyanobactéries (voir chapitre 4). Le marais épurateur ne remplit plus sa fonction de filtration étant donné que les eaux l'alimentant semblent avoir été détournées (Comm. Louise Babineau juin 2013).	Réaliser une inspection du bassin versant et rediriger, si possible les eaux dans le marais.	✔	12/13 Débit moyen: Mesure impossible
IID	67 Qualité satisfaisante	536	Qualité de l'eau satisfaisante mais affectée par les composés azotés (possiblement dus à l'utilisation d'engrais) et par une conductivité élevée (en partie causée par la présence d'ions chlorure).	Vérifier l'utilisation d'engrais par les résidents. Réduire la quantité de mélanges sel-pierre utilisée en hiver pour l'entretien des routes. Améliorer la capacité filtrante	✔	12/14 Débit moyen: 0,0008 m^3/s

				des fossés du bassin versant.		
LL	58 Qualité douteuse	123	Dépassements constants en PT, CF et NTK. La qualité de l'eau au point d'échantillonnage semble influencée par plusieurs facteurs locaux (remontée des eaux du lac, présence de canards et lessivage d'un terrain avoisinant la station).	Enquêter sur l'écoulement en provenance d'un terrain avoisinant le point d'échantillonnage. Sensibiliser la population à l'utilisation d'engrais et de pesticides.		11/14 Débit moyen: Mesure impossible
KK	61 Qualité satisfaisante	72	Qualité de l'eau satisfaisante, quoiqu'affectée par des concentrations ponctuellement élevées en PT, CF et NTK.	Vérifier la connectivité du réseau hydrographique à l'étang et au parcours de golf. Conserver à l'état naturel le couvert végétal de ce bassin versant.	✔	11/14 Débit moyen: 0,0079 m^3/s
J	43 Qualité douteuse	312	Qualité de l'eau affectée par des dépassements constants en PT et ponctuels en MES et CF. Conductivité élevée en partie attribuable aux sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes.	Voir la station K (E22) pour les recommandations.	✔	11/13 Débit moyen: 0,00034 m^3/s
NN	42 Qualité douteuse	355	Qualité de l'eau affectée par des concentrations élevées en PT, CF et NTK. Conductivité élevée dont l'origine reste inconnue.	Cesser l'épandage d'abats-poussières et de produits contenant des sels pour l'entretien hivernal des routes. Vérifier les installations septiques.	✔	10/14 Débit moyen: 0,00084 m^3/s
PP	32 Mauvaise qualité	872	Mauvaise qualité de l'eau attribuable aux composés azotés, aux CF et aux sels de voirie. L'origine des composés azotés et des CF n'est pas confirmée, mais il est possible que les premiers proviennent d'engrais et les seconds de fèces de chiens.	Enquêter sur les sources de pollution. Cesser l'épandage des sels de voirie. Sensibiliser la population quant à l'utilisation d'engrais et de pesticides, et les promeneurs de chiens à l'importance de ramasser les déjections de leur animal.	✔	9/14 Débit moyen: 0,00887 m^3/s
IIB	63 Qualité satisfaisante	541	Qualité de l'eau satisfaisante est affectée par plusieurs paramètres fréquemment en dépassement : CF, PT, conductivité et NTK. Les sources de CF, PT et NTK sont indéterminées. La conductivité élevée est probablement due aux sels contenus dans les produits d'entretien hivernal des routes et à l'ocre ferreuse.	Réaliser une enquête pour déterminer les sources de contamination. Cesser l'utilisation des produits d'entretien hivernal des routes contenant des sels. Améliorer la capacité filtrante	✔	9/14 Débit moyen: 0,00025 m^3/s

				des fossés du bassin versant.		
N	45 Qualité douteuse	262	Dépassements constants en PT et ponctuels en MES. La conductivité semble liée à l'épandage d'abats-poussières en 2012.	Cesser l'utilisation d'abats-poussières.	✔	8/14 Débit moyen: 0,000457 m^3/s
MM	19 Très mauvaise qualité	648	Station caractérisée par une forte conductivité et des concentrations élevées en ions chlorure. Turbidité importante et faible oxygénation.	Cesser l'épandage d'abats-poussières et l'utilisation de produits contenant des sels utilisés pour l'entretien hivernal des routes.	✔	8/14 Débit moyen: 4,977 E^5 m^3/s
B	15 Très mauvaise qualité	384	La qualité de l'eau de cet affluent est très mauvaise, mais son apport réel au lac Saint-Charles reste à déterminer étant donné que l'eau était plutôt stagnante en 2012.	Continuer le suivi lors de la campagne prévue pour 2014.		8/13 Débit moyen: Mesure impossible
A	30 Mauvaise qualité	282	Mauvaise qualité de l'eau attribuable aux CF, au PT, à l'OD et à la conductivité (la ou les sources de contamination n'ont pu être identifiées). Très faible débit d'eau.	Enquêter sur les sources de pollution.	✔	7/13 Débit moyen: 0,00039 m^3/s
O	38 Mauvaise qualité	12	Qualité de l'eau affectée par le PT et les MES provenant en partie de la rue Monier (en gravier) et de la décomposition de la matière organique.		✔	5/14 Débit moyen: 0,00094 m^3/s
G	15 Très mauvaise qualité	152	Bassin versant entièrement drainé par un système de canalisation pluviale. Les regards captent directement l'eau de ruissellement provenant des grandes surfaces pavées pouvant être chargées en sédiments et en polluants. Cependant, l'eau de cet affluent est probablement assez bien filtrée par un système de dégraissage et de rétention des sédiments et par la zone boisée localisée entre la sortie de la conduite pluviale et la rive du lac Saint-Charles.	Vérifier si l'entretien du système de dégraissage et de rétention des sédiments est effectué régulièrement.	✔	3/13 Débit moyen: Mesure impossible
F	1 Très mauvaise qualité	61	Il s'agit d'une conduite pluviale qui draine deux rues résidentielles. La charge sédimentaire importante est possiblement à l'origine des quantités de phosphore et d'azote se retrouvant dans l'affluent (adsorption des nutriments à la surface des sédiments).		✔	1/13 Débit moyen: Mesure impossible

Note: Toutes les stations du bassin sud sont situées sur le territoire de la Ville de Québec.

Recommandation pour les affluents se situant dans le bassin nord du lac Saint-Charles

Station	IQBP sans pH	Conductivité moyenne (µS/cm)	Commentaires	Recommandations	Se référer à celles faites par l'APEL en 2011	Nombre de fois que l'échantillonnage était possible
E54*	1 Très mauvaise qualité	288	Station d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage. Les normes de rejets en vigueur en 2012 pour les usines existantes y étaient respectées. Les concentrations en PT et en azote étaient toutefois importantes considérant que l'effluent se jette directement dans les marais en amont du lac Saint-Charles, un lac jugé prioritaire dont le degré d'eutrophisation est déjà avancé. La performance de l'usine d'épuration était moins bonne qu'en 2011. Il est à noter que les bassins ont été vidangés durant l'été 2012.	Évaluer les possibilités pour améliorer la performance de la station d'épuration, ou du moins pour revenir à celle de 2011.		14/14 Débit moyen: Mesure impossible
E01**	75 Qualité satisfaisante	95	Il s'agit du principal affluent du lac Saint-Charles (apport d'environ 80 % du volume d'eau du lac). Qualité de l'eau généralement satisfaisante pendant la période d'échantillonnage, quoiqu'affectée par des concentrations en composés azotés légèrement élevées.	Suivi de la rivière des Trois Petits Lacs et des rejets de l'usine d'épuration des eaux usées de la municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury (prévu en 2013).		14/14 Débit moyen: 4,99 m^3/s
AA (E21)	92 Bonne qualité	29	Bonne qualité de l'eau, impactée seulement par l'érosion du chemin menant vers le lac du Sud-Ouest.	Évaluer la possibilité d'installer un caniveau de captage sur le chemin forestier et assurer l'entretien de l'ouvrage.		14/14 Débit moyen: 0,0669 m^3/s
DD	90 Bonne qualité	25	Qualité de l'eau généralement bonne, bien que quelques dépassements en PT aient été observés en 2012. En 2009, des dépassements en CF avaient été mesurés.	Inspecter le terrain (activités forestières, cabane, etc.) en amont et vérifier l'utilisation du sol en amont.		13/14 Débit moyen: 0,0669 m^3/s
BB	91 Bonne qualité	20	Qualité de l'eau généralement bonne, mais le mauvais état de la chaussée a un impact important sur la qualité de l'eau rejoignant le réseau de drainage en temps de pluie.	Réparation de la chaussée.		13/14 Débit moyen: 0,0267 m^3/s
S	61 Qualité	136	Qualité de l'eau satisfaisante mais dégradée par les composés azotés, notamment les nitrites-nitrates et les NTK.	Vérifier la performance des installations septiques de la Villa Ignatia et la direction de		12/14 Débit moyen:

	satisfaisante			l'écoulement des eaux du champ d'épuration.		0,00478 m^3/s
U	65 Qualité satisfaisante	112	Qualité de l'eau satisfaisante mais dégradée par les dépassements en PT.	Vérifier la direction de l'écoulement depuis l'installation septique du 2252, rue du Beau-Site.		12/14 Débit moyen: 0,00370 m^3/s
FF	42 Qualité douteuse	636	Station affectée par une contamination aux ions chlorure et caractérisée par de fortes concentrations en composés azotés.	Revoir le service d'entretien hivernal. Enquêter sur les installations septiques et l'entretien des gazons.		9/14 Débit moyen: 0,000135 m^3/s
R	87 Bonne qualité	152	Qualité de l'eau généralement bonne. Cependant, la conductivité moyenne est le signe d'une certaine dégradation de la qualité de l'eau par les activités humaines.	Vérifier les installations septiques du bassin versant.		9/14 Débit moyen: 0,000187 m^3/s
GG**	12 Très mauvaise qualité	180	Bien que le débit soit relativement faible à cette station, il y avait des dépassements significatifs en MES et PT lors des 6 échantillonnages. Une contamination fécale importante a également été observée suite à une forte pluie.	Vérifier les installations septiques du chemin du Martin-Pêcheur.		6/14 Débit moyen: 0,000119 m^3/s
HH**	71 Qualité satisfaisante	379	La qualité de l'eau semble impactée par les installations septiques et par le ruissellement des sédiments accumulés sur la chaussée. Une forte conductivité a été observée, mais son origine ne peut être expliquée par les ions chlorure, d'autant plus que la conductivité était plus élevée en juin qu'en avril (le chemin est asphalté, il n'y a donc pas d'épandage d'abats-poussières).	Vérifier les installations septiques. Réduire les surfaces imperméables. Élargir et végétaliser les fossés de drainage.	✔	4/14 Débit moyen: 0,000027 m^3/s
E50	69 Qualité satisfaisante	82	La qualité d'eau est satisfaisante à bonne.	Conserver les marais.		14/14 Débit moyen: Mesure impossible
E02*	83 Bonne qualité	68		Continuer d'encadrer le développement.		14/14 Débit moyen: 0,43 m^3/s
Z	92 Bonne qualité	101		Conserver l'état naturel des bassins versants.		14/14 Débit moyen: 0,01 m^3/s
P	92 Bonne	53				14/14 Débit moyen:

	qualité					0,0018 m^3/s
CC	88 Bonne qualité	19				13/14 Débit moyen: 0,006 m^3/s
W	92 Bonne qualité	30				13/14 Débit moyen: 0,0109 m^3/s
T	83 Bonne qualité	107				11/14 Débit moyen: 0,00310 m^3/s
Q	94 Bonne qualité	53				11/14 Débit moyen: 0,0168 m^3/s

Notes:

Aucune étoile sous la rubrique station:

Station située sur le territoire de la Ville de Québec

** Station située sur le territoire de la Ville de lac Delage*

*** Station située sur le territoire des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury*

Références

Articles scientifiques et documentation

APEL (2009) *Rapport final. Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 230 p.

APEL (2010) *Étude descriptive des petits affluents du lac Saint-Charles et concept d'amélioration de la gestion des eaux pluviales pour les quartiers drainés vers le lac Saint-Charles.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 96 p.

APEL (2011) *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau potable de Château-d'Eau.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 198 p.

Hébert, 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, p. 20.

Jones, H.G. (1990) *Évolution du cheminement des apports acides sous couvert de glace durant la fonte printanière*. Rapport scientifique 301. INRS-Eau (Université du Québec), 59 p.

MDDEP (2002) Critères de qualité d'eau de surface. [En ligne] www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp. Page consultée en janvier 2013.

Ville de Québec (2001) *Caractérisation des fossés de drainage urbain du lac Saint-Charles.* Service de l'environnement. Québec, 90 p. plus annexes.

Villeneuve, Valérie; Stéphane Légaré; Jean Painchaud et Warwick Vincent (2006) *Dynamique et modélisation de l'oxygène dissous en rivière*. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 19, n°4, p. 259-274.

Weiner, Eugene R. (2008) Applications of Environmental Aquatic Chemistry: A practical Guide. CRC Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton. 436 p.

Communications personnelles

Deschênes, J. (2012 et 2013*) Conseiller en environnement*. Division de la qualité de l'eau. Service de l'environnement. Ville de Québec. Communications personnelles en 2012 et 2013.

Babineau, Louise (2013) *Conseillère en environnement*. Division de la qualité de l'eau. Service de l'environnement. Ville de Québec. Communication personnelle en 2013.

Annexes

Annexe 1. Définitions des classes d'occupation du sol

Un recensement des activités dans le haut-bassin versant a permis d'identifier seize principales classes d'occupation du sol. La procédure de recensement et de rédaction des définitions est fortement inspirée de Gérardin et Lachance (1997), du dictionnaire Larousse (2001) et du grand dictionnaire terminologique de l'Office québécois de la langue française (2011). Les classes ont été adaptées aux besoins de modélisation de l'APEL pour la production de la cartographie.

- **Agricole** : site dédié aux activités reliées à l'exploitation de fermes de toutes natures, que ce soit pour la production de végétaux ou l'élevage d'animaux, ou encore pour le prélèvement de sol arable ou de tourbe. Cette affectation n'inclut pas les bâtiments comme les granges, les silos et les étables, même s'ils sont reliés à ladite activité agricole.

- **Bâtiment** : contour extérieur d'une construction résidentielle ou destinée à des activités commerciales, de services, religieuses, institutionnelles, agricoles, etc.

- **Carrière sablière/gravière** : tout endroit où sont extraites, à ciel ouvert, des substances minérales consolidées (carrière) ou non consolidées à partir d'un dépôt naturel (gravière ou sablière) à des fins commerciales ou industrielles.

- **Cimetière de voitures** : terrain à ciel ouvert dont l'activité principale consiste à recycler des véhicules. Cette affectation n'inclut pas les bâtiments connexes à l'activité comme les garages, les bureaux administratifs ou de ventes de pièces usagées.

- **Coupe ou brûlis** : terrain situé en milieu forestier ayant fait l'objet d'une coupe totale, partielle ou indéterminée et sur lequel la végétation reprend spontanément ou de manière planifiée.

- **Golf** : terrain ouvert dont l'activité principale est reliée à la pratique du golf. Cette affectation n'inclut que les allées, les verts et les fosses de sable et exclut les zones de végétation, les bâtiments, les milieux ouverts, les voies carrossables et autres infrastructures liées à l'activité.

- **Hydrographie** : réseau linéaire principal (cours d'eau permanents, décharge, etc.) et surfacique (lac, bassin, etc.) sélectionné à partir des données vectorielles de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ, 2000) et de Canards Illimités (CIC, 2009).

- **Infrastructure liée au bâtiment** : toute installation reliée aux différents bâtiments ou établie sur le terrain d'une propriété (galeries, terrasses, dalles de béton, plateformes d'accès aux piscines, etc.) et qui est ancrée dans le sol (non sujettes aux déplacements fréquents). Cette

classe s'applique principalement aux sous-bassins versants situés dans l'environnement immédiat du lac Saint-Charles.

- **Milieu humide** : terre inondée ou saturée d'eau au cours d'une période assez longue pour en influencer la composition de la végétation et du sol (Couillard et Grondin, 1992). Les milieux humides représentent un potentiel écologique indéniable en jouant des rôles clés dans le cycle de l'eau et le maintien de la biodiversité. Parmi les types de milieux humides se trouvent les étangs, les marais, les marécages et les tourbières (Gouvernement du Québec, 2011).

- **Milieu ouvert** : sol sans végétation significative ou avec repousses arbustives significatives. Ce type de sol peut avoir été altéré ou être resté non perturbé. Les milieux ouverts se retrouvent aussi bien en milieu forestier, agricole, urbain et périurbain. Ils peuvent aussi être un milieu de transition entre deux types d'occupation du sol. En milieu urbain et périurbain, ce sont principalement des surfaces gazonnées ou des terrains laissés à l'abandon.

- **Piscine** : bassin artificiel conçu pour être rempli d'eau et destiné à la natation et à la baignade.

- **Site d'enfouissement** : terrain voué à l'entreposage de déchets et aménagé selon des techniques et règles précises (Gouvernement du Québec, 2011).

- **Ski** : terrain dont l'activité principale est reliée à la pratique du ski alpin. Cette affectation n'inclut que les pistes et exclut les zones de végétation, les bâtiments, les milieux ouverts, les voies carrossables et autres infrastructures.

- **Sol nu** : sol altéré laissé sans végétation. Les carrières, gravières et sablières ne sont pas considérées.

- **Végétation** : étendue de terrain en milieu urbain ou forestier occupée par des peuplements d'essences feuillues, résineuses ou mixtes.

- **Voie carrossable** : surface destinée à la circulation de véhicules. Comprend les voies carrossables, asphaltées ou non. Dans le second cas, ce sont des chemins de gravier ou de terre rendus compacts par la circulation de véhicules. Dans le cas des voies carrossables asphaltées, les lignes de bord sont prises en considération. Dans le cas des autoroutes, le terre-plein central n'est pas considéré. Les entrées de garages ainsi que les stationnements, asphaltés ou non, entrent aussi dans cette classe.

Annexe 2. Tableau des recommandations détaillées (APEL, 2011)

Tableau 14 : Synthèse des problématiques et recommandations issues du rapport *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau de Château d'Eau* (APEL, 2011).

	Priorité de mise en œuvre des recommandations	Élevée	Moyenne	Faible

	Problématiques	Recommandations spécifiques et concepts d'aménagement
II	• Qualité d'eau mauvaise à douteuse • Nombreuses sources de contamination • Fossés en érosion (décrochement et ravinement) • Rues en érosion • Largeur excessive de l'entrée au ranch du 2138 ch. de la Grande-Ligne • Bande riveraine de l'affluent insuffisante dans les pâturages • Apports d'excréments d'origine animale • Animaux d'élevage ayant accès à l'affluent	• Adoucir les pentes de certains fossés • Installer des seuils pour diminuer la vélocité de l'eau dans les pentes • Stabiliser et végétaliser des fossés pour y augmenter le pouvoir de filtration • Diriger l'eau de drainage du ch. de la Grande-Ligne vers un milieu humide déjà existant • Installer des exutoires au milieu humide pour évacuer les trop-pleins • Réduire la superficie imperméable de la rue des Goélettes par l'aménagement d'un sens unique • Aménager quelques espaces de stationnement perméables • Concevoir un système de massif drainant • Élargir et renforcer la bande riveraine des pâturages • Installer et déplacer des clôtures pour éloigner les animaux du cours d'eau • Réduire la largeur de l'entrée du ranch en élargissant le fossé et en y aménageant une bande riveraine
C	• Eau de mauvaise qualité • Site d'enfouissement de matériaux secs (en fermeture) et sablières/gravières; • Forte urbanisation en amont du bassin versant • Réseau de drainage du bassin versant en majorité sous conduites pluviales • Formation d'un important cône alluvial à l'exutoire de l'affluent • Rues résidentielles trop larges • Bordures de rues en érosion et surcreusement de la chaussée • Culs-de-sac surdimensionnés et en érosion	• Acquérir un ou des terrains vagues en bande riveraine du lac Saint-Charles • Aménager un bassin de sédimentation et un marais filtrant (à la chaîne) • Détourner l'aval du réseau de conduites pluviales vers les nouveaux aménagements • Stabiliser le terrain en bordure du cul-de-sac de la rue Armand-Tremblay et y aménager un rond-point muni d'une aire de biorétention végétalisée • Réfection totale de certaines rues (Armand-Tremblay et Wilfrid-Auclair) • Réduire la largeur des rues à 6 m (Armand-Tremblay, Wilfrid-Auclair et des Moraines) • Aménager des aires de biorétention en bordure des rues réaménagées • Intégrer les regards (surélevés) des systèmes existants à l'intérieur des aires de biorétention • Réduire la largeur des entrées de cour et leur nombre à une par propriété dans les rues où il y aura les aires de biorétention

	• Terrains de la Ville dépourvus de végétation • Bandes riveraines anémiques dans certains secteurs du *Fossé Bellevue* • Abondance élevée de déchets près du ruisseau • Ponts de fortunes formant des embâcles • Regards situés à l'intérieur de stationnements privés et commerciaux en érosion • Déblais d'entretien de la rue des Sablières sujets à l'érosion • Une coulée de boue provenant de la sablière s'écoule vers le lac Fripon	• Aménager une inclinaison légère des rues vers les aires de biorétention • Renaturalisation de la portion mise à nu du terrain (lot # 1829801-P2) au bout du cul-de-sac de la rue Wilfrid-Auclair • Rediriger une portion du ruisseau *Fossé Bellevue* sur un lit naturel en retirant 150 m de conduites pluviales • Végétaliser les terrains de la Ville dont une partie du cul-de-sac, une partie de l'aire de manœuvre et un terrain vague • Établir un plan de sensibilisation afin d'inciter les propriétaires riverains du ruisseau à renaturaliser la bande riveraine et à démanteler leurs ponts de fortune • Installer de solides et larges barrières à sédiments pour freiner les coulées de boue se dirigeant vers le lac Fripon et retirer les déblais d'entretien de la rue des Sablières • Aménager des aires de biorétention végétalisées sur la rue du Lac-Fripon et dans le stationnement de la Ressourcerie (1526-1540, av. du Lac-Saint-Charles)
H	• Mauvaise qualité de l'eau • Forte occupation du territoire (45 %) • Rues et ronds-points trop larges • Bordures de rues en érosion et surcreusement de la chaussée • Réseau de drainage du bassin versant canalisé en entier	• Réduire la largeur de la rue Rosario-J.-Rhéaume par l'aménagement d'un terre-plein (option a) ou d'une tranchée filtrante au centre (option b) • Installer des puits drainants aux regards captant le plus d'eau et où la nappe d'eau le permet (si l'option a est choisie) • Utiliser une partie du réseau pluvial existant en intégrant des regards à la tranchée filtrante pour évacuer les trop-pleins (si l'option b est choisie) • Prévoir des espaces de stationnement et des zones de virages • Aménager une aire de végétation au centre du rond-point de la rue Rosario-J.-Rhéaume • Réduire la largeur des rues des Geais et Gaétan à 6 m et les entrées de cour à 4 m • Aménager des aires de biorétention dans les rues des Geais et Gaétan (intégrer les regards (surélevés) du réseau pluvial existant • Aménager des aires de biorétention plus importantes où il y a plus de concentration du ruissellement sur les rues Gaétan et du Canard-Huppé
001	• Qualité d'eau généralement satisfaisante • Drainage du chemin de la Grande-Ligne inadéquat • Fossés en lien évident avec un milieu humide • Pression anthropique importante provenant du Golf sur le cours d'eau • Systèmes septiques individuels déficients et sur des sols inadéquats • Présence de puisards dans les sols sans potentiel de rétention	• Créer une digue pour permettre au ruisseau de rejoindre le marais épurateur construit (M.E.C.) • Construire des seuils en pierres au besoin • Assurer une largeur de lit suffisante pour diminuer la vitesse de l'écoulement • Favoriser le développement de la végétation sauvage et adaptée au milieu humide après les travaux • Reprofiler les fossés adjacents au ch. de la Grande-Ligne • *La Ville de Québec prévoit déjà la mise en place d'un réseau d'égouts sanitaires et le remplacement du système de conduites pluviales par des fossés végétalisés*

PP	• Qualité de l'eau douteuse, apports importants en phosphore, matières en suspension et coliformes fécaux • Importante superficie imperméabilisée (plus de 30 %) • Apports de sédiments dans les puisards • Lessivage de déjections animales vers des puisards	• Réduire la largeur des rues Delage Est et Krieghoff • Limiter la possibilité de stationnement en bordure de rue du côté sud de la rue Delage • Aménager une aire de biorétention entre la piste cyclable et la rue Delage (intégrer les regards du réseau pluvial) • Lors de la réfection de la rue Delage, adapter son inclinaison vers l'aire de biorétention • Ensemencer le contour de certains regards • Réaménager les entrées de cour à l'aide de matériaux perméables • Inciter, sur le trajet de la piste cyclable de la rue Delage, le ramassage des déjections des animaux domestiques • Aménager des fossés végétalisés de très faibles profondeurs (également appelés noues) de chaque côté de la rue Krieghoff, là où les regards permettront d'évacuer le trop-plein • Végétaliser les noues à l'aide d'un couvre-sol et ameublir le fond pour favoriser l'infiltration de l'eau
E	• Pourcentages élevés de superficies imperméabilisées (34,9 %) et anthropisées (80,9 %) • Érosion du haut de la rue Jobin • Sédiments provenant d'une entrée de cour (en érosion) de l'avenue du Lac-Saint-Charles • Fossés à proximité du marais filtrant en mauvais état et dénudés	• Paver l'extrémité de la rue Jobin (portion en terre battue) • Paver l'aire de manœuvre et diriger le ruissellement vers la végétation adjacente • Aménager des fossés végétalisés très peu profonds le long de la rue Jobin et des aires de biorétention autour des regards • Inciter et/ou aider le propriétaire du 1668, av. du Lac-Saint-Charles à réaménager les premiers mètres d'entrée de sa cour à l'aide de pavé gazonné • Végétaliser les fossés du marais épurateur et leur aménager une bande riveraine
F	• Qualité de l'eau mauvaise • Territoire fortement imperméabilisé (39,2 %) et anthropisé (90,6 %) • Rues drainées par des conduites pluviales • Apports de sédiments vers les regards • Stationnement en érosion au 498, rue Philippe-Bédard	• Inciter/aider le propriétaire du 498, rue Philippe-Bédard à aménager son stationnement en pavé gazonné Option 1 • Appliquer un sens unique au quadrilatère des rues Philippe-Bédard et Pelletier • Réduire la largeur des rues • Aménager des surfaces de percolation à même le réseau de drainage (aires de biorétention) Option 2 (si l'option 1 est impossible) • Réduire la largeur des rues • Aménager des aires de biorétention dans l'emprise des rues et autour des principaux regards
J	• Pourcentages élevés de superficies imperméabilisées et anthropisées • Rue des Milans trop large • Aucune rétention et filtration des eaux pluviales	• Transformer la rue en sens unique • Réduire la largeur de la rue à 3 – 3,5 m • Aménager des aires de biorétention intégrant les puisards de chaque côté du sens unique

	• Apports considérables de sédiments vers les puisards	• Aménager quelques espaces de stationnement en bordure de la rue à l'aide de pavé gazonné
I	• Pourcentages importants de superficies imperméables (21 %) et anthropisées (49,6 %). • Réseau hydrique entièrement composé de conduites pluviales • L'exutoire du réseau hydrique se déverse directement dans le lac Saint-Charles, sans prétraitement	• Réaliser des aires de biorétention autour de certains regards • Mettre en place des structures de prétraitement (p. ex. : déshuileurs et dessableurs) en aval de la conduite pluviale principale • Entretenir fréquemment les unités de prétraitement
K	• Qualité de l'eau généralement satisfaisante, mais débit important • Diverses pressions anthropiques : sentiers de VTT et de motoneiges, disposition de déchets, coupe forestière, etc. • Brèche sur une digue du lac Aqueduc • Absence de bande riveraine sur certains terrains privés • Eaux pluviales de la rue Taschereau directement acheminées par des conduites dans le ruisseau de la Courte-Botte • Embranchements superflus dans le secteur résidentiel du chemin de la Passe • Terrain de la Ville entretenu par des voisins	• Réfection des digues ou réaménagement naturel des berges du lac Aqueduc • Inciter les propriétaires riverains au ruisseau de la Courte-Botte à revégétaliser leur bande riveraine • Végétaliser le terrain entretenu par les voisins et leur émettre un avis • Retirer la conduite située près de l'intersection entre la rue Taschereau et le chemin de la Passe et la remplacer par un fossé végétalisé évasé • Aménager d'autres fossés végétalisés évasés le long de l'avenue du Lac-Saint-Charles • Acheminer l'eau des puisards situés sur l'avenue dans ces fossés • Fermer un embranchement de rue superflu et végétaliser l'emprise • Transformer une portion du chemin de la Passe en sens unique (3 m de large)
N et O	• Les fossés de part et d'autre de la rue Monier se jettent dans le lac sans zone tampon • Présence importante de coliformes fécaux • Résidences du secteur sur installation septique • L'aire de manœuvre pour la descente des bateaux est source de ruissellement	• Élargir et végétaliser les fossés pour augmenter leur pouvoir de rétention et d'infiltration • Implanter du pavé gazonné sur l'aire de manœuvre • Densifier la végétation entre la zone de manœuvre et le lac • Vérifier la conformité des installations septiques
A	• Les superficies imperméabilisées (20,7 %) et anthropisées (41,9 %) sont relativement importantes • Présence considérable de coliformes fécaux dans l'affluent	• Végétaliser la bande riveraine en aval de l'affluent pour mieux filtrer les eaux de ruissellement • Identifier la source de coliformes fécaux
L	• Deux aires de manœuvre pour les grands véhicules augmentent les surfaces imperméabilisées	• Remplacer l'asphalte et le gravier (fin) des aires de manœuvre par des pavés perméables • Végétaliser le terrain vague

	• Problèmes d'érosion principalement dans des fossés de pente plus forte	• Installer des seuils ou des pierres naturelles dans les fossés de forte pente
U	• Qualité d'eau influencée par des matières en suspension et du phosphore • Aire de stationnement sensible à l'érosion (terrain propriété de la Ville de Québec) • Rue du Beau-Site n'est pas pavée dans ce secteur	• Aménager l'aire de stationnement pour réduire les apports de sédiments • Évaluer la possibilité de municipaliser et paver la portion privée de la rue du Beau-Site
OO2	• Problèmes de drainage de l'eau de ruissellement de la rue Belleville vers les fossés • Problèmes d'érosion dans certains fossés	• Remplacer les conduites pluviales par des fossés végétalisés • Uniformiser les ponceaux • Reprofiler certains fossés • Végétaliser les fossés • Aménager des seuils pour ralentir l'écoulement de l'eau • Enrocher les endroits les plus sensibles
KK	• Apports de phosphore, de matières en suspension et de coliformes fécaux • Fossés en pente (variant de 3 à 5 %) • Érosion aux ponceaux d'entrées de cour (ch. de la Grande-Ligne)	• Élargir, reprofiler (adoucir les pentes) et végétaliser les fossés • Installer des seuils en pierre • Uniformiser les ponceaux d'entrées de cour
HH	• Surface imperméabilisée élevée (70 %) • Ruissellement des eaux pluviales sans zone tampon vers le lac Saint-Charles • Affluent artificiel (drainage urbain sous conduites pluviales)	• Réduire la largeur de la rue • Élargir et végétaliser les fossés • Aménager une aire de biorétention et un îlot végétalisé au bout de la rue des Aigles-Pêcheurs
G	• Pourcentages élevés des superficies imperméabilisées (51 %) et anthropisées (92 %) • Largeur de la chaussée excessive (9,5 m) • Bassin versant entièrement sous conduites pluviales sans mesures de contrôle du ruissellement à la source • L'exutoire de la conduite semble partiellement obstrué	• Mettre en place des structures de prétraitement des eaux pluviales (p. ex. : déshuileurs et dessableurs) • Entretenir fréquemment ces unités de prétraitement • Aménager des aires de biorétention et réduire la largeur de la chaussée à 6 m lorsque sa réfection sera nécessaire
MM et NN	• Qualité d'eau douteuse pour les affluents MM et NN • Développement de la rue des Alisiers sur ce qui	• Densifier la végétation dans les fossés présents • Asphalter la rue en limitant sa largeur pour réduire l'apport de sédiments

	semble être un ancien marais • Réseau de drainage improvisé et rejeté directement dans le lac • L'accotement entre la rue et les fossés est trop étroit par endroits • Rue non asphaltée	
JJ	• Surface imperméabilisée élevée	• Encourager les résidants à végétaliser leur terrain et les fossés adjacents
LL		• Sans objet

Annexe 3. Distribution des valeurs d'IQBP avec pH par station

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	7	7		7			7	4	7	7	7
I_MIN	22	100		6			27	75	37	40	6
I_Q25	75	100		70			34	88	61	46	25
I_MÉDIAN	**81**	**100**		**81**			**37**	**96**	**84**	**52**	**30**
I_Q75	95	100		92			58	99	97	83	37
I_MAX	100	100		92			76	100	100	91	66

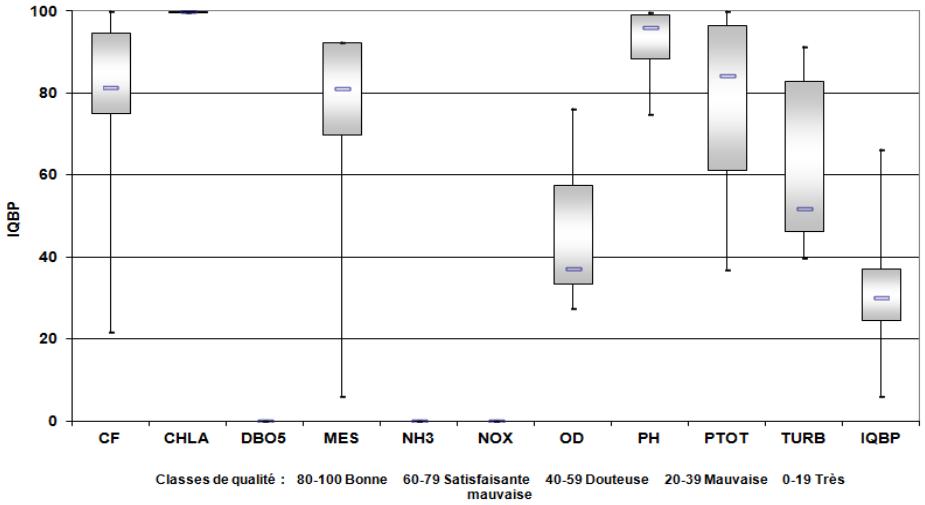


Figure 10 : IQBP avec pH à la station A en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14			14	11	14	14	14
I_MIN	61	100		33			97	41	21	1	1
I_Q25	95	100		98			98	56	96	89	60
I_MÉDIAN	**98**	**100**		**100**			**98**	**76**	**101**	**92**	**81**
I_Q75	100	100		100			99	88	101	98	93
I_MAX	100	100		100			100	99	100	100	98

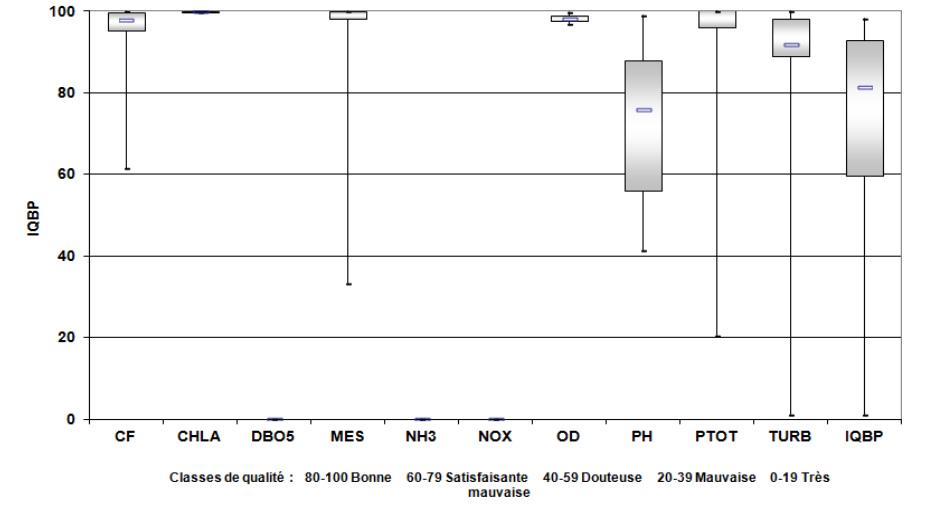


Figure 11 : IQBP avec pH à la station AA (E21) en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	8	8		8			8	6	8	8	8
I_MIN	50	100		1			8	80	0	1	0
I_Q25	81	100		1			22	88	27	1	0
I_MÉDIAN	**94**	**100**		**27**			**29**	**89**	**63**	**54**	**15**
I_Q75	100	100		56			43	92	93	76	29
I_MAX	100	100		89			92	100	100	89	35

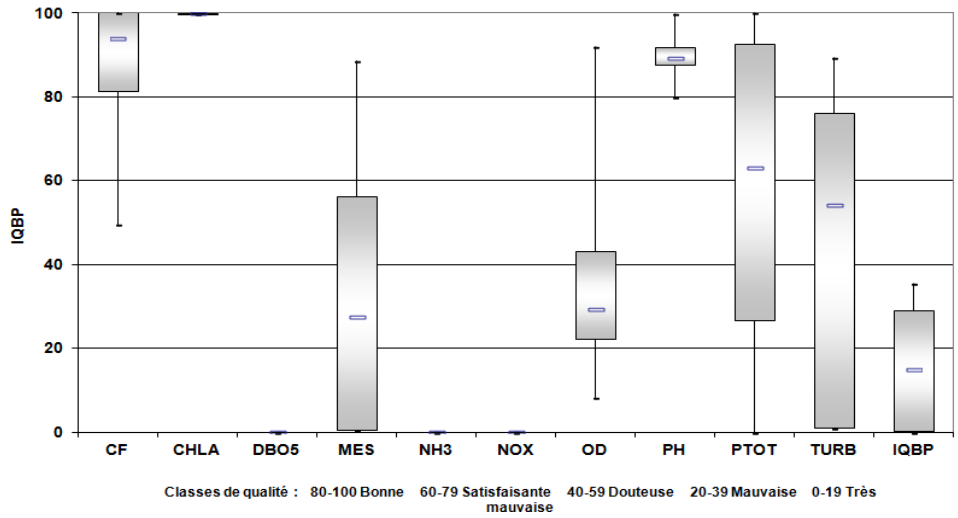


Figure 12 : IQBP avec pH à la station B en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	13		13			13	10	13	13	13
I_MIN	2	100		1			91	13	0	1	0
I_Q25	94	100		92			96	27	82	65	25
I_MÉDIAN	**97**	**100**		**98**			**97**	**50**	**101**	**97**	**59**
I_Q75	106	100		100			98	71	101	100	73
I_MAX	100	100		100			100	85	100	100	96

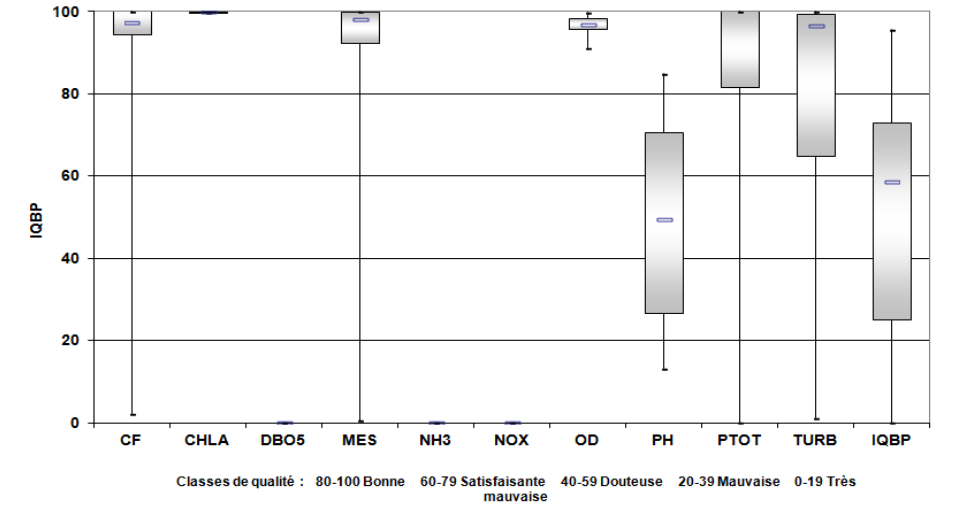


Figure 13 : IQBP avec pH à la station BB en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	12	13		12	12	12	13	10	12	13	13
I_MIN	33	100		1	49	36	16	53	0	1	0
I_Q25	71	100		56	75	47	38	79	55	42	23
I_MÉDIAN	**83**	**100**		**76**	**75**	**62**	**91**	**87**	**91**	**65**	**33**
I_Q75	94	100		90	77	69	96	93	95	73	48
I_MAX	100	100		100	91	86	99	93	100	89	59

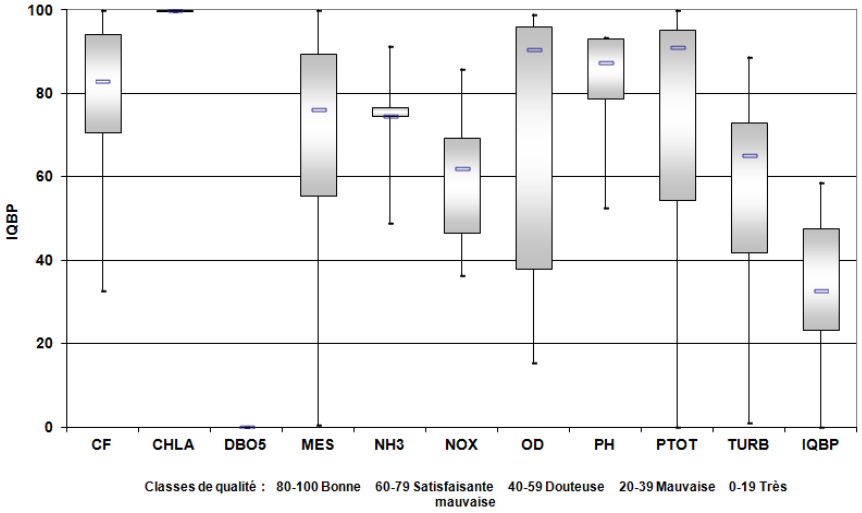


Figure 14 : IQBP avec pH à la station C en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	13		13			13	10	13	13	13
I_MIN	74	100		29			94	0	40	59	0
I_Q25	93	100		89			96	7	90	84	7
I_MÉDIAN	**96**	**100**		**96**			**97**	**13**	**101**	**90**	**53**
I_Q75	106	100		100			98	58	101	97	83
I_MAX	100	100		100			100	84	100	100	95

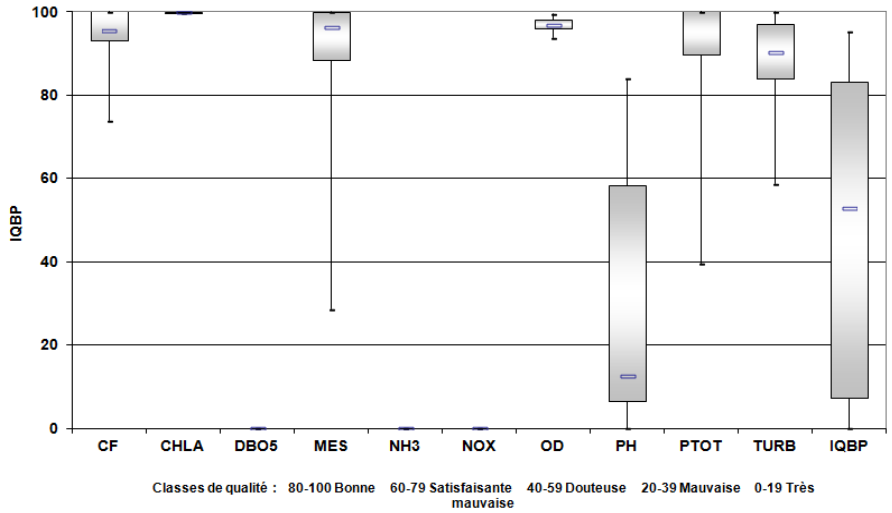


Figure 15 : IQBP avec pH à la station CC en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	13		13			13	10	13	13	13
I_MIN	70	100		55			93	0	38	69	0
I_Q25	93	100		98			96	0	90	96	0
MÉDIAN	**100**	**100**		**100**			**97**	**11**	**101**	**98**	**22**
I_Q75	106	100		100			99	46	101	101	68
I_MAX	100	100		100			100	83	100	100	96

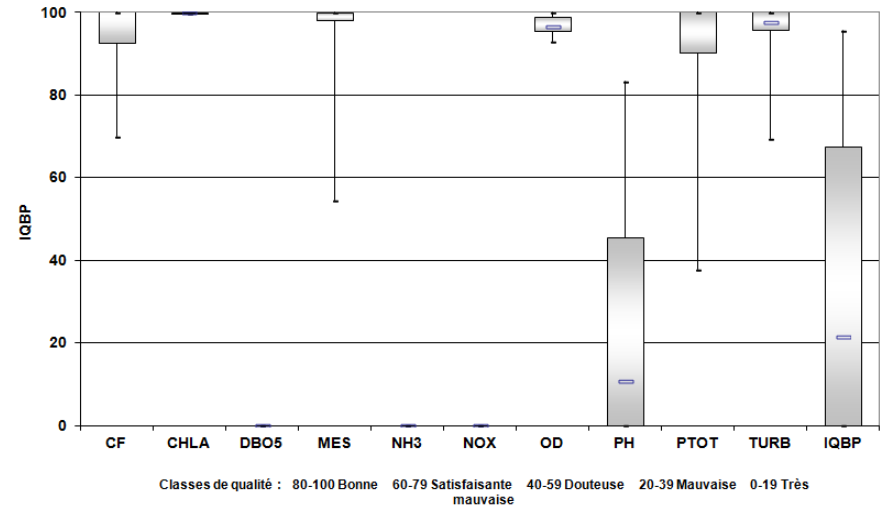


Figure 16 : IQBP avec pH à la station DD en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	12	12		12			12	9	12	12	12
I_MIN	30	100		1			7	72	0	15	0
I_Q25	49	100		56			19	78	63	59	19
MÉDIAN	**73**	**100**		**83**			**37**	**87**	**87**	**69**	**29**
I_Q75	88	100		94			67	93	97	80	47
I_MAX	100	100		100			83	98	100	89	63

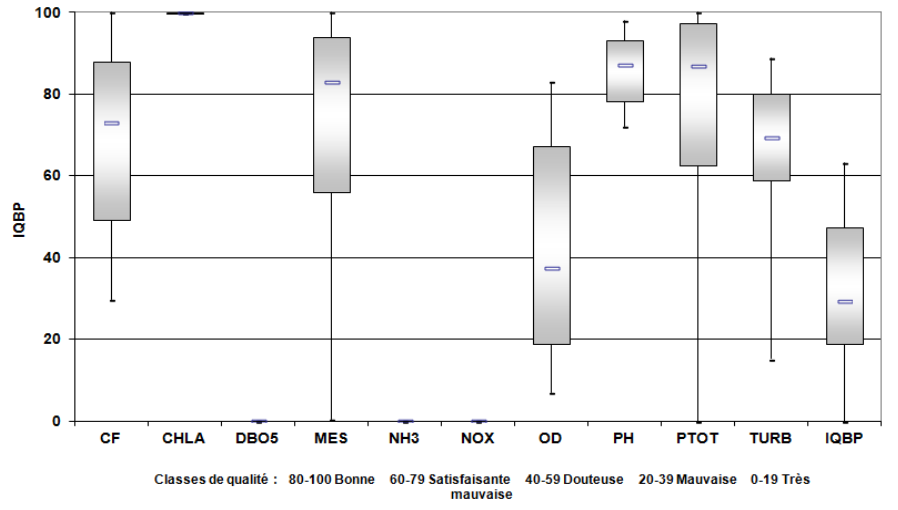


Figure 17 : IQBP avec pH à la station E en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	13	11	14	14	14
I_MIN	68	100		65	75	76	76	43	76	42	42
I_Q25	78	100		87	83	82	83	76	97	70	59
MÉDIAN	**92**	**100**		**98**	**83**	**87**	**92**	**81**	**101**	**85**	**75**
I_Q75	95	100		100	89	90	95	89	101	89	76
I_MAX	99	100		100	96	97	98	98	100	99	83

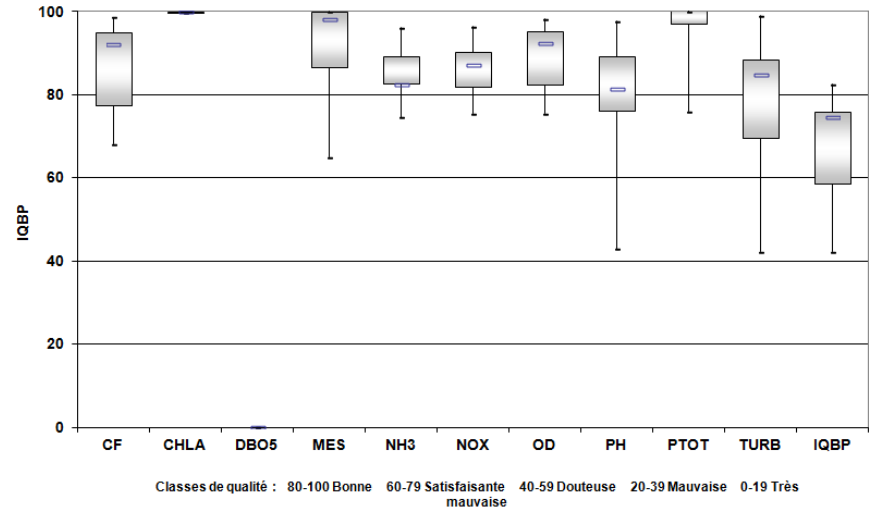


Figure 18 : IQBP avec pH à la station E01 en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	13	12	14	14	14
I_MIN	61	100		57	83	84	52	0	47	21	0
I_Q25	96	100		100	83	95	88	86	101	87	51
MÉDIAN	**103**	**100**		**100**	**83**	**97**	**92**	**92**	**101**	**95**	**83**
I_Q75	106	100		100	91	100	98	95	101	99	86
I_MAX	100	100		100	96	100	100	100	100	100	93

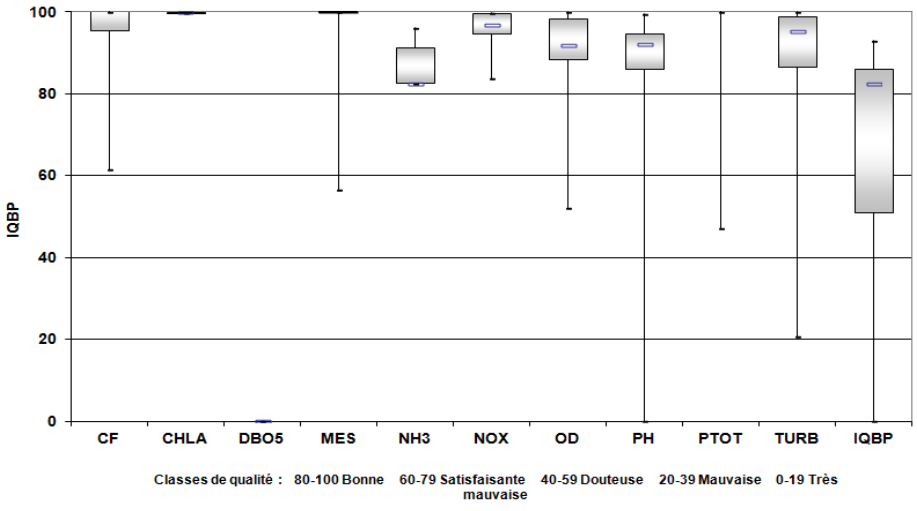


Figure 19 : IQBP avec pH à la station E02 en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	14	12	14	14	14
I_MIN	54	100		57	0	86	40	67	60	28	0
I_Q25	79	100		79	75	88	68	71	91	72	41
MÉDIAN	**91**	**100**		**98**	**79**	**90**	**86**	**77**	**99**	**82**	**69**
I_Q75	96	100		100	83	91	93	84	101	88	72
I_MAX	100	100		100	96	99	99	99	100	92	75

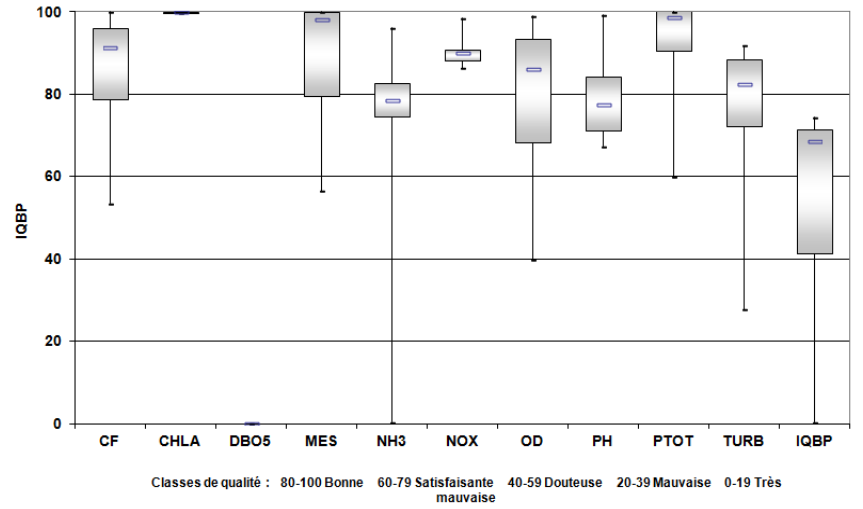


Figure 20 : IQBP avec pH à la station E50 en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	11	11	14	14	14
I_MIN	57	100		27	0	12	34	58	0	36	0
I_Q25	78	100		53	1	30	65	76	0	52	0
MÉDIAN	**85**	**100**		**61**	**13**	**33**	**97**	**81**	**1**	**59**	**1**
I_Q75	93	100		71	51	37	98	82	6	67	2
I_MAX	95	100		100	67	52	100	93	39	74	23

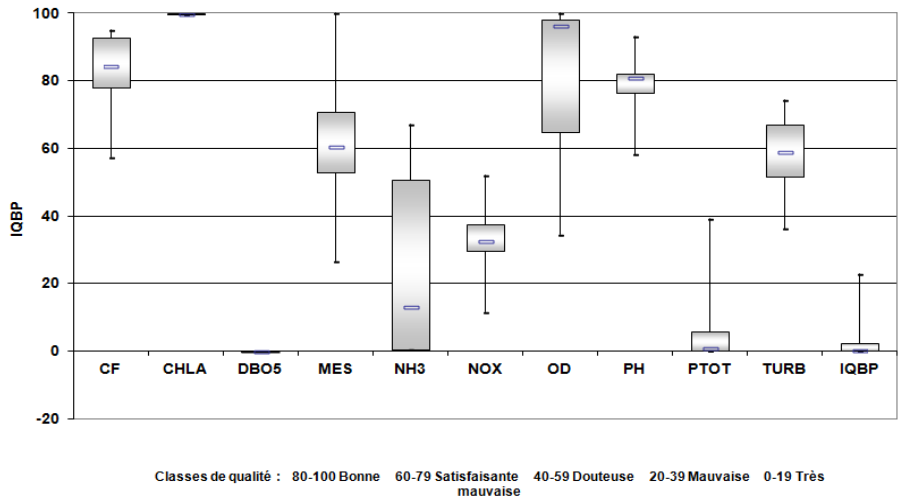


Figure 21 : IQBP avec pH à la station E54 en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	1	1		1	1	1	1		1	1	1
I_MIN	59	98		1	61	84	98		6	1	1
I_Q25	59	98		1	61	84	98		6	1	1
MÉDIAN	**59**	**98**		**1**	**61**	**84**	**98**		**6**	**1**	**1**
I_Q75	59	98		1	61	84	98		6	1	1
I_MAX	59	98		1	61	84	98		6	1	1

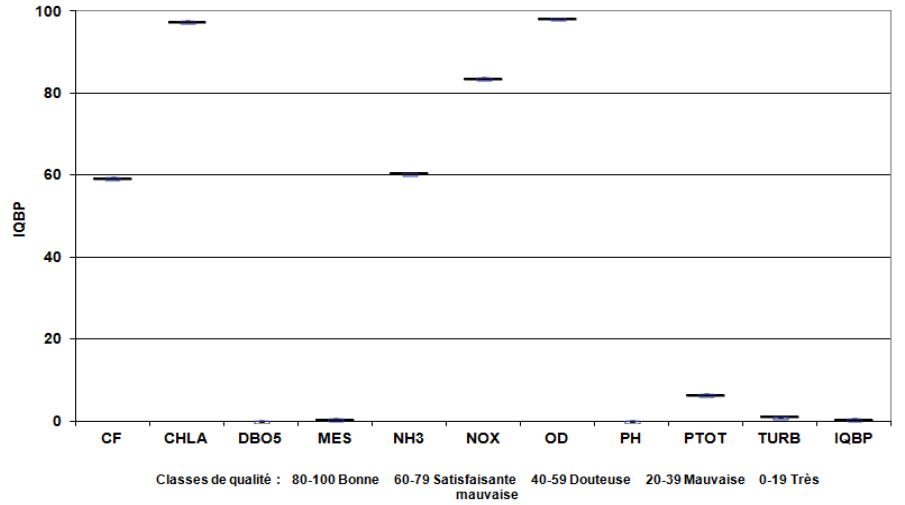


Figure 22 : IQBP avec pH à la station F en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	7	10		9	9	9	10	8	9	10	10
I_MIN	22	100		45	61	33	62	71	101	47	22
I_Q25	75	100		66	83	42	78	91	101	61	39
MÉDIAN	**81**	**100**		**96**	**83**	**42**	**86**	**94**	**101**	**74**	**42**
I_Q75	95	100		98	83	85	89	100	101	88	61
I_MAX	100	100		100	96	91	96	100	100	93	88

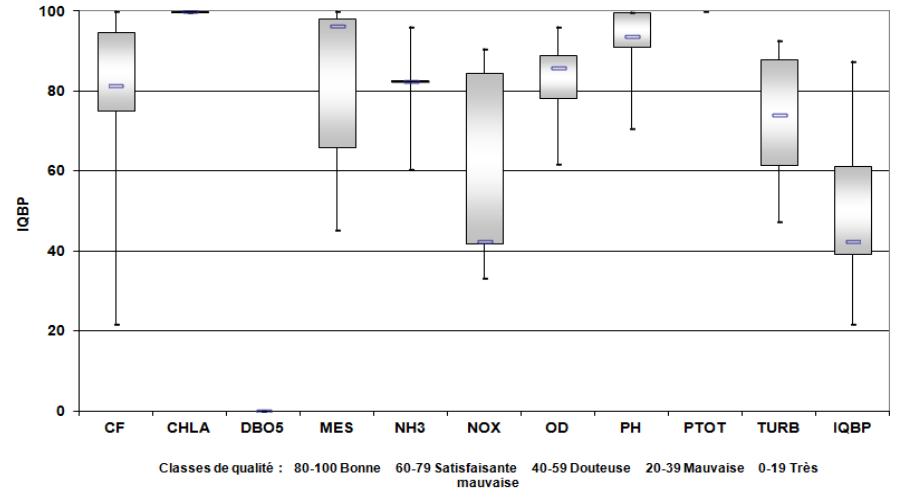


Figure 23 : IQBP avec pH à la station FF en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	3	3		3			3	1	3	3	3
I_MIN	100	100		15			99	85	32	1	1
I_Q25	100	100		35			99	85	37	10	8
MEDIAN	**100**	**100**		**54**			**99**	**85**	**43**	**19**	**15**
I_Q75	105	100		71			99	85	71	36	34
I_MAX	100	100		89			99	85	99	53	53

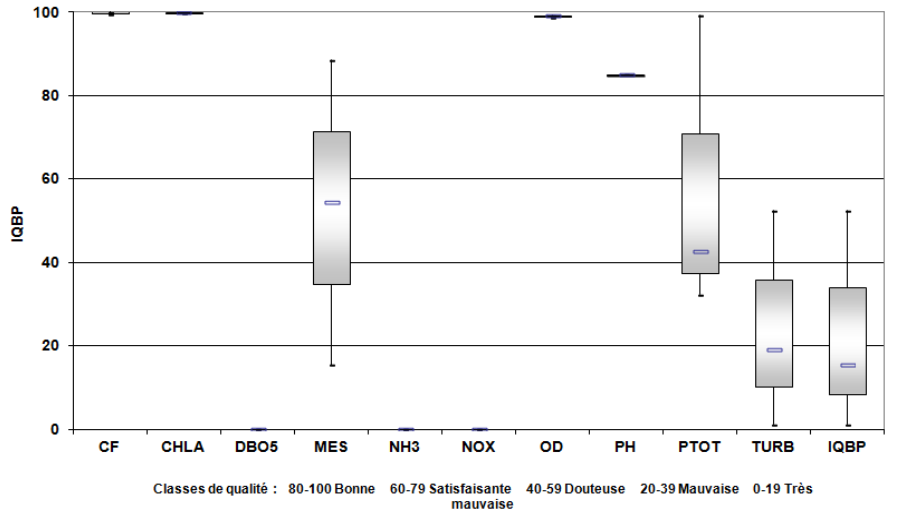


Figure 24 : IQBP avec pH à la station G en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	6	6		6	6	6	6	4	6	6	6
I_MIN	0	56		1	0	56	78	81	0	1	0
I_Q25	81	99		6	75	74	89	91	11	7	0
MÉDIAN	**96**	**100**		**28**	**79**	**84**	**96**	**95**	**45**	**29**	**12**
I_Q75	99	100		42	89	88	97	97	50	37	32
I_MAX	100	100		64	91	90	100	98	71	50	50

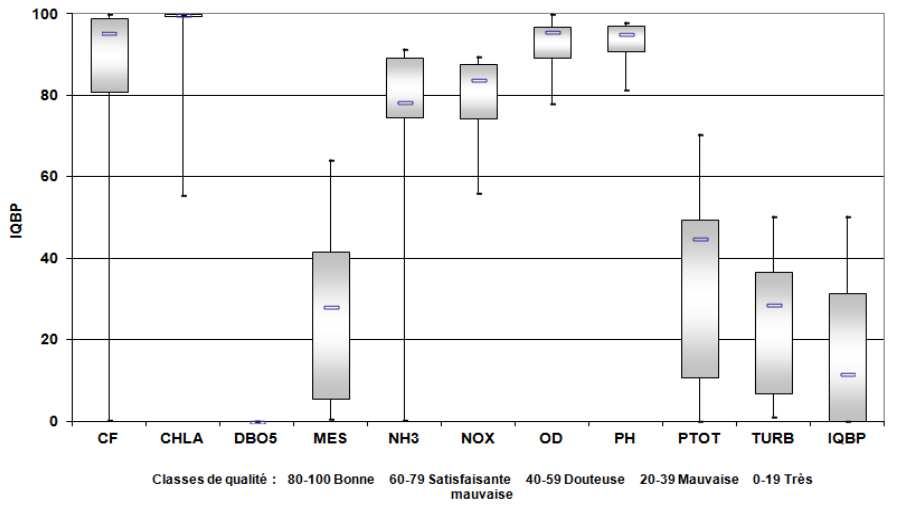


Figure 25 : IQBP avec pH à la station GG en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	12		13	13	13	12	9	13	12	13
I_MIN	54	100		1	26	14	11	59	0	1	0
I_Q25	77	100		66	67	35	78	77	56	6	8
MÉDIAN	**86**	**100**		**85**	**75**	**38**	**90**	**89**	**81**	**71**	**33**
I_Q75	96	100		96	83	80	93	95	85	86	38
I_MAX	100	100		100	91	100	97	97	100	99	49

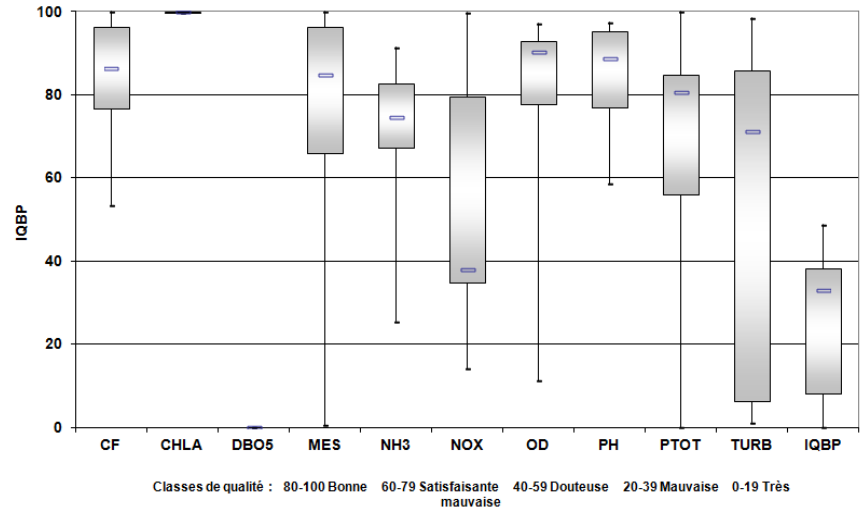


Figure 26 : IQBP avec pH à la station H en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	4	4		4			4	2	4	4	4
I_MIN	69	99		71			94	81	42	82	42
I_Q25	77	99		79			97	86	63	88	63
MÉDIAN	**88**	**100**		**85**			**98**	**90**	**85**	**91**	**71**
I_Q75	97	100		91			98	94	101	92	77
I_MAX	100	100		100			99	99	100	93	93

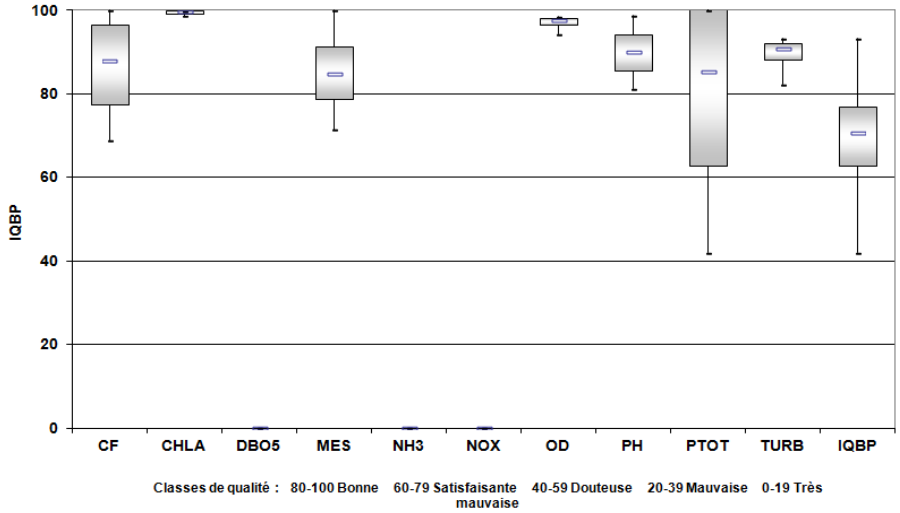


Figure 27 : IQBP avec pH à la station HH en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	9	8		9	9	9	8	6	9	8	9
I_MIN	18	100		48	83	66	43	86	39	15	15
I_Q25	79	100		81	83	76	69	93	69	68	34
MÉDIAN	**100**	**100**		**89**	**83**	**80**	**76**	**94**	**94**	**79**	**63**
I_Q75	103	100		98	83	85	92	97	101	96	80
I_MAX	100	100		100	83	90	99	98	100	100	83

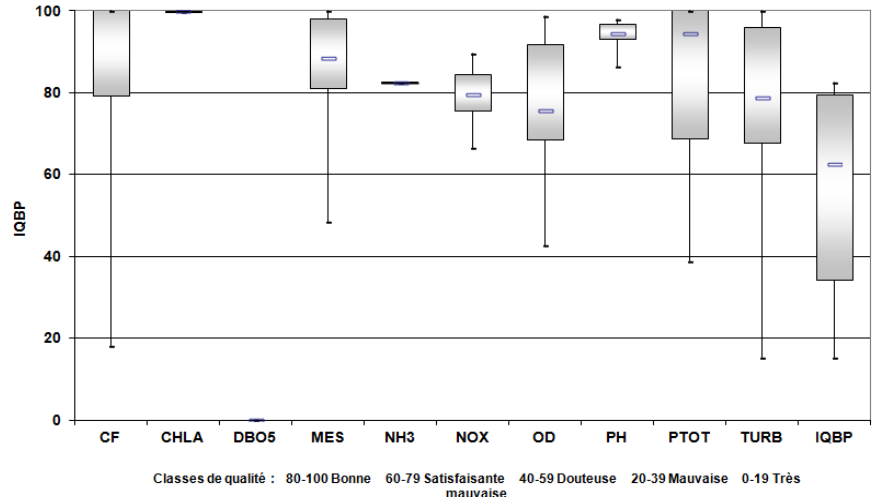


Figure 28 : IQBP avec pH à la station IIB en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	12	11		12	12	12	11	9	12	11	12
I_MIN	85	100		78	55	70	52	85	67	50	50
I_Q25	93	100		94	83	74	80	96	81	70	55
MÉDIAN	**98**	**100**		**97**	**83**	**83**	**90**	**97**	**92**	**86**	**67**
I_Q75	100	100		100	83	95	96	99	98	93	72
I_MAX	100	100		100	96	99	100	100	100	100	83

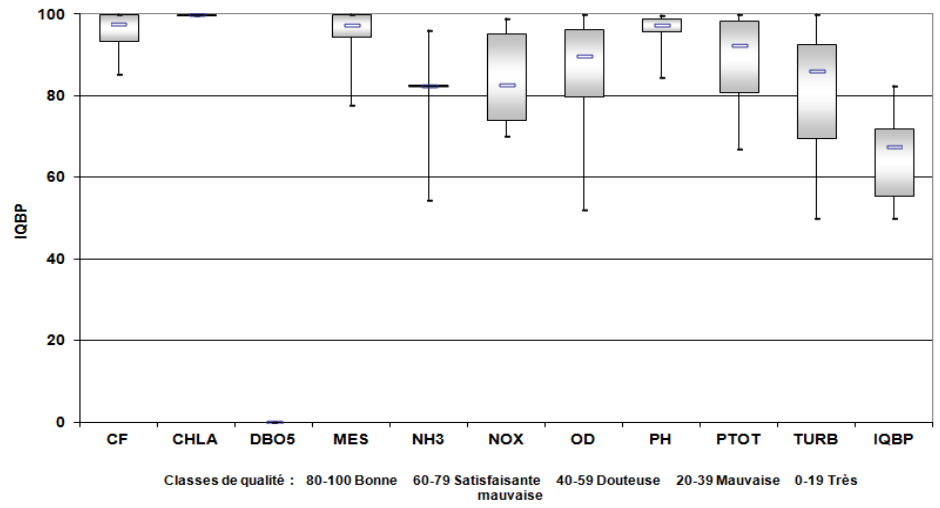


Figure 29 : IQBP avec pH à la station IID en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	11	12		11			12	9	11	12	12
I_MIN	0	100		26			14	82	46	1	0
I_Q25	64	100		37			66	89	58	53	23
MÉDIAN	**92**	**100**		**69**			**80**	**94**	**66**	**62**	**43**
I_Q75	96	100		85			92	95	87	76	63
I_MAX	100	100		100			96	99	100	85	75

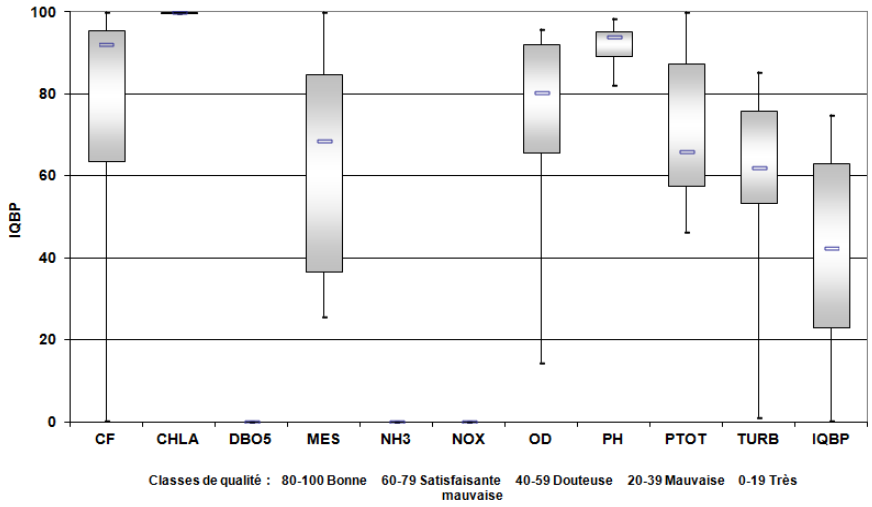


Figure 30 : IQBP avec pH à la station J en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14			14	11	14	14	14
I_MIN	4	100		1			13	71	4	1	1
I_Q25	81	100		82			93	80	91	69	66
MÉDIAN	**93**	**100**		**92**			**94**	**85**	**101**	**82**	**78**
I_Q75	96	100		98			97	97	101	88	84
I_MAX	100	100		100			100	99	100	96	96

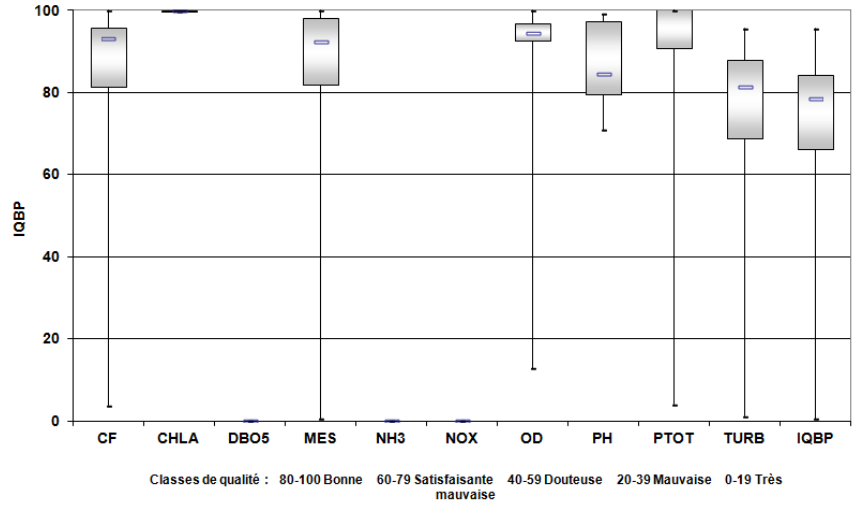


Figure 31 : IQBP avec pH à la station K (E22) en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	11	11		11	11	11	11	9	11	11	11
I_MIN	39	95		78	75	78	38	0	25	61	0
I_Q25	77	99		93	83	96	61	27	77	87	26
MÉDIAN	**96**	**100**		**100**	**83**	**98**	**68**	**47**	**84**	**91**	**41**
I_Q75	99	100		100	83	99	74	74	98	96	64
I_MAX	100	100		100	91	100	90	90	100	99	83

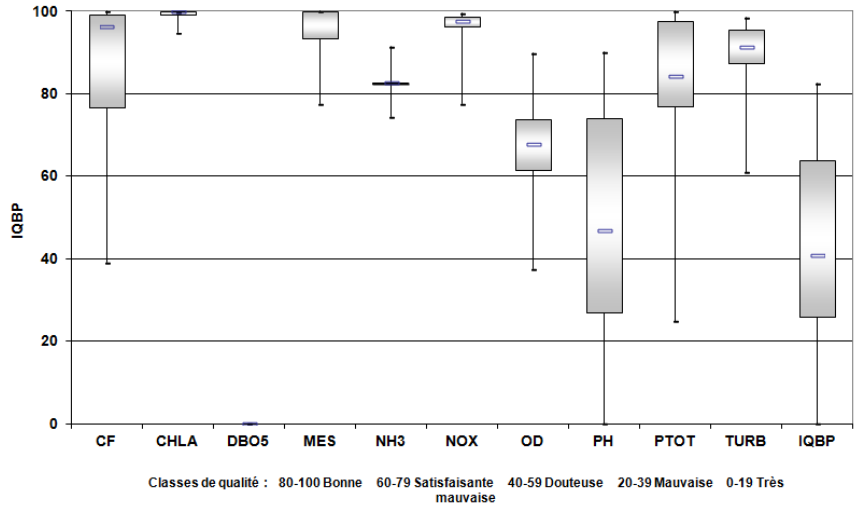


Figure 32 : IQBP avec pH à la station KK en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	13		13	13	13	13	11	13	13	13
I_MIN	73	100		46	0	69	85	0	79	48	0
I_Q25	84	100		78	75	74	88	90	101	79	48
MÉDIAN	**93**	**100**		**89**	**83**	**77**	**92**	**96**	**101**	**87**	**73**
I_Q75	96	100		100	83	82	97	99	101	97	76
I_MAX	100	100		100	96	96	98	100	100	100	83

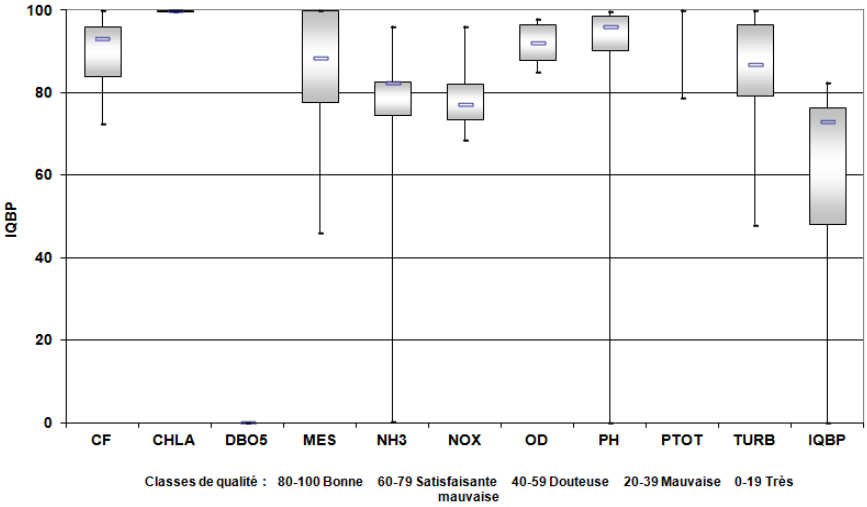


Figure 33 : IQBP avec pH à la station L en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	11	11		11	11	11	11	9	11	11	11
I_MIN	15	100		27	61	84	45	25	28	32	15
I_Q25	49	100		73	83	97	58	39	71	76	37
MÉDIAN	**66**	**100**		**98**	**83**	**98**	**76**	**64**	**76**	**86**	**45**
I_Q75	84	100		100	83	99	81	80	84	88	61
I_MAX	100	100		100	96	100	100	98	100	98	76

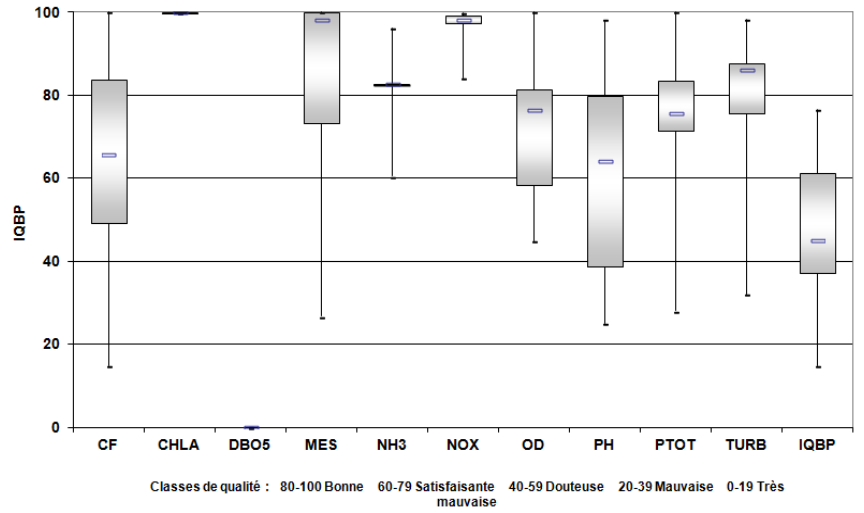


Figure 34 : IQBP avec pH à la station LL en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	14	12	14	14	14
I_MIN	6	100		69	49	90	79	57	54	28	6
I_Q25	49	100		78	75	91	87	86	72	50	33
MÉDIAN	**76**	**100**		**92**	**75**	**91**	**93**	**91**	**85**	**57**	**52**
I_Q75	85	100		96	83	93	95	95	101	64	63
I_MAX	93	100		100	91	100	100	99	100	77	77

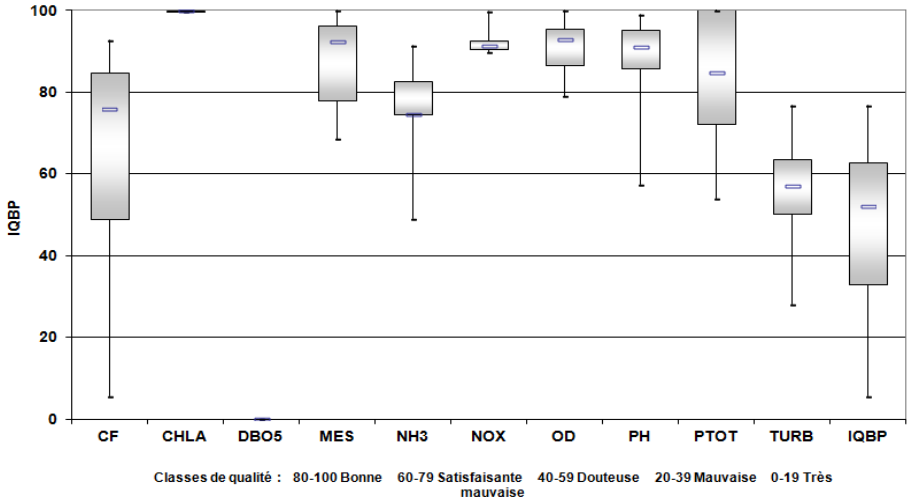


Figure 35 : IQBP avec pH à la station M en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	8	8		8			8	6	8	8	8
I_MIN	71	100		62			10	69	81	14	10
I_Q25	92	100		81			15	73	90	57	13
MÉDIAN	**98**	**100**		**87**			**20**	**79**	**101**	**71**	**19**
I_Q75	104	100		92			28	83	101	83	28
I_MAX	100	100		98			94	99	100	93	67

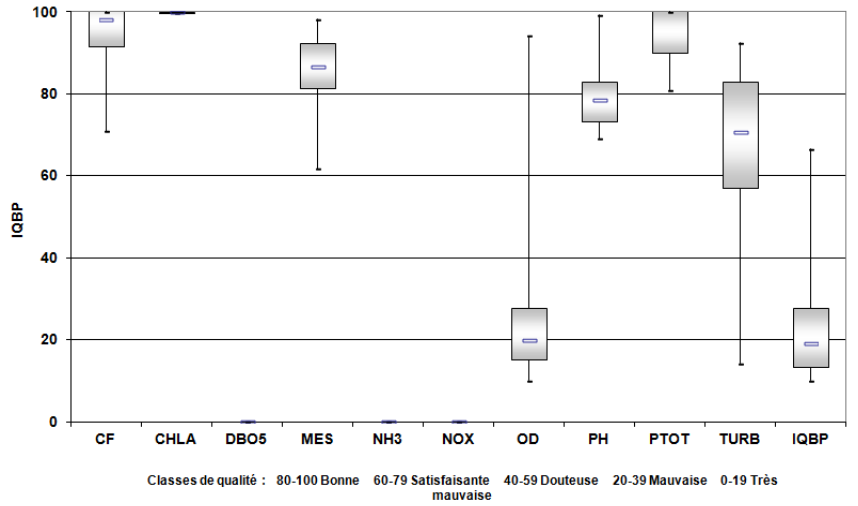


Figure 36 : IQBP avec pH à la station MM en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	8	8		8	8	8	8	6	8	8	8
I_MIN	71	100		14	75	88	45	54	28	15	14
I_Q25	83	100		63	83	92	66	89	50	32	31
MÉDIAN	**94**	**100**		**75**	**83**	**95**	**78**	**94**	**61**	**57**	**45**
I_Q75	100	100		88	86	98	89	97	70	64	53
I_MAX	100	100		98	96	100	100	99	71	83	71

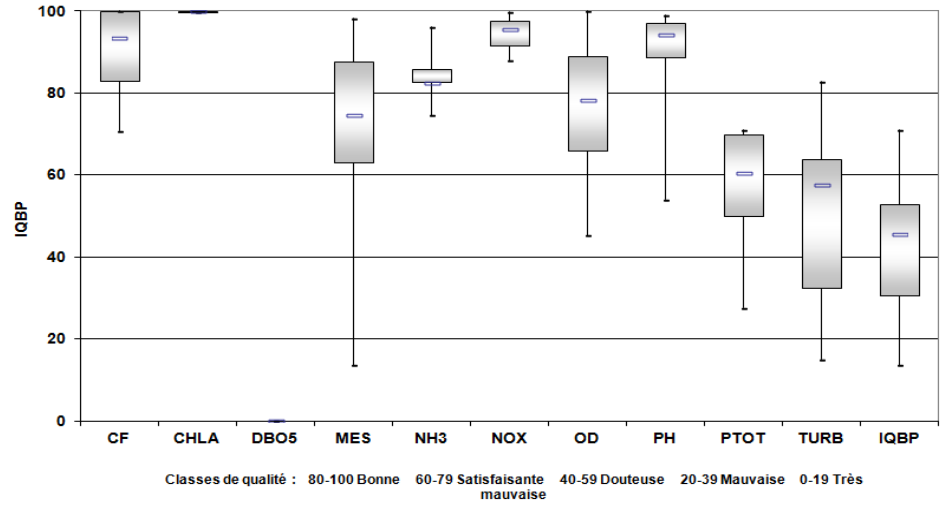


Figure 37 : IQBP avec pH à la station N en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	8	10		10	10	10	10	8	10	10	10
I_MIN	11	87		52	0	91	21	54	19	71	0
I_Q25	62	99		85	83	96	39	76	56	76	25
MÉDIAN	**91**	**100**		**90**	**83**	**97**	**59**	**89**	**69**	**83**	**42**
I_Q75	101	100		95	83	97	83	93	82	86	61
I_MAX	100	100		100	91	100	93	100	100	96	82

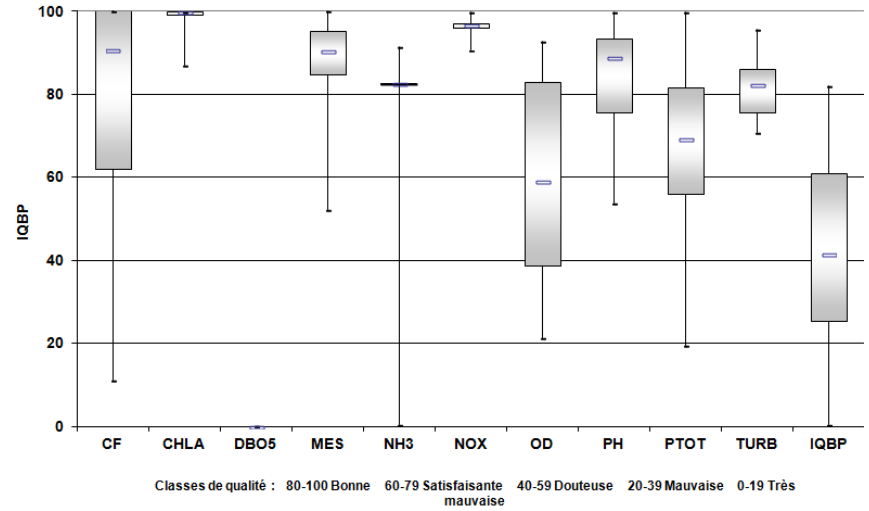


Figure 38 : IQBP avec pH à la station NN en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	5	5		5	5	5	5	4	5	5	5
I_MIN	75	100		33	75	93	62	69	41	17	17
I_Q25	82	100		38	75	93	64	88	42	20	20
MÉDIAN	**87**	**100**		**62**	**83**	**95**	**82**	**96**	**53**	**38**	**38**
I_Q75	94	100		63	83	98	84	98	72	55	42
I_MAX	100	100		85	91	100	87	99	77	75	53

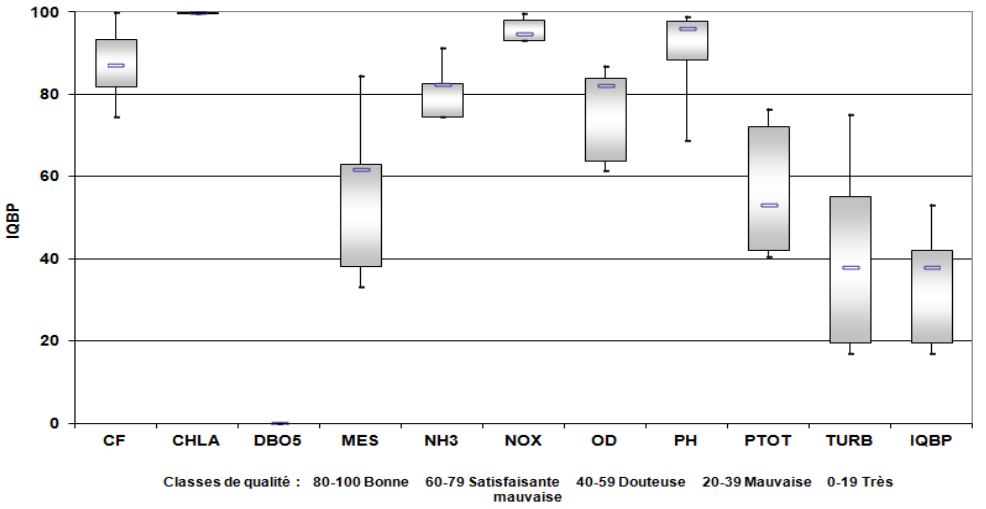


Figure 39 : IQBP avec pH à la station O en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14	14	14	14	12	13	14	14
I_MIN	37	100		1	75	68	62	78	23	1	1
I_Q25	72	100		68	75	81	83	80	60	44	39
MÉDIAN	**84**	**100**		**83**	**83**	**91**	**90**	**83**	**75**	**63**	**55**
I_Q75	94	100		96	83	92	98	94	92	75	67
I_MAX	100	100		100	96	96	100	99	100	90	76

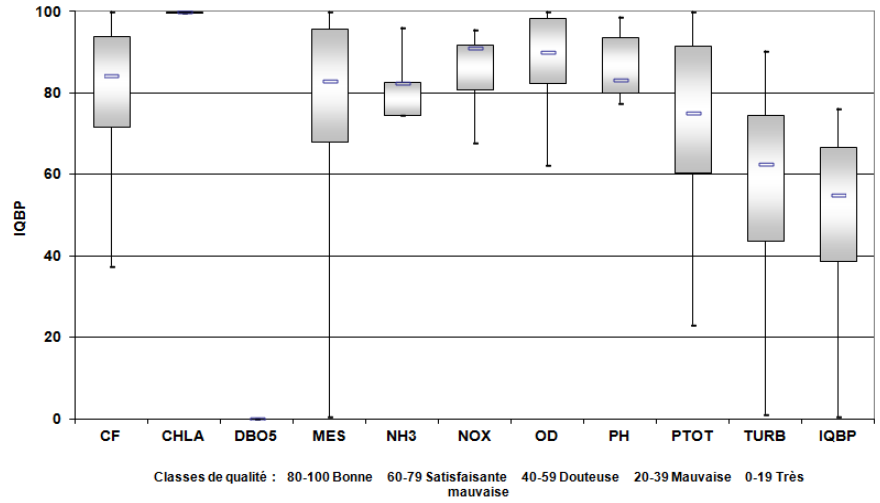


Figure 40 : IQBP avec pH à la station OO en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14			14	12	14	14	14
I_MIN	82	100		40			88	67	54	59	40
I_Q25	96	100		83			94	84	101	94	75
MÉDIAN	**98**	**100**		**98**			**96**	**95**	**101**	**99**	**82**
I_Q75	104	100		100			97	97	101	101	91
I_MAX	100	100		100			98	99	100	100	96

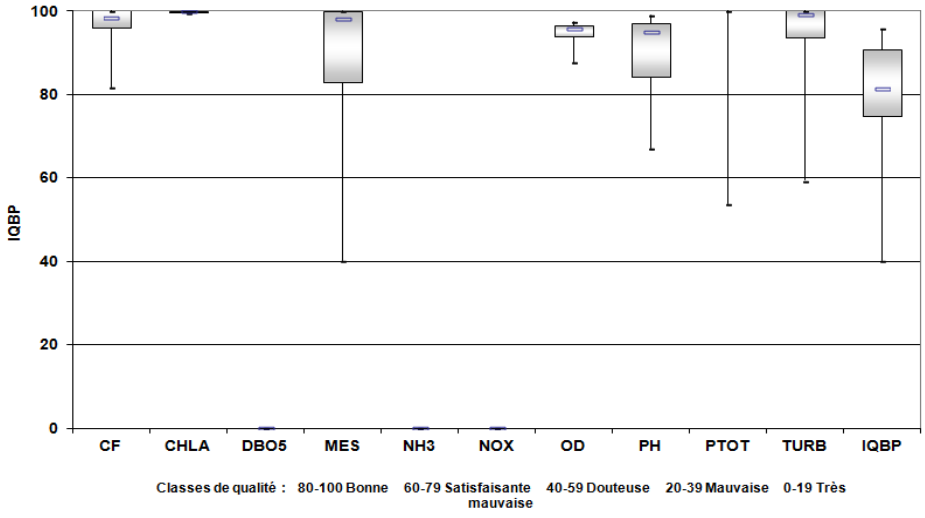


Figure 41 : IQBP avec pH à la station P en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	9	9		9	9	9	9	7	9	9	9
I_MIN	0	0		52	83	29	76	78	62	1	0
I_Q25	41	95		81	83	35	86	89	76	35	22
MÉDIAN	**100**	**100**		**85**	**83**	**39**	**87**	**91**	**85**	**54**	**32**
I_Q75	101	100		89	83	50	90	94	88	61	39
I_MAX	100	100		92	91	100	95	98	100	76	50

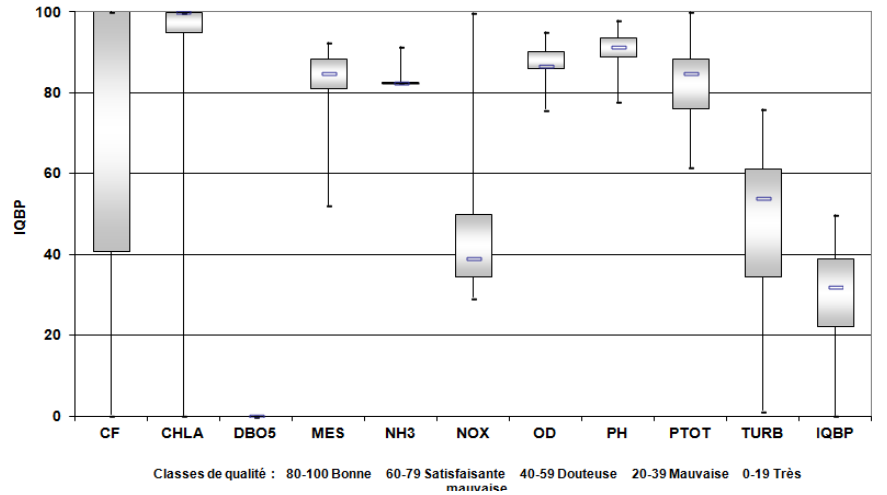


Figure 42 : IQBP avec pH à la station PP en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	11	11		11			11	9	11	11	11
I_MIN	83	100		89			93	58	78	79	58
I_Q25	98	100		95			95	95	101	91	87
MÉDIAN	**100**	**100**		**100**			**97**	**96**	**101**	**95**	**94**
I_Q75	112	100		100			99	99	101	97	95
I_MAX	100	100		100			100	99	100	100	96

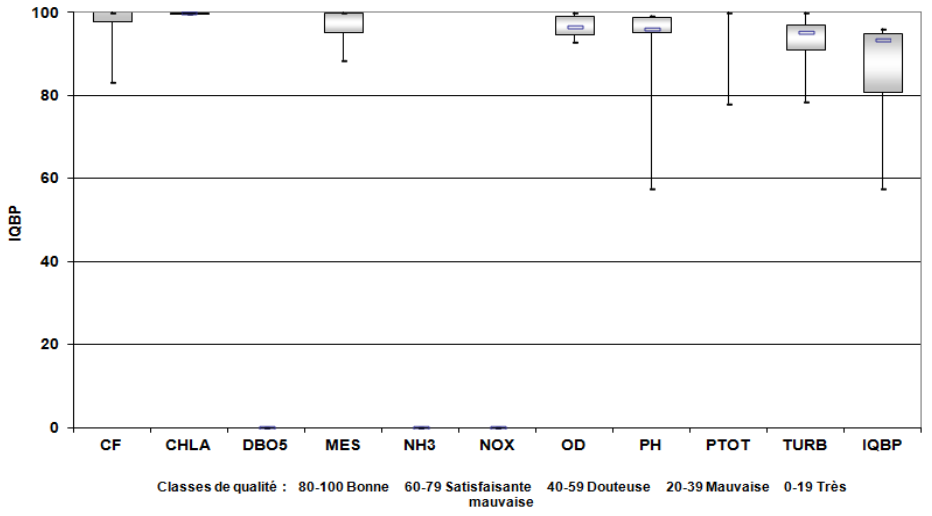


Figure 43 : IQBP avec pH à la station Q en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	9	9		9			9	7	9	9	9
I_MIN	69	100		67			94	75	87	69	67
I_Q25	93	100		92			96	98	91	88	69
MÉDIAN	**100**	**100**		**98**			**98**	**99**	**92**	**93**	**81**
I_Q75	100	100		100			99	100	101	97	88
I_MAX	100	100		100			100	100	100	100	97

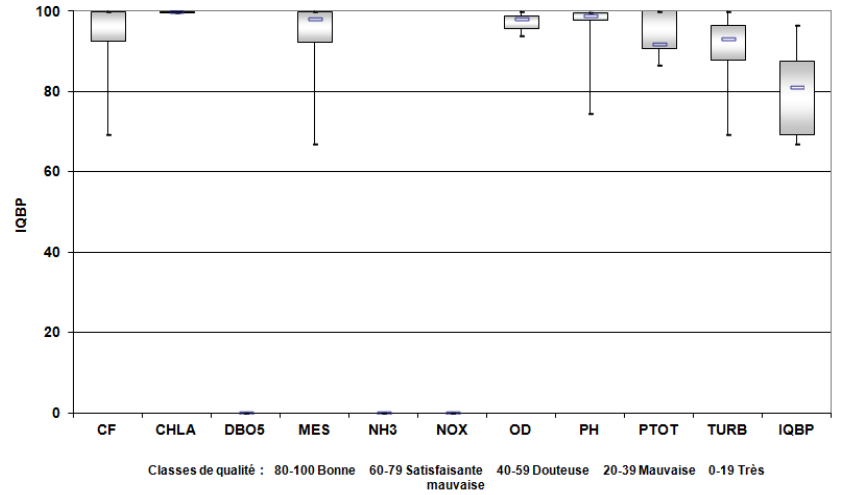


Figure 44 : IQBP avec pH à la station R en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	12	12		12	12	12	12	10	12	12	12
I_MIN	79	100		27	0	39	96	76	34	1	0
I_Q25	95	100		83	75	53	98	96	97	90	51
MÉDIAN	**100**	**100**		**95**	**83**	**61**	**98**	**98**	**101**	**95**	**61**
I_Q75	103	100		100	83	78	99	99	101	96	75
I_MAX	100	100		100	96	81	100	100	100	100	81

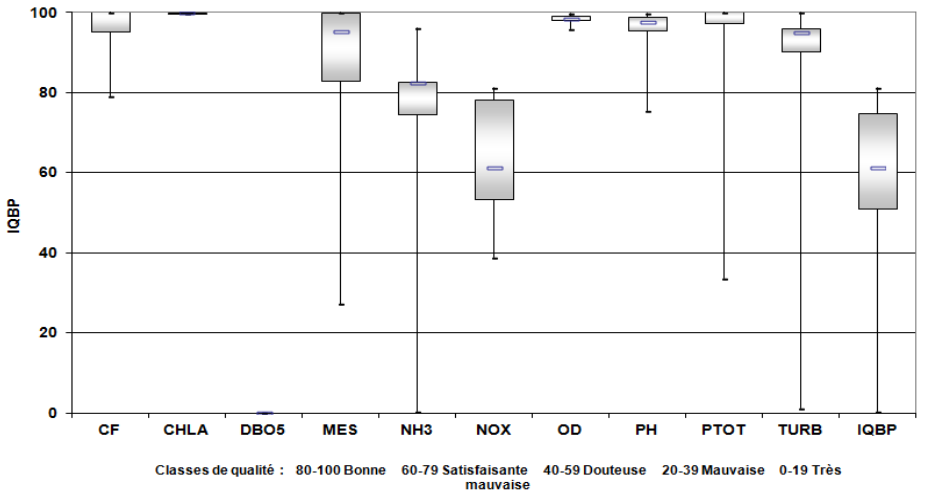


Figure 45 : IQBP avec pH à la station S en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	11	11		11	11	11	11	9	11	11	11
I_MIN	93	100		98	75	82	82	67	85	95	67
I_Q25	94	100		100	83	91	91	93	101	98	82
MÉDIAN	**100**	**100**		**100**	**83**	**93**	**92**	**96**	**101**	**99**	**83**
I_Q75	100	100		100	87	95	96	99	101	100	83
I_MAX	100	100		100	96	100	100	100	100	100	90

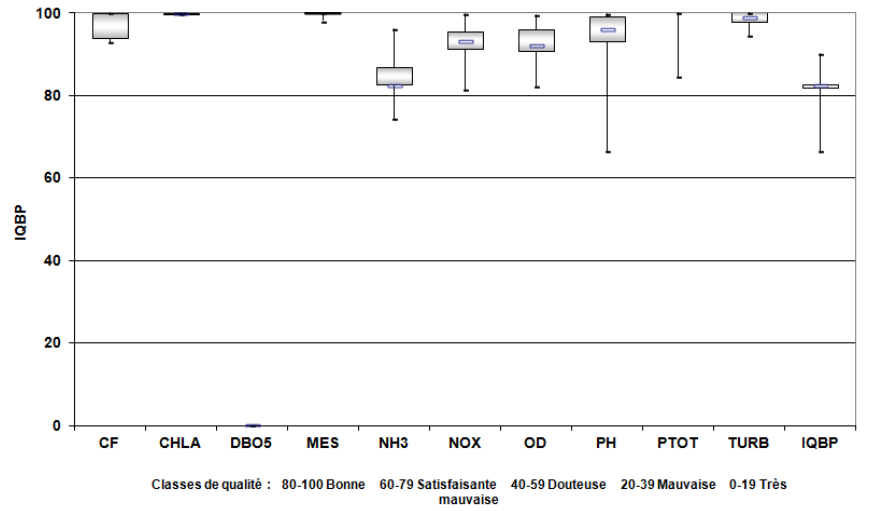


Figure 46 : IQBP avec pH à la station T en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	12	12		12			12	10	12	12	12
I_MIN	76	100		30			91	68	31	14	14
I_Q25	88	100		92			97	96	59	84	59
MÉDIAN	**96**	**100**		**100**			**97**	**98**	**75**	**91**	**65**
I_Q75	100	100		100			98	99	84	98	81
I_MAX	100	100		100			100	100	100	100	86

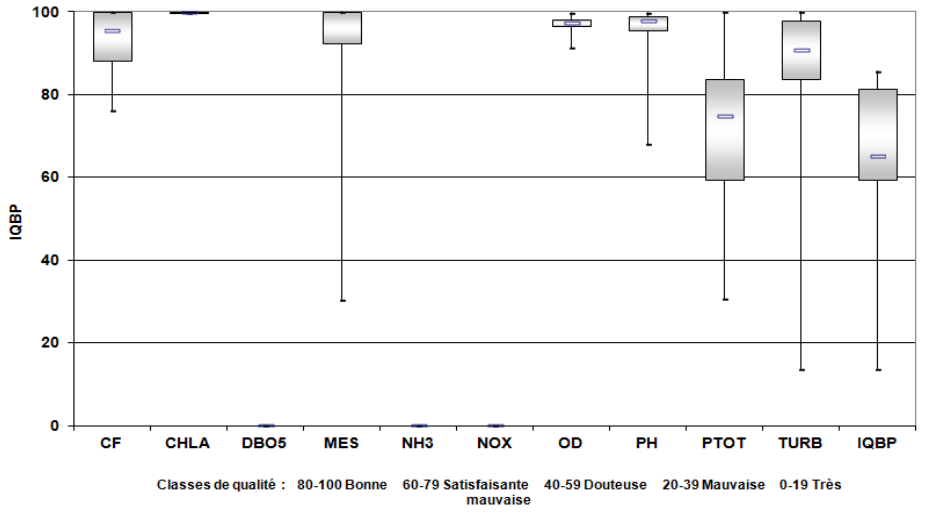


Figure 47 : IQBP avec pH à la station U en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	13	13		13			13	10	13	13	13
I_MIN	68	100		31			86	49	80	46	31
I_Q25	94	100		98			95	65	101	72	51
MÉDIAN	**96**	**100**		**100**			**97**	**72**	**101**	**98**	**71**
I_Q75	101	100		100			98	84	101	100	85
I_MAX	100	100		100			100	96	100	100	98

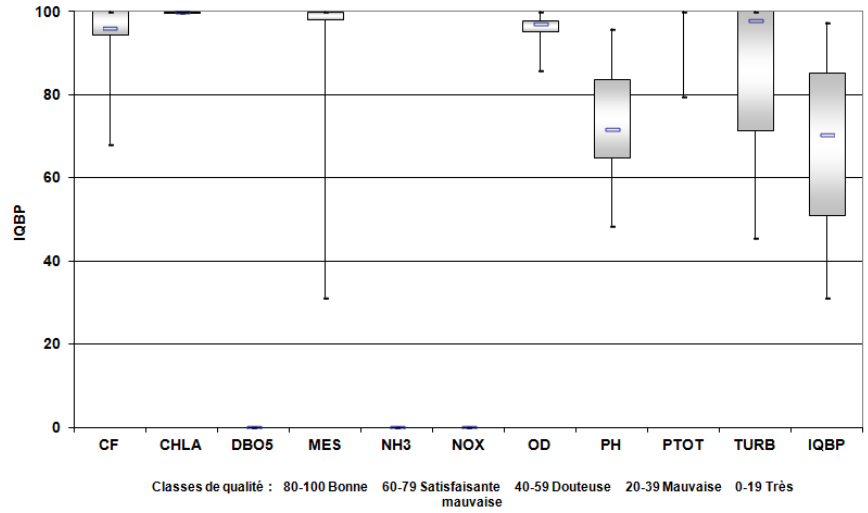


Figure 48 : IQBP avec pH à la station W en 2012.

	CF	CHLA	DBO5	MES	NH3	NOX	OD	PH	PTOT	TURB	IQBP
N	14	14		14			14	12	14	14	14
I_MIN	39	100		1			93	65	28	26	1
I_Q25	98	100		92			96	80	96	84	71
MÉDIAN	**100**	**100**		**94**			**96**	**91**	**101**	**99**	**81**
I_Q75	100	100		98			97	96	101	101	92
I_MAX	100	100		100			99	99	100	100	97

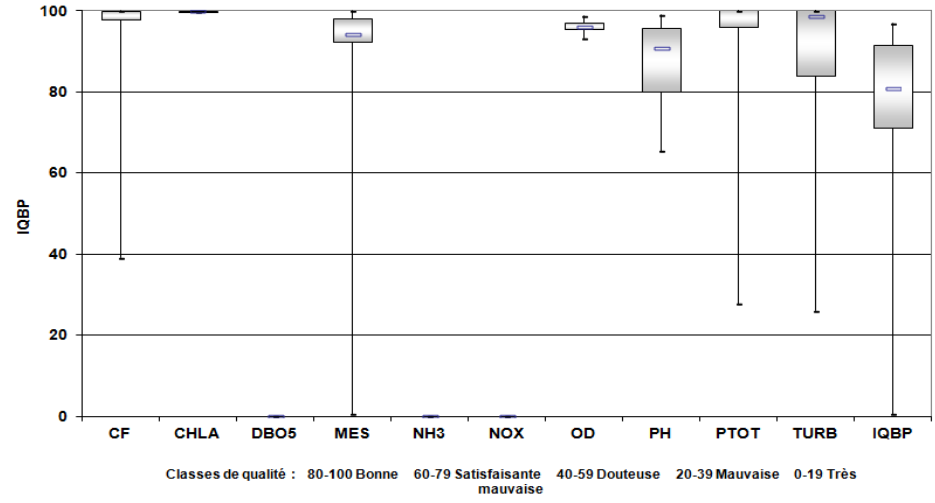


Figure 49 : IQBP avec pH à la station Z en 2012.

Annexe 4. Boites à moustache pour les stations du bassin nord

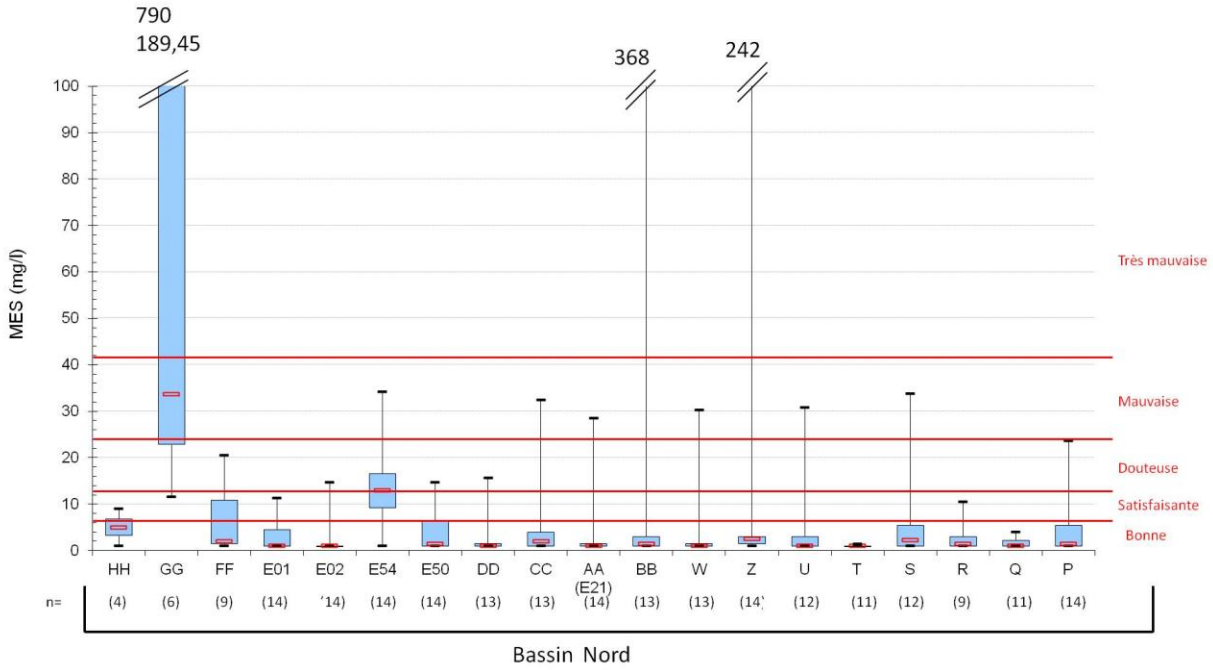


Figure 50 : Distribution des valeurs de MES (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

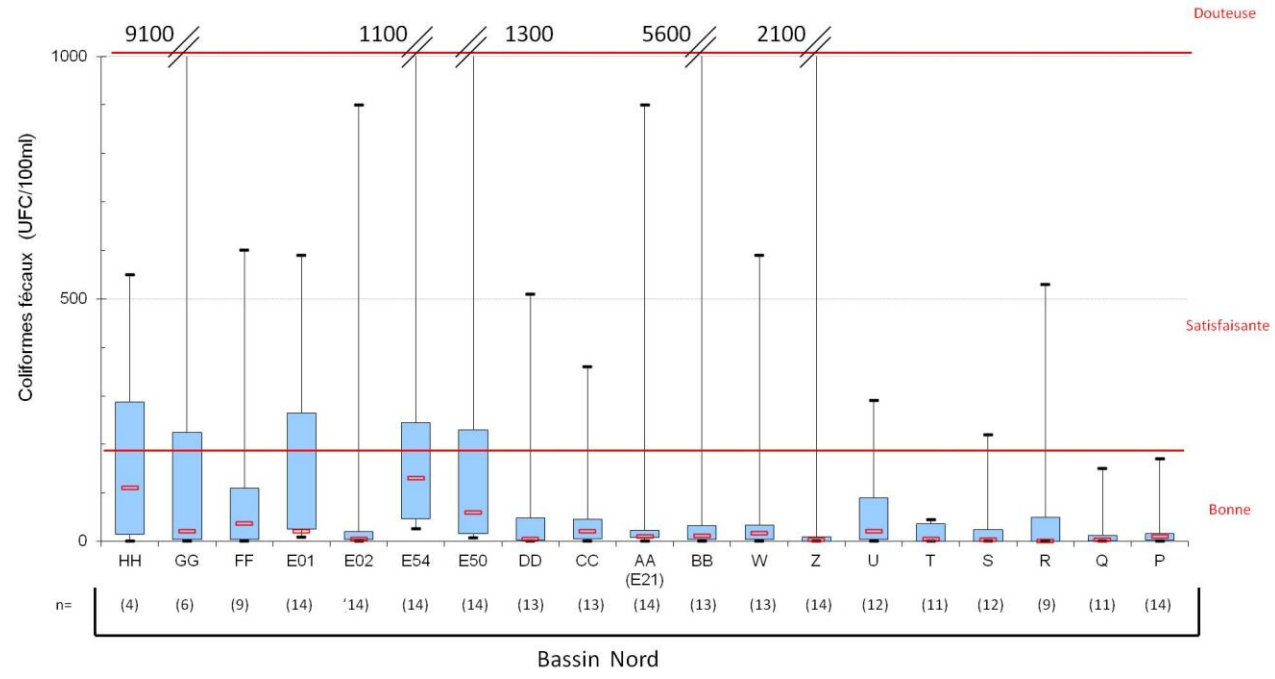


Figure 51 : Distribution des valeurs de CF (UFC/100 ml) pour les stations situées dans le bassin nord.

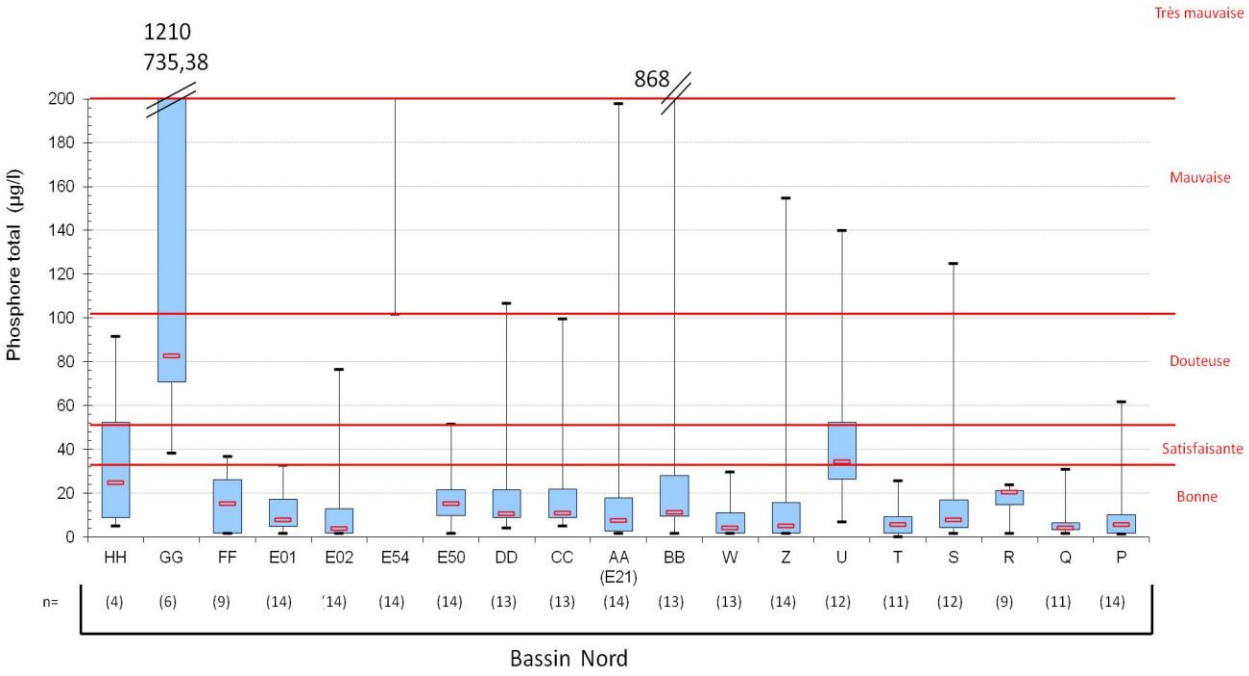


Figure 52 : Distribution des valeurs de PT (µg/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

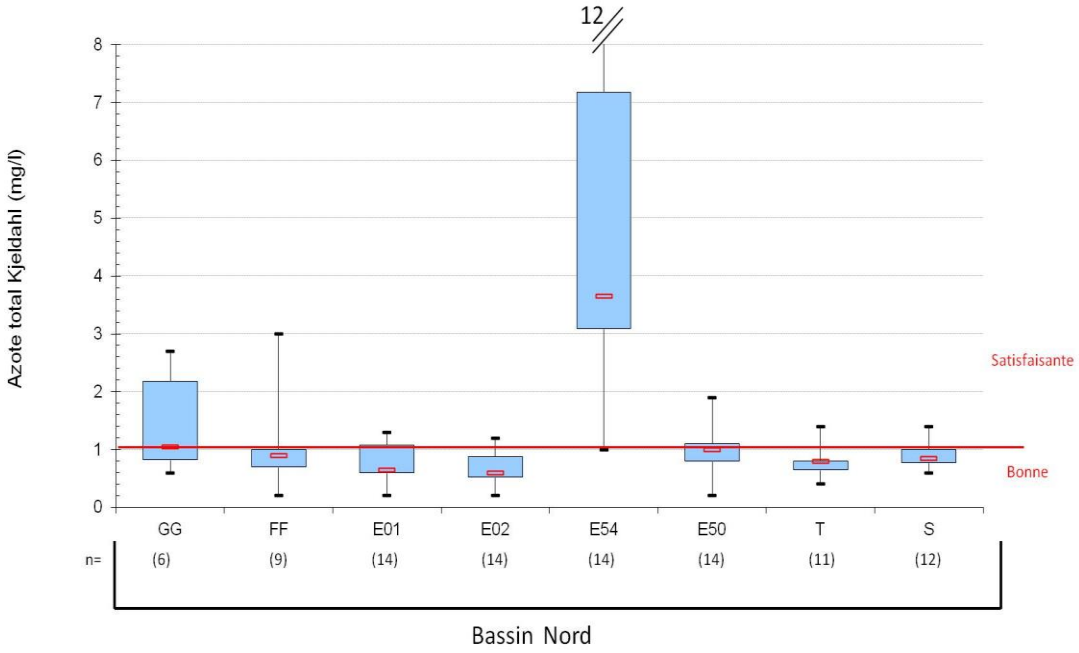


Figure 53 : Distribution des valeurs de NTK (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

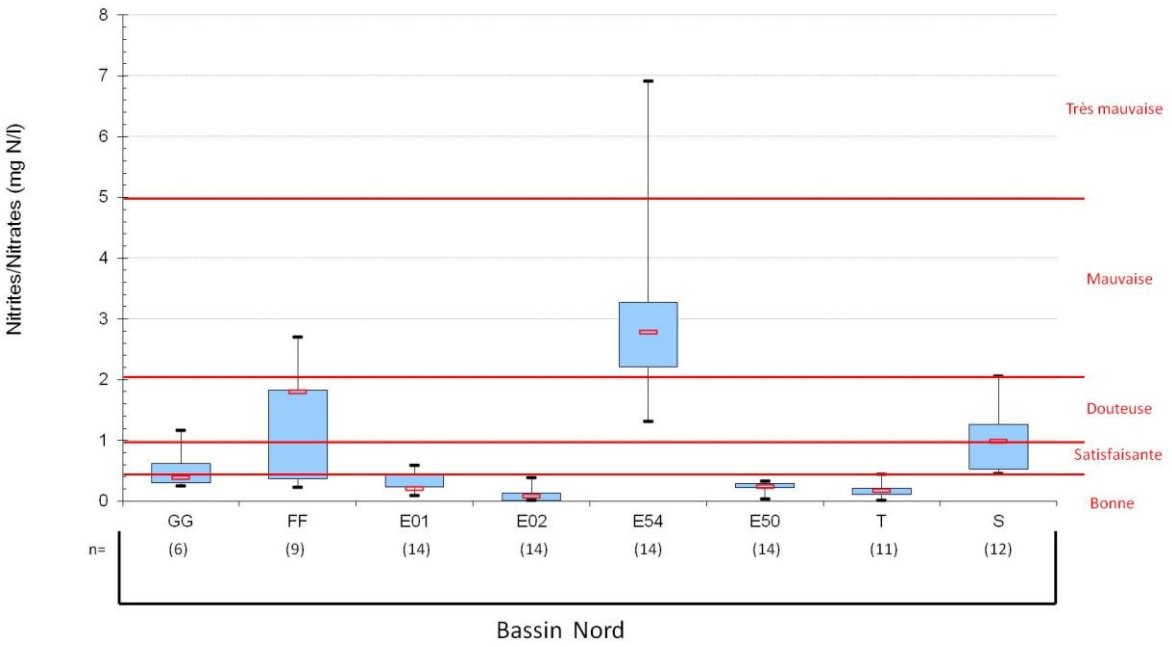


Figure 54 : Distribution des valeurs de nitrites/nitrates (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

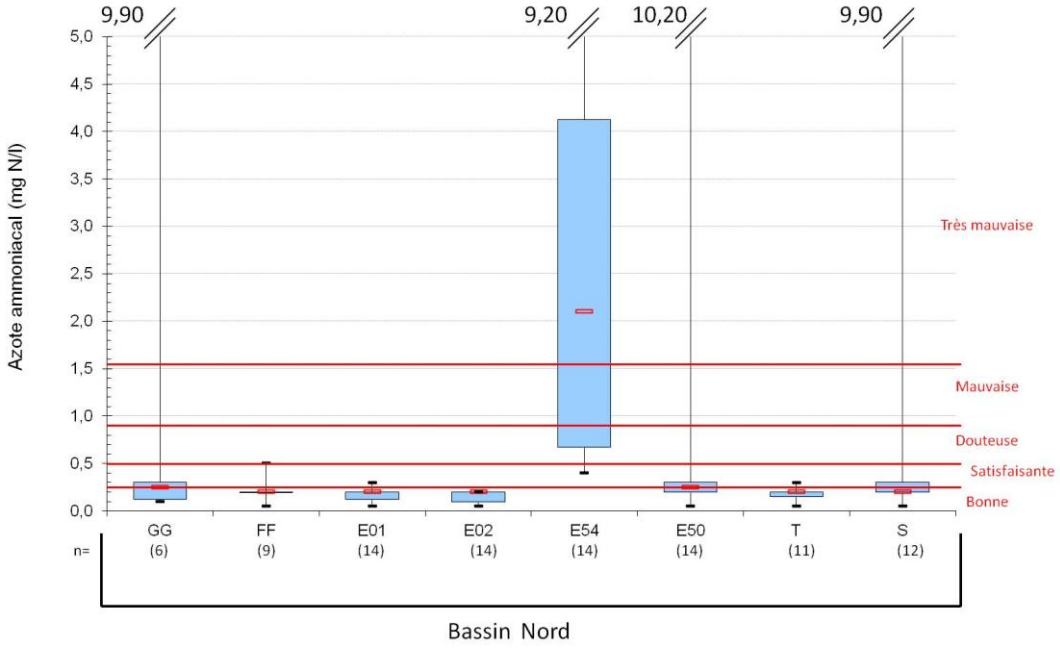


Figure 55 : Distribution des valeurs d'azote ammoniacal (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

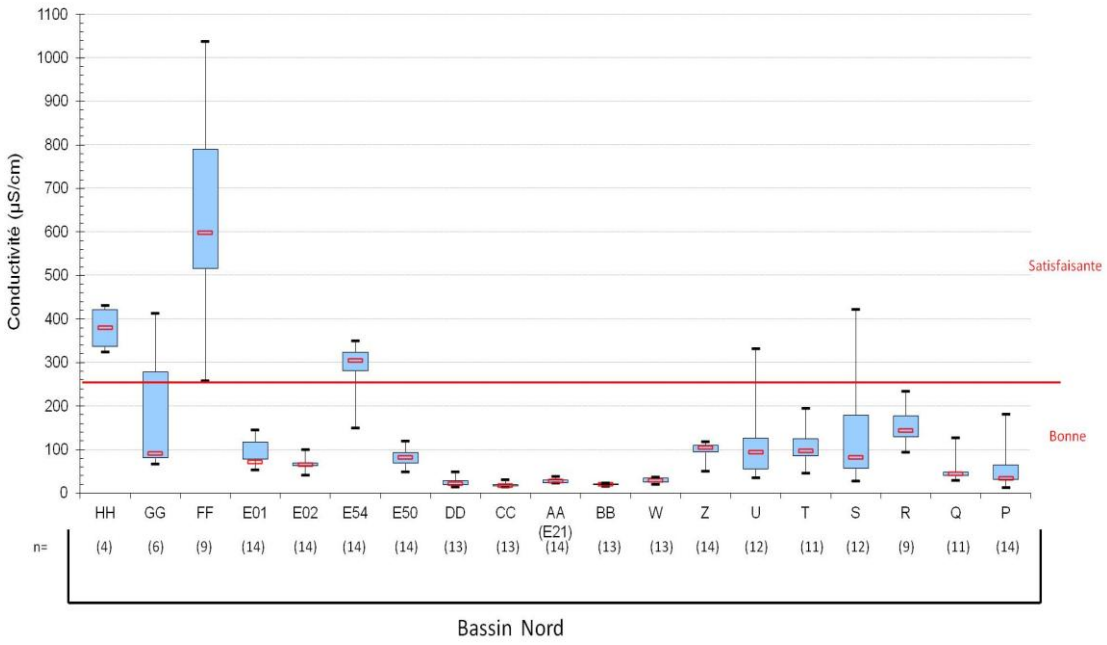


Figure 56 : Distribution des valeurs de conductivité (µS/cm) pour les stations situées dans le bassin nord.

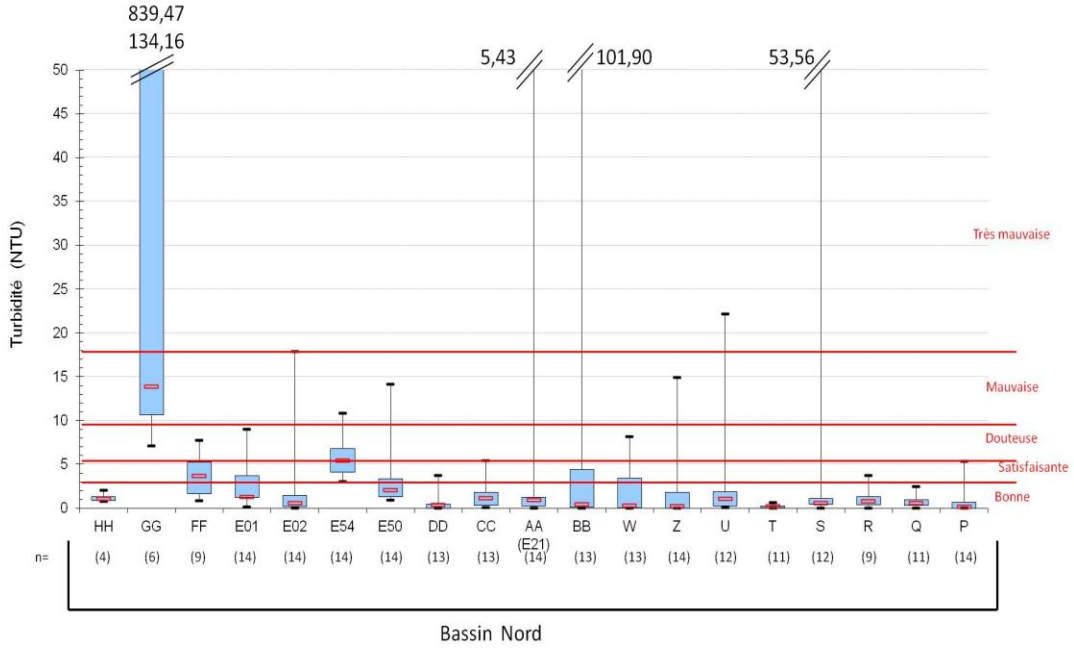


Figure 57 : Distribution des valeurs de turbidité (NTU) pour les stations situées dans le bassin nord.

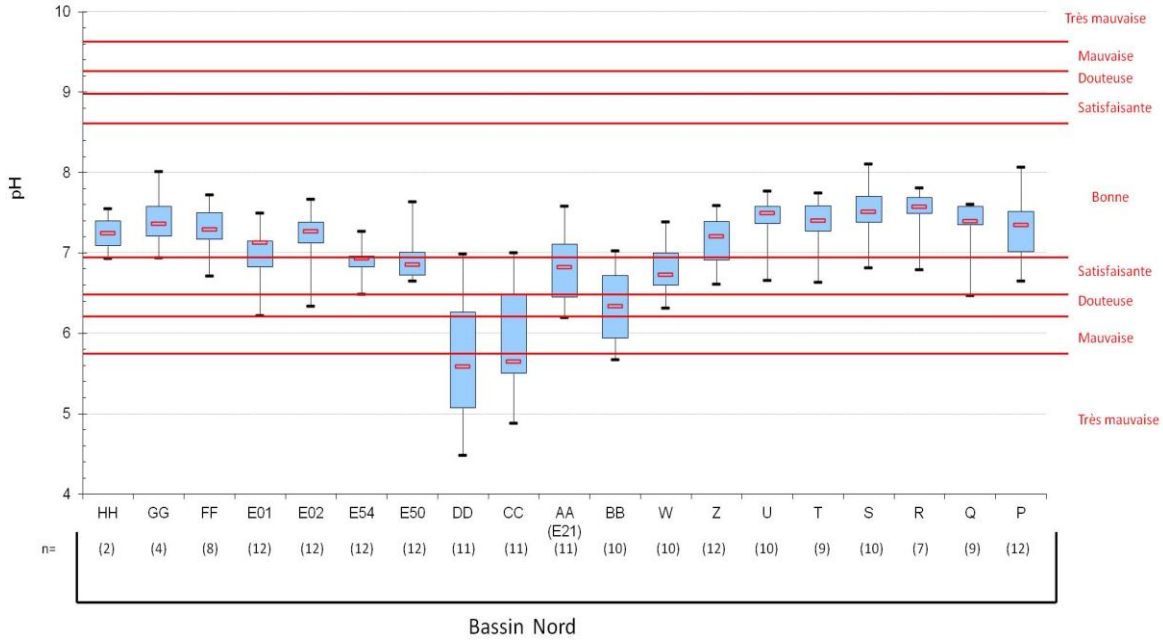


Figure 58 : Distribution des valeurs de pH pour les stations situées dans le bassin nord

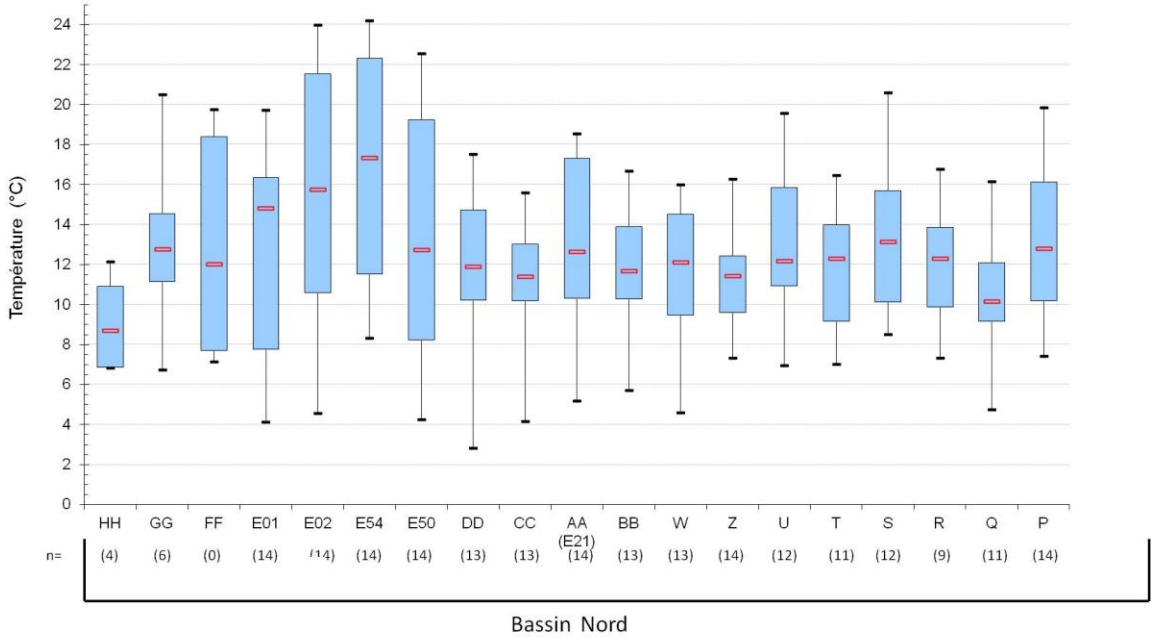


Figure 59 : Distribution des valeurs de température (°C) pour les stations situées dans le bassin nord.

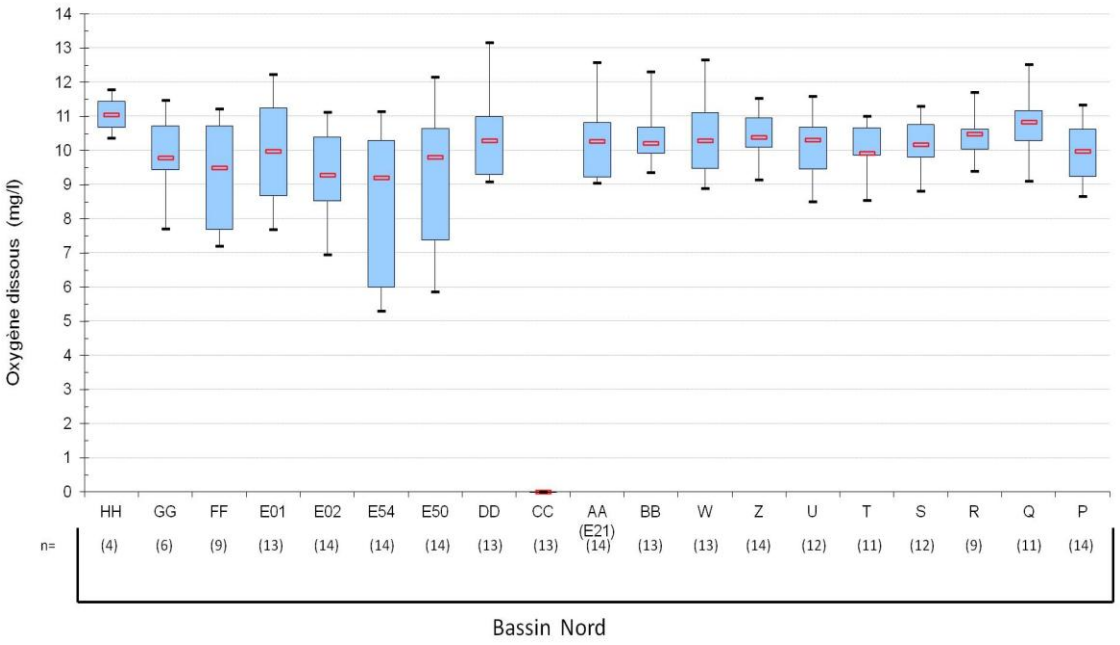


Figure 60 : Distribution des valeurs d'OD (mg/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

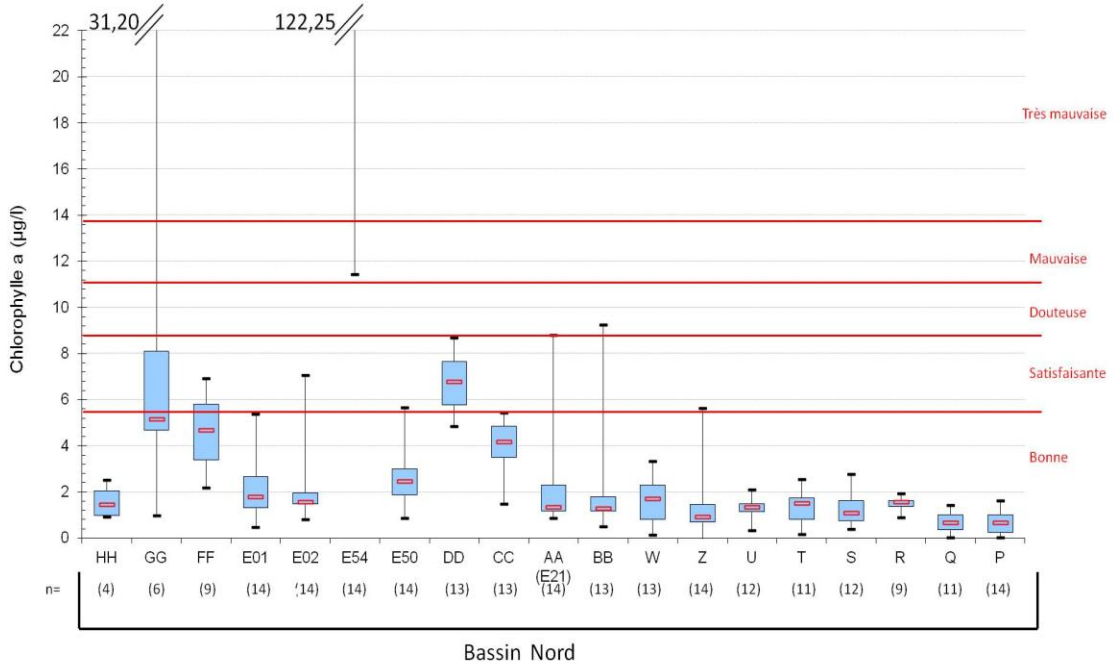


Figure 61 : Distribution des valeurs de chlorophylle *a* (µg/l) pour les stations situées dans le bassin nord.

Annexe 5. Boites à moustache pour les stations du bassin sud

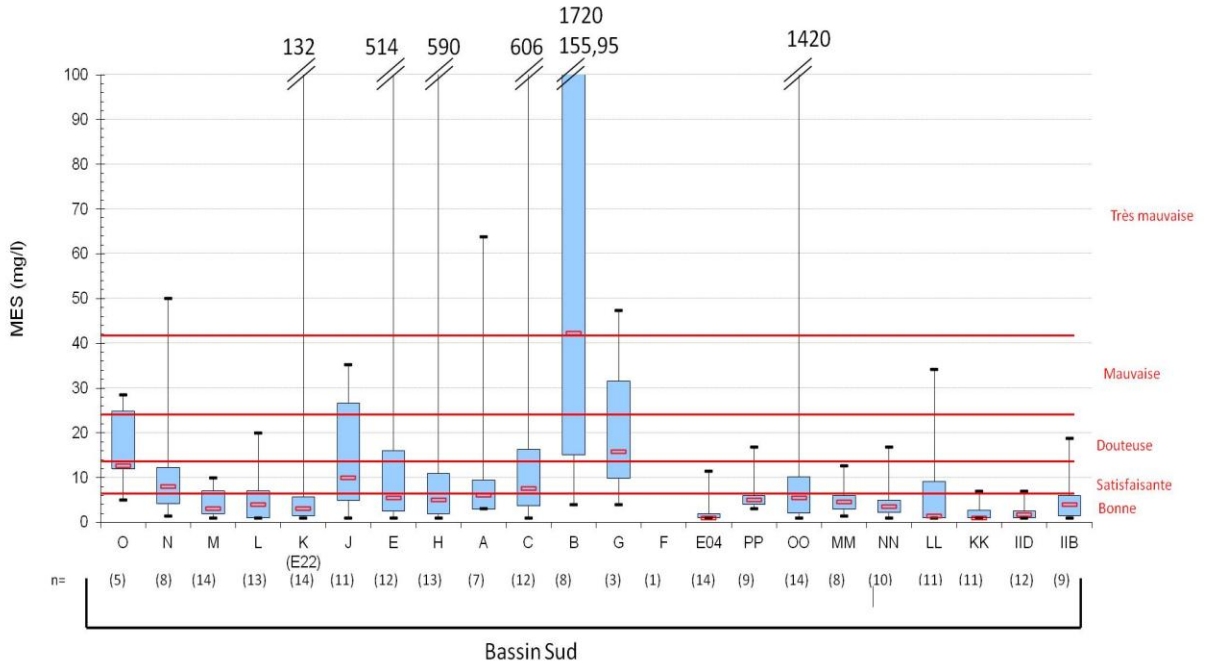


Figure 62 : Distribution des valeurs de MES (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

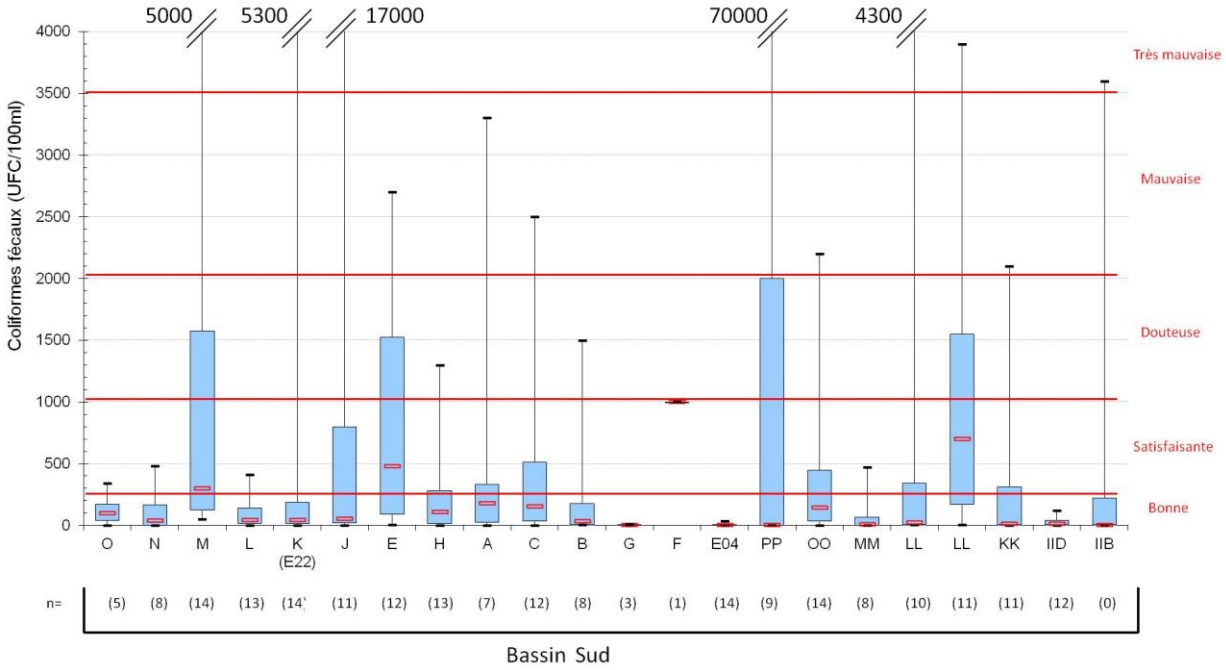


Figure 63 : Distribution des valeurs de CF (UFC/100 ml) pour les stations situées dans le bassin sud.

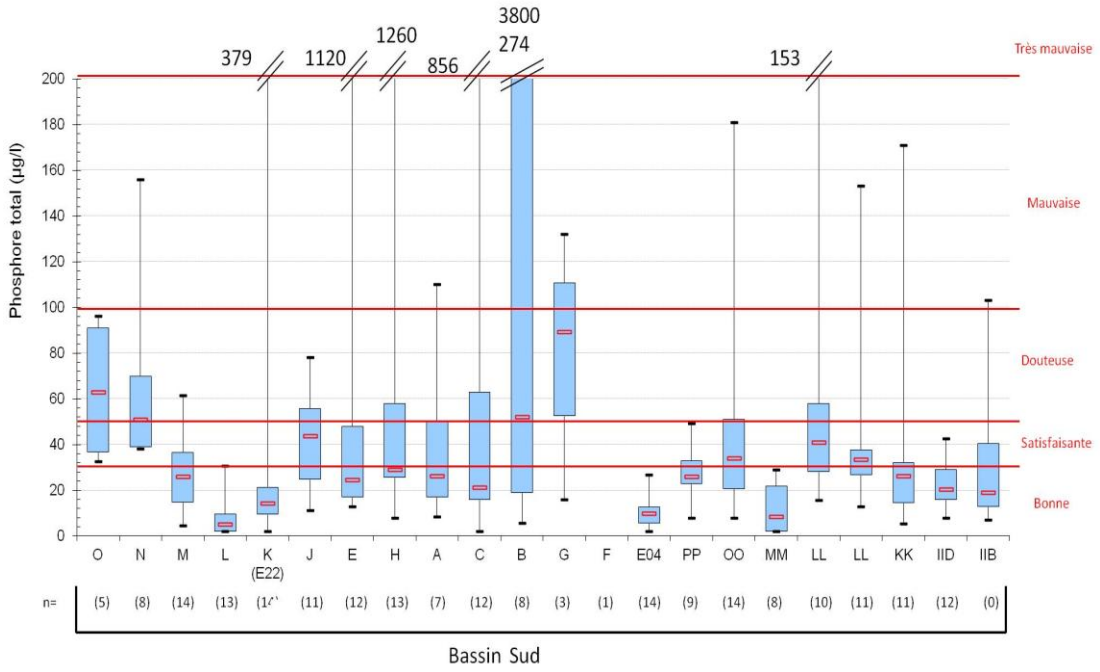


Figure 64 : Distribution des valeurs de PT (µg/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

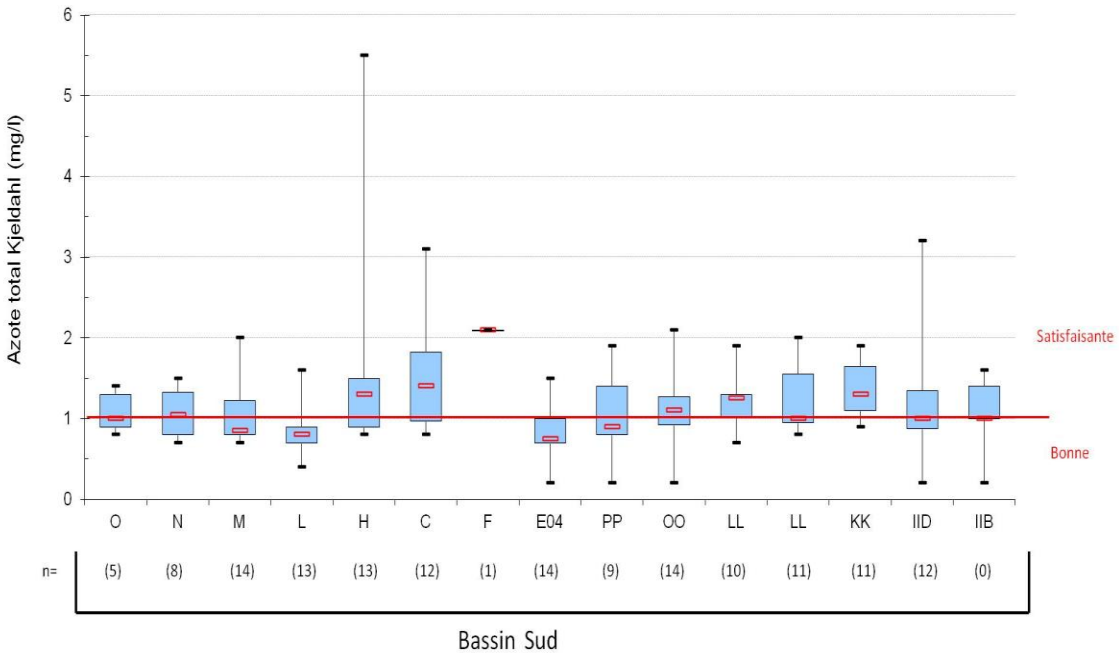


Figure 65 : Distribution des valeurs de NTK (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

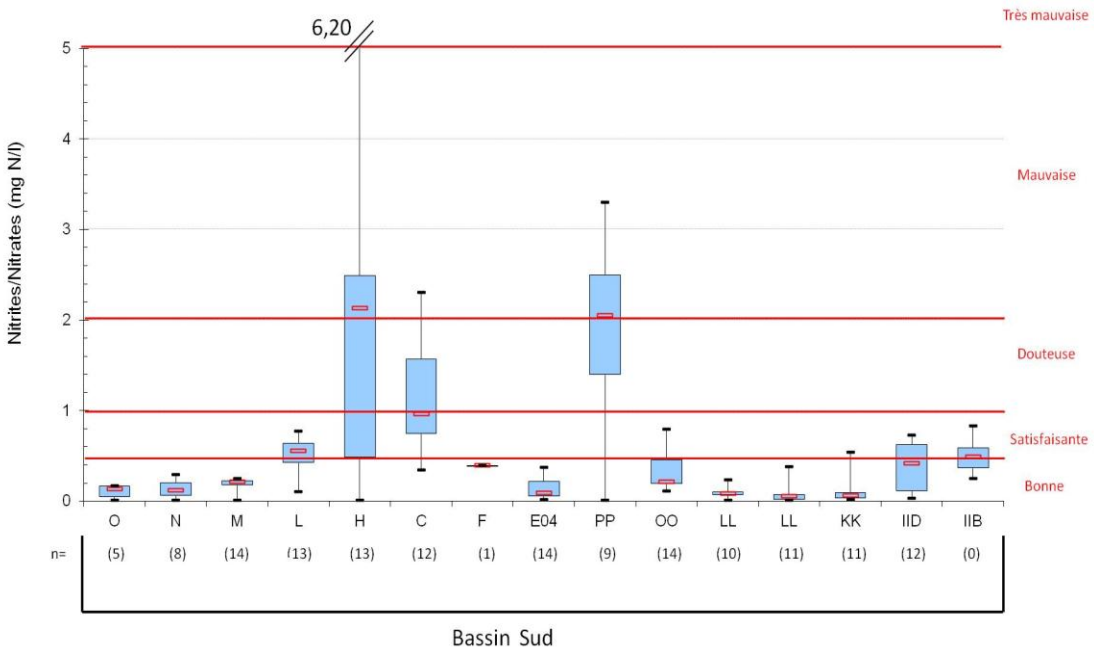


Figure 66 : Distribution des valeurs de nitrites/nitrates (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

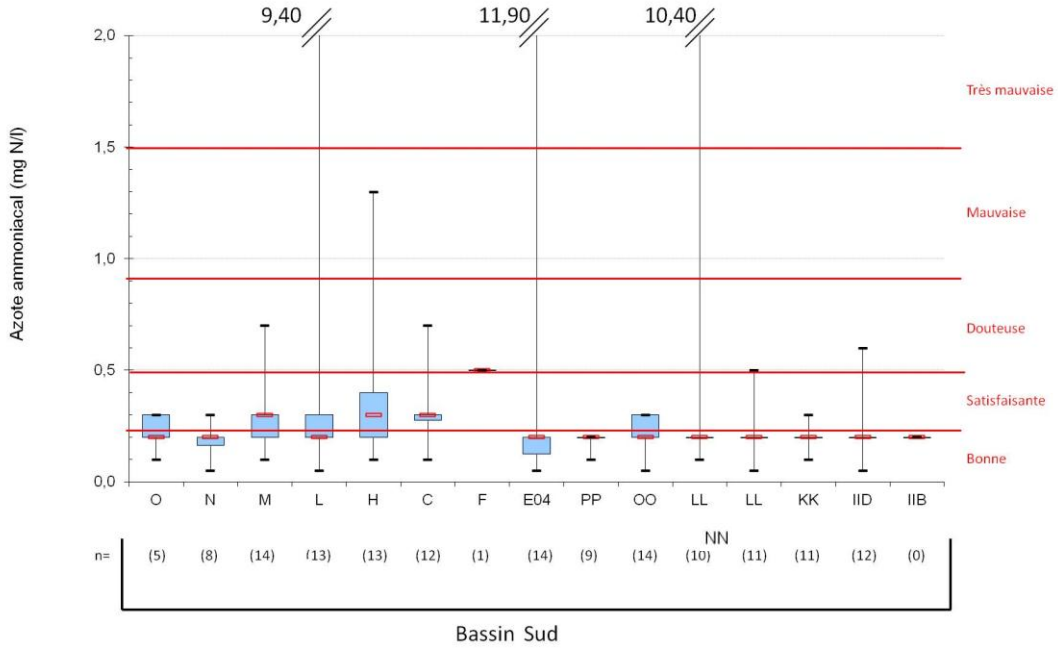


Figure 67 : Distribution des valeurs d'azote ammoniacal (mg N/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

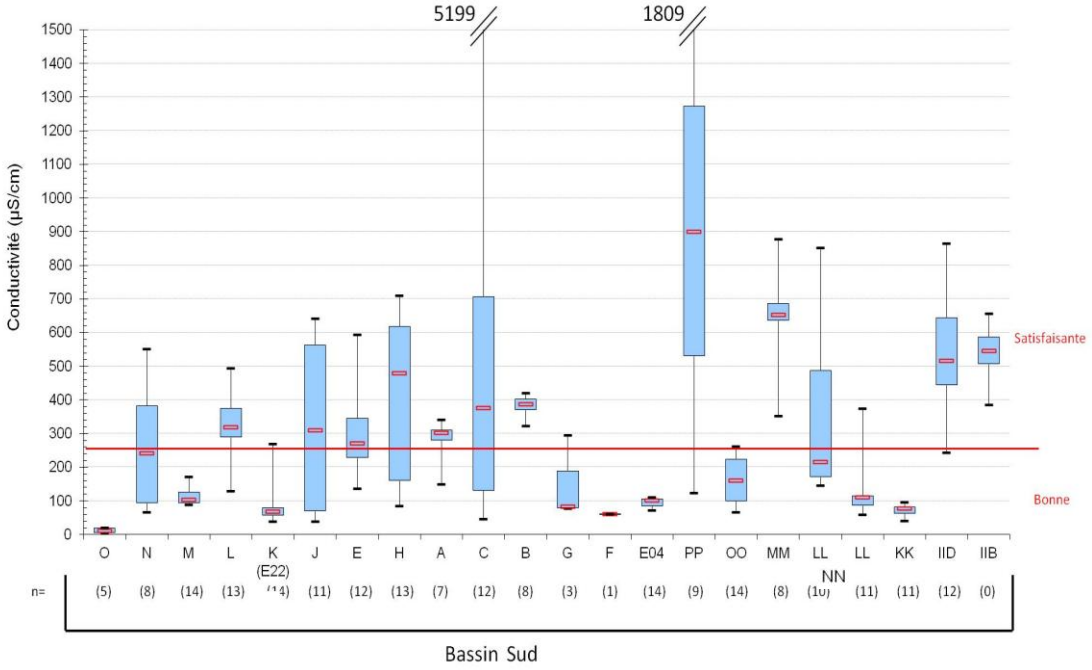


Figure 68 : Distribution des valeurs de conductivité (µS/cm) pour les stations situées dans le bassin sud.

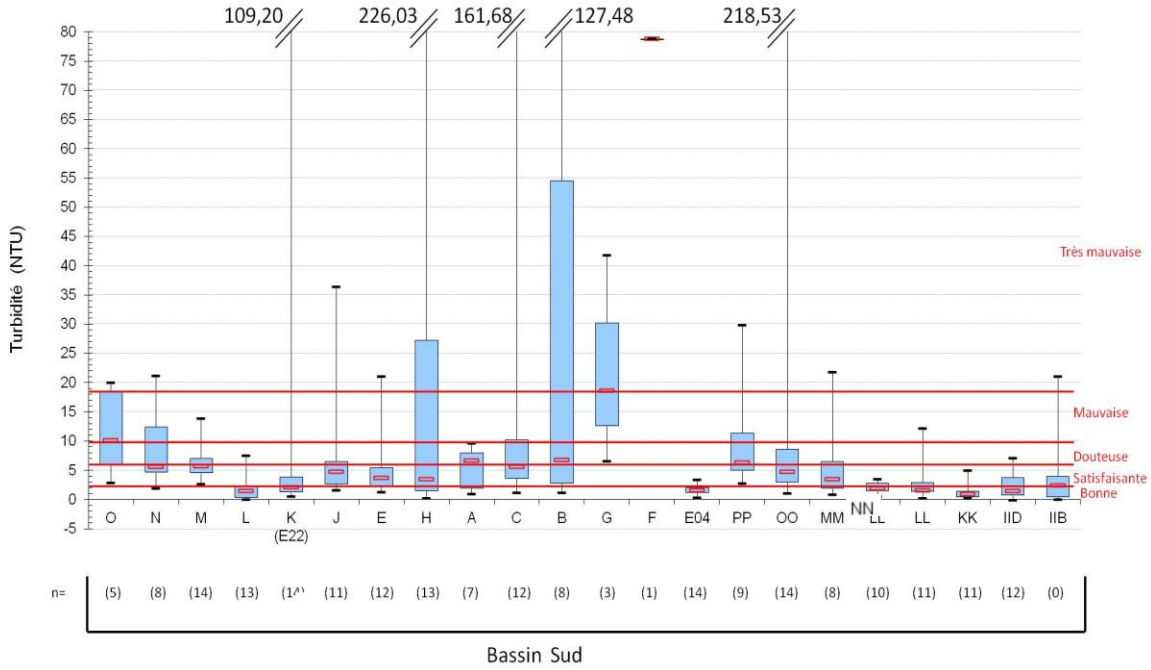


Figure 69 : Distribution des valeurs de turbidité (NTU) pour les stations situées dans le bassin sud.

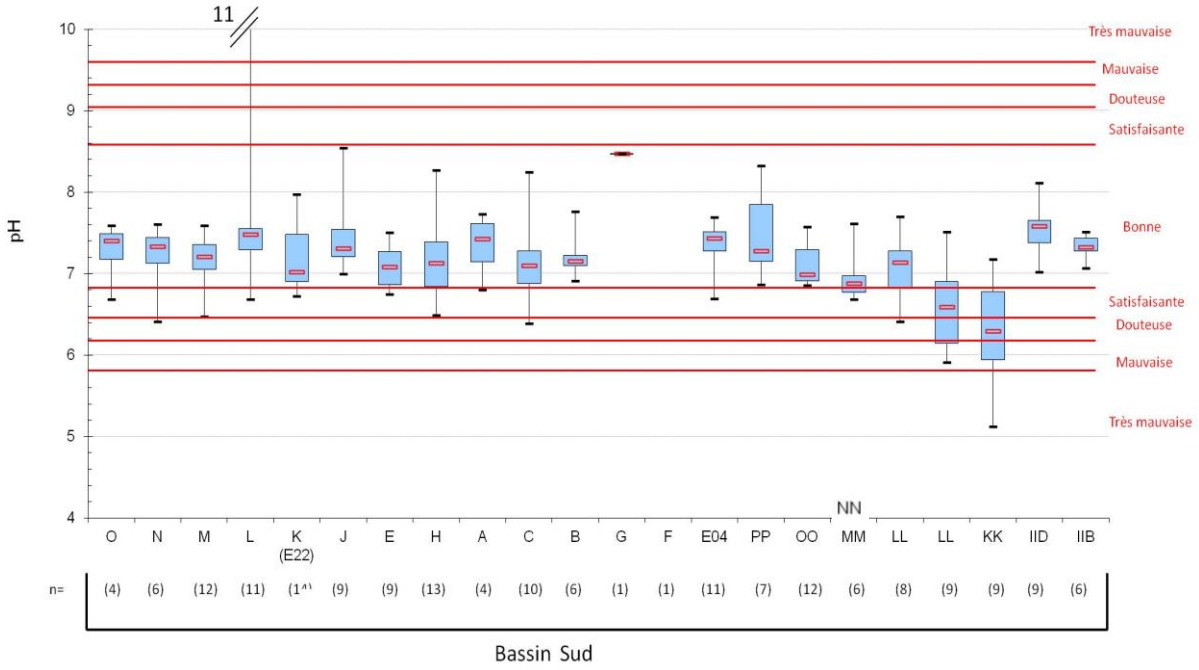


Figure 70 : Distribution des valeurs de pH pour les stations situées dans le bassin sud.

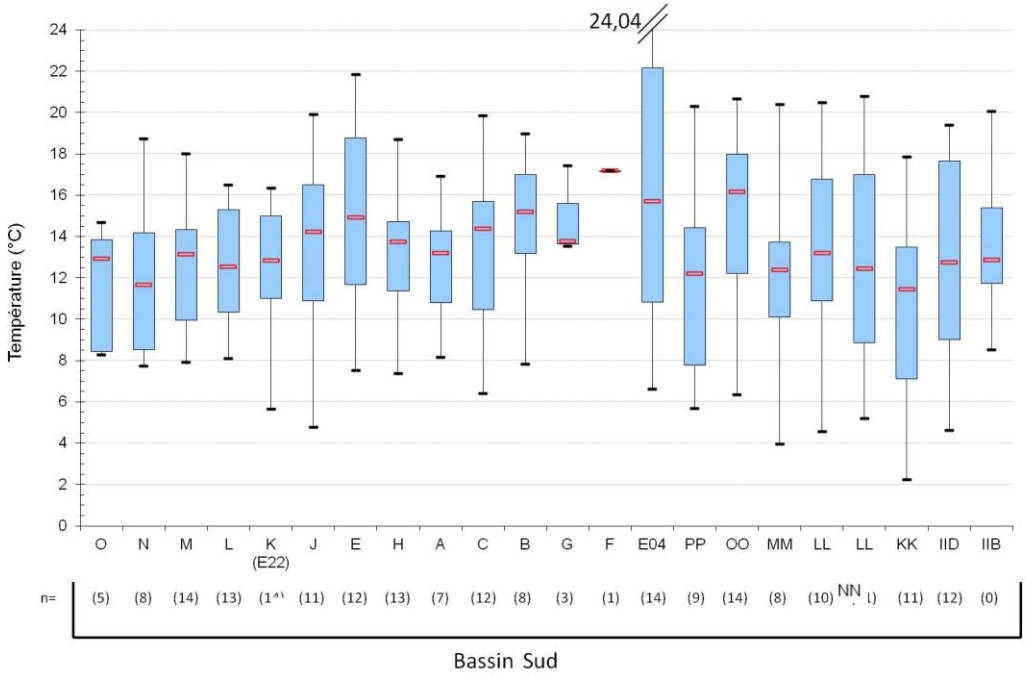


Figure 71 : Distribution des valeurs de température (°C) pour les stations situées dans le bassin sud.

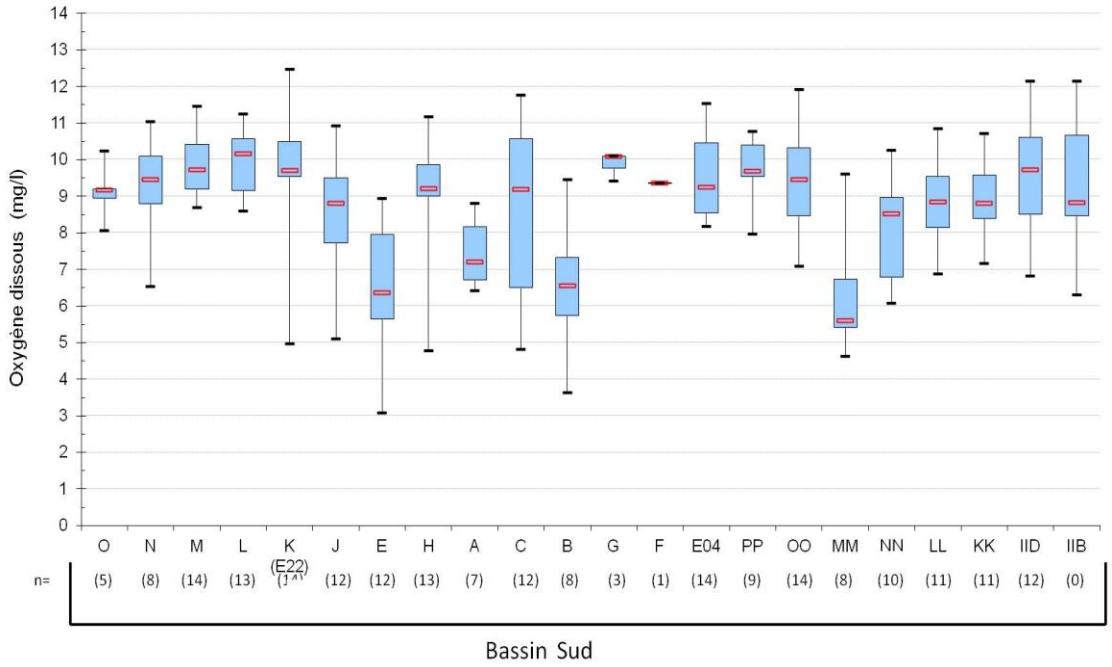


Figure 72 : Distribution des valeurs d'OD (mg/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

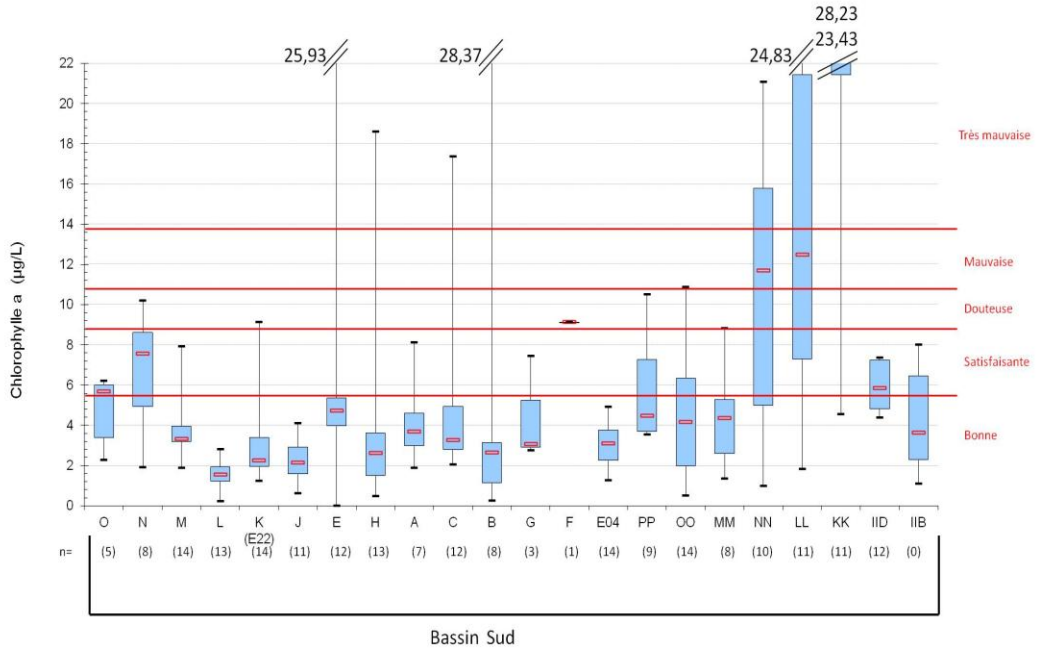


Figure 73 : Distribution des valeurs de chlorophylle *a* (µg/l) pour les stations situées dans le bassin sud.

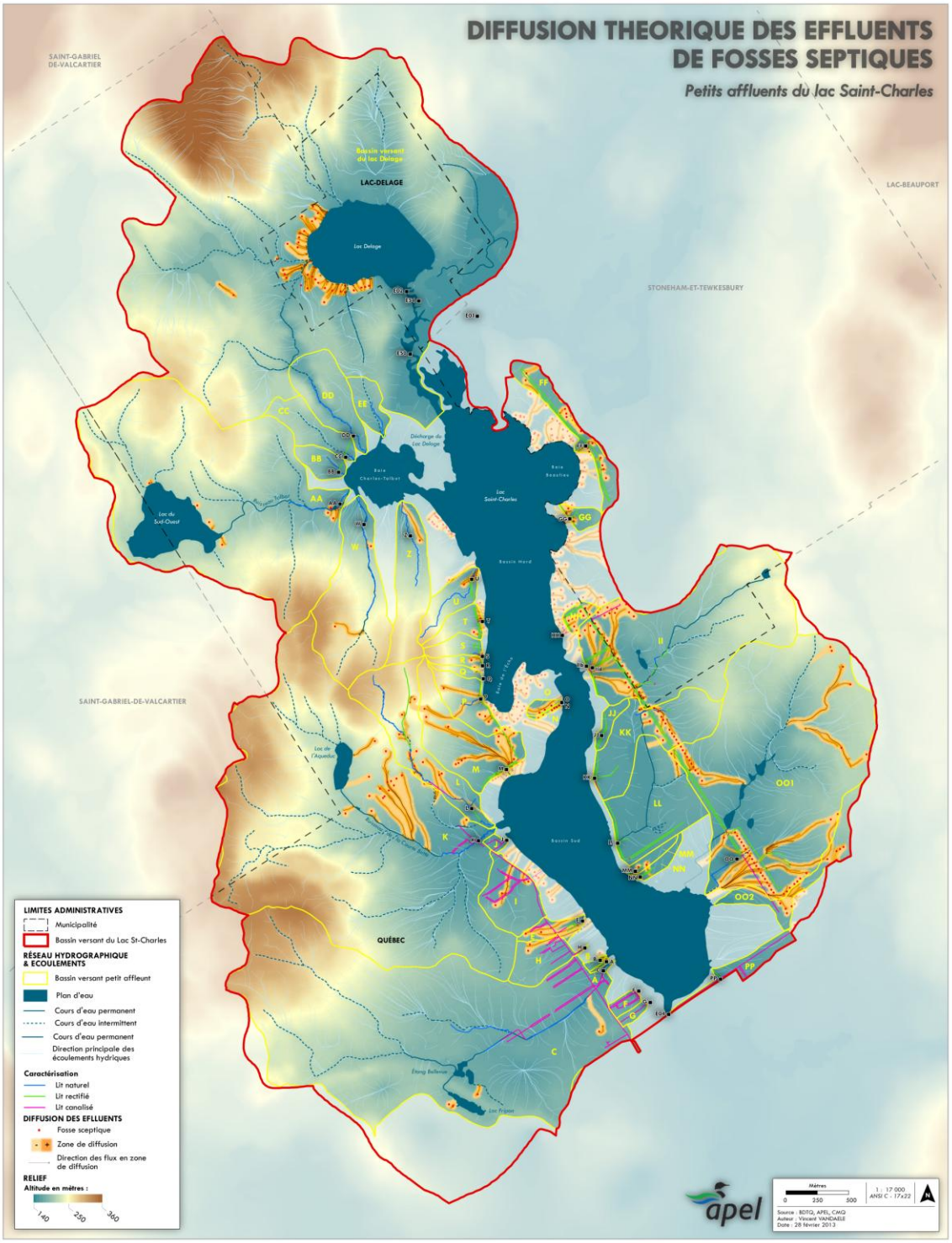


Figure 74 : Diffusion théorique des effluents des fosses septiques au lac Saint-Charles.

APEL 2014

Chapitre 3

Évaluation de l'état trophique du lac Saint-Charles

Rédaction et analyse

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Échantillonnage et travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets drainage urbain et environnement,* APEL

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL

Cartographie et infographie

Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole*

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie*, APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale*, APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction*, APEL

Résumé

En raison de la pression anthropique croissante dans son bassin versant, le lac Saint-Charles fait l'objet d'un vieillissement prématuré caractérisé par un enrichissement graduel en matières nutritives. Étant donné l'importance stratégique du plan d'eau, liée à son rôle de principal réservoir d'eau potable pour la Ville de Québec, l'APEL a élaboré et mis en branle en 2011 un protocole exhaustif de suivi annuel. Le suivi, qui s'est répété en 2012, vise essentiellement à évaluer et à suivre l'évolution de l'état trophique du lac Saint-Charles.

Dans le cadre de ce projet, les activités réalisées par l'APEL en 2012 comprenaient la visite, toutes les deux semaines pendant la période sans glace, de cinq stations sur le lac et de huit stations en rive pour y mesurer les paramètres physico-chimiques et biologiques suivants : la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité, la turbidité, la chlorophylle *a* et la phycocianine. Les mesures étaient prises à des intervalles verticaux de 0,50 m à l'aide d'une sonde multiparamétrique. Des informations contextuelles (ensoleillement, vent, UV, vagues, niveau du lac, transparence et précipitations) étaient aussi recueillies systématiquement. Enfin, à quatre reprises (25 avril, 5 juillet, 8 août et 25 octobre), des échantillons étaient prélevés dans la colonne d'eau pour l'analyse en laboratoire du phosphore total (PT), des ions chlorure, de l'azote total Kjeldahl (NTK), de l'azote ammoniacal et des nitrites/nitrates.

Les données obtenues ont ensuite été confrontées aux classes de niveaux trophiques communément admises dans la littérature scientifique et aux seuils de toxicité établis par les gouvernements québécois et canadiens. Une analyse spatio-temporelle avec la méthode d'interpolation « Inverse distance weighted » dans le logiciel ArcGIS 10 a également permis de modéliser la distribution de certains paramètres dans le lac Saint-Charles.

Selon les valeurs de PT, de NTK, de chlorophylle *a*, de transparence, ainsi que le profil de l'oxygène dissous obtenus en 2012, le lac Saint-Charles se situe toujours à l'état méso-eutrophe. Malgré des variations interannuelles importantes, mais normales, pour plusieurs paramètres, quelques faits saillants attirent l'attention en 2012. D'abord, une fonte printanière hâtive combinée a des températures extérieures élevées et un régime de précipitations réduites au cours de la saison estivale ont contribué à une hausse de 1 à 3 °C de la température moyenne des eaux du lac Saint-Charles par rapport à 2011. Aussi, on a constaté en 2012 un rapport N:P moyen près de quatre fois supérieur à celui de 2011, une moyenne saisonnière de NTK environ 18 % plus élevée qu'en 2011, ainsi qu'une anoxie plus prononcée qu'en 2011 (16 % du volume total du lac Saint-Charles se trouvait en anoxie comparativement à 11 % en 2011).

Afin d'atténuer ou ralentir le phénomène d'eutrophisation au lac Saint-Charles, l'APEL propose de poursuivre les enquêtes visant à identifier et diminuer les apports externes en matières en suspension et en éléments nutritifs (notamment en provenance des fosses septiques et des stations d'épuration des eaux usées de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury), de densifier la bande riveraine et de maintenir le suivi annuel du lac.

Table des matières

Résumé 3
1 Mise en contexte et objectifs 7
2 Méthodologie 8
2.1 Travaux de terrain 8
2.2 Méthodes d'analyse 12
2.2.1 Analyse des données de la qualité de l'eau du lac 12
3 Analyse des résultats physico-chimiques 15
3.1 Température 15
3.2 Oxygène dissous 20
3.3 Transparence 23
3.4 Chlorophylle *a* 23
3.5 Turbidité 24
3.6 pH 25
3.7 Conductivité 26
3.8 Phosphore total 30
3.9 Composés azotés 33
3.10 Rapport azote/phosphore 39
3.11 Ions chlorure 44
4 L'état trophique du lac Saint-Charles 46
5 Conclusions et recommandations 47
5.1 Recommandations 49
Références 50
Annexes 52

Liste des figures

Figure 1 : Sites d'échantillonnage au lac Saint-Charles en 2012. 10

Figure 2 : Profil de l'oxygène dissous en fonction de l'état trophique d'un lac (oligotrophe : orthograde; eutrophe : clinograde) (adapté de Davis & Masten, 2004). 14

Figure 3 : Distribution verticale généralisée de l'oxygène dissous, de l'azote ammoniacal et du nitrate dans des lacs stratifiés d'une très faible productivité (à gauche) et de très haute productivité (à droite) (adapté de Wetzel, 2001). 14

Figure 4 : Températures de surface au lac Saint-Charles en 2012. 18

Figure 5 : Profils de température au lac Saint-Charles en 2012. 19

Figure 6 : Profils d'oxygène dissous et concentrations en azote total Kjeldahl (mg N/l) et en phosphore total (µg/l)en avril, juillet, août et octobre 2012. 22

Figure 7 : Profils de conductivité en mai, juin, août et octobre 2011. 28

Figure 8 : Profils de conductivité en avril, juillet, août et octobre 2012. 29

Figure 9 : Valeurs de PT aux 13 stations (en rive et sur le lac) du lac Saint-Charles en 2012. 31

Figure 10 : Profil de l'oxygène dissous à la station C03 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012. 35

Figure 11 : Profil de l'oxygène dissous à la station C08 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012. 36

Figure 12 : Profil de l'oxygène dissous à la station C05 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012. 37

Figure 13 : Relation entre le ratio de l'azote sur le phosphore total et la dominance des cyanobactéries (adapté de Huisman & Hulot, 2005; Smith, 1983). 40

Figure 14 : Rapports N:P au lac Saint-Charles en 2012. 41

Figure 15 : Rapports N:P au lac Saint-Charles en 2011. 42

Figure 16 : Concentrations en ions chlorure aux stations en rive (mg/l) en 2012. 45

Figure 17 : Profils et contextes (26 avril 2012). 52

Figure 18 : Profils et contextes (17 mai 2012). 53

Figure 19 : Profils et contextes (28 mai 2012). 54

Figure 20 : Profils et contextes (11 juin 2012). 55

Figure 21 : Profils et contextes (5 juillet 2012). 56

Figure 22 : Profils et contextes (12 juillet 2012). 57

Figure 23 : Profils et contextes (25 juillet 2012). 58

Figure 24 : Profils et contextes (8 août 2012). 59

Figure 25 : Profils et contextes (29 août 2012). 60

Figure 26 : Profils et contextes (13 septembre 2012). 61

Figure 27 : Profils et contextes (27 septembre 2012). 62

Figure 28 : Profils et contextes (9 octobre 2012). 63

Figure 29 : Profils et contextes (25 octobre 2012). 64

Liste des tableaux

Tableau 1 : Stratégies locales pour le choix des stations au lac Saint-Charles (adapté de Thomas *et al.*, 1990)..... 11

Tableau 2 : Classement des niveaux trophiques des lacs..... 13

Tableau 3 : Concentrations en PT (µg/L) en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012..... 32

Tableau 4 : Concentrations en NTK (µg/L) en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012..... 38

Tableau 5 : Rapports N:P (µg/l) en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012. 43

Tableau 6 : Classes des niveaux trophiques du lac Saint-Charles en 2012 (orange); 2011 (jaune) et 2008 (vert)..... 46

1 Mise en contexte et objectifs

En raison de son importance stratégique à titre de principal réservoir d'eau potable de la Ville de Québec et de la pression anthropique croissante dans son bassin versant, le lac Saint-Charles fait l'objet de plusieurs études scientifiques depuis les années 1980 (voir chapitre 1). Les problématiques liées à la qualité de son eau sont d'ailleurs étroitement surveillées par l'APEL et la Ville de Québec dans le cadre de son programme de suivi de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant de la rivière Saint-Charles amorcé en 2011.

Les études sur le lac Saint-Charles ont permis de mettre en évidence d'importantes variations interannuelles quant aux concentrations en éléments nutritifs, à l'apparition de fleurs d'eau de cyanobactéries, au taux d'oxygénation et à la distribution verticale de la conductivité, notamment. Ces variations sont accentuées par le cycle hydrologique du lac Saint-Charles, lui-même affecté par le régime hydrique, le maintien d'un débit écologique dans la rivière Saint-Charles et la demande en eau potable, qui régit le débit au barrage Cyrille-Delage.

Or, il est connu que la variabilité saisonnière et interannuelle de la qualité de l'eau d'un lac est normale, du fait que les effets des changements qui s'opèrent dans un bassin versant peuvent être différés, indirects et complexes (Smeltzer *et al.*, 1989). Ainsi, bien qu'il soit possible de caractériser l'état trophique d'un lac suite à une ou quelques années de suivi, il faut néanmoins interpréter les données de qualité de l'eau à court (10 ans), moyen (20 ans) et long terme (30 ans), selon les paramètres (Smeltzer *et al.*, 1989). « Il faut donc asseoir la gestion du bassin versant sur la prémisse que l'activité humaine à petite et à grande échelle contribue au vieillissement prématuré du plan d'eau, et ce, sans attendre d'avoir la preuve tangible des effets de certaines actions » (Behmel, 2010).

Afin d'étoffer nos connaissances sur l'évolution du lac, le suivi annuel du lac Saint-Charles effectué par l'APEL comprend la mesure de différents paramètres physico-chimiques toutes les deux semaines pendant la période sans glace, et ce, à cinq points sur le lac et à huit stations en rive (pour couvrir les zones hétérogènes du lac). Aussi, le dosage des concentrations en phosphore total (PT), de l'azote total Kjeldahl (NTK), de l'azote ammoniacal et des nitrites/nitrates est effectué quatre fois par année. Depuis 2012, le dosage des ions chlorure a été ajouté au suivi dans le but de mieux cerner les apports de sel en provenance des routes.

Les objectifs de ce suivi sont :

- d'évaluer l'état trophique du lac Saint-Charles;
- d'établir des tendances de l'évolution du lac Saint-Charles;
- de connaitre les concentrations en ions chlorure.

Il est à noter que le chapitre 5, qui se penche sur les herbiers aquatiques, aborde le sujet de l'eutrophisation du lac Saint-Charles sous un angle complémentaire.

2 Méthodologie

2.1 Travaux de terrain

Afin d'évaluer l'état trophique du lac Saint-Charles en 2012 à l'aide des paramètres physico-chimiques[1], une sortie de terrain était planifiée toutes les deux semaines, lors de laquelle deux équipes parcouraient deux circuits de façon concomitante :

- en voiture à huit (8) stations en rive (stations SC0 à SCG);
- en canot à cinq (5) stations sur le lac Saint-Charles (stations C01, C03, C04, C05, C08).

La figure 1 présente la localisation des stations et le tableau 1 justifie le choix de chacune.

De manière systématique, les informations contextuelles suivantes étaient recueillies à chaque sortie de terrain :

- ensoleillement;
- vent (force et direction);
- UV;
- vagues;
- niveau du lac (cote mesurée au barrage Cyrille-Delage);
- régime de précipitations 0 à 48 heures précédent l'échantillonnage;

Les UV et le régime des précipitations ont été vérifiés sur le site Internet de MétéoMédia (prévisions locales : Lac-Saint-Charles, QC) et aux stations pluviométriques de la Ville de Québec U925 (Bassin de la rivière Jaune); U926 (Bassin de la rivière des Hurons) et U027 (Notre-Dame-des-Laurentides).

Pour le suivi en rive, une sonde multiparamétrique HI 9828 était utilisée pour mesurer le pH, la conductivité, l'oxygène dissous, la pression atmosphérique, ainsi que la température de l'eau et de l'air.

Le suivi en zone pélagique était réalisé à l'aide d'une sonde multiparamétrique de type YSI 6600 V2. Les paramètres suivants étaient mesurés à chaque station, toutes les deux semaines, à des intervalles verticaux de 0,50 m :

- température (◦C);
- oxygène dissous (mg/l et %);
- pH;
- conductivité spécifique (ci-après: conductivité) (µS/cm);
- turbidité (NTU);

[1] Rappelons que le chapitre 5 comprend une analyse des herbiers aquatiques réalisée en 2012, indicateur important pour l'état trophique d'un lac.

- chlorophylle *a* (µg/l);
- phycocianine (RFU);

Les données recueillies en zone pélagique ont ainsi permis d'établir le profil vertical de chaque paramètre mesuré.

Aussi, des échantillons d'eau ont été prélevés à quatre reprises :

- deux fois pendant la stratification thermique estivale dans l'épilimnion, le métalimnion[2], l'hypolimnion et en rive;
- au printemps et à l'automne, en période de mélange, à 1 m de la surface, à la moitié de la profondeur, à 1 m du fond et en rive.

Tous les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une bouteille horizontale Alpha et ont servi au dosage du PT (µg/l), de l'azote ammoniacal (mg N/l), des nitrites/nitrates mg N/l et de l'azote total Kjeldahl (NTK) (mg N/l). Les analyses ont été réalisées au laboratoire de la Ville de Québec. Les méthodes utilisées peuvent être consultées en annexe de l'étude.

[2] Aussi nommé thermocline.

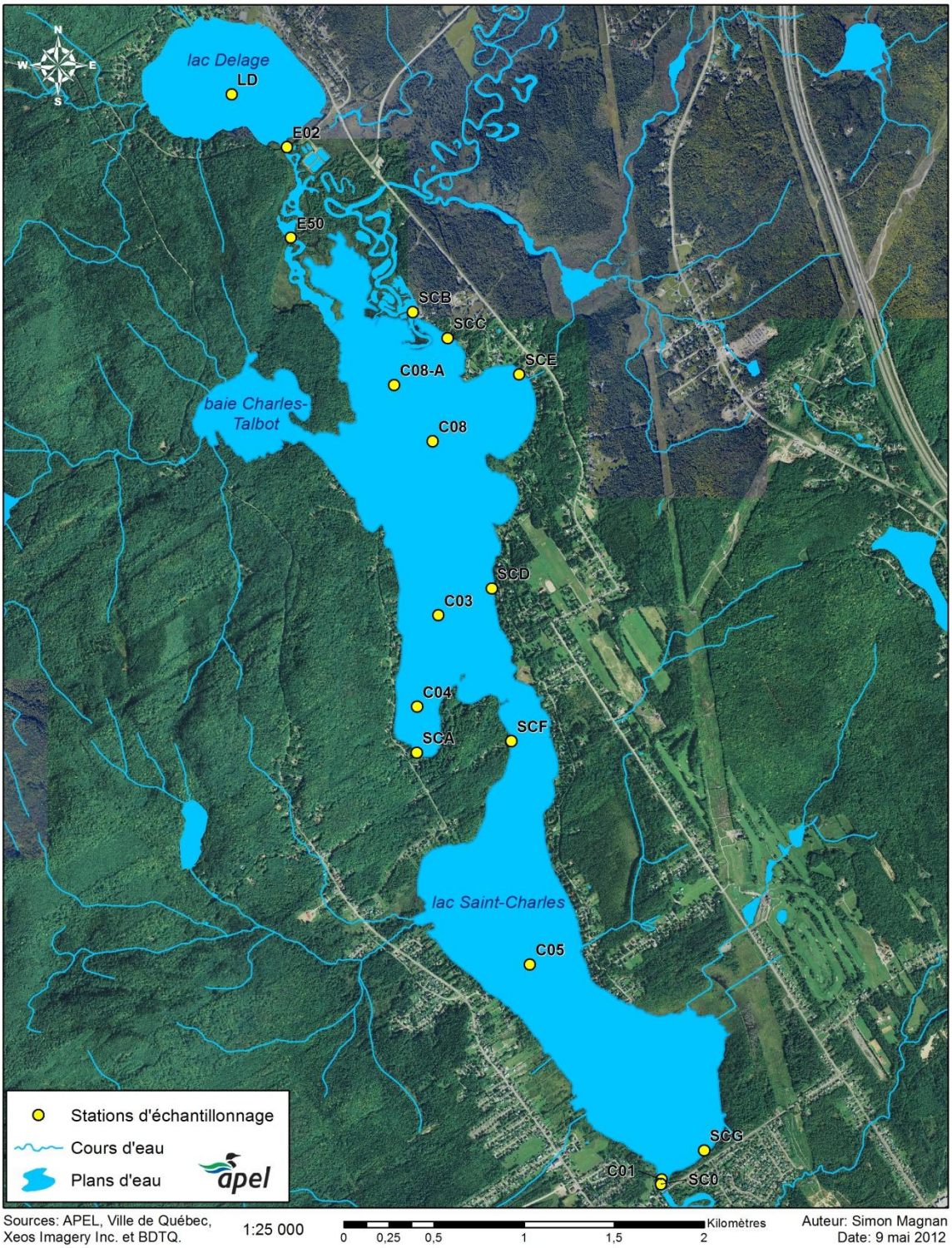


Figure 1 : Sites d'échantillonnage au lac Saint-Charles en 2012.

Tableau 1 : Stratégies locales pour le choix des stations au lac Saint-Charles (adapté de Thomas *et al.*, 1990).

Station (Figure 1)	Description	Justification
C03	Point le plus profond du bassin nord du lac Saint-Charles	Point intégrateur; représentatif d'une bonne partie du volume du bassin nord du lac.
C05	Point le plus profond du bassin sud du lac Saint-Charles	Point intégrateur; représentatif d'une bonne partie du volume du bassin sud du lac.
C08	Près de l'affluent principal (la rivière des Hurons)	Permet d'établir un bilan des apports au lac.
C01	Près de l'effluent principal, la rivière Saint-Charles au barrage Cyrille-Delage	Permet d'établir un bilan de ce qui sort du lac.
C04	Baie de l'Écho	Point intégrateur d'une zone hétérogène du lac; représentatif du volume d'eau de la baie de l'Écho.
SC0	Barrage Cyrille-Delage	Suivi des cyanobactéries (zone propice aux fleurs d'eau). Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac. Permet d'établir un bilan de ce qui sort du lac (cette station a été affectée par les travaux de reconstruction du barrage Cyrille-Delage).
SCA	2109, rue du Beau-Site (baie de l'Écho)	Suivi des cyanobactéries (zone propice aux fleurs d'eau). Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
SCB	1, chemin des Grands-Hérons	Influencée par les eaux de la rivière des Hurons. Suivi des cyanobactéries. Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
SCC	21, chemin des Grands-Hérons	Influencée par les eaux de la rivière des Hurons. Suivi des cyanobactéries. Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
SCD	2188, rue des Aigles-Pêcheurs	Représente la rive est du bassin nord. Suivi des cyanobactéries. Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
SCE	1527, chemin de la Grande-Ligne	Représente la baie Beaulieu. Suivi des cyanobactéries. Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.

SCF	Au bout de la rue Monier	Représentatif du goulet du lac (secteur nord-ouest du bassin sud). Suivi des cyanobactéries. Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
SCG	Plage à l'extrémité sud du lac Saint-Charles	Suivi des cyanobactéries (zone propice aux fleurs d'eau). Établir un portrait spatio-temporel des paramètres physico-chimiques du lac.
Note : le choix des stations en rive a été influencé par leur accessibilité et par le signalement de fleurs d'eau.		

2.2 Méthodes d'analyse

2.2.1 Analyse des données de la qualité de l'eau du lac

L'analyse des résultats des paramètres de la qualité de l'eau est basée sur :

- les classes de niveaux trophiques des lacs tirées du MDDEFP (2002a) et bonifiées par l'ajout de quelques paramètres tirés de la littérature (tableau 2 et figures 2 et 3);
- les seuils de toxicité des ions chlorure tirés du MDDEFP (2002 b);
- une analyse spatio-temporelle à l'aide du logiciel ArcGIS 10. Pour ce faire, la méthode d'interpolation IDW (« Inverse distance weighted ») a été utilisée. Cette technique utilise la pondération inverse de la distance : elle détermine la valeur des cellules de la couche « raster » en calculant une moyenne pondérée à partir des valeurs des points voisins. La pondération prise en compte est inversement proportionnelle à la distance séparant la cellule des points voisins (ESRI France, 2011).

Tableau 2 : Classement des niveaux trophiques des lacs.

Indicateur	**Classes trophiques**						
Classe principale		**Oligotrophe**		**Mésotrophe**		**Eutrophe**	**Hyper-eutrophe**
Classe secondaire (transition)	**Ultra-oligotrophe**		**Oligo-mésotrophe**		**Méso-eutrophe**		
Phosphore total (µg/l)	< 4	4 - 10 10	7 - 13	10 - 30	20 - 35	30 - 100 > 30	> 100
Azote total (µg/l)		< 350		350 - 650		651 - 1200	> 1200
Chlorophylle α (µg/l)	< 1	1 - 3	2,5 - 3,5	3 - 8	6,5 - 10	8 - 25	> 25
Transparence (m)	> 12	12 - 5	6 - 4	5 - 2,5	3 - 2	2,5 - 1	< 1
Ratio du volume de l'épi- et l'hypolimnion estival		< 1				> 1	
Profil de l'oxygène en été (voir figure 5)		Orthograde				Clinograde	
Profil du pH en été		Orthograde				Clinograde	
Profil des composés azotés : ***NH_4 (azote ammoniacal) et NO_3 (nitrate) (voir figure 6)***		Orthograde pour NH_4 Légèrement clinograde inversé pour $N0_3$				Clinoograde pour $N0_3$ et clinograde inversé pour NH_4	
% de la consommation estivale d'oxygène dans l'hypolimnion		< 50 % Faible utilisation				> 50 % Forte utilisation (jusqu'à 0 %)	

Adapté de : Lampert & Sommer (1999); Wetzel (2001); MDDEFP (2002a); Pott & Remy (2000); Schwoerbel & Brendelberger (2005). Galvez-Cloutier, R et M. Sanchez (2007).

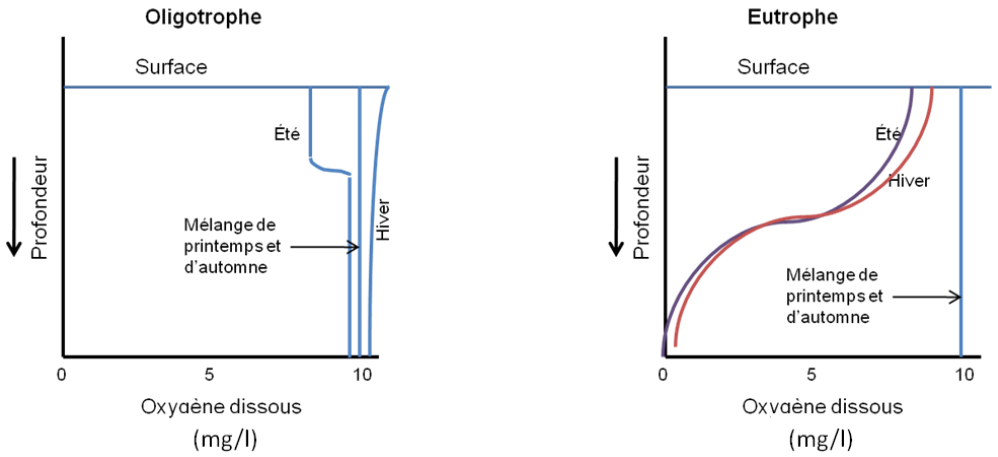


Figure 2 : Profil de l'oxygène dissous en fonction de l'état trophique d'un lac (oligotrophe : orthograde; eutrophe : clinograde) (adapté de Davis & Masten, 2004).

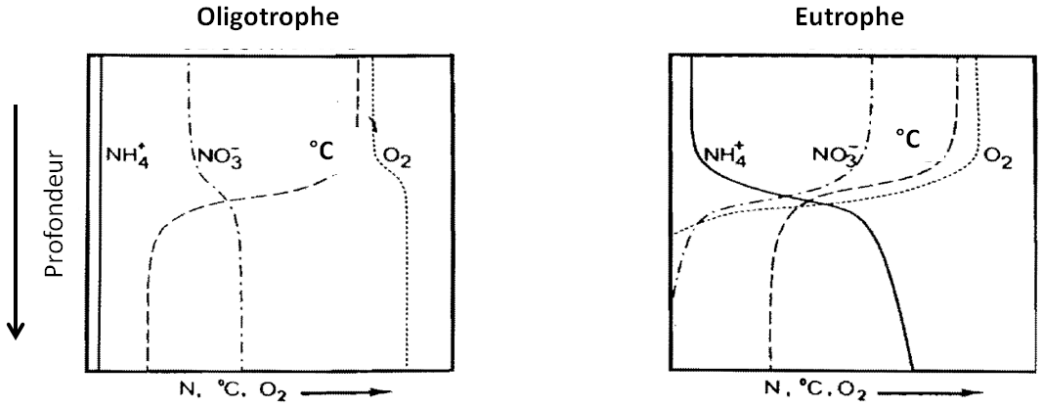


Figure 3 : Distribution verticale généralisée de l'oxygène dissous, de l'azote ammoniacal et du nitrate dans des lacs stratifiés d'une très faible productivité (à gauche) et de très haute productivité (à droite) (adapté de Wetzel, 2001).

3 Analyse des résultats physico-chimiques

Rappelons que le profil vertical de plusieurs paramètres physico-chimiques a été réalisé au lac Saint-Charles toutes les deux semaines dès le mélange du printemps jusqu'au mélange d'automne, du 26 avril au 25 octobre 2012 (trois stations dans le bassin nord et deux stations dans le bassin sud). À chaque sortie de terrain, huit stations en rive étaient visitées concomitamment par une autre équipe de l'APEL (cinq dans le bassin nord et trois dans le bassin sud) (Figure 1). Notons que les encadrés expliquent, de manière vulgarisé, l'utilité et l'utilisation du paramètre mesuré.

3.1 Température

La température ambiante, à cause de son influence sur la température de l'eau, a une incidence sur la solubilité de l'oxygène dans les plans d'eau. En effet, selon la loi de Henry, quand la température augmente, la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue, ce qui a un effet important sur la vie aquatique (d'où l'importance de garder un ombrage naturel sur les rives).

En outre, la température ambiante influe aussi sur le bilan thermique et la stratification d'un lac. En fait, plus la température en surface augmente, plus la résistance[3] au mélange s'accroît, ce qui favorise une stratification et une limitation de l'apport d'oxygène dans les couches plus profondes.

À titre de rappel, la température de la colonne d'eau permet de distinguer ces couches (épilimnion, thermocline et hypolimnion). Une température élevée et une stratification contrastée favorisent la floraison des cyanobactéries puisque ces dernières peuvent migrer dans la colonne d'eau et chercher les éléments nutritifs « coincés » dans l'hypolimnion, contrairement à d'autres microorganismes aquatiques.

Les figures 4 et 5 illustrent la variation de la température lors des quatre dates d'échantillonnage et l'établissement rapide d'une stratification thermique, notamment dans le bassin nord (voir aussi les figures 18 à 29 en annexe).

Notons que la fonte complète des glaces au lac Saint-Charles a eu lieu le 17 avril 2012 comparativement à 2011, où la fonte était complète le 9 mai.

Bassin nord

- Lors de la première sortie d'échantillonnage, seulement quelques jours après la fonte des glaces, un mélange parfait des eaux du lac (en ce qui concerne la température) a pu être observé.

[3] La résistance peut se calculer quand le « fetch » (la longueur du plan d'eau dans la direction des vents dominants) du lac est connu.

- Une augmentation rapide de la température de surface (pour atteindre 20 °C) et une épilimnion de 3 m de profondeur ont été constatées durant le mois de mai (28 mai).
- En 2012, la température de surface maximale à la station C03 était de 23,75 °C, donc environ un degré de plus qu'en 2011. D'ailleurs, toute la colonne d'eau était environ un degré plus chaude qu'en 2011, et ce, durant toute la période d'échantillonnage.
- La température dans la baie de l'Écho était de 2 à 4 °C plus élevée qu'à la station C03 durant la période estivale.
- La température à la station C08 semble être légèrement influencée à la baisse par les apports de la rivière des Hurons dans le métalimnion. Les températures d'eau plus froides de la rivière des Hurons influencent les stations SCB et SCC. Or, il est à noter que la température de la rivière des Hurons était en moyenne de 2 °C plus élevée en 2012 comparativement à 2011. L'effet refroidissant de la rivière des Hurons était donc moins présent qu'en 2011.
- La profondeur moyenne de la thermocline se situait entre 4,5 et 8 m en juillet et en août.
- En 2012, la température à moins de 6 m de profondeur s'établissait autour de 9 °C et ne baissait pas à moins de 6,7 °C près du fond (station C03), alors que pendant la saison estivale 2011, la température à moins de 6 m avoisinait plutôt les 6 °C.
- Lors du mélange complet du lac, le 25 octobre, la température était d'environ 7,83 °C comparativement à 7,05 °C à la station C03 (moyennes de la colonne d'eau).

Bassin sud

- Globalement, la température de l'eau du bassin sud est plus élevée qu'au bassin nord.
- Une légère stratification thermique a été observée à la station C05 dès le mois d'avril jusqu'au 12 juillet (environ 1,5 °C). Puis, le 25 juillet, la température était uniformément élevée dans toute la colonne d'eau de 4 m (23 °C). Une stratification s'est ensuite rétablie dès le 8 août, avec des températures de surface de 25 °C et de 23,4 °C au fond. Cette stratification s'est résorbée dès le 25 août et la température de la colonne d'eau est restée presque uniforme jusqu'à la dernière sortie d'échantillonnage le 25 octobre avec une baisse graduelle de la température sur toute la colonne d'eau.
- Il est à noter que la température maximale en surface en 2011 à la station C05 était de 24 °C comparativement à une température maximale de 25 °C en 2012.
- En 2011, une légère baisse de la température à la station C01 comparativement à la station C05 pouvait être observée. Or, en 2012, la température était plus élevée à la station C01 qu'à la station C05. Ceci est probablement attribuable au fait que l'écoulement du lac ne pouvait pas se faire aussi facilement qu'en 2011 en raison des travaux au barrage qui ont modifié le régime hydrique à la sortie. Aussi, le plus faible régime hydrique de 2012 a réduit le renouvellement des eaux et a donc probablement contribué au réchauffement des eaux du lac.

Conclusion en bref : La température maximale de l'eau du lac Saint-Charles était plus élevée qu'en 2011 : entre 1 à 3 °C selon la station, la date et la profondeur. Les températures sont généralement plus élevées dans la baie de l'Écho, au bassin sud et à la sortie du lac. La fonte hâtive au printemps, la température ambiante et la température de la rivière des Hurons plus élevées, ainsi que le régime de précipitations plus faible pour la période estivale sont des facteurs ayant influencé les températures à la hausse (voir aussi chapitre 7).

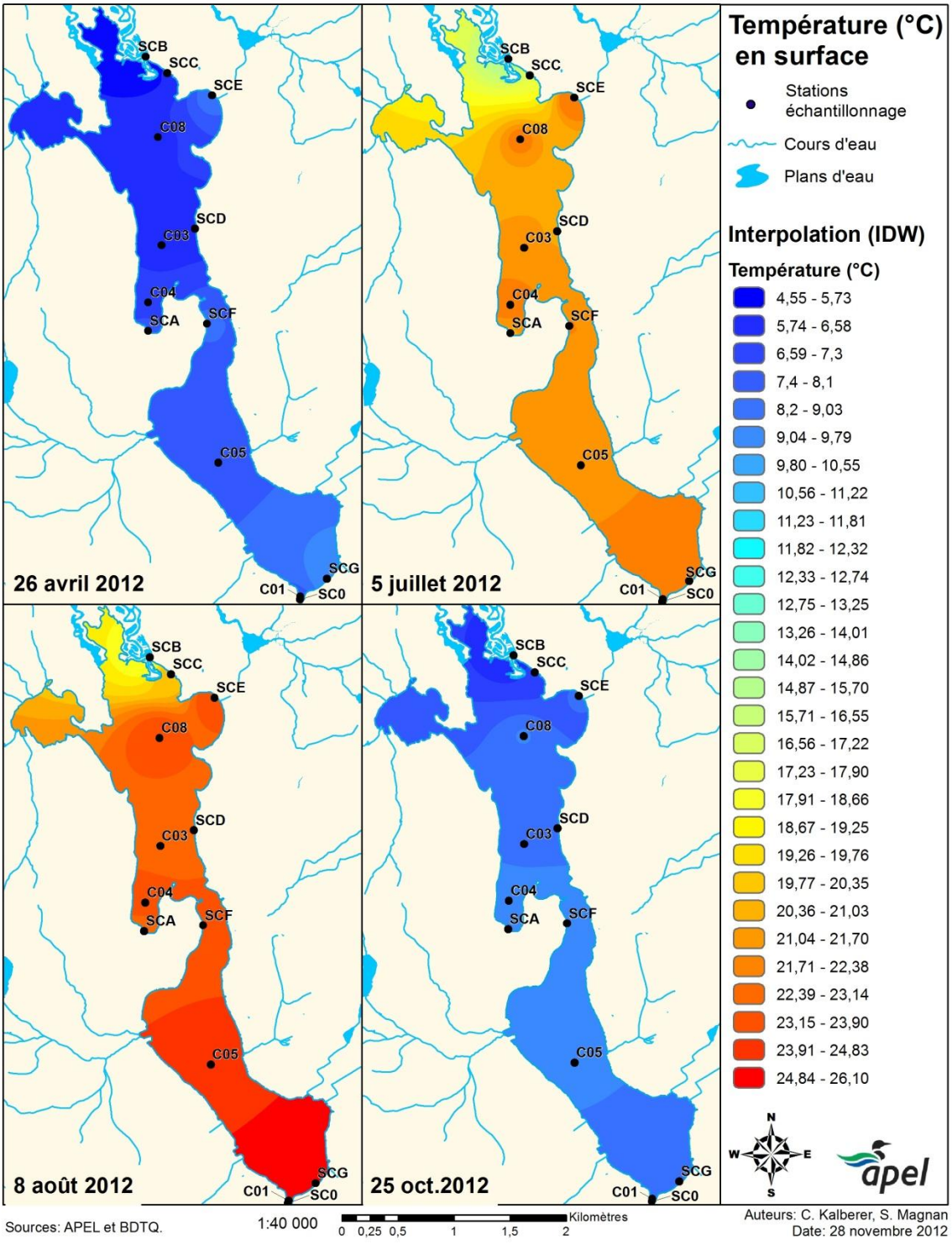


Figure 4 : Températures de surface au lac Saint-Charles en 2012.

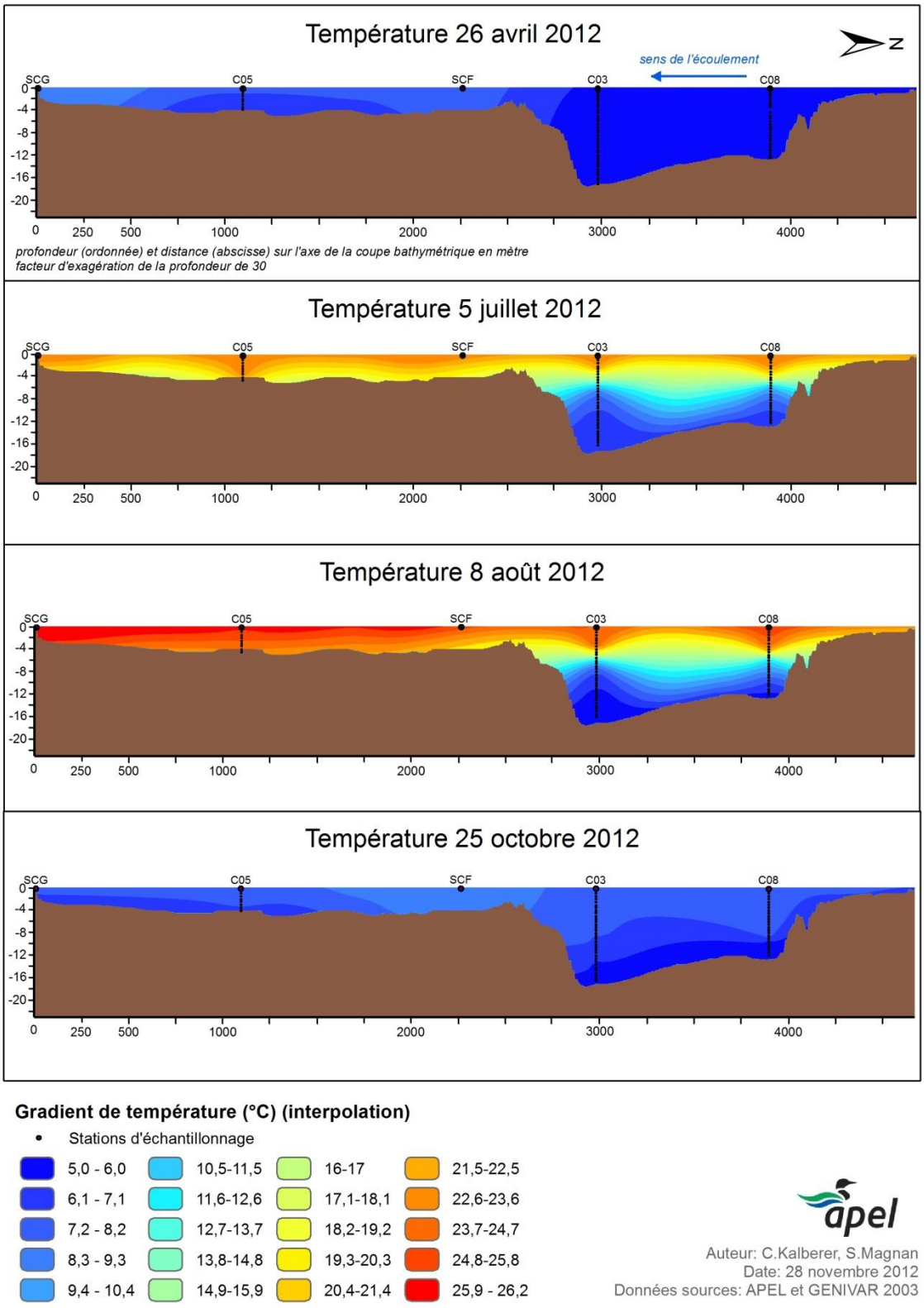


Figure 5 : Profils de température au lac Saint-Charles en 2012.

3.2 Oxygène dissous

Le profil d'oxygénation du plan d'eau permet, entre autres, de d'ajouter un élément pour évaluer l'état trophique d'un lac.

La transparence (zone photique) est fortement associée à l'oxygénation. Plus la transparence est grande, plus la lumière pénètre le lac et plus la photosynthèse peut oxygéner le lac en profondeur. Des valeurs d'oxygène dissous (OD) entre 0 et 8 mg/l indiquent une demande élevée en oxygène dans l'eau (en raison des phénomènes de respiration et de décomposition). En deçà de 4 mg/l d'OD, la survie de la faune ichtyenne est compromise. Des niveaux élevés d'oxygène dissous (12 à 20 mg/l) peuvent être occasionnés par une croissance excessive d'algues et de macrophytes. Dans les lacs dimictiques, des niveaux moyens d'oxygène dissous dans toute la colonne d'eau (8 à 12 mg/l) indiquent habituellement un système en santé.

Rappelons qu'un manque d'oxygène en profondeur peut provoquer le relargage de phosphore contenu dans les sédiments et ainsi provoquer une eutrophisation accélérée indépendante des apports externes de phosphore.

Enfin, quand la morphométrie du lac est connue, il est possible de déterminer son volume d'oxygénation à un moment donné.

La figure 6 illustre la variation de la distribution de l'oxygène dissous lors des quatre dates d'échantillonnage et l'établissement rapide d'une stratification, notamment dans le bassin nord (voir aussi figures 18 à 29 en annexe).

Bassin nord

- Au printemps (26 avril), toute la colonne d'eau était parfaitement bien oxygénée avec une légère sursaturation. D'ailleurs, l'intégralité de la colonne d'eau est demeurée bien oxygénée jusqu'au 28 mai inclusivement.
- À partir de 5 juillet, l'OD dans l'hypolimnion (profondeur de > 3 m) a progressivement diminué durant la saison estivale pour finalement atteindre 7 mg/l.
- Le pourcentage du lac carencé en OD (< 4 mg/l) s'est établi à 11 % le 8 août. À ce moment, les valeurs d'OD étaient inférieures à 2 mg/l à 15 m de profondeur (profondeur maximale du lac : 16,5 m).
- Le 29 août, c'est à partir de 6 m que les concentrations en OD étaient inférieures à 4 mg/l (31 % du lac en carence). Entre 12 et 14 m, l'OD variait de 0,8 mg/l à 2 mg/l. Les deux derniers mètres étaient complètement anoxiques (0 mg/l).
- Le 13 septembre, l'hypoxie s'est intensifiée : on mesure 4,82 mg/l à 6 m de profondeur et de 1,7 à 1,2 mg/l entre 6,5 et 10,5 m. À partir de 11 m, l'OD décroît à moins de 0,7 mg/l (jusqu'à 0 mg/l dans les derniers 3 m). 7 % du lac est alors en quasi-anoxie.
- Le 27 septembre et le 9 octobre, c'est à partir de 9 m que la saturation était à 0 mg/l (16 % du lac en anoxie).

- C'est seulement le 25 octobre, lors du mélange automnal, qu'une oxygénation adéquate de la colonne a pu être observée à nouveau.
- De manière générale, la carence en OD s'est installée plus tard au lac Saint-Charles en 2012 qu'en 2011. Elle a aussi été plus prononcée une fois établie.

Bassin sud

- La colonne d'eau est bien oxygénée durant toute la saison, les valeurs se situent généralement entre 8 et 10 mg/l.
- Au printemps, une sursaturation peut être observée (12 mg/l).

Conclusion en bref : Le bassin nord du lac Saint-Charles a connu des périodes prolongées de carence en oxygène (< 4 mg/l). Un maximum de 31 % du volume total du lac en hypoxie a été atteint le 29 août. Le volume d'eau en anoxie complète (0 mg/l) a été maximal le 27 septembre et le 9 octobre (16 %). La progression de l'hypoxie et de l'anoxie au cours de la saison estivale a été plus lente en 2012 qu'en 2011, et ce, malgré une fonte des glaces plus hâtive et des températures plus élevées. La carence maximale était aussi moins prononcée en 2012 qu'en 2011 (35 %), mais l'anoxie complète était plus prononcée en 2012 qu'en 2011 (11 %).

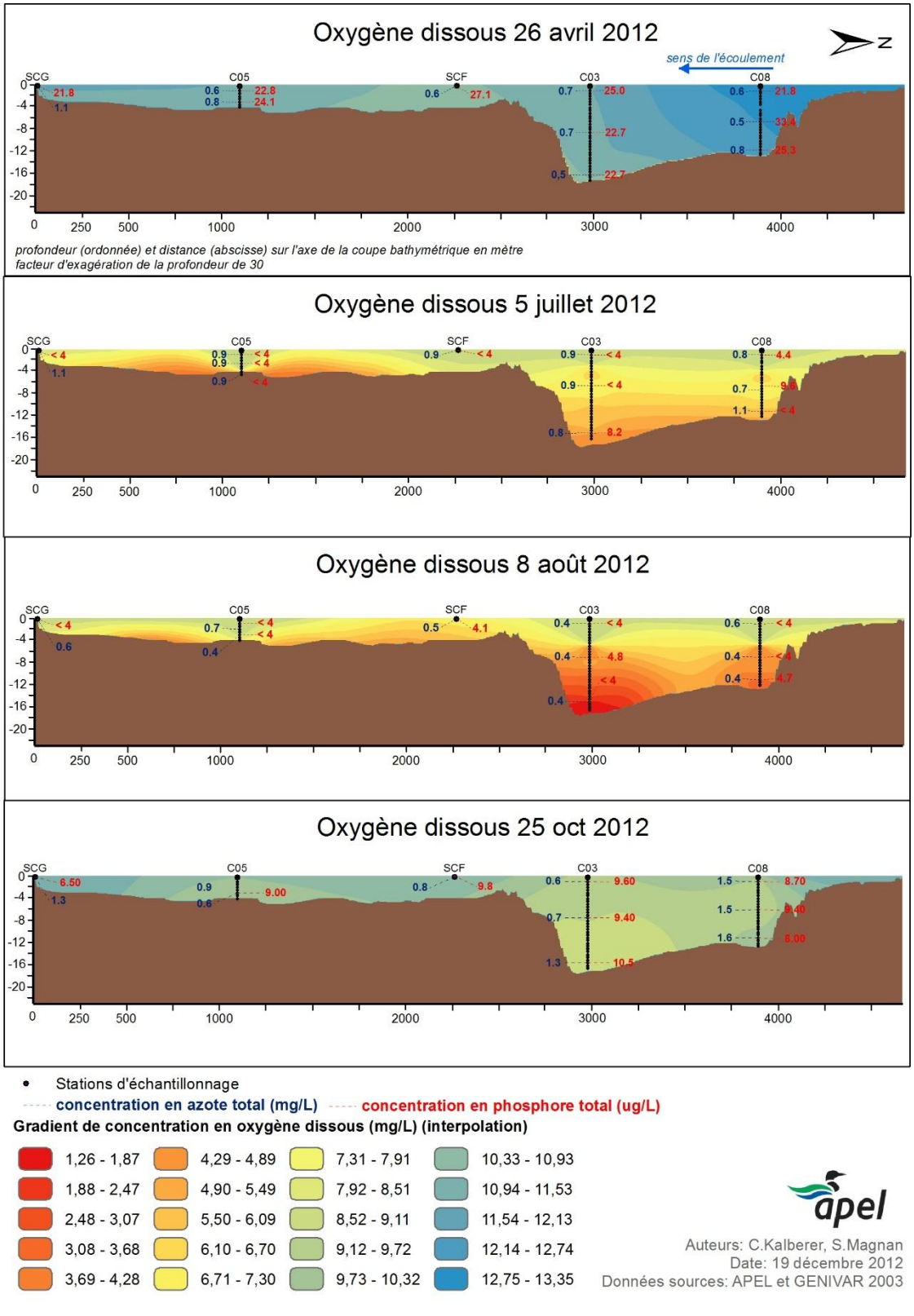


Figure 6 : Profils d'oxygène dissous et concentrations en azote total Kjeldahl (mg N/l) et en phosphore total (µg/l)en avril, juillet, août et octobre 2012.

3.3 Transparence

La transparence d'un plan d'eau permet de déterminer la zone photique, c'est-à-dire la zone où a lieu la photosynthèse. Par une règle empirique, on calcule la zone photique en multipliant par trois la profondeur obtenue à l'aide d'un disque Secchi.

La transparence est un indice de l'état trophique d'un lac. Généralement, plus l'activité biologique est élevée, plus la transparence est réduite.

Or, la transparence peut aussi être ponctuellement affectée par des sédiments dans la colonne d'eau qui ont été resuspendus par de forts vents ou entraînés pas de fortes pluies.

Les figures 18 à 29 en annexe illustrent la variation de la transparence durant la saison sans glace 2012.

Bassin nord

- La moyenne de la transparence se situait à 2,8 m à la station C03.
- La transparence était moins affectée par la pluviométrie en 2012 qu'en 2011.

Bassin sud

- La moyenne de la transparence se situait à 2,6 m à la station C05.
- La transparence était moins affectée par la pluviométrie en 2012 qu'en 2011.

Conclusion en bref :

Note importante: Au lac Saint-Charles la transparence est davantage influencée par la coloration de l'eau et des apports en sédiments en provenance de la rivière des Hurons que par la production biologique (chlorophylle *a* - indicateur de l'abondance des algues) (Watanabe 2011; Rolland, 2013, APEL 2012). Dans ce type de lac fortement influencé par la matière organique dissoute colorée, la transparence ne peut pas être utilisée comme indice de la biomasse algale dans la colonne d'eau (Wantanbe *et al.*, 2014). Watanbe (2011) avait établi la profondeur de la zone euphotique à 4,5 m.

La moyenne de la transparence observée au lac Saint-Charles en 2012 permet de classer le lac dans un stade méso-eutrophe. La pluviométrie semble avoir moins affecté la transparence en 2012 qu'en 2011. Ceci est possiblement attribuable à la pluviométrie généralement plus faible et moins fréquente, ainsi qu'à la fin de la majorité des travaux sur l'autoroute 73.

3.4 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* (Chl *a*) est le pigment principal des organismes photosynthétiques. La concentration de ce pigment dans l'eau est utilisée comme un indicateur de la biomasse des

microalgues. C'est donc un indice de l'activité photosynthétique du lac. D'ailleurs, il y a un lien étroit entre la Chl *a*, l'oxygène dissous et le contenu en éléments nutritifs, notamment le phosphore. Lorsque la Chl *a* augmente dans un plan d'eau, la concentration en oxygène dissous a tendance à augmenter alors que le taux de phosphore disponible tend à diminuer.

Les figures 18 à 29 en annexe illustrent la variation de la distribution de la Chl *a* au cours de la saison 2012. Rappelons que la chlorohylle *a* a été mesurée à l'aide d'une sonde multiparamètres et sert, dans le cadre du suivi à long terme et a établir des tendances sans avoir à financer les coûts importants reliés aux nombreuses analyses en laboratoire.

Bassin nord

- Le 26 avril, les concentrations en Chl *a* étaient inférieures à 2,5 µg/l.
- Les valeurs les plus élevées ont été mesurées dans la zone euphotique (profondeurs variables selon les dates). Les valeurs maximales de la Chl *a* aux stations C08 et C03 se situaient aux environs de 11 µg/l et ont été mesurées en juin et en juillet. Le 8 août, une valeur de 13 µg/l a été obtenue à la station C04.
- Les valeurs moyennes ont baissé graduellement à partir de la fin août à toutes les stations.
- Globalement, les valeurs étaient généralement plus élevées à la station C08.
- La moyenne la plus élevée à la station C03 (à 3,5 m) a été de 5 µg/l.

Bassin sud

- Au printemps, les valeurs se situaient à moins de 2,5 µg/l aux stations C05 et C01.
- Les valeurs maximales à la station C05 ont atteint 11 µg/l en juillet entre 2 et 3 m de profondeur.
- La moyenne la plus élevée a été obtenue à la station C05, avec 4,5 µg/l à 3,5 m de profondeur.

Conclusion en bref : En fonction du paramètre de Chl *a*, le lac Saint-Charles se trouverait au stade mésotrophe. Les valeurs extrêmes et moyennes sont très semblables à celles observées en 2011.

3.5 Turbidité

La turbidité (coloration/opacité d'un liquide) est le résultat d'une teneur importante (normale ou non) en matières fines ou colorantes en suspension entraînées par l'érosion, le lessivage de sols fragiles ou dégradés, ou encore de forts vents.

Les figures 18 à 29 illustrent la variation de la turbidité au cours de la saison 2012. Les tableaux dans ces figures indiquent les événements de pluie à l'origine de certaines augmentations de la turbidité, ayant également un effet direct sur la transparence.

Bassin nord

- De manière générale, la turbidité est faible en surface (0 à 0,5 NTU) et augmente graduellement avec la profondeur. Cette hausse était particulièrement apparente à partir de juillet, lorsque les valeurs de turbidité ont augmenté jusqu'aux environs de 10 - 12 NTU (selon les dates) aux stations C03 et C08. En septembre, la turbidité s'est intensifiée pour atteindre 20 à 30 NTU entre 14 et 16 m de profondeur. Cette forte turbidité s'est résorbée seulement le 25 octobre lors du mélange complet du lac. Il est à noter que les valeurs élevées ont été obtenues en temps sec et en temps de pluie.
- Les variations sont notables dans la zone photique et correspondent aux hausses de la Chl *a*.

Bassin sud

- La turbidité est généralement inférieure à 2 NTU dans le bassin sud.
- Quelques valeurs un peu plus élevées ont été observées à la station C01. Elles seraient attribuables aux travaux de reconstruction du barrage Cyrille-Delage (notamment le 25 juillet, lorsque la turbidité mesurée variait entre 3 et 3,5 NTU).

Conclusion en bref : Les variations de la turbidité observée au lac Saint-Charles peuvent être partiellement expliquées par les apports sédimentaires provenant de la rivière des Hurons, qui persistent même après quelques jours de temps sec si les pluies sont suffisamment importantes.

Or, la turbidité élevée en septembre 2012, jumelée avec l'anoxie, peut aussi témoigner d'une activité de dégradation de matière organique. Cette matière pourrait provenir en partie des herbiers aquatiques, des marais du Nord et des rives (feuilles, rognures de gazon, etc.).

3.6 pH

Puisque le pH est un facteur qui influence les réactions chimiques et les activités biologiques, la connaissance du pH d'un plan d'eau est importante pour déterminer la disponibilité des substances nutritives, la toxicité de plusieurs éléments et la perturbation du milieu aquatique.

En milieu naturel, le pH est influencé par l'activité humaine (les pluies acides),la nature du substrat, ainsi que l'activité biologique et chimique.

À titre d'exemple, lorsqu'un lac est stratifié, on observe une diminution du pH avec la profondeur dans les eaux productives. Le pH plus élevé en surface peut s'expliquer par la demande en CO_2 des processus photosynthétiques. Le pH plus faible en profondeur peut quant à lui s'expliquer par la libération de CO_2 lors de la décomposition de la matière organique près du fond. Rappelons que le CO_2 en solution aqueuse donne à celle-ci un pH acide.

Les figures 18 à 29 illustrent la variation du pH au cours de la saison 2012. Il est à noter que pour les sorties du 26 avril et du 17 mai, le senseur de pH était défectueux.

Bassin nord

- De manière générale, le pH suit une courbe clinograde qui est relativement bien corrélée avec le profil d'OD et de température. En surface, le pH est neutre (6,8 à 7,3 selon les dates) et baisse généralement vers les valeurs de 6 en s'approchant du fond (station C03).
- Dans la zone euphotique de l'épilimnion, des augmentations du pH allant jusqu'à des valeurs de 7,9 ont pu être observées les 12 et 25 juillet, ainsi qu'en août et au début septembre.

Bassin sud

- Les valeurs de pH corrèlent relativement bien avec celles du bassin nord. Il est à noter qu'il y a peu de baisses de pH vers le fond compte tenu de la faible profondeur.

Conclusion en bref : Le profil clinograde du pH au lac Saint-Charles est souvent observé dans les eaux productives (voir aussi le chapitre 7).

3.7 Conductivité

« La conductivité est la mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions. Les valeurs de conductivité d'un lac sont généralement stables et dépendent surtout de la géologie locale. Lorsque des changements notables de conductivité sont observés dans un lac, c'est le signe d'une augmentation des apports de substances dissoutes provenant du bassin versant. Cependant, il est difficile de dire si les matières qui provoquent un changement dans la conductivité proviennent de minéraux naturels ou de polluants, sels nutritifs (phosphore, azote), etc. Seule l'analyse de l'eau en laboratoire indique avec précision la nature des minéraux dissous dans le lac. » (Mille Iles, 2012)

Les figures 7 et 8 illustrent les variations de la conductivité à quatre dates en 2011 et en 2012. Les figures 18 à 29 illustrent la variation de la conductivité au cours de la saison 2012.

Bassin nord

- Durant la période estivale, une baisse graduelle de la conductivité électrique peut être observée de l'épilimnion à l'hypolimnion.
- La conductivité augmente globalement tout au long de l'été. Dans l'épilimnion, elle passe d'environ 75 µS/cm à 110 µS/cm entre mai et août 2012. Dans l'hypolimnion, la conductivité passe de 66 µS/cm à environ 77 µS/cm (stations C03 et C08). Une baisse graduelle de la conductivité dans toute la colonne d'eau commence à s'opérer à partir du 27 septembre.
- Le profil de conductivité est parfaitement orthograde lors du mélange du 25 octobre 2012 (72 µS/cm).

- Pour l'année 2012, ce profil de conductivité est à l'opposé de celui observé en 2011, où la conductivité augmentait vers le fond.

Bassin sud

- Les valeurs de conductivité sont généralement stables dans toute la colonne d'eau avec seulement de faibles fluctuations.
- Les valeurs montent également au cours de la saison estivale, mais il semble y avoir un certain décalage avec le bassin nord, c'est-à-dire que les hausses sont observées deux semaines plus tard dans le bassin sud. De la même façon, la baisse des valeurs à l'automne est également observée avec un certain décalage.

Conclusion en bref : En 2012, la conductivité diminuait avec la profondeur selon un profil de type clinograde, suggérant une répartition inégale des minéraux en solution dans les différentes couches de la masse d'eau.

Or, cette distribution est inversée par rapport à 2011, où les valeurs de la conductivité augmentaient plutôt vers le fond. Les profils obtenus en 2011 correspondaient alors davantage à ceux établis en 2009.

Les différences interannuelles pourraient être attribuables aux régimes de précipitations inégaux.

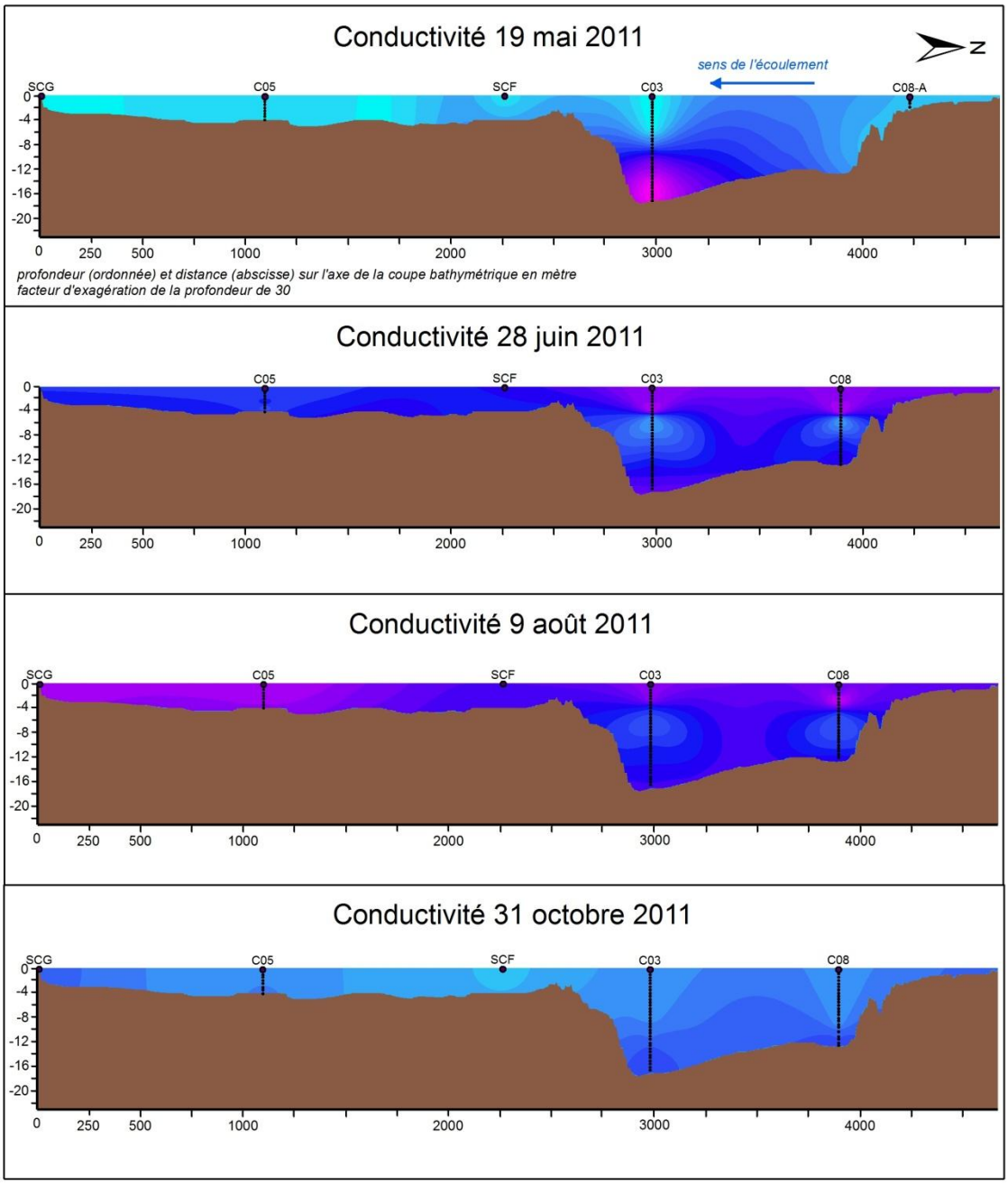


Figure 7 : Profils de conductivité en mai, juin, août et octobre 2011.

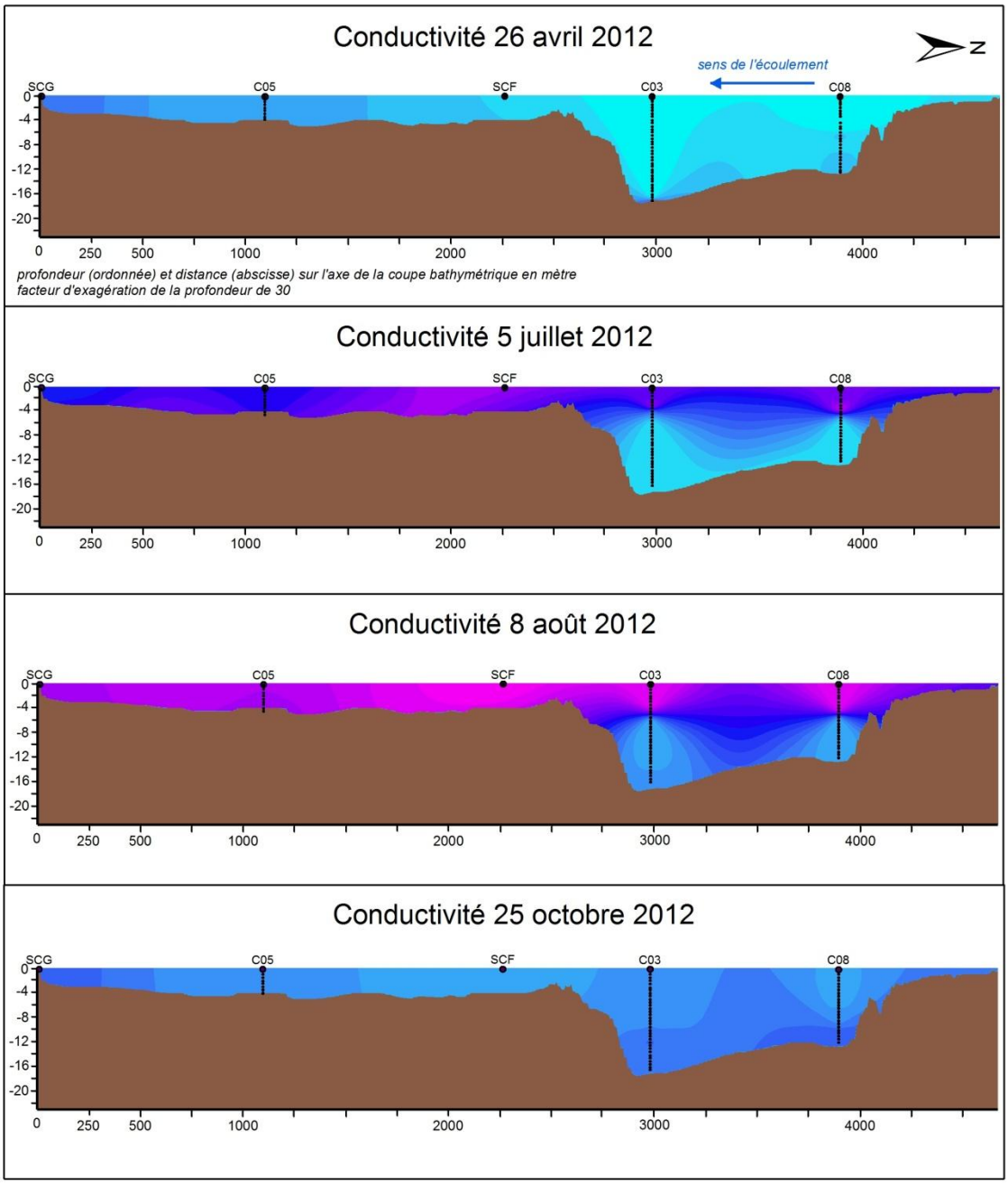


Figure 8 : Profils de conductivité en avril, juillet, août et octobre 2012.

3.8 Phosphore total

Le phosphore est un élément nutritif limitant, c'est-à-dire qu'il influence grandement la prolifération d'algues dans les lacs, accélérant ainsi leur eutrophisation. Les apports de phosphore aux plans d'eau sont attribuables à l'érosion et à la pluviométrie, qui engendre le ruissellement et le transport sédimentaire, ainsi qu'aux activités humaines dans les bassins versants. Les installations septiques, les usines de traitement d'eaux usées et le ruissèlement sont d'importantes sources de phosphore d'origine anthropique. À cela, il faut ajouter le phosphore disponible naturellement dans le substrat. Le phosphore total (PT) inclut le phosphore organique et inorganique sous toutes ses formes.

La Figure 9 et le Tableau 3 illustrent la variation de phosphore total au cours de la saison 2012 en surface. On peut observer, à la Figure 6, les profils du phosphore dans la colonne d'eau. Aux fins de calculs, nous avons divisé les valeurs de PT (> 4 µg/l) par deux (2 µg/l).

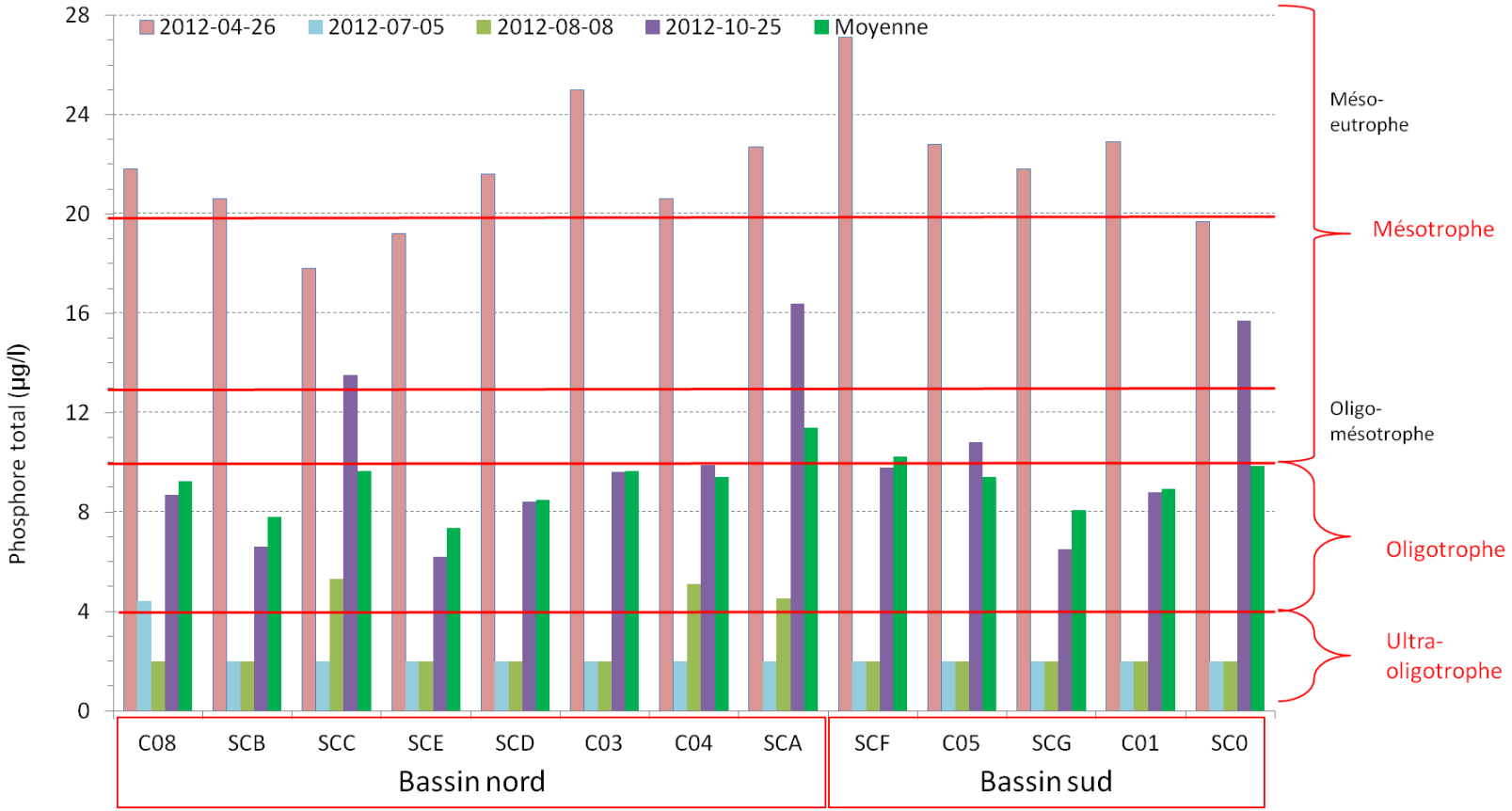


Figure 9 : Valeurs de PT aux 13 stations (en rive et sur le lac) du lac Saint-Charles en 2012.

Tableau 3 : Concentrations en PT (µg/L) en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012.

Phosphore total trace (µg/l) au lac Saint-Charles				**PT bassin nord**								**PT bassin sud**				
				Stations sur le lac			**Stations en rive**					**Stations sur le lac**		**Stations en rive**		
Date	Moy. PT lac	Max. PT lac	Min. PT lac	C03	C08	C04	SCA	SCB	SCC	SCD	SCE	C05	C01	SCF	SCG	SC0
26-avril-12	21,8	27,1	17,8	25	21,8	20,6	22,7	20,6	17,8	21,6	19,2	22,8	22,9	27,1	21,8	19,7
05-juillet-12	2,2	4,4	2	2	4,4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	n.d.	2
08-août-12	2,85	5,3	2	2	2	5,1	4,5	2	5,3	2	2	2	2	4,1	2	2
25-oct-12	10,07	16,4	6,2	9,6	8,7	9,9	16,4	6,6	13,5	8,4	6,2	10,8	8,8	9,8	6,5	15,7
Moy. saison	9,23	13,3	7	9,65	9,23	9,4	11,4	7,8	9,65	8,5	7,35	9,4	8,93	10,75	10,1	9,85
Localisation des stations : voir figure 1(p. 10).																

Bassin nord

- Selon les moyennes de PT dans l'épilimnion des stations C03, C04 et C08, le lac Saint-Charles se trouverait dans un état oligo-mésotrophe.
- Les maxima dans l'épilimnion aux stations sur le lac ont été enregistrés le 26 avril 2012 (20,6 µg/l à C04, 25 µg/l à C03 et 21,8 µg/l à C08). En 2011, les valeurs maximales ont plutôt été enregistrées le 28 juin (alors qu'à la même période, le 5 juillet 2012, les valeurs étaient presque toutes sous la limite de détection de 4 µg/l).
- Les valeurs de PT dans l'épilimnion étaient également inférieures ou légèrement supérieures à la limite de détection lors de l'échantillonnage du 8 août 2012.
- Le 25 octobre 2012, les valeurs de PT mesurées dans l'épilimnion étaient de 8,7 µg/l (C08), 9,6 µg/l (C03) et 9,9 µg/l (C04).
- Généralement, aux stations C03, C08 et C04, les valeurs de PT observées dans l'épilimnion sont semblables à celles du métalimnion et de l'hypolimnion à pareille date. La seule exception est la concentration de PT à la station C08 le 26 avril 2012. À cette date, le métalimnion affichait une concentration de PT total de 33,4 µg/l.
- Les valeurs de PT en rive, prises en surface, correspondent généralement aux valeurs prises dans l'épilimnion à pareille date aux stations en lac. La seule exception était la station SCA le 25 octobre où le PT était de 16,4 µg/l (comparativement à des valeurs comprises entre 6,6 et 10 µg/l aux autres stations en rive).

Bassin sud

- Les valeurs observées dans le bassin sud, autant en lac qu'en rive et en profondeur, ressemblent à celles observées dans le bassin nord pour pareille date.

Conclusion en bref : Les valeurs de PT étaient maximales le 26 avril 2012, lors du mélange printanier (moyenne dans l'épilimnion et en surface de 21,8 µg/l). Durant les mois d'été (5 juillet et 8 août) le PT était généralement sous la limite de détection de 4 µg/l. Lors du mélange automnal, le 25 octobre, la moyenne dans l'épilimnion et en surface était de 9,23 µg/l. Malgré le fait que les prélèvements ont été pris selon les mêmes conditions et à presque pareille date qu'en 2011, on observe une différence marquée entre le maxima des deux années. Aussi, en 2012, on observe une réduction marquée des concentrations de PT durant les mois d'été. Ceci pourrait être en partie attribuable à l'activité biologique plus importante en 2012 : développement des herbiers aquatiques plus prononcé, présence accrue de cyanobactéries, températures plus chaudes, moins de précipitations et donc diminution des apports externes.

3.9 Composés azotés

Azote : De manière générale, l'azote est un nutriment important et très peu disponible naturellement. C'est donc un indicateur d'apports en provenance d'activités humaines (agriculture, terrains de golf, stations d'épuration, etc.) ou de la fixation de l'azote atmosphérique par les cyanobactéries et les macrophytes.

Azote total (NT)[4] **:** Quantité totale de l'azote sous ses différents états d'oxydation et ses formes organique et inorganique. Puisque l'azote ammoniacal est rapidement utilisé (forme préférée des organismes), la mesure de l'azote total fournit généralement un meilleur indice de la quantité de cet élément nutritif dans un milieu aquatique. Il est à noter que toutes les formes d'azote ne sont pas utilisables par tous les organismes.

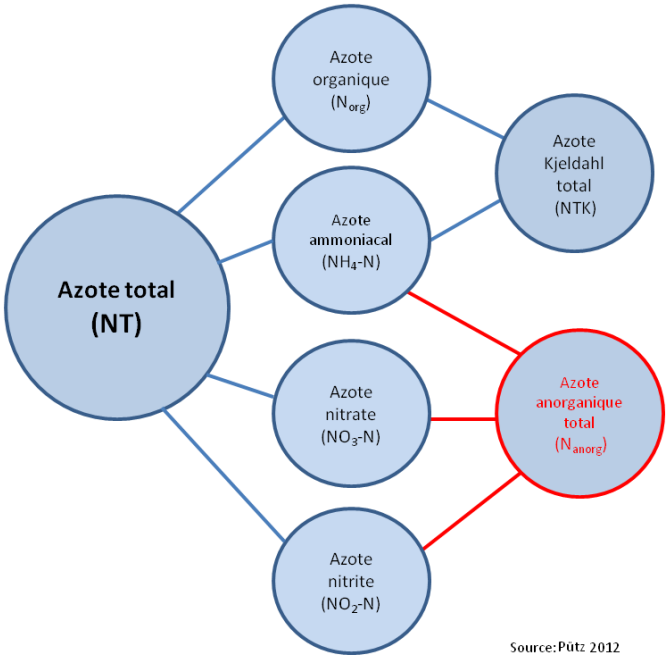
Nitrites/nitrates : Le nitrite NO_2 est une forme toxique de l'azote. Le nitrate NO_3 est la forme la plus abondante de l'azote. Aussi, il y a une corrélation entre la charge de nitrate (au printemps) et l'activité agricole dans un bassin versant.

L'**azote ammoniacal** (NH_4) est la forme ionisée (non toxique) de l'ammoniac (NH_3, forme toxique). La présence d'azote ammoniacal est un bon indicateur de rejets d'origine humaine ou industrielle dans un milieu aquatique.

Habituellement, la quantité **d'ammoniac** (NH_3) est fortement corrélée avec le taux d'oxygène, le pH et la température d'un plan d'eau. L'ammoniac est le résultat de la transformation de la matière organique azotée par les microorganismes.

L'**azote total Kjeldahl (NTK)** est la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

La distribution verticale des différentes formes d'azote est un indicateur de l'état trophique d'un lac.



[4] Dans le cadre de ce chapitre, nous avons choisi de ne pas additionner les valeurs des NTK et des nitrates afin d'obtenir l'azote total étant donné que cela n'a pas été fait dans les années précédentes (les données des nitrates n'étant pas toujours disponibles). Cependant, les valeurs de NTK s'approchent de ceux de l'azote total.

Les Figures 10 à 12 illustrent la distribution verticale des formes d'azote aux stations C03, C08 et C05. Le Tableau 4 présente les données de NTK à toutes les stations du lac; en surface pour les stations en rive et à 1 m de profondeur pour les stations sur le lac.

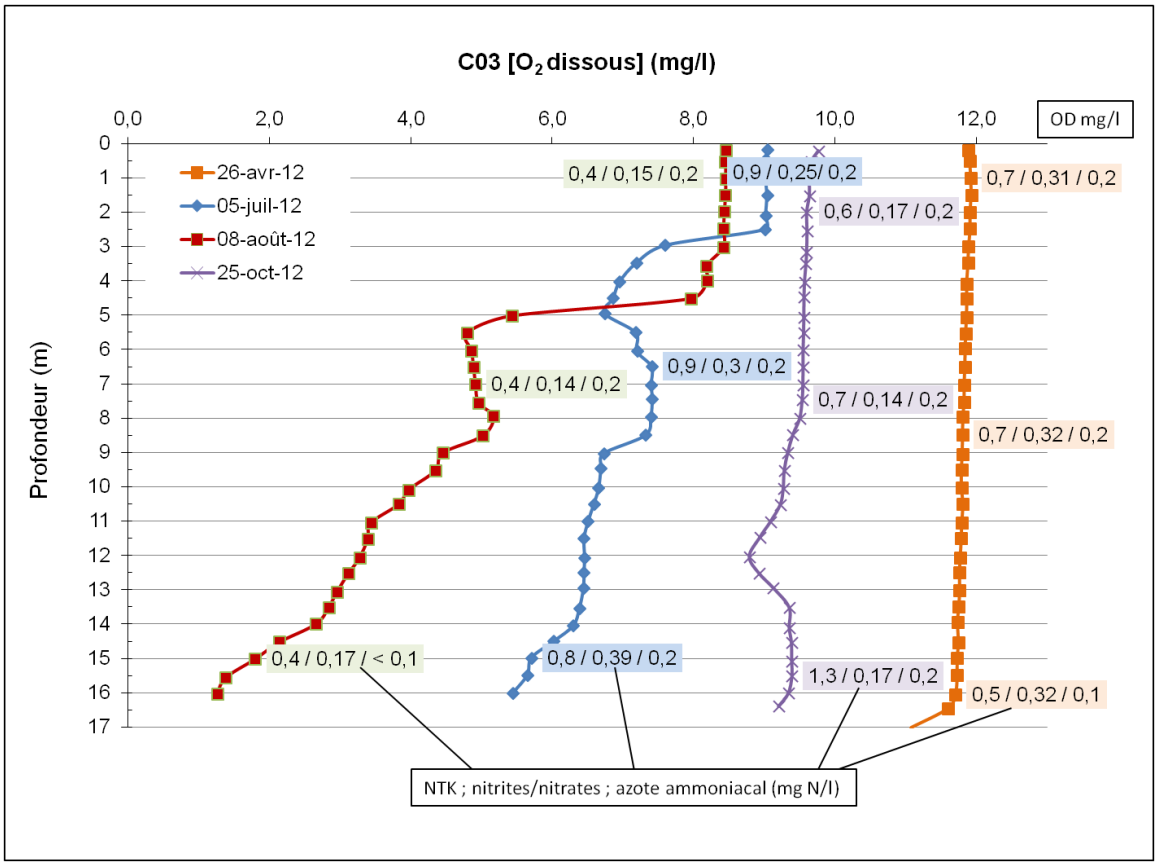


Figure 10 : Profil de l'oxygène dissous à la station C03 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012.

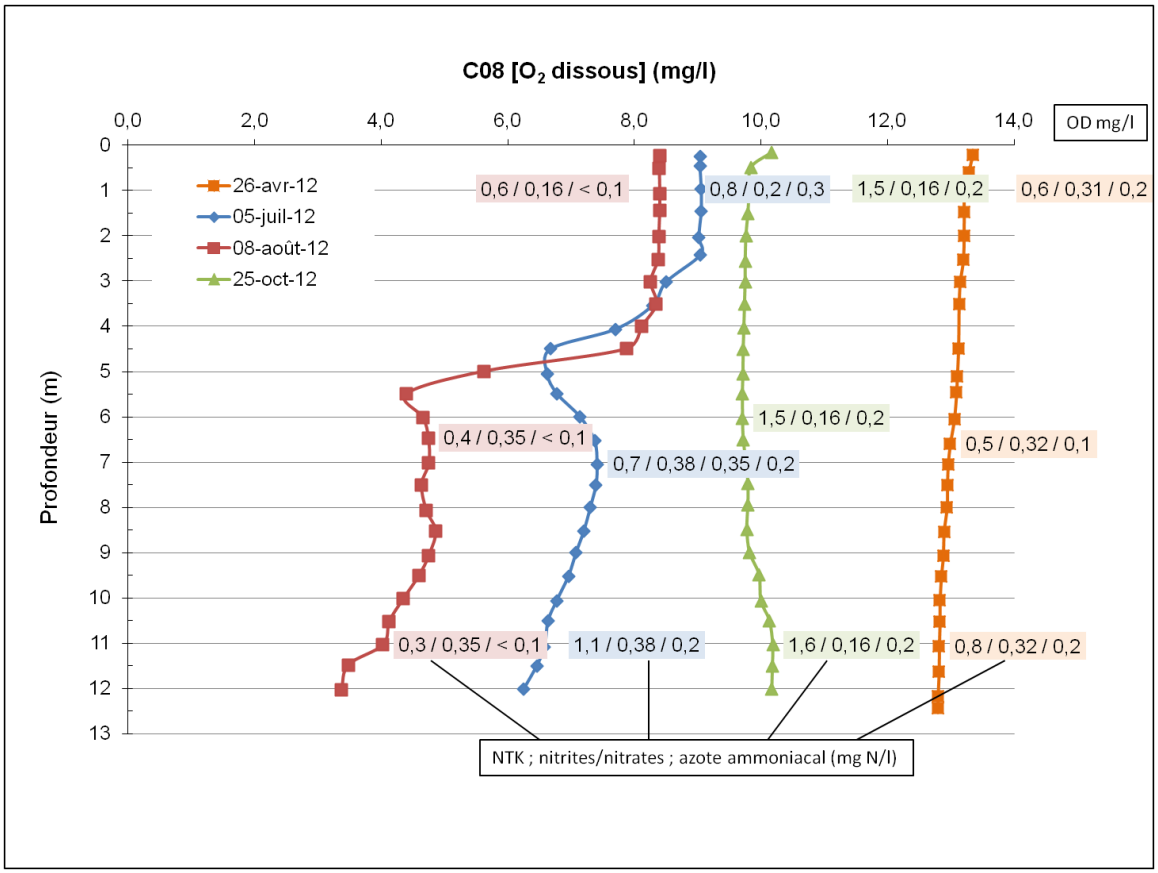


Figure 11 : Profil de l'oxygène dissous à la station C08 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012.

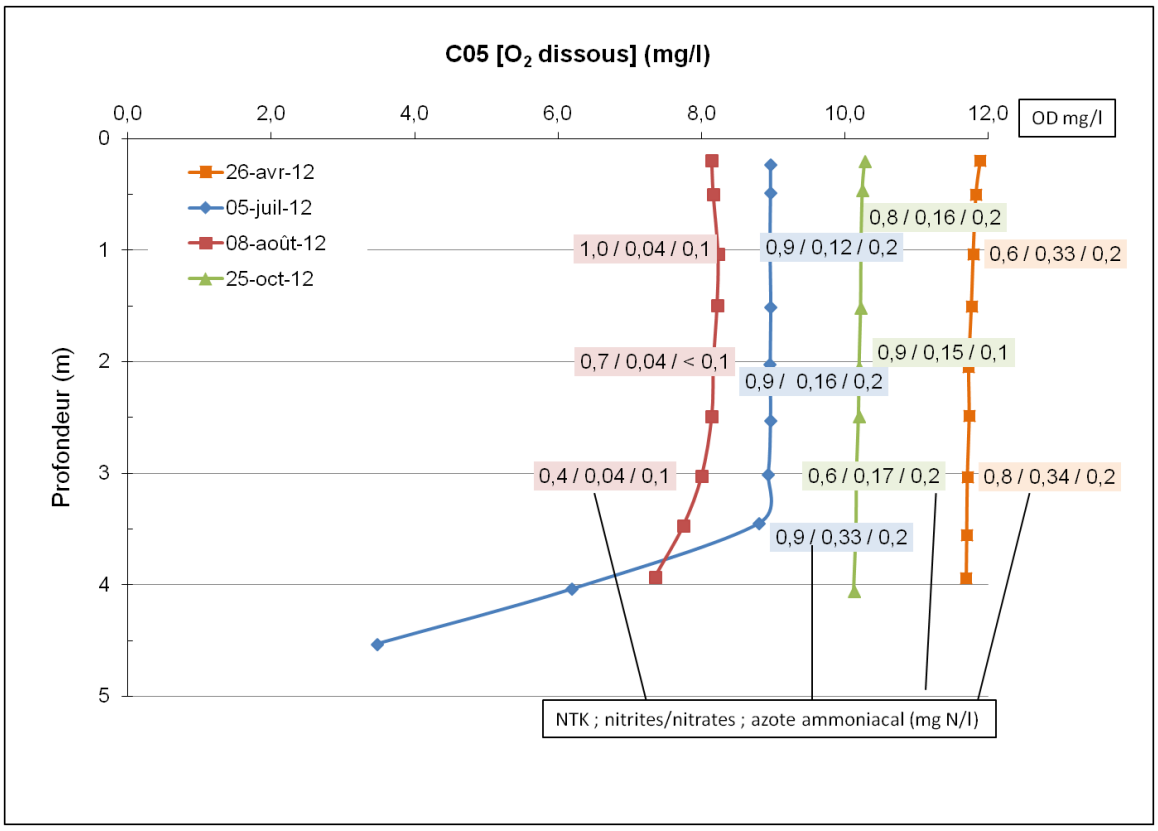


Figure 12 : Profil de l'oxygène dissous à la station C05 et concentrations en NTK, en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal à trois profondeurs et à quatre dates en 2012.

Tableau 4 : Concentrations en NTK (mg N/l) en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012.

Azote total Kjeldahl (mg N/l) au lac Saint-Charles				**NTK bassin nord**								**NTK bassin sud**				
				Stations sur le lac			**Stations en rive**					**Stations sur le lac**		**Stations en rive**		
Date	Moy. NTK lac	Max. NTK lac	Min. NTK lac	C03	C08	C04	SCA	SCB	SCC	SCD	SCE	C05	C01	SCF	SCG	SC0
26-avril-12	0,7	1,2	0,5	0,7	0,6	0,5	0,7	0,7	0,9	1,2	0,7	0,6	0,5	0,6	1,1	0,7
05-juillet-12	1,1	1,4	0,8	0,9	0,8	1,4	1,3	1,3	1,1	1,1	0,8	0,9	1,3	0,9	1,1	1,2
08-août-12	0,6	1,1	0,4	0,4	0,6	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4	0,5	1,0	0,4	0,5	0,6	1,1
25-oct-12	0,9	1,6	0,6	0,6	1,5	1,5	0,8	0,7	0,7	0,6	0,7	0,8	1,6	0,8	1,3	0,7
Moy. saison	0,8	1,3	0,6	0,7	0,9	1,0	0,8	0,8	0,8	0,8	0,7	0,8	1,0	0,7	1,0	0,9
Localisation des stations : voir figure 1 (p. 10).																

Bassin nord

- Selon les moyennes de NTK (0,825 mg N/l) dans l'épilimnion des stations C03, C04 et C08), le bassin nord du lac Saint-Charles serait dans un état eutrophe.
- Selon les valeurs moyennes en rive, le lac se trouverait également dans un état eutrophe (0,775 mg N/l).
- En ce qui concerne la distribution verticale et les concentrations des nitrites/nitrates et de l'azote ammoniacal, les valeurs obtenues ne correspondent pas nécessairement à celles d'un lac eutrophe (Figure 3).
- Au printemps et à l'automne, on observe une distribution verticale assez uniforme de l'azote sous toutes les formes à la station C08 avec des valeurs de NTK et de nitrites/nitrates deux fois plus élevés en octobre qu'en avril. Les valeurs de NH_4 sont à leurs plus faibles en août. Le profil est semblable à la station C03, à l'exception d'une valeur plus élevée (1,3 mg N/l) dans l'hypolimnion le 25 octobre.

Bassin sud

- Selon les moyennes de NTK (0,89 mg N/l) dans l'épilimnion aux stations C05 et C01, le bassin sud du lac Saint-Charles serait dans un état eutrophe.
- Selon les moyennes en rive, le lac se trouverait également dans un état eutrophe (0,89 mg N/l).

Conclusion en bref : Selon les concentrations en NTK, le lac Saint-Charles se situerait dans un état eutrophe. Il est à noter que la moyenne totale saisonnière était plus élevée en 2012 (0,83 mg N/l) qu'en 2011 (0,7 mg N/l). La distribution verticale des concentrations en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal ne correspond pas au profil typique d'un lac eutrophe. Cela peut être attribuable au fait que le prélèvement des échantillons n'a pas été réalisé lors de l'anoxie de l'hypolimnion (septembre), mais plutôt pendant des périodes où il y avait encore présence d'OD.

3.10 Rapport azote/phosphore

Le ratio des nutriments dans un plan d'eau influence la structure de la communauté de phytoplancton. À titre d'exemple, la présence de cyanobactéries dans les communautés de phytoplancton de l'épilimnion est influencée par le ratio N:P (ou rapport azote sur phosphore). De fait, les cyanobactéries seraient plus rares lorsque le ratio N:P dépasse 29 (Figure 13) (Smith, 1983). Le ratio N:P a aussi une incidence sur la dominance d'espèces fixatrices ou non fixatrices d'azote (Huisman & Hulot, 2005).

La dynamique du ratio N:P est influencée par les apports externes en éléments nutritifs, mais aussi par les processus biologiques et chimiques dans le plan d'eau.

Note importante : le ratio N:P comme indicateur d'une présence accrue de cyanobactéries est débattu dans la littérature (Downing et al., 2001; Hakanson et al., 2007). Comme n'importe quel facteur identifié

favorisant la présence de cyanobactéries, il faut considérer les conditions intrinsèques de chaque plan d'eau et effectuer un suivi à long terme. Veuillez également consulter les chapitres 4 et 7 à ce sujet.

La Figure 14 et le Tableau 5 illustrent la variation du ratio N:P au cours de la saison 2012 en surface aux stations en rive et à 1 m du fond aux stations sur le lac. La Figure 15 représente les variations du ratio N:P au cours de la saison de 2011.

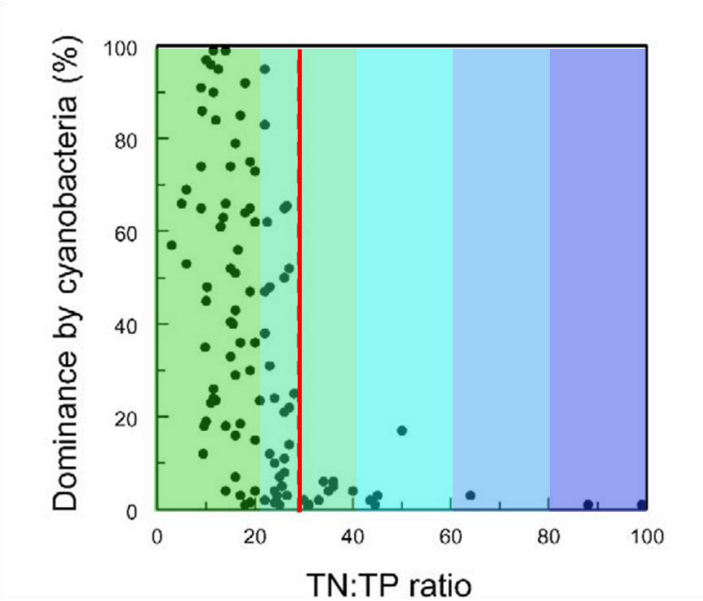


Figure 13 : Relation entre le ratio de l'azote sur le phosphore total et la dominance des cyanobactéries (adapté de Huisman & Hulot, 2005; Smith, 1983)[5].

[5] Le code de couleur utilisé est repris aux cartes à la figure 14.

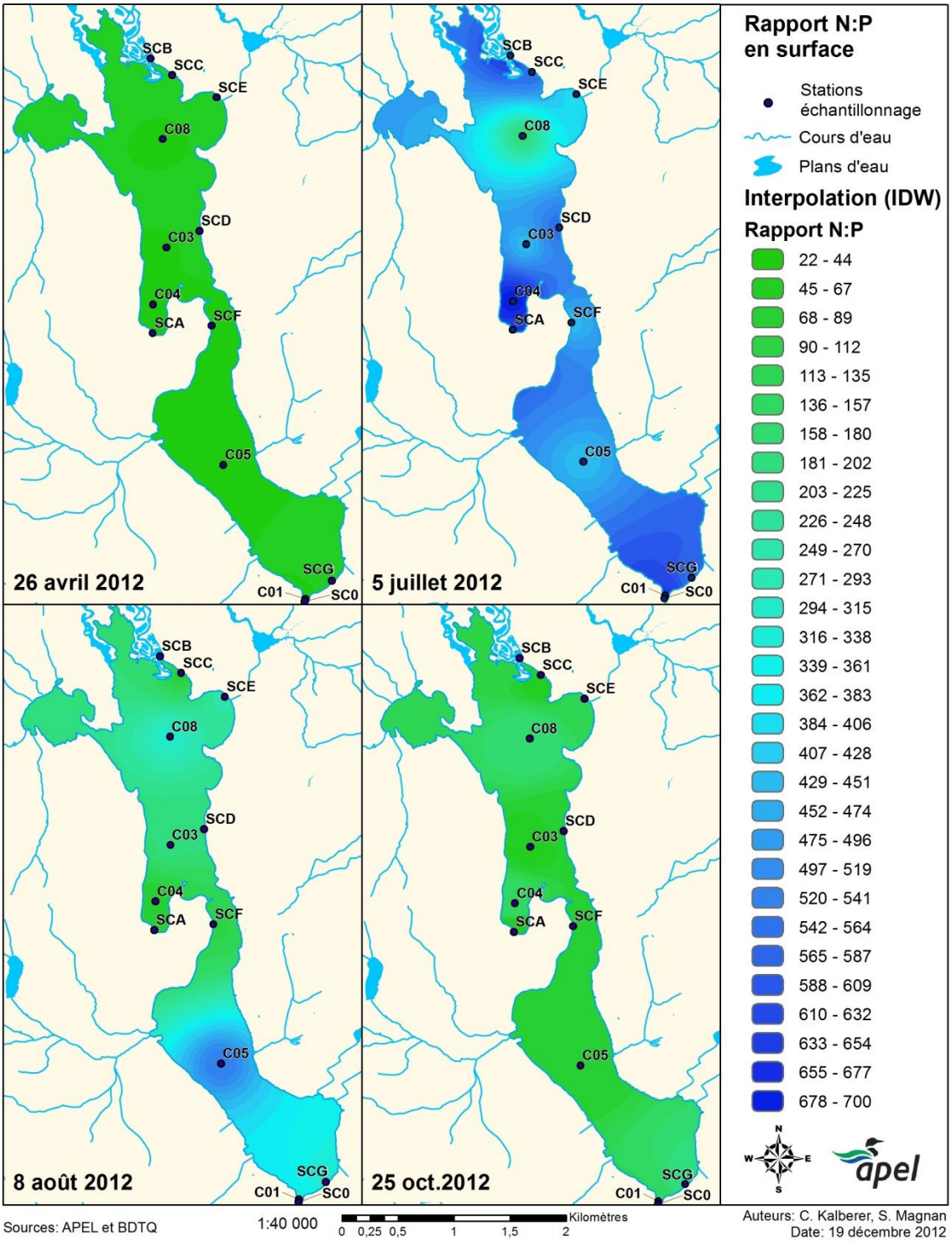


Figure 14 : Rapports N:P au lac Saint-Charles en 2012.

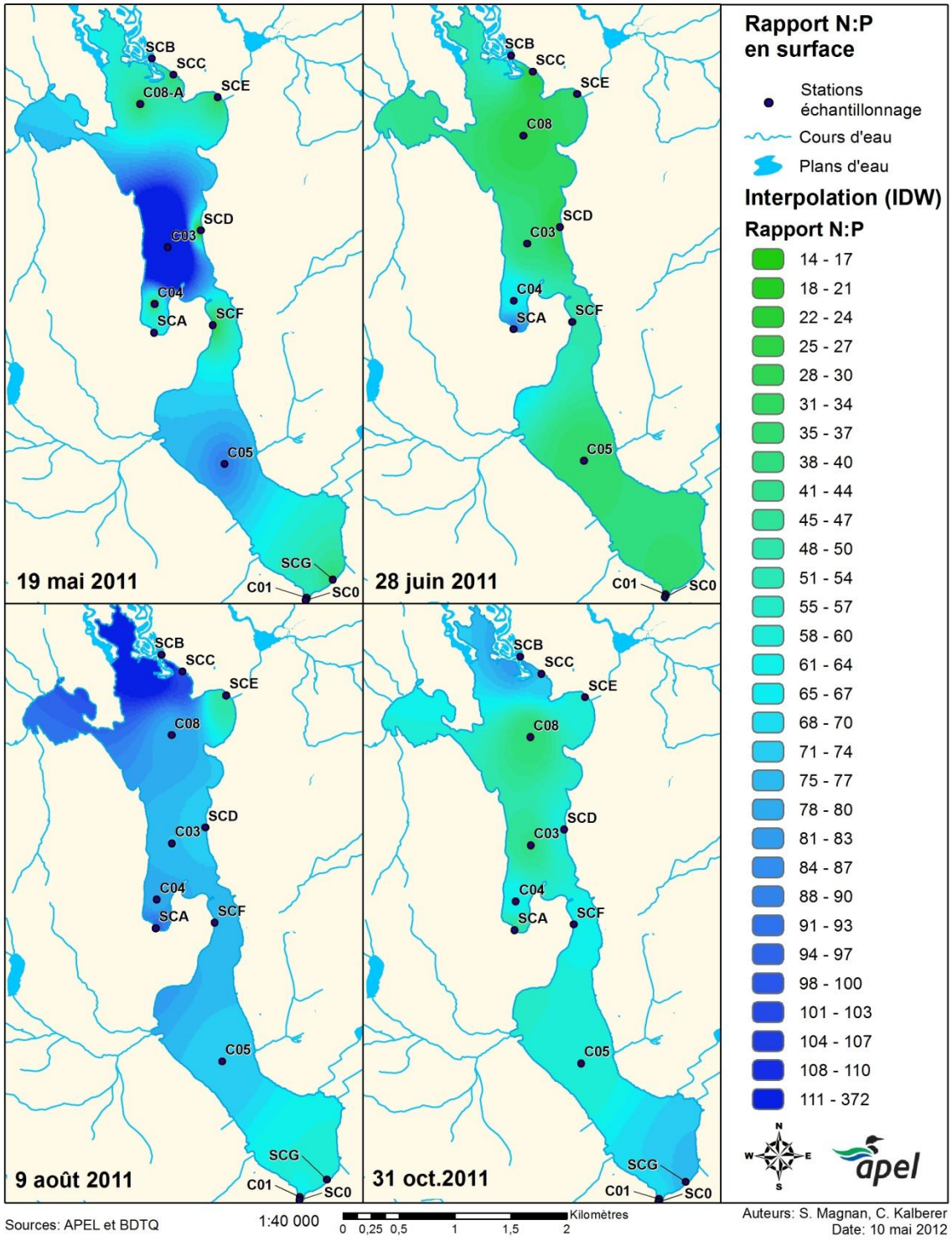


Figure 15 : Rapports N:P au lac Saint-Charles en 2011.

Tableau 5 : Rapports N:P en surface (stations en rive) et à 1 m de profondeur (stations sur le lac) en 2012.

Rapport N:P au lac Saint-Charles				**Rapport N:P bassin nord**								**Rapport N:P bassin sud**				
				Stations sur le lac			**Stations en rive**					**Stations sur le lac**		**Stations en rive**		
Date	Moy.N:P lac	Max.N:P lac	Min.N:P lac	C03	C08	C04	SCA	SCB	SCC	SCD	SCE	C05	C01	SCF	SCG	SC0
26-avril-12	34	56	22	28	28	24	31	34	51	56	36	26	22	22	50	36
05-juillet-12	526	700	182	450	182	700	650	650	550	550	400	450	650	450	550	600
08-août-12	237	550	78	200	300	78	89	200	94	200	250	500	200	122	300	550
25-oct-12	105	200	45	63	172	152	49	106	52	71	113	74	182	82	200	45
Moy. saison	226	377	82	185	171	239	205	248	187	219	200	263	264	169	275	308
Localisation des stations : voir figures 14 et 15.																

Bassin nord

- Le ratio N:P dans le bassin nord est fortement soumis aux variations saisonnières marquées des concentrations en éléments nutritifs. Ainsi, en avril, les concentrations plus élevées en P et un peu plus faibles en N résultent en un ratio moyen de 36. En juillet, une augmentation de la moyenne de N et une réduction de P contribuent à une augmentation du ratio N:P à 517. En août, une diminution de la moyenne de N est responsable de la baisse du ratio N:P à 176. Finalement, en octobre, une hausse combinée des concentrations en N et en P donne lieu à un ratio N:P de 97.
- Il est à noter qu'à la station C08, le ratio N:P plus faible est dû à des concentrations de P de 4,4 µg/l comparativement à 2 µg/l aux autres stations.

Bassin sud

- Le rapport N:P moyen à la station C05 est de 263.
- Le rapport moyen de N:P en avril, en juillet et en octobre est semblable à celui observé dans le bassin nord (respectivement 31, 540 et 117). Or, en août, le rapport N:P est de 334, ce qui est attribuable aux concentrations de N deux fois plus élevées aux stations C05 et C01 qu'aux autres stations.

Conclusion en bref : Le rapport N:P moyen du lac Saint-Charles est passé de 39 en 2008 à 59 en 2011 et à 226 en 2012. Cette tendance haussière s'observe d'ailleurs depuis 1997 (APEL, 2009). Elle serait due à un enrichissement significatif de NT et, spécialement en 2012, à une déplétion de PT durant la période estivale. La déplétion en PT durant la période estivale 2012 est possiblement attribuable à une prolifération accrue des macrophytes (chapitre 5), alors que l'augmentation du NT pourrait être due aux apports des affluents du lac Saint-Charles, des installations septiques et des stations d'épuration des eaux usées (chapitre 2; APEL, 2012). Il est tout aussi possible que cette augmentation du NT soit attribuable (entre autres) à la dominance des cyanobactéries fixatrices d'azote en 2010, 2011 et 2012 (Barica, 1990; Comm. Bird, 2012)[6]. À titre indicatif, la valeur moyenne de NT pour la période de 2007-2011 était de 0,35 mg/l et ne cesse d'augmenter depuis 2008 (Rolland, 2013). Or, des études récentes démontrent que le phénomène de ratios NT : PT élevés s'observe dans plusieurs lacs affectés par les activités anthropiques (Finlay *et al*., 2013).

3.11 Ions chlorure

Au Canada, le sel de voirie le plus largement épandu sur les routes est le chlorure de sodium (NaCl) (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). D'autres sels inorganiques sont également utilisés, comme le chlorure de calcium ($CaCl_2$), le chlorure de potassium (KCl) et le chlorure de magnésium ($MgCl_2$) (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). Tous ces sels se transforment en ions lors de leur contact avec l'eau. L'ion chlorure (Cl^-) est soluble, mobile et

[6] Note : Rappelons que les méthodes d'analyse étaient différentes. Voir note 6.

persistant dans les eaux de surface. Il ne se volatilise pas, ne précipite pas facilement et il ne se fixe pas non plus à la surface des particules (Environnement Canada & Santé Canada, 2001). Ces caractéristiques font en sorte que les chlorures s'accumulent dans les eaux de surface, s'infiltrent dans le sol et polluent ainsi les nappes phréatiques. La présence de cet ion est donc indicatrice d'une contamination de l'eau par des sels de voirie.

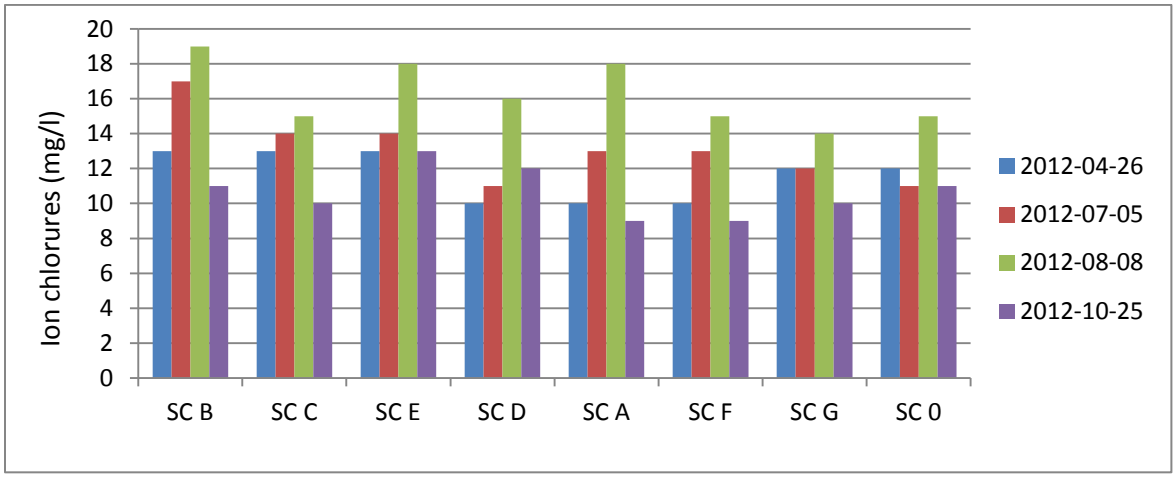


Figure 16 : Concentrations en ions chlorure aux stations en rive (mg/l) en 2012.

Bassin nord

- Les concentrations en ions chlorure variaient selon les saisons, autant en rive que dans la colonne d'eau. Globalement, on a obtenu les plus fortes concentrations en août.
- Les stations à l'entrée de la rivière des Hurons (SCB, SCC et SCE) présentaient des concentrations légèrement plus élevées en juillet et août qu'au printemps. En octobre les concentrations sont les plus faibles à ces stations.

Bassin sud

- Les concentrations en ions chlorure des stations SCG et SC0 ont subi les mêmes variations saisonnières globales que dans le bassin nord.
- En avril, juillet et août, les valeurs étaient légèrement plus basses qu'à l'entrée du lac.

Conclusion en bref : Puisque le dosage des ions chlorure (dans la colonne d'eau et en rive) a été ajouté au suivi du lac Saint-Charles seulement en 2012, il est encore trop tôt pour tirer des conclusions quant aux apports en chlorures par les sels de voirie.

Pour l'instant, la moyenne globale de 13 mg/l n'est pas problématique. Les apports en provenance de la rivière des Hurons seraient par contre à surveiller dans les prochaines années.

4 L'état trophique du lac Saint-Charles

Le Tableau 6 indique le niveau de l'état trophique de 2012 comparativement aux valeurs de 2011 et 2008.

Tableau 6 : Classes des niveaux trophiques du lac Saint-Charles en 2012 (rouge); 2011 (jaune) et 2008 (vert) (notons que des méthodes d'analyse en laboratoire diffèrent pour le PT et le NT entre 2008 d'une part et 2011 et 2012 d'autre part (voir APEL 2009). Rappelons que la chlorophylle α en 2011 et 2012 a été mesurée à l'aide d'une sonde multiparamètres et en 2008 la chlorophylle α a été dosée en laboratoire.

Indicateur	**Classes trophiques**						
Classe principale		**Oligotrophe**		**Mésotrophe**		**Eutrophe**	**Hyper-eutrophe**
Classe secondaire (transition)	**Ultra-oligotrophe**		**Oligo-mésotrophe**		**Méso-eutrophe**		
Phosphore total (µg/l)	< 4	4 - 10 10	7 – 13 (idem 2008)	10 - 30	20 - 35	30 - 100 > 30	> 100
Azote total (µg/l)		< 350		350 - 650		651 - 1200 Idem 2011	> 1200
Chlorophylle α (µg/l)	< 1	1 - 3	2,5 - 3,5	3 - 8 (idem 2008) (idem 2011)	6,5 – 10	8 - 25	> 25
Transparence (m)	> 12	12 - 5	6 - 4	5 - 2,5	3 – 2 (idem 2008) (idem 2011)	2,5 - 1	< 1
Ratio du volume de l'épi- et l'hypolimnion estival		< 1				> 1 (Idem 2008 et 2011)	
Profil de l'oxygène en été (voir figure 5)		Orthograde				Clinograde (idem 2008) (idem 2011)	
% de la consommation estivale d'oxygène dans l'hypolimnion		< 50 % Faible utilisation				> 50 % Forte utilisation (jusqu'à 0 %) (idem 2008) (idem 2011)	
Adapté de : Lampert & Sommer (1999); MDDEFP (2002a); Pott & Remy (2000); Wetzel (2001); Davis et Masten (2004); Schwoerbel & Brendelberger (2005); Galvez-Cloutier, R et M. Sanchez (2007).							

Selon les résultats de 2012, le lac Saint-Charles se situe dans un stade méso-eutrophe si l'on inclut également les résultats sur les cyanobactéries (chapitre 4) et les herbiers aquatiques (chapitre 5).

5 Conclusions et recommandations

En 2012, pour une deuxième année consécutive, l'APEL a réalisé un suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques du lac Saint-Charles toutes les deux semaines à cinq (5) stations sur le lac et à huit (8) stations en rive. Les mêmes protocoles, sondes et laboratoires qu'en 2011 ont été utilisés. Le suivi des éléments nutritifs (phosphore total et composés azotés) s'est fait à quatre reprises : le 25 avril, le 5 juillet, le 8 août et le 25 octobre. S'est ajouté en 2012 le dosage des ions chlorure aux quatre mêmes dates, et ce, pour toutes les stations.

Les résultats sommaires du suivi réalisé en 2012 indiquent que :

- La fonte printanière hâtive, la température ambiante plus élevée, des eaux plus chaudes dans la rivière des Hurons, ainsi qu'un faible régime de précipitations ont contribué à élever de 1 à 3 °C la température moyenne des eaux du lac Saint-Charles par rapport à 2011.
- La stabilité de la colonne d'eau causée par ces températures a certainement contribué aux périodes prolongées de carence en oxygène (< 4 mg/l). Un maximum de 31 % du volume total du lac en hypoxie a été atteint le 29 août. Le pourcentage maximal du volume en anoxie totale (0 mg/l) a été obtenu le 27 septembre et le 9 octobre (16 %). Or, la carence et l'anoxie se sont installées plus tard au cours de la période estivale de 2012 comparativement à 2011, et ce, malgré la fonte des glaces plus hâtive et des températures plus élevées. Aussi, l'hypoxie maximale était moins accentuée en 2012 (31 % du volume du lac) comparativement à 35 % en 2011, mais l'anoxie était plus prononcée en 2012 (16 % du volume) qu'en 2011 (11 % du volume).
- La moyenne de la transparence observée au lac Saint-Charles en 2012 permet de catégoriser le lac dans un stade méso-eutrophe selon l'échelle proposée par le MDDEFP. Or il est important de se rappeler que la transparence du lac Saint-Charles est affecté par sa coloration et par des apports de sédiments en provenance de la rivière des Hurons. Dans ce type de lac fortement influencé par la matière organique dissoute colorée, la transparence ne peut pas être utilisée comme indice de la biomasse algale dans la colonne d'eau (Wantanbe et al., 2014). La pluviométrie semble avoir moins affecté la transparence en 2012 qu'en 2011. Ceci est possiblement dû à la pluviométrie généralement plus faible et moins fréquente et la fin d'une grande partie des travaux sur l'autoroute 73.
- Au point de vue du paramètre de la Chl *a*, le lac Saint-Charles se trouverait au stade mésotrophe. Les valeurs maximales et moyennes sont très semblables à celles observées en 2011.
- La turbidité était très élevée à la fin de l'été et à l'automne dans le bassin nord, atteignant jusqu'à 20 - 30 NTU. Il est possible que cette turbidité provienne en partie de la dégradation de la matière organique provenant des herbiers aquatiques, des marais du Nord, des rives (feuilles, rognures de gazon, etc.) et de la rivière des Hurons. La

dégradation de la matière organique pourrait également avoir contribué à l'anoxie observée pendant la même période.

- Le profil clinograde du pH (valeurs plus élevées dans l'épilimnion et dans la zone photique que dans l'hypolimnion) au lac Saint-Charles est souvent observé dans les eaux productives (voir chapitre 7 pour les analyses relatives au pH et à son incidence sur la présence de cyanobactéries).
- En 2012, la conductivité diminuait avec la profondeur selon un profil de type clinograde, suggérant une répartition inégale des minéraux en solution dans les différentes couches de la masse d'eau. Or, cette distribution est inversée par rapport à 2011, où les valeurs de la conductivité augmentaient plutôt vers le fond. Les profils obtenus en 2011 correspondaient alors davantage à ceux établis en 2009. Les différences interannuelles pourraient être attribuables aux régimes de précipitations inégaux.
- Les valeurs de PT étaient maximales le 26 avril 2012, lors du mélange printanier (moyenne d'épilimnion et de surface de 21,8 µg/l). Durant les mois d'été (5 juillet et 8 août), le PT était généralement sous la limite de détection de 4 µg/l. Lors du mélange automnal, le 25 octobre, la moyenne dans l'épilimnion et en surface était de 9,23 µg/l. Malgré le fait que les prélèvements ont été faits dans les mêmes conditions et presque à pareille date qu'en 2011, on observe une différence entre les maxima des deux années (en 2011, le maximum en PT était observé en juin). Aussi, on observe en 2012 une déplétion de PT durant les mois d'été, qui pourrait être en partie attribuable à une activité biologique plus importante : développement accru des herbiers aquatiques, cyanobactéries davantage présentes, températures plus chaudes, moins de précipitations (donc moins d'apports externes), etc.
- Du point de vue du NTK, le lac Saint-Charles se situerait dans un état eutrophe. Il est à noter que la moyenne saisonnière était plus élevée en 2012 (0,83 mg N/l) qu'en 2011 (0,7 mg N/l). Pourtant, la distribution verticale des concentrations en nitrites/nitrates et en azote ammoniacal ne présente pas un profil typique de lac eutrophe, ce qui pourrait être attribuable au fait que les prélèvements n'ont pas été réalisés lors de l'anoxie complète de l'hypolimnion (en septembre).
- Le rapport N:P moyen au lac Saint-Charles est passé de 39 en 2008 à 59 en 2011, puis à 226 en 2012. Cette tendance haussière s'observe d'ailleurs depuis 1997 (APEL, 2009). Elle serait due à un enrichissement significatif de NT et, spécialement en 2012, à une déplétion de PT durant la période estivale. La déplétion en PT durant la période estivale 2012 est possiblement attribuable à une prolifération accrue des macrophytes (chapitre 5), alors que l'augmentation du NT pourrait être due aux apports des petits affluents du lac Saint-Charles et des usines d'épuration des eaux usées (chapitre 2; APEL, 2012). Il est tout aussi possible que cette augmentation du NT soit attribuable (entre autres) à la dominance des cyanobactéries fixatrices d'azote en 2010, 2011 et 2012 (Barica, 1990; Comm. Bird, 2012)[7]. À titre indicatif, la valeur moyenne de NT pour la

[7] Note : Rappelons que les méthodes d'analyse étaient différentes. Voir note 6.

période de 2007-2011 était de 0,35 mg/l et ne cesse d'augmenter depuis 2008 (Rolland, 2013). Or, des études récentes démontrent que le phénomène de ratios NT : PT élevés s'observe dans plusieurs lacs affectés par les activités anthropiques (Finlay *et al*., 2013).

- Puisque le dosage des ions chlorure (dans la colonne d'eau et en rive) a été ajouté au suivi du lac Saint-Charles seulement en 2012, il est encore trop tôt pour tirer des conclusions quant aux apports en chlorures par les sels de voirie. Pour l'instant, la moyenne globale de 13 mg/l n'est pas problématique. Les apports en provenance de la rivière des Hurons seraient par contre à surveiller dans les prochaines années.

5.1 Recommandations

Les recommandations issues de l'analyse des données sur l'état trophique et les ions chlorure au lac Saint-Charles sont les suivantes :

- Réduire les apports externes en éléments nutritifs et en matières en suspension par les cours d'eau, les terrains riverains et les usines d'épuration des eaux usées (consulter le chapitre 2 pour le détail des recommandations). Il serait important de porter une attention particulière aux apports de composés azotés.
- Poursuivre le reboisement des rives du lac Saint-Charles (consulter le chapitre 6 pour le détail des recommandations) et de ses affluents (notamment la rivière des Hurons) afin de réduire la température des eaux et d'augmenter la capacité de filtration des bandes riveraines.
- Considérant que les variations interannuelles sont importantes pour plusieurs paramètres, il serait pertinent de poursuivre le présent suivi à court, moyen et long terme afin de connaître l'évolution réelle du lac Saint-Charles. Pour l'instant, le suivi est assuré jusqu'en 2016.
- Vérifier si un surplus de matière organique dans la fosse du bassin nord contribue à la turbidité et à la déplétion en oxygène dissous. Ce projet de recherche est prévu pour l'automne 2013.

Références

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

APEL (2012) *Suivi des rivières du bassin versant de la rivière Saint-Charles – Campagne 2011*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 127 p.

BARICA, J. (1990). Seasonal variabilty of N:P ratios in eutrophic lakes. Hydrobiolgia 191 : 97-103.

BEHMEL (2010). *Proposition d'un programme de suivi de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec.* Essai de maîtrise réalisé dans le cadre de la maîtrise en géographie appliquée. Université Laval, 426 p.

BIRD, David Phd. Université du Québec à Montréal. Comm. lors du forum de transfert des connaissances sur les cyanobactéries (9 février 2012). Titre de la conférence : ***La distribution spatiale des proliférations de cyanobactéries : surveillance et gestion de risques.*** **Résumé disponible au site Web :** http://www.fqrnt.gouv.qc.ca/partenariatsInnovation/partenariats/forums/Cyanobacteries2012/Resumes/Resume_Bird_forum_9fevrier2012.pdf

DAVIS, L. Mackenzie et Susan J. MASTEN. 2004. *Principles of Environmental Engineering and Science*. McGrawHill, New York.

DOWNING, John, A., Susan B. WATSON et Edward McCauley. 2001. *Predicting Cyanobacteria in lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58 : 1905-1908.

Environnement Canada et Santé Canada (2001). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Liste de substances d'intérêt prioritaires : Rapport d'évaluation : Sels de voirie.* 188 p.

ESRI France, 2011. [En ligne] http://www.esrifrance.fr/ pages consultés en octobre 2011.

FINLAY, J. C., G. E. SMALL, et R. W. STERNER (2013). *Human influences on nitrogen removal in lakes*. Science 342 : 247-50.

GALVEZ-CLOUTIER, R. et M. SANCHEZ (2007). Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Québec, Canada: Monitoring and Recommendations. Water Qual. Res.J.. 42(4) : 252-268.

HAKANSON, L., Bryhn, A. C. et HYTTEBORN, J. K. (2007) *On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems*. Sci. Total Environ., 379, 89–108.

HUISMAN, Jeff et Florence D. HULOT. 2005. Population Dynamics of harmful Cyanobacteria : Factors affecting species composition. Dans : HUISMAN, J., H.C.P. Matthijs et P.M. VISSTER (eds.).2005. *Harmful Cyanobacteria*, 143-176. Netherlands, Springer.

LAMPERT, Winfried et Ulrich SOMMER (1999) *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart - New York 489 p.

MDDEFP (2002 a) *Le Réseau de surveillance volontaire des lacs.* [En ligne] http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm pages consultés en janvier 2013.

MDDEFP (2002 b) *Critères de qualité de l'eau de surface.* [En ligne] http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp pages consultés en janvier 2013.

POTT, R. et D. REMY (2000). *Gewässer des Binnenlandes: Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht.* Stuttgart : Eugen Ulmer GmbH & Co.

ROLLAND, D. C. (2013). *La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le lac Saint-Charles, Québec, Canada) : variabilité et facteurs de contrôle*. Université Laval.

SCHWOERBEL l, J. et BRENDELBERGER, H. 2005. *Einfuehrung in die Limnologie.* München : Elsevier Inc. 340 p.

SMELTZER Eric, WALKER, William W. Jr. et Virginia GARRISON (1989) *Eleven Years of Lake Eutrophication Monitoring in Vermont: A Critical Review*. Enhancing States' Lake Management Programs, 1989, 53-62. Proc. National Conference, Chicago IL, May 12-13, 1988.

SMITH, V.H. (1983) *Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue green algue in lake phytoplankton.* Science 221,669 -671.

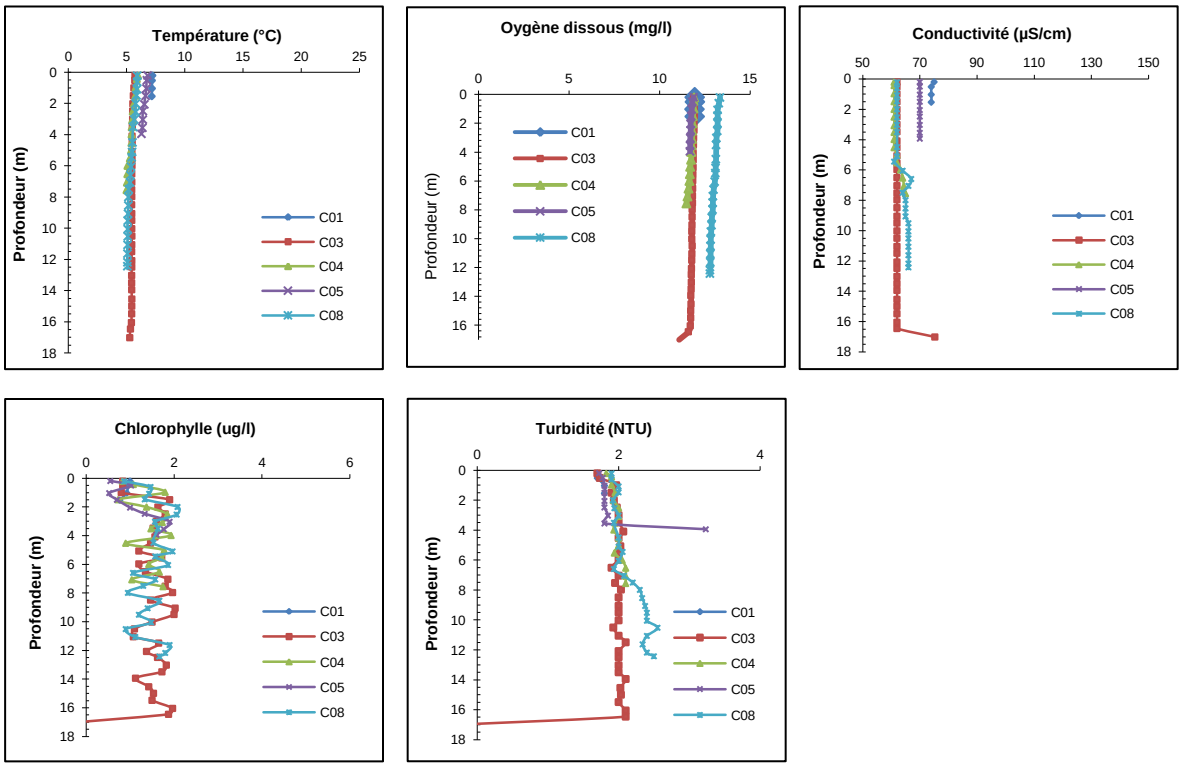
Watanabe, S. (2011). La couleur de l'eau et la transmission de la lumière dans les écosystèmes lacustres. Thèse. Université Laval.

WATANABE, S., LAURION, I., MARKAGER, S. & W. F. VINCENT (2014). *Abiotic control of underwater light in a drinking water reservoir: Application of photon budget analysis and implications for water quality monitoring* (manuscrit soumis).

WETZEL, Robert G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems.* Academic Press: San Diego, California.

Annexes

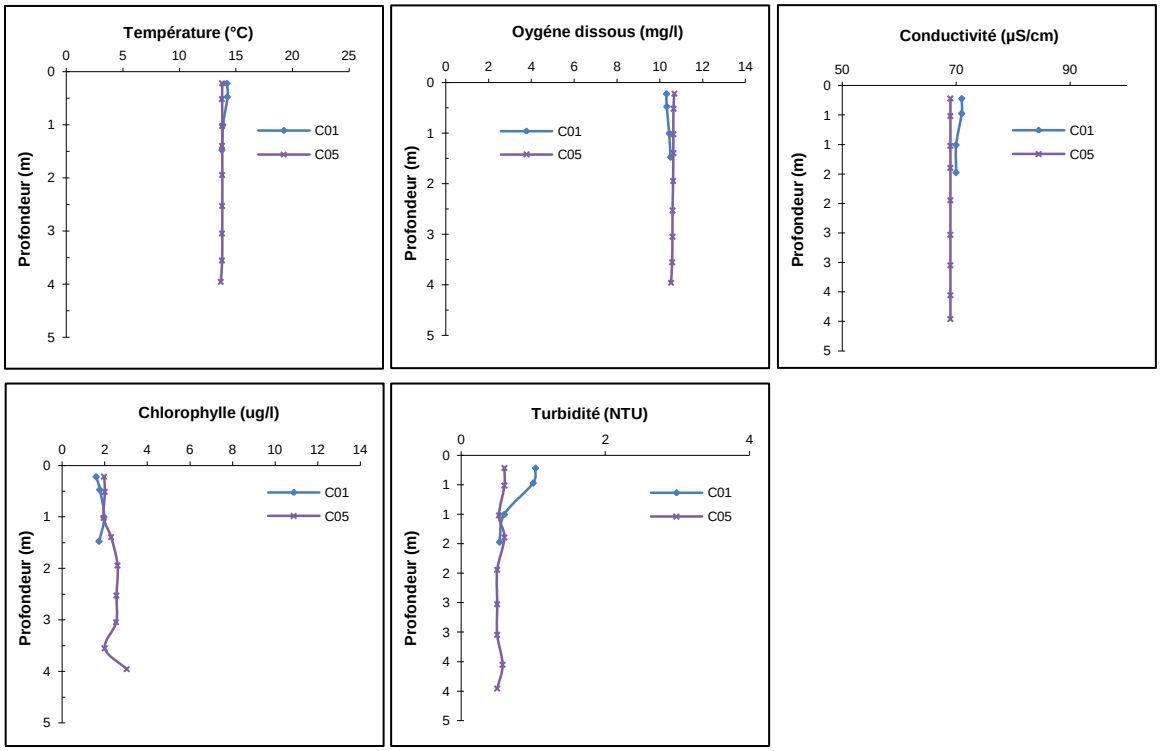
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (26 avril 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:45	08:31	11:30	13:00	10:12
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Ciel variable	Soleil	Ciel variable
T. air (°C)	13,3	11,0	12,1	13,0	11,5
Précipitations	0 - 24 h	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules	Petites
Vents	Moyen	Faibles	Moyens	Moyens	Moyens
Secchi (m)	1,9 (fond)	2,15	2,35	2,35	2,15
Commentaires	Pas de cyanobactéries observées			Pas de cyanobactéries observées	Pas de cyanobactéries observées

Figure 17 : Profils et contextes (26 avril 2012).

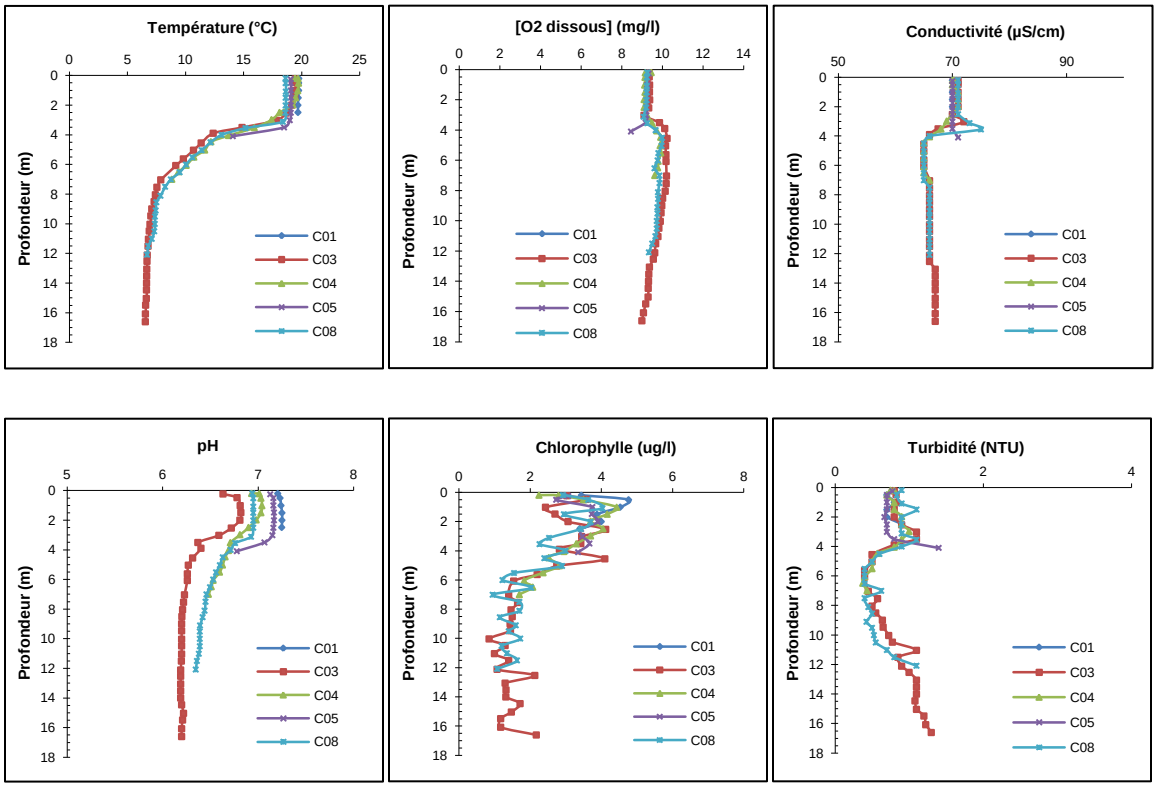
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (17 mai 2012)



Contextes	C01	C05	C03	C04	C08
Heure	08:00	08:53	Échantillonnage impossible en raison des conditions météorologiques.		
Ensoleillement	Ciel variable	Ciel variable			
T. air (°C)	11,1	9,5			
Précipitations	0 - 24 h	Idem			
Vagues	Ridules	Moutons			
Vents	Moyens	Forts			
Secchi (m)	1,8 (fond)	3,0			
Commentaires	Orage important la veille				

Figure 18 : Profils et contextes (17 mai 2012).

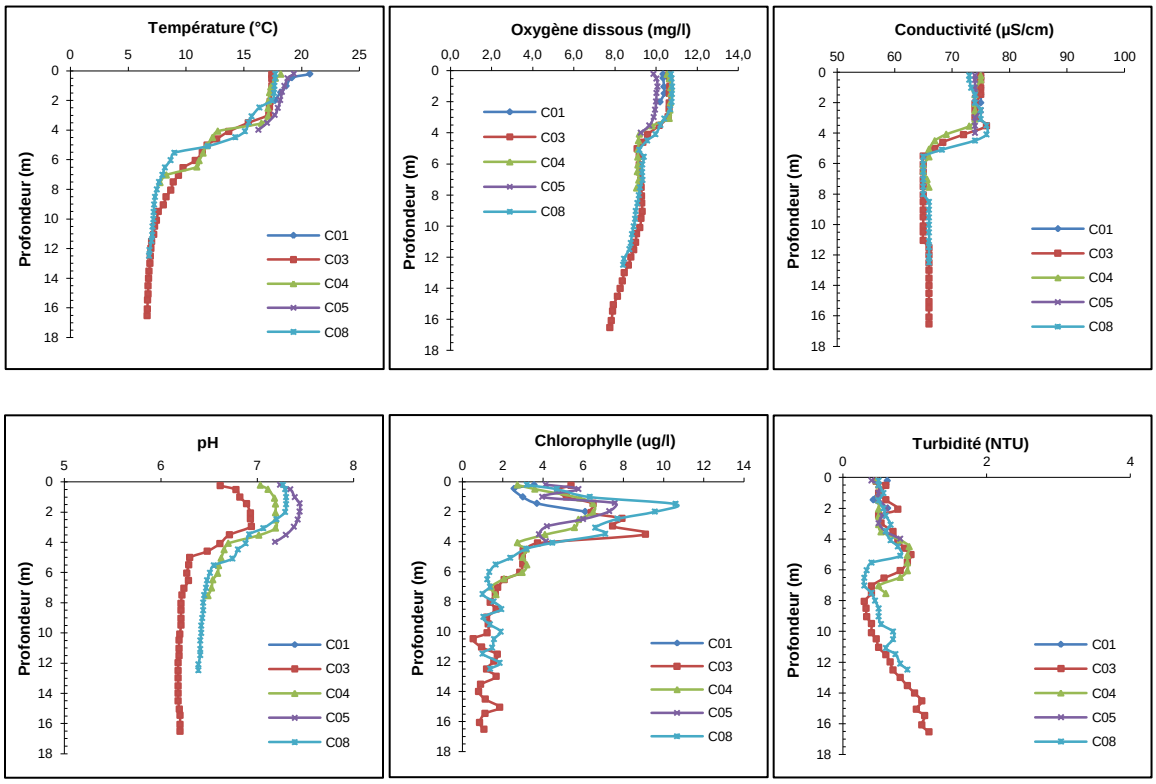
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (28 mai 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	12:52	08:27	10:45	12:00	10:00
Ensoleillement	Nuageux	Nuageux	Nuageux	Nuageux	Nuageux
T. air (°C)	12,8	12,1	11,5	10,7	11,4
Précipitations	Sec (> 48 h)	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Miroir	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Faibles	Faibles	Faibles	Faibles	Faibles
Secchi (m)	2,7 (fond)	2,65	2,65	2,65	2,55
Commentaires					

Figure 19 : Profils et contextes (28 mai 2012).

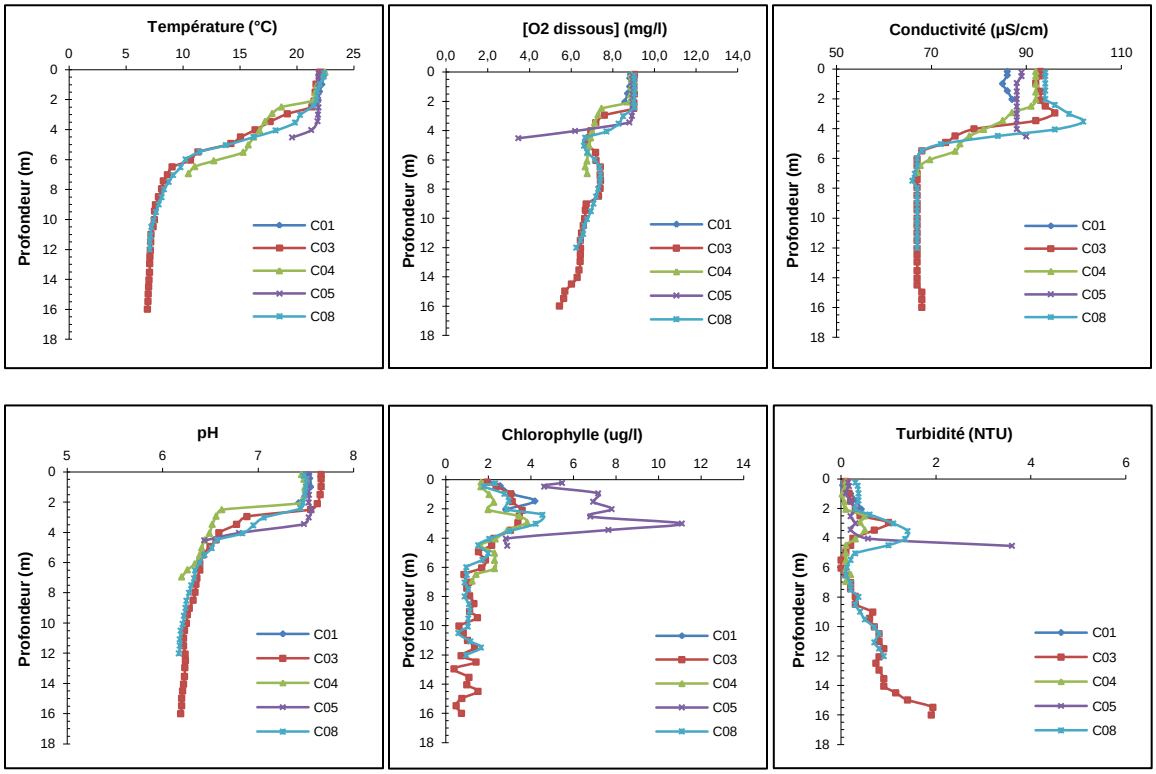
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (11 juin 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	12:57	08:26	10:50	12:05	09:46
Ensoleillement	Soleil	Nuageux	Ciel variable	Ciel variable	Ciel variable
T. air (°C)	20,5	22,2	17,0	17,2	14,8
Précipitations	Jour même	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Miroir	Miroir	Miroir	Miroir	Ridules
Vents	Faibles	Absents	Faibles	Absents	Faibles
Secchi (m)	2,3 (fond)	2,15	2,65	Non disponible	2,35
Commentaires	Courant provoqué par le barrage				

Figure 20 : Profils et contextes (11 juin 2012).

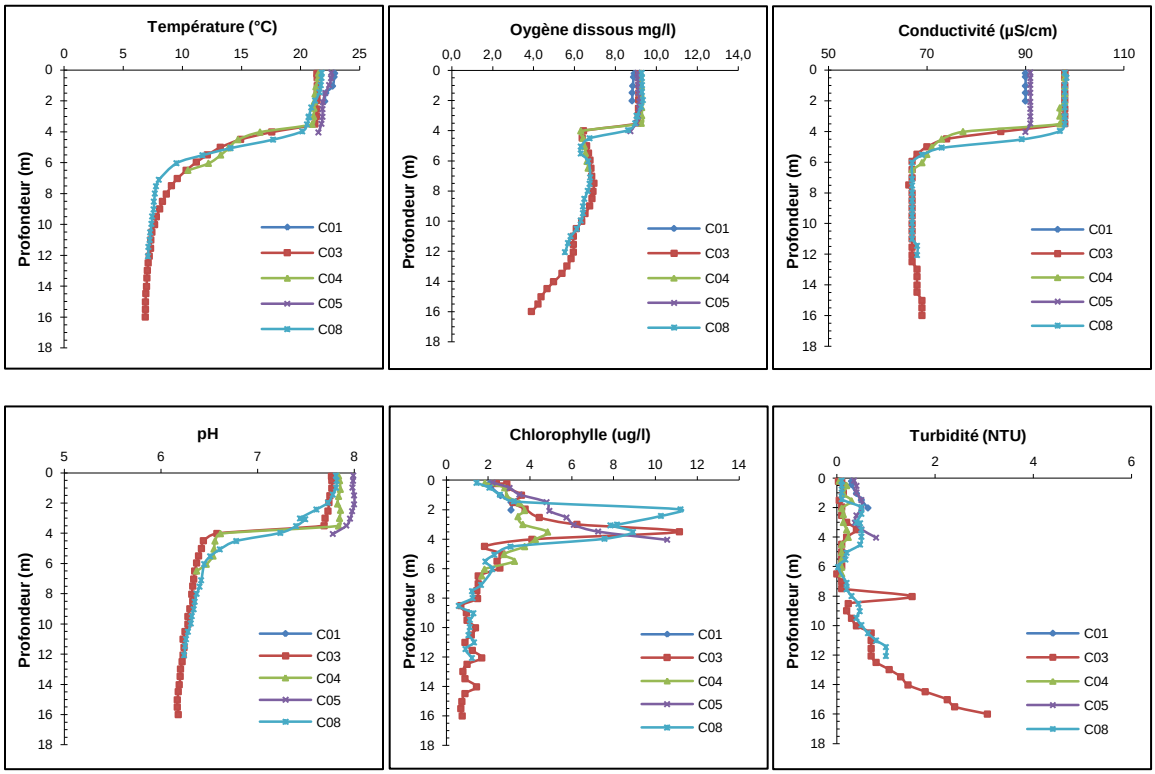
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (5 juillet 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	09:15	10:35	12:55	08:15	11:43
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	21,0	22,5	21,6	20,7	20,4
Précipitations	0 - 24 h	Idem	Idem	Idem	idem
Vagues	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Faibles	Faibles	Moyens	Faibles	Faibles
Secchi (m)	2,3 (fond)	3,15	2,57	3,12	3,15
Commentaires			Transfert d'eau de bouteille en bouteille (augmentation de la marge d'erreur des résultats)		

Figure 21 : Profils et contextes (5 juillet 2012).

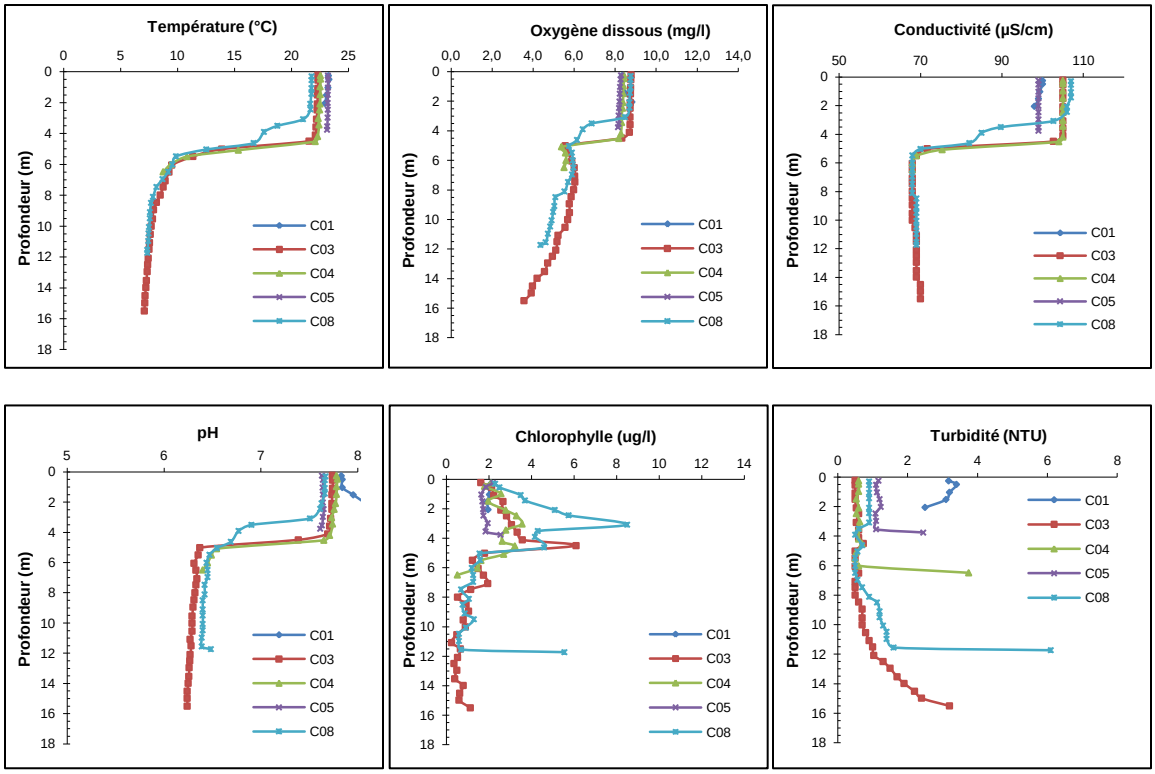
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (12 juillet 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	12:32	08:00	10:30	11:30	09:22
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	21,0	19,8	18,8	22,0	17,3
Précipitations	Sec (> 48 h)	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Miroir	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Faibles	Absents	Moyens	Moyens à forts	Faibles
Secchi (m)	Fond	3,15	Non disponible	2,95	3,15
Commentaires	Travaux au barrage et pas de pluie depuis environ 10 jours	Pas de pluie depuis environ 10 jours			

Figure 22 : Profils et contextes (12 juillet 2012).

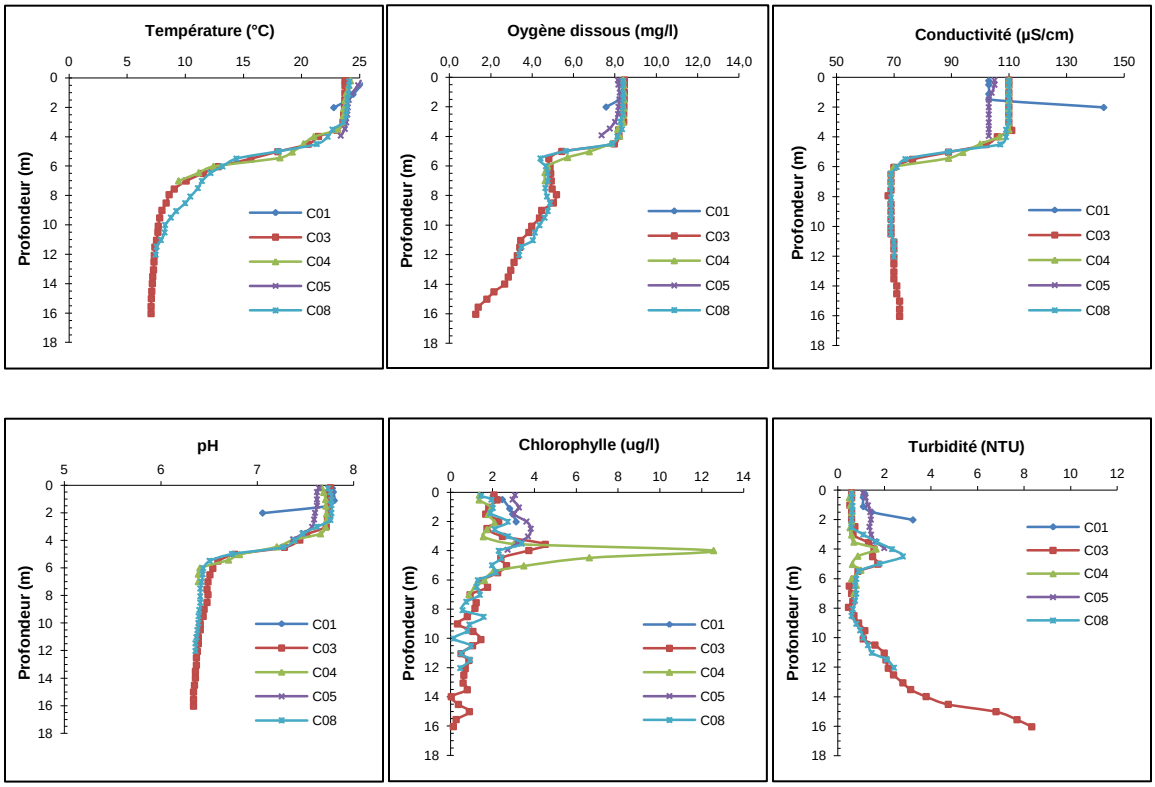
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (25 juillet 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:00	08:10	09:15	12:15	10:27
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	19,3	15,8	15,8	21,1	16,0
Précipitations	Sec (> 48 h)	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Moutons	Petites	Moutons	Moutons	Petites
Vents	Moyens	Forts	Forts	Forts	Forts
Secchi (m)	Fond	2,85	3,45	3,15	3,05
Commentaires					

Figure 23 : Profils et contextes (25 juillet 2012).

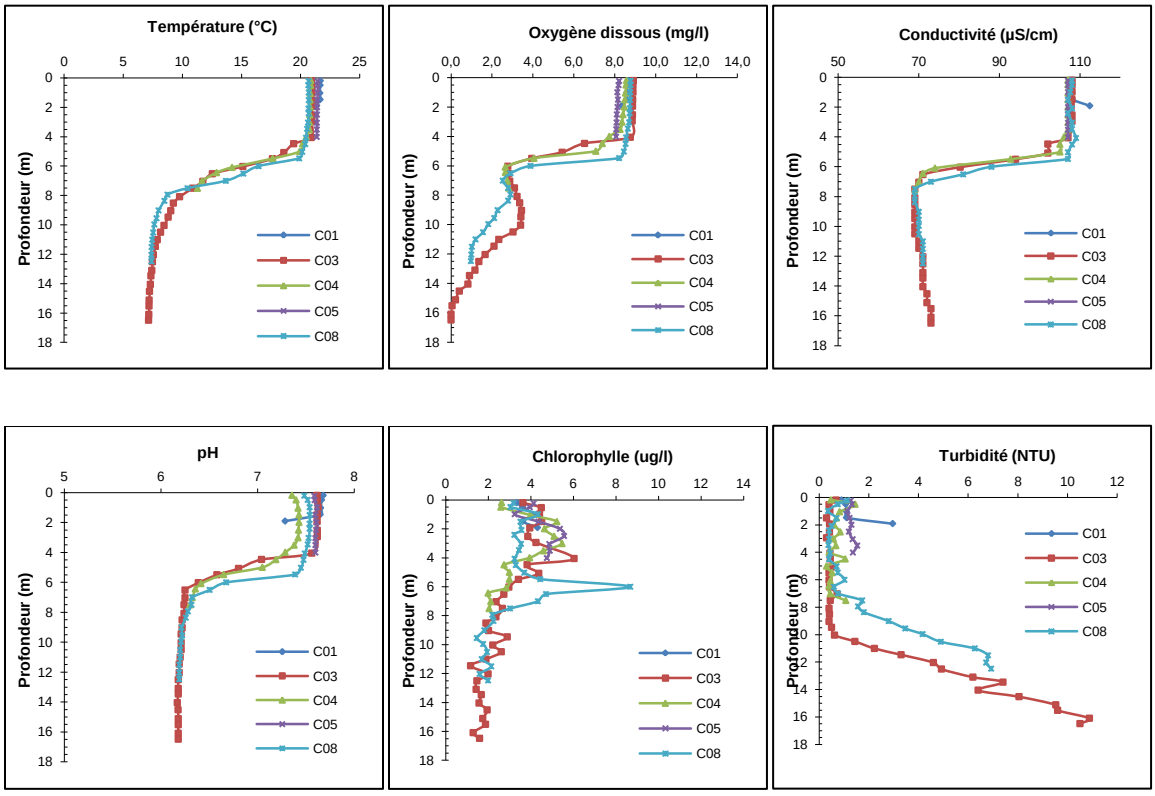
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (8 août 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:22	08:10	10:59	12:35	09:38
Ensoleillement	Ciel variable	Soleil	Ciel variable	Ciel variable	Ciel variable
T. air (°C)	22,5	18,9	19,5	24,5	20,5
Précipitations	0 - 24 h	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Miroir	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Faibles	Faibles	Faibles	Faibles	Faibles
Secchi (m)	2,0 (fond)	3,65	3,95	2,85	3,35
Commentaires					

Figure 24 : Profils et contextes (8 août 2012).

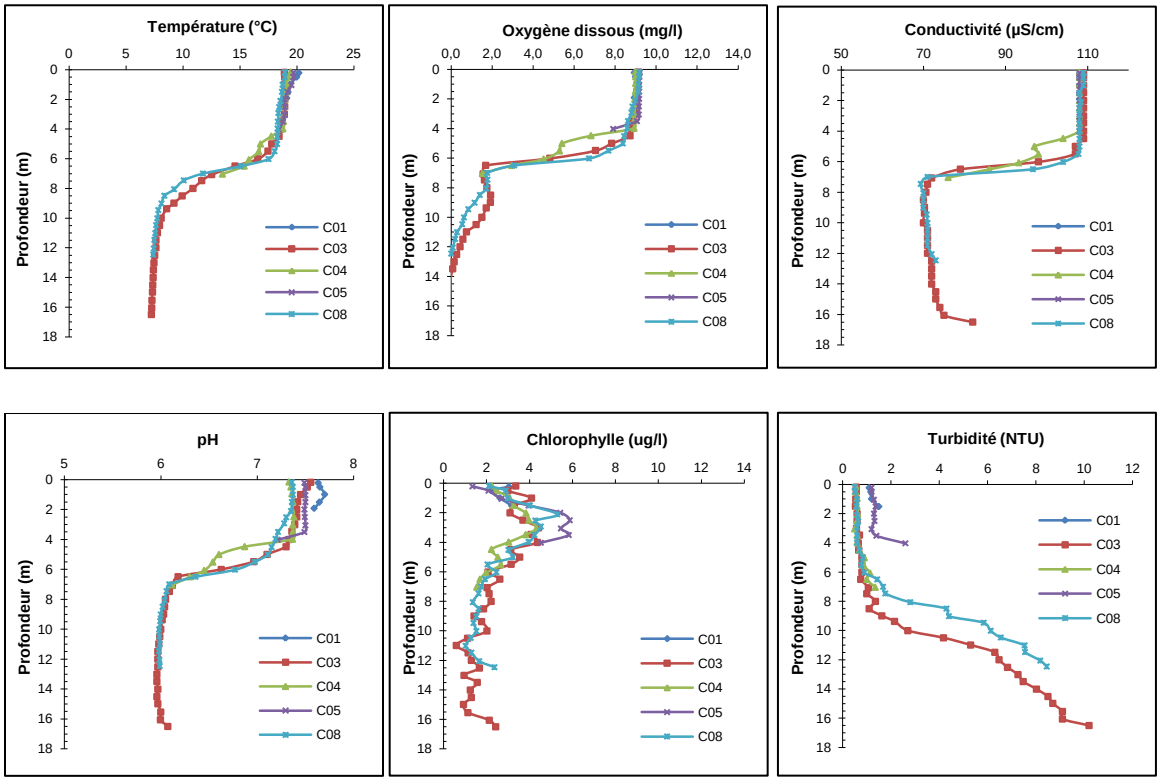
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (29 août 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:00	07:52	10:30	12:13	09:20
Ensoleillement	Nuageux	Nuageux	Nuageux	Soleil	Nuageux
T. air (°C)	17,1	13,0	14,6	18,5	12,5
Précipitations	24 - 48 h	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Moutons	Ridules	Ridules	Moutons	Ridules
Vents	Forts	Faibles	Faibles	Moyens	Faibles
Secchi (m)	2,3 (fond)	3,05	3,05	2,25	3,25
Commentaires					

Figure 25 : Profils et contextes (29 août 2012).

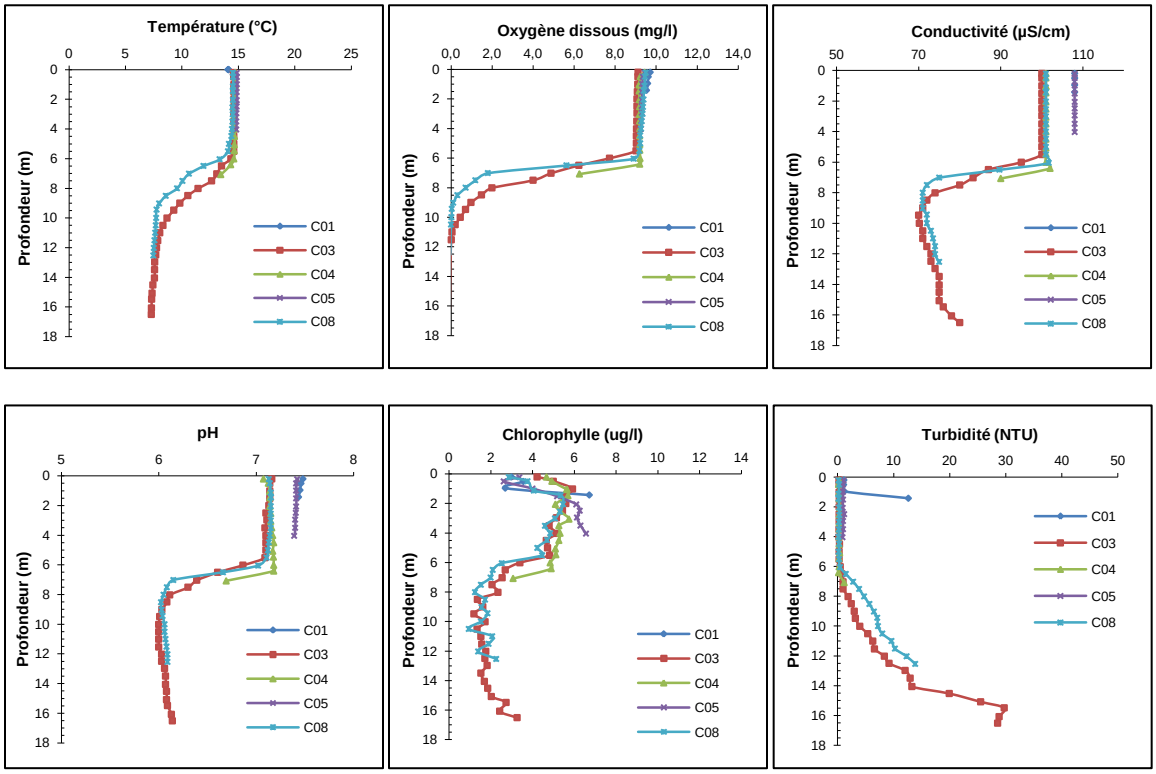
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (13 septembre 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:15	08:15	11:00	12:34	09:47
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	19,0	15,4	17,0	20,0	16,1
Précipitations	Sec (> 48 h)	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Miroir	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Faibles	Absents	Faibles	Faibles	Faibles
Secchi (m)	2,1 (fond)	3,25	2,95	2,45	3,25
Commentaires					

Figure 26 : Profils et contextes (13 septembre 2012).

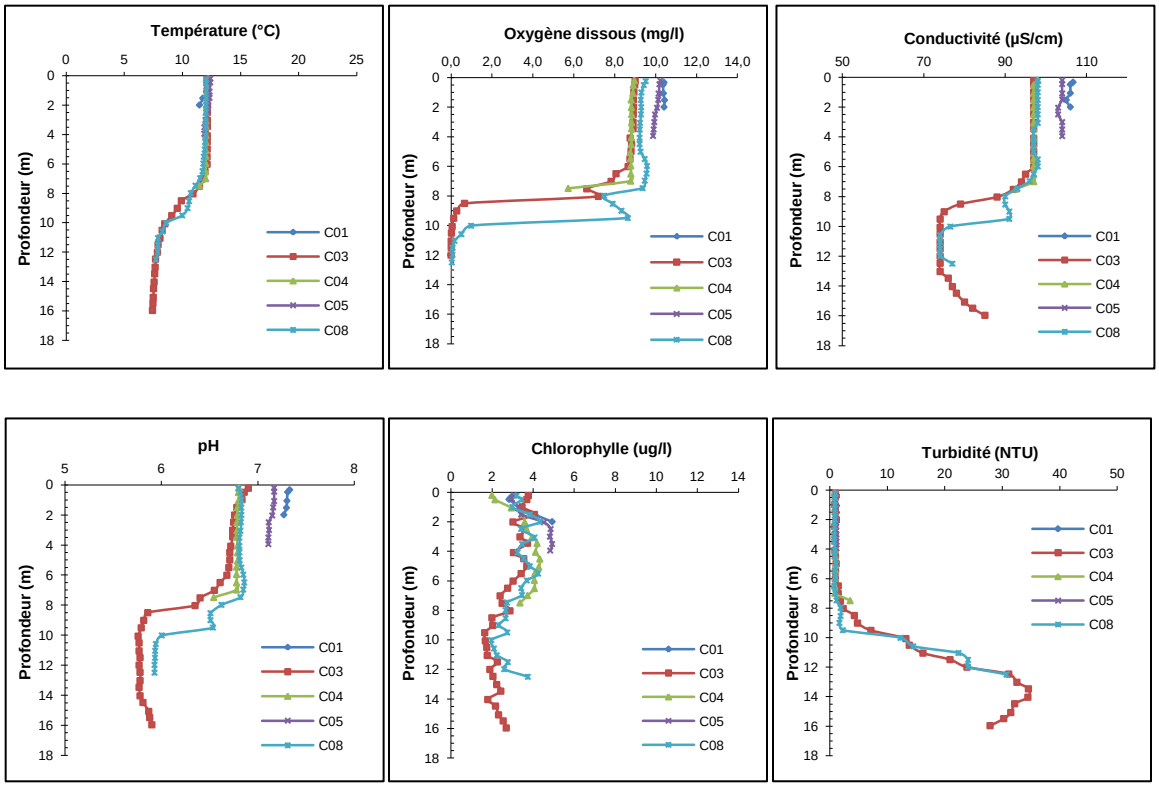
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (27 septembre 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:02	08:10	10:50	12:12	09:45
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	9,4	9,7	9,0	11,7	9,0
Précipitations	0 - 24 h	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Petites	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules
Vents	Moyens	Moyens	Faibles	Moyens	Faibles
Secchi (m)	1,7 (fond)	2,85	2,65	2,55	2,45
Commentaires	Échantillonnage effectué plus à gauche (sens d'écoulement) que la station habituelle à cause de la construction du barrage.				

Figure 27 : Profils et contextes (27 septembre 2012).

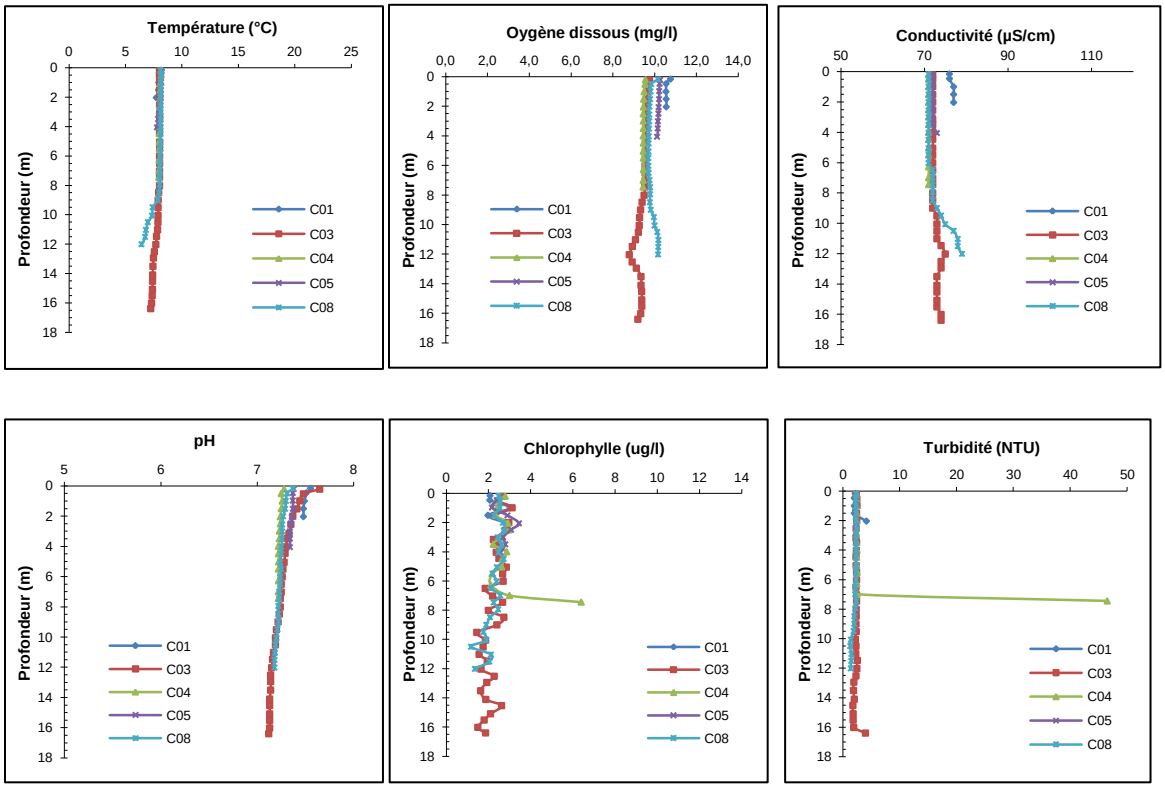
Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (9 octobre 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	12:40	07:57	10:13	11:55	09:10
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	9,9	7,8	6,4	9,7	5,6
Précipitations	24 - 48 h	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Ridules	Ridules	Ridules	Miroir
Vents	Faibles	Absents	Faibles	Faibles	Absents
Secchi (m)	2,5 (fond)	2,95	3,15	2,95	3,15
Commentaires					

Figure 28 : Profils et contextes (9 octobre 2012).

Profils des données de la sonde multiparamétrique aux cinq stations du lac Saint-Charles (25 octobre 2012)



Contextes	C01	C03	C04	C05	C08
Heure	13:18	08:10	10:45	12:25	09:28
Ensoleillement	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
T. air (°C)	6,9	4,7	5,3	6,5	2,9
Précipitations	Sec (> 48 h)	Idem	Idem	Idem	Idem
Vagues	Ridules	Ridules	Miroir	Ridules	Miroir
Vents	Faibles	Faibles	Moyens	Moyens	Absents
Secchi (m)	2,3	1,45	1,75	1,35	1,45
Commentaires					

Figure 29 : Profils et contextes (25 octobre 2012).

APEL 2014

Chapitre 4

Suivi des communautés cyanobactériennes

Rédaction et analyse

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Échantillonnage et travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL

Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL

Cartographie et figures

Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole*

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Résumé

Depuis octobre 2006, le lac Saint-Charles, principal réservoir d'eau potable de la ville de Québec, connaît sporadiquement des épisodes de floraison de cyanobactéries. Comme les fleurs d'eau répertoriées sont susceptibles de contenir des espèces à potentiel toxique, leur impact sur la qualité de la ressource eau et sur la santé humaine reste préoccupant pour les autorités municipales. Dans ce contexte, des programmes de surveillance ont été progressivement mis en place, notamment par l'APEL, qui a été mandatée par la Ville de Québec pour assurer un suivi triennal des cyanobactéries au lac Saint-Charles (2010-2013). Après avoir élaboré, testé et affiné la méthodologie en 2010-2011, un suivi régulier et systématisé a pu être mis en œuvre en 2012.

Au moyen de ce programme de suivi des cyanobactéries, l'APEL vise non seulement à détecter rapidement les floraisons de cyanobactéries, à tester leur toxicité et à transmettre l'information aux autorités, mais surtout à améliorer les connaissances sur la composition et le comportement des communautés cyanobactériennes du plan d'eau.

Concrètement, le programme comportait en 2012 la visite quotidienne (en semaine) d'une station en rive à la baie de l'Écho et la visite aux deux semaines de huit stations en rive, cinq stations en lac et cinq affluents du lac Saint-Charles. Différents paramètres physico-chimiques étaient systématiquement mesurés à l'aide de sondes multiparamétriques et des échantillons étaient prélevés (fréquence variable selon la station) pour le dosage des nutriments et le décompte des cellules en laboratoire. Plusieurs données contextuelles étaient également relevées à chaque sortie de terrain. En cas de détection d'une fleur d'eau, le personnel de l'APEL procédait à un échantillonnage supplémentaire, à un test de toxicité et au signalement du cas aux autorités concernées.

De mai à octobre 2012, quinze floraisons furent détectées, sur lesquelles trois ont été testées positives pour la toxicité, et ce, malgré une concentration en cyanobactéries inférieure à 20 000 cell./ml. Inversement, des concentrations élevées de cyanobactéries ont été retrouvées même en dehors de fleurs d'eau. Globalement, des genres de cyanobactéries à potentiel toxique ont été détectés au lac Saint-Charles durant toute la saison d'échantillonnage. En terme absolu, ce sont *Anabaena* sp., *Microcystis* sp. et *Aphanocapsa* sp. qui ont dominé la communauté. Enfin, le suivi des communautés cyanobactériennes au lac Saint-Charles en 2012 a surtout montré que nos connaissances sont encore insuffisantes pour modéliser et même expliquer le phénomène de floraison au moyen des paramètres mesurés.

Dans ces conditions, l'APEL recommande de poursuivre le programme de suivi de cyanobactéries à long terme et de multiplier les collaborations avec le milieu universitaire. En parallèle, plusieurs actions concrètes doivent être mises en œuvre pour protéger le lac Saint-Charles des effets potentiellement néfastes des cyanobactéries. Parmi celles-ci, on note le reboisement des rives de l'ensemble du bassin versant, le réaménagement des infrastructures de drainage urbain, une optimisation de l'usage des sels de déglaçage et des abat-poussières

dans l'environnement immédiat du lac, ainsi que la diminution des apports en nutriments en provenance des installations septiques et des stations d'épuration des eaux usées.

Table des matières

Résumé 3
1 Mise en contexte et objectifs 8
2 Méthodologie 9
2.1 Travaux de terrain 9
2.1.1 Suivi quotidien 12
2.1.2 Suivi aux deux semaines 13
2.2 Méthodes d'analyse 14
3 Résultats 20
3.1 Épisodes de floraisons 20
3.2 Suivi régulier aux stations 46
3.2.1 Composition et distribution spatio-temporelle des communautés cyanobactériennes 46
3.2.2 Paramètres physico-chimiques 57
4 Analyse et discussion 66
4.1 Épisodes de floraisons 66
4.2 Composition et distribution spatio-temporelle des communautés cyanobactériennes 67
4.3 Paramètres physico-chimiques 69
5 Conclusion et recommandations 70
5.1 Conclusion 70
5.2 Recommandations 72
Références 74
Articles scientifiques et documentation 74
Sites Internet 75
Communications personnelles 76
Annexes 77
Méthodes d'analyse en laboratoire (INRS) 77
Catégories de fleurs d'eau d'algues bleu-vert (MDDEFP) 78
Résultats du suivi aux deux semaines : distribution spatiotemporelle des cyanobactéries 79

Liste des figures

Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage en 2012. 11

Figure 2 : Procédure à suivre lors de la détection d'une fleur d'eau au lac Saint-Charles. 13

Figure 3 : Présentation graphique de la composition des fleurs d'eau répertoriées en 2012. 20

Figure 4 : Dénombrement total de cellules par ml par genre en 2012. 46

Figure 5 : Concentrations de PT à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 16 octobre 2012). 59

Figure 6 : Concentrations de NT à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 19 octobre 2012). 60

Figure 7 : Rapport N:P à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 19 octobre 2012). 61

Figure 8 : Cote du lac Saint-Charles en 2012 (en rouge : journées où une fleur d'eau a été détectée). 62

Figure 9 : Variation de l'abondance moyenne des cyanobactéries dans le lac St Charles en 2012 pour chacune des trois profondeurs. L'erreur type est représentée. Concentrations réelles mesurées aux stations C01, C05, C04, C03 et C08 du 26 avril au 25 octobre 2012 (sorties aux deux semaines, excluant les événements de fleur d'eau). 63

Figure 10: Variation de l'abondance moyenne des cyanobactéries dans le lac St Charles en 2012 pour les stations de rive. L'erreur type est représentée. Concentrations réelles mesurées aux stations SC0, SCA, SCB, SCC, SCD, SCE, SCF, et SCG du 26 avril au 25 octobre 2012 (sorties aux deux semaines, incluant les événements de fleur d'eau). 64

Figure 11 : Évolution de la température de surface à la station SCA en 2012 (en rouge : journées où une fleur d'eau a été détectée). 65

Figure 12 : Composition des communautés cyanobactériennes le 26 avril 2012. 79

Figure 13 : Composition des communautés cyanobactériennes le 17 mai 2012. 80

Figure 14 : Composition des communautés cyanobactériennes le 28 mai 2012. 81

Figure 15 : Composition des communautés cyanobactériennes le 11 juin 2012. 82

Figure 16 : Composition des communautés cyanobactériennes le 7 juillet 2012 83

Figure 17 : Composition des communautés cyanobactériennes le 12 juillet 2012. 84

Figure 18 : Composition des communautés cyanobactériennes le 25 juillet 2012 85

Figure 19 : Composition des communautés cyanobactériennes le 8 août 2012. 86

Figure 20 : Composition des communautés cyanobactériennes le 29 août 2012. 87

Figure 21 : Composition des communautés cyanobactériennes le 13 septembre 2012. 88

Figure 22 : Composition des communautés cyanobactériennes le 27 septembre 2012. 89

Figure 23 : Composition des communautés cyanobactériennes le 9 octobre 2012. 90

Figure 24 : Composition des communautés cyanobactériennes le 25 octobre 2012. 91

Liste des tableaux

Tableau 1 : Spécificités du suivi de cyanobactéries au lac Saint-Charles en 2012. 9

Tableau 2 : Toxicité et toxines associées aux genres de cyanobactéries du lac Saint-Charles et préférences de milieu de vie. 15

Tableau 3 : Résultats du suivi des cyanobactéries par objectif poursuivi. 70

Tableau 4 : Tableau des recommandations. 72

1 Mise en contexte et objectifs

Le lac Saint-Charles, principal réservoir d'eau potable de la Ville de Québec, a été touché par des proliférations épisodiques de cyanobactéries chaque année depuis octobre 2006. Considérant que ces floraisons présentent un risque pour la santé des utilisateurs du plan d'eau et pour la production de l'eau potable, la Ville de Québec a mandaté l'APEL pour l'élaboration d'un programme de suivi des cyanobactéries. Le mandat s'étalait sur trois ans. Les deux premières années, 2010 et 2011, servaient à élaborer et affiner les protocoles du programme, à tester diverses méthodes d'échantillonnage et à évaluer leur performance. À partir de 2012, un suivi régulier et systématisé a donc pu être été instauré suite à une revue de la littérature sur les cyanobactéries et aux expériences de terrain de 2010 – 2011 (APEL, 2012).

Dans la pratique, le programme de suivi des cyanobactéries visait à atteindre les objectifs spécifiques suivants :

- détecter rapidement les floraisons de cyanobactéries, réaliser un test de toxicité simple (test Abraxis pour microcystines) et transmettre l'information aux autorités;
- améliorer les connaissances sur la composition et le comportement des communautés cyanobactériennes :
    - connaître leur distribution spatio-temporelle et la dominance des genres;
    - déterminer la toxicité potentielle des différentes espèces pour chaque genre;
- suivre l'évolution de l'état trophique du lac Saint-Charles (chapitre 3);
- identifier les conditions propices à la prolifération des cyanobactéries (chapitre 7);
- collaborer à des études universitaires.

Le présent chapitre abordera donc la méthodologie utilisée pour le suivi des cyanobactéries en 2012, puis présentera le recensement des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries, ainsi qu'une analyse de la distribution spatio-temporelle des genres identifiés au lac Saint-Charles.

Enfin, rappelons qu'en 2011, l'APEL avait collaboré au projet de thèse de doctorat de Mme Delphine Rolland. Certains des résultats de cette collaboration avaient été présentés lors du dernier rapport d'étape sur le suivi des cyanobactéries au lac Saint-Charles (APEL, 2012). En 2012, l'APEL a pu à nouveau profiter d'une association fructueuse avec un autre candidat au doctorat. En effet, M. Maciek Bartosiewicz, étudiant à l'INRS, a accepté de partager ses résultats de dosage du phosphore total et de l'azote total au lac Saint-Charles. Ces données supplémentaires, combinées aux données physico-chimiques, biologiques et hydrologiques de source interne, ont notamment permis de tester différentes hypothèses statistiques (voir chapitre 7).

2 Méthodologie

2.1 Travaux de terrain

En ce qui concerne les cyanobactéries, deux types de suivi sont effectués depuis 2011 :

- un suivi quotidien en semaine pour la détection de fleurs d'eau (station SCA);
- un suivi toutes les deux semaines pour connaître la distribution spatio-temporelle des cyanobactéries au lac Saint-Charles (huit (8) stations en rive et cinq (5) stations en lac).

À ces deux suivis s'est ajouté en 2012 un échantillonnage supplémentaire dans la rivière des Hurons, les marais du Nord, la décharge du lac Delage, l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage, ainsi qu'à la station E[1]. Cette démarche visait à vérifier s'il existe des apports externes substantiels de cyanobactéries au lac Saint-Charles (voir Figure 1 pour la localisation des stations).

Le Tableau 1 présente les informations et les paramètres qui sont recueillis de manière systématique en fonction du type de suivi.

Tableau 1 : Spécificités du suivi de cyanobactéries au lac Saint-Charles en 2012.

Spécificités de chaque type de suivi			
	Suivi quotidien (SCA en 2012)	**Suivi toutes les deux semaines (SC0 à SCG et C01, C03, C04, C05 et C08)**	**Suivi des apports externes (E, E01, E02, E50 et E54)**
Sondes utilisées	• HI 9828	• YSI 6600 V2 pour les stations de la série C0X • HI 9828 pour les stations SC0 à SCG	• YSI 6600 V2
Paramètres mesurés avec les sondes	• Oxygène dissous (mg/l) • Température (°C) • Conductivité (µS/cm) • pH	<u>YSI 6600 V2 et HI 9828</u> : • Oxygène dissous (mg/l) • Température (°C) • Conductivité (µS/cm) • pH <u>YSI 6600 V2 seulement</u> : • Turbidité (NTU) • Phycocyanine (RFU) • Cellules de cyanobactéries (cell./ml) • Chlorophylle α (µg/l)	

[1] Exutoire d'un marais épurateur se jetant dans le bassin sud du lac Saint-Charles, du côté ouest.

Laboratoires utilisés*	• Ville de Québec • INRS	• INRS • Ville de Québec	• Ville de Québec
Paramètres dosés en laboratoire[2]	• PT et NT sur une base quotidienne (INRS) • PT et NT lors de fleurs d'eau (INRS et Ville de Québec) • PT, NT, nitrites/nitrates et azote ammoniacal à quatre reprises (Ville de Québec)	• PT et NT à quatre reprises aux stations C03, C08, C04-A (INRS) • PT, NT, nitrites/nitrates et azote ammoniacal à quatre reprises (Ville de Québec)	• PT, NT, nitrites/nitrates et azote ammoniacal à 14 reprises
Prélèvement d'échantillons	• Lors de fleurs d'eau	• En surface à toutes les stations. • Pour les stations sur le lac, échantillonnage supplémentaire dans la colonne d'eau au pic de la phycocyanine donné par la sonde. • Pour les stations sur le lac, échantillonnage supplémentaire à 1 m du fond.	• En surface à toutes les stations.
Appareils utilisés	• Échantillonneur intégral de surface lors de fleurs d'eau • Tasse à mesurer • Perche	• Tasse à mesurer • Bouteille horizontale Alpha • Disque Secchi • Profondimètre	• Bouteille horizontale Alpha
Notes prises pour certains types de suivi	• Vent (anémomètre Sims 95587) • UV • Vagues	• Transparence • Vent(anémomètre Sims 95587) • UV • Vagues	• Débit (E01, E02)
Données contextuelles relevées systématiquement	• Date et heure • Température de l'eau et de l'air • Ensoleillement • Pression atmosphérique • Régime de précipitations 0 à 48 heures précédant l'échantillonnage • Niveau du lac		

*Veuillez consulter l'annexe finale de l'étude pour les méthodes d'analyse utilisées pour le laboratoire de la Ville de Québec.

[2] Veuillez consulter l'annexe 1 pour le détail des méthodes d'analyse en laboratoire de l'INRS.

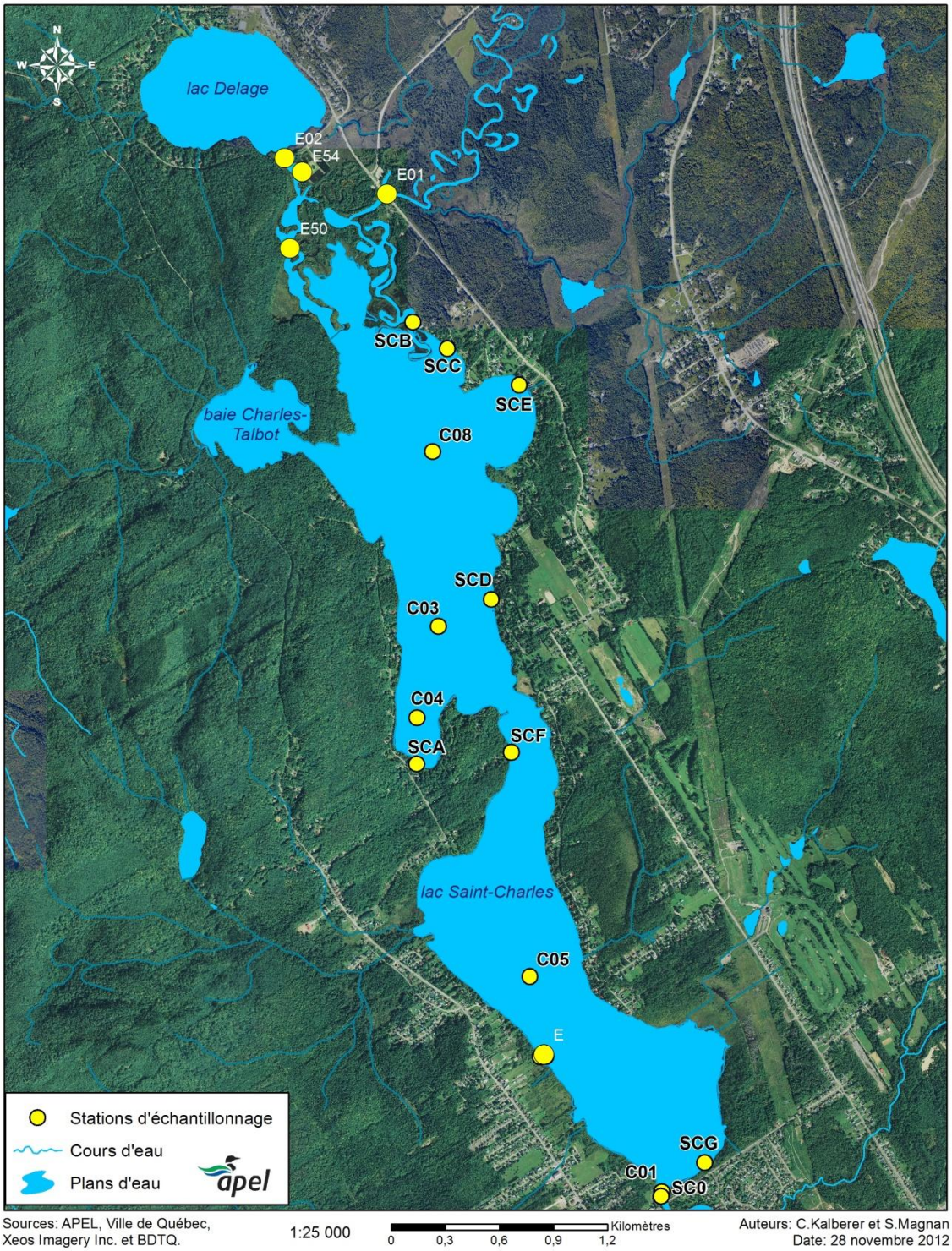


Figure 1 : Localisation des stations d'échantillonnage en 2012.

2.1.1 Suivi quotidien

Depuis 2006, les détections de floraisons de cyanobactéries se sont faites essentiellement au barrage Cyrille-Delage (station SC0 à la Figure 1) pour le bassin sud du lac Saint-Charles et à la baie de l'Écho (station SCA à la Figure 1) pour le bassin nord du lac Saint-Charles. Les observations ont toujours eu lieu en matinée (maximum 12h00). Dans le cadre du programme de suivi des cyanobactéries, le barrage Cyrille-Delage avait donc été choisi en 2011 comme site pour la surveillance quotidienne. Cependant, en raison de la reconstruction du barrage en 2012-2013, le suivi quotidien fut déplacé à la baie de l'Écho. Ces deux sites sont prioritaires pour l'atteinte de l'objectif de détection des fleurs d'eau.

Aussi, lors du suivi quotidien à SC0 ou SCA, la détection d'une fleur d'eau entraînait automatiquement la visite des autres stations en rive (Figure 1). De plus, en présence d'une fleur d'eau, un échantillon était prélevé, toujours à l'aide d'un préleveur intégral de surface (tube vertical d'une longueur de 30 cm). Cette méthode permet un échantillonnage plus rigoureux et représentatif en évitant de récolter seulement de l'écume. Le recensement des cellules des cyanobactéries dans une fleur d'eau est donc plus près de la réalité (Ahn *et al.*, 2007).

En cas de détection d'une fleur d'eau, la procédure de signalement aux autorités, présentées à la Figure 2, était toujours rigoureusement suivie. Or, puisque la politique du MDDEFP ne prévoyait plus l'analyse systématique des cyanobactéries et des cyanotoxines, les échantillons de fleurs d'eau étaient plutôt envoyés au laboratoire de la Ville de Québec.

Depuis 2010, la Ville de Québec fournit aussi à l'APEL un test de détection de cyanotoxines. Ce test, *Algal Toxin (Microcystins) Test Strip Kit for Recreational Water* de la compagnie Abraxis, nécessite une heure de manipulations et permet de détecter la présence de microcystine[3]. Cependant, ce test ne permet pas la détection des toxines autres que microcystine, comme les anatoxines produites par *Anabaena* sp. (Comm. personnelle représentant Abraxis, 2011) En 2012, le personnel de l'APEL a utilisé le test à pratiquement toutes les floraisons observées. La sensibilité du test Abraxis permet d'obtenir des résultats semi-quantitatifs pour des concentrations comprises entre 0 à 10 ppb.

Il est à noter que le MDDEFP utilise le même test sur les échantillons de fleurs d'eau. C'est seulement lorsque le résultat est positif que le ministère procède à une analyse plus approfondie des toxines en laboratoire (Comm. personnelle Robert Thériault, 2012 et 2013). Puisque les seuils décisionnels pour l'évaluation du risque associé aux cyanobactéries varient selon les sources et que les caractéristiques visuelles d'une floraison fluctuent et sont relativement subjectives (Hudnell, 2008), nous avons utilisé le système de classification proposée par le MDDEFP pour classifier les fleurs d'eau (voir annexe 2).

[3] Cyanotoxine produite entre autres par *Microcystis* sp. et *Anabaena* sp.

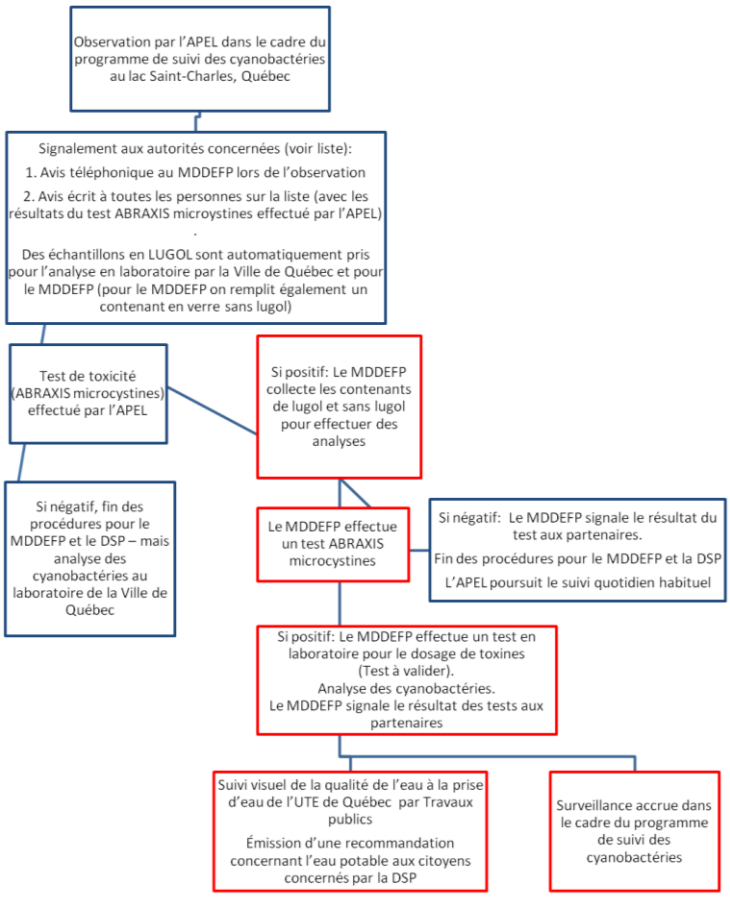


Figure 2 : Procédure à suivre lors de la détection d'une fleur d'eau au lac Saint-Charles.

Enfin, à chaque sortie du suivi quotidien en 2012, l'APEL a prélevé et fourni à M. Maciek Bartosiewicz un échantillon pour son projet de thèse de doctorat. En échange, M. Bartosiewicz partageait ses résultats de dosage[4] de l'azote total (NT) et du phosphore total (PT) effectués sur les échantillons.

2.1.2 Suivi aux deux semaines

Pour le suivi aux deux semaines, les activités d'échantillonnage en rive et sur le lac étaient coordonnées de manière à ce que les prélèvements se fassent, le plus possible, simultanément et toujours aux mêmes heures[5]. Les appareils utilisés selon le type de suivi sont listés dans le Tableau 1.

[4] Voir l'annexe 1 pour le détail des méthodes utilisées au laboratoire de l'INRS.

[5] Par exemple, 8 h pour la station C03, 10 h pour la station C08, etc.

Le suivi des sources externes potentielles (stations E, E01, E02, E50 et E54) a été réalisé dans le cadre du suivi des affluents du lac Saint-Charles. La méthodologie détaillée ainsi que les résultats des paramètres physico-chimiques peuvent être consultés au chapitre 2.

2.2 Méthodes d'analyse

Rappelons que l'identification et le dénombrement des cyanobactéries dans les échantillons prélevés par l'APEL en 2011 et 2012 ont été effectués par la Division des laboratoires de la Ville de Québec. L'identification s'est limitée au genre étant donné que chaque genre inclut souvent des dizaines, voire des centaines d'espèces (CyanoDB.cz, 2013).

Or, parmi les espèces d'un même genre, toutes n'ont pas la capacité de produire des toxines. C'est donc dire que même si le représentant d'un genre auquel est attribué un potentiel toxique a été identifié au lac Saint-Charles (Tableau 2), l'espèce précisément en cause n'est pas nécessairement nocive. Malgré tout, la présence au lac Saint-Charles de plusieurs espèces à potentiel toxique a été confirmée par le passé (Rolland, 2013; MDDEP, 2006 à 2010; APEL, 2009).

En 2011, quatorze genres identifiés par le laboratoire de la Ville de Québec avaient été regroupés sous la rubrique « autres algues bleu vert » (AABV). À l'automne 2013, il est prévu de catégoriser chaque AABV de 2011, afin de faciliter les comparaisons interannuelles pour les genres concernés. Les résultats seront disponibles dans le rapport d'étape de 2014, qui inclura donc trois années d'analyse : 2011, 2012 et 2013. Les genres concernés sont identifiés par une étoile dans le tableau 2 (p. ex. *Eucapsis** sp.).

En outre, une revue de la littérature sur les cyanobactéries, et plus spécifiquement sur les genres répertoriés au lac Saint-Charles, a été réalisée en 2011 et mise à jour en 2012. L'exercice a permis de mieux comprendre les facteurs impactant la distribution et la composition des communautés cyanobactériennes. Le Tableau 2 résume les faits saillants de cette revue de la littérature, dont la version complète peut être consultée dans le rapport intitulé *Suivi des cyanobactéries et évolution de l'état du lac Saint-Charles : Rapport d'étape 2011* (APEL 2012).

Cependant, une très grande quantité de cyanobactéries restent pourtant peu ou pas étudiées. C'est pour cette raison qu'il n'est toujours pas possible de prévoir et d'expliquer le schéma d'apparition de fleurs d'eau, pas plus que de modéliser les conditions qui les favorisent. Les facteurs de production de toxines restent également mal connus (Lance, 2008).

Dans le cadre du suivi 2012, les caractéristiques de chaque épisode de floraison ont été mises en relation avec les données contextuelles et les valeurs des paramètres physico-chimiques mesurées (section 3.1). Concernant le suivi aux deux semaines, des diagrammes à bandes ont été réalisés dans le but de mieux représenter la distribution spatiotemporelle des cyanobactéries (Figures 11 à 23 en annexe). Une étude descriptive des résultats d'analyse a ensuite été effectuée (section 3.2).

Finalement, nous avons tenté d'associer des événements de fleurs d'eau aux concentrations de PT et de NT, ainsi qu'aux ratios NT:PT[6]. Le chapitre 7 présente d'ailleurs des hypothèses et des pistes d'analyses plus holistiques concernant la présence de cyanobactéries au lac Saint-Charles.

Tableau 2 : Toxicité et toxines associées aux genres de cyanobactéries du lac Saint-Charles et préférences de milieu de vie.

Genre	Toxine (Kaebernick & Neilan, 2001)	Préférence de milieu de vie
Anabaena	Anatoxine-a Anatoxine-a(s) Microcystine Saxitoxine Cylindrospermopsine (Kaebernick & Neilan, 2001; Lawton et Edwards 2008)	Les *blooms* d'*Anabaena* sont associés à de faibles concentrations de phosphore et de hautes concentrations d'azote (Pearson *et al.*, 2010). Espèces planctoniques formant parfois des fleurs d'eau. En mesure de coloniser des substrats divers (plantes aquatiques, bois submergé, roches, etc.) (CyanoDB.cz).
Aphanizomenon	Anatoxine-a Cylindrospermopsine Saxitoxine (Kaebernick & Neilan, 2001)	Le phosphore est un paramètre important pour la croissance de ce genre filamenteux (Figueiredo *et al.,* 2011). Presque toutes les espèces sont planctiques. *Aphanizomenon* forme parfois des fleurs d'eau. Le genre est surtout présent dans les réservoirs eutrophes (CyanoDB.cz).
Aphanocapsa	Possible production de toxines (Kaebernick & Neilan, 2001)	La majorité des espèces d'*Aphanocapsa* prolifèrent dans le périphyton, le benthos et le métaphyton d'eaux stagnantes et lotiques, habituellement avec des eaux claires. Le genre est commun dans les lacs (CyanobDB.cz).
Aphanothece	Possible production de toxines (Kaebernick & Neilan, 2001)	Vaste distribution spatiale. Les différentes espèces ont des besoins écologiques très spécifiques (CyanobDB.cz).
Chroococcus*	Microcystine (Pearson *et al.*, 2010)	Vaste distribution spatiale en eaux douces, principalement dans le métaphyton. Quelques espèces vivent dans le plancton des réservoirs d'eau (CyanobDB.cz).

[6] Avec les résultats d'analyse de M. Bartosiewicz et du laboratoire de la Ville de Québec

Coelomoron*	Possiblement microcystine (AFFSA, 2006)	Toutes les espèces préfèrent les eaux douces stagnantes. *Coelomoron pusillum* est communément présente dans le plancton de réservoirs légèrement eutrophisés de zones tempérées et subtropicales (CyanoDB.cz).
Coelosphaerium*	Toxique, mais aucune toxine associée (Kaebernick & Neilan, 2001)	Dix espèces sont reconnues pour être présentes dans le plancton de lacs et réservoirs d'Amérique du Nord. Quelques espèces apparaissent sporadiquement dans de grands réservoirs modérément eutrophisés (CyanoDB.cz).
Cuspidothrix	Anatoxine (Hodoki *et al.*, 2012)	Planctonique dans les eaux douces stagnantes. Rarement présente dans les eaux lotiques (CyanoDB.cz).
Cyanodictyon*	Information non disponible	Les espèces du genre *Cyanodictyon* sont principalement associées au plancton et se retrouvent dans les eaux oligotrophes à mésotrophes (rarement dans les eaux dystrophes). Une espèce est associée aux mucilages d'*Anabaena*. D'autres espèces vivent librement, dans des eaux claires eutrophisées (CyanoBD.cz).
Cylindrospermum	Cylindrospermopsine Saxitoxine Anatoxine-a (Pearson *et al*., 2010)	Espèces principalement périphytiques, proliférant dans le benthos, sur des plantes aquatiques, du bois et des roches submergées. *Cylindrospermum* retrouve principalement dans les eaux non polluées et légèrement eutrophisées (CyanoDB.cz).
Eucapsis*	Information non disponible	La majorité des espèces sont retrouvées dans des tourbières acides et marécages froids et salés (CyanobDB.cz).
Geitlerinema	Possiblement toxique (Bernard *et al.*, 2011)	Colonisent des substrats divers (feuilles de plantes, roches, bois, etc.). Genre normalement retrouvé dans les biotopes non pollués (CyanoDB.cz).
Gloeocapsa*	Information non disponible	La majorité des espèces sont retrouvées sur des substrats secs ou humides (p. ex. murs submergés ou humidifiés périodiquement) dans les eaux lotiques (CyanoDB.cz).

Leptolyngbya*	Microcystine (Richardson *et al*., 2007)	Les espèces du genre *Leptolyngbya* sont très communes dans les sols et dans le périphyton et le métaphyton des eaux douces et marines. Quelques espèces prolifèrent dans le mucilage et dans les boues des autres algues (CyanoDB.cz).
Limnothrix	Non toxique (algaeBASE) Producteur d'une nouvelle toxine, la « limnothrixine » (Humpage *et al.*, 2011)	Présence dans les eaux douces de réservoirs mésotrophes et eutrophes (CyanoDB.cz).
Merismopedia	Toxique	Genre généralement flottant librement dans l'eau ou associé au métaphyton, aux détritus et aux plantes aquatiques (CyanoDB.cz).
Microcystis	Microcystine	Une plus forte concentration de phosphore favorise cette cyanobactérie. La température influence davantage le type de microcystine produit que la quantité de toxine (Amé & Wunderlin, 2005; Watanabe & Oishi, 1985).
Oscillatoria	Microcystine Anatoxine-a Aplysiatoxine	Toutes les espèces du genre *Oscillatoria* tapissent des substrats variés (boue, roches, fonds sablonneux, etc.), principalement dans les biotopes peu profonds et dans les régions littorales des réservoirs d'eau douce. Elles se développent en amas caractéristiques, d'abord dans le fond du lac, puis flottent en surface, parfois en quantité très importante (CyanoDB.cz).
Phormidium*	Producteur d'une toxine non identifiée Faibles concentrations de saxitoxine et de microcystine (Teneva *et al.*, 2005) Anatoxine (University of Wisconsin Center for Limnology, 2013)	*Phormidium* forme habituellement des amas sur divers substrats (sol, roches humides, boue, plantes aquatiques, roches et bois) dans les eaux lentiques et lotiques. *Phormidium* se retrouve rarement sous forme de filaments solitaires (CyanoDB.cz).

Planktolyngbya*	Information non disponible	Les espèces sont habituellement planctoniques et se retrouvent dans les grands réservoirs mésotrophes (CyanoDB.cz).
Planktothrix	Saxitoxine Anatoxines Aplysiatoxines Microcystines Saxitoxines (Lance, 2008)	Presque toutes les espèces sont planctoniques. Quelques espèces peuvent causer des fleurs d'eau dans les lacs mésotrophes et méso-eutrophes (CyanoDB.cz).
Pseudanabaena	Saxitoxine Anatoxine-a Microcystine (Teneva *et al.*, 2009)	Quelques espèces sont planctoniques ou benthiques (mais facilement remises en suspension par des turbulences) dans des réservoirs oligotrophes, mésotrophes ou méso-eutrophes. D'autres espèces vivent dans le sol ou en association avec des rotifères ou du mucus algal (CyanoDB.cz).
Radiocystis*	Microcystine (Vieira *et al.*, 2003)	L'espèce type se retrouve communément dans le plancton de lacs nordiques en Europe, au nord du Japon et en Amérique du Nord (CyanoDB.cz).
Raphidiopsis*	Saxitoxine Anatoxine-a Cylindrospermopsine (Soto-Liebe *et al.*, 2012; Lawton & Edwards, 2008)	Les espèces du genre *Raphidiopsis* sont seulement planctoniques et vivent dans les eaux douces. Elles peuvent parfois former de petites fleurs d'eau (CyanoDB.cz).
Snowella	Microcystine (LERNZ, s.d.; Lawton & Edwards, 2008)	Sept espèces sont reconnues pour être présentes dans le plancton d'eaux tempérées et saumâtres, particulièrement les lacs froids, nordiques et mésotrophes (CyanoDB.cz).
Spirulina	Toxique, mais aucune identification de toxine	Quelques espèces sont benthiques ou poussent dans le métaphyton de biotopes d'eau douce. *Spirulina* est habituellement présente dans les eaux peu polluées, associée aux plantes aquatiques (CyanoDB.cz).
Synechococcus	Incertain (Martins *et al.*, 2007)	Quelques espèces croissent parmi les amas et colonies d'autres algues. D'autres forment de fines colonies sur des substrats humides (boue, bois, roches, etc.) (CyanoDB.cz).

Synechocystis*	Microcystine (Oudra *et al.*, 2000)	Ce genre est en mesure d'intégrer de l'ADN étranger dans son génome. *Synechocystis* sp. est capable de survivre dans un très large éventail de conditions (CyanoDB.cz).
Woronichinia	Microystins (Lawton & Edwards, 2008)	Presque toutes les espèces sont planctoniques ou benthiques (mais facilement délogés par des turbulences). Deux espèces de zones tempérées peuvent produire des fleurs d'eau sporadiques dans des réservoirs eutrophes (CyanoDB.cz).
Notes : ***Les lipopolysaccharides sont produites par toutes les cyanobactéries. Cette toxine cause de l'inflammation (Lawton & Edwards, 2008).***		
****En 2011, quatorze genres identifiés par le laboratoire de la Ville de Québec avaient été regroupés sous la rubrique « autres algues bleu vert» (AABV).***		

3 Résultats

3.1 Épisodes de floraisons

Le suivi réalisé durant la saison 2012 a permis de détecter quinze (15) épisodes d'efflorescence de cyanobactéries au lac Saint-Charles (Tableau 3). La première fleur d'eau a été observée le 11 juin et la dernière le 19 octobre. À titre de précision, lorsque des fleurs d'eau étaient observées à plusieurs stations lors d'une même journée, un seul épisode de floraison était comptabilisé. Dans certains cas, la concentration de cyanobactéries aux stations en rive pouvait être sporadiquement aussi importante que celle de floraisons répertoriées.

La Figure 3 ci-dessous présente visuellement la composition, par genre, des fleurs d'eau observées en 2012.

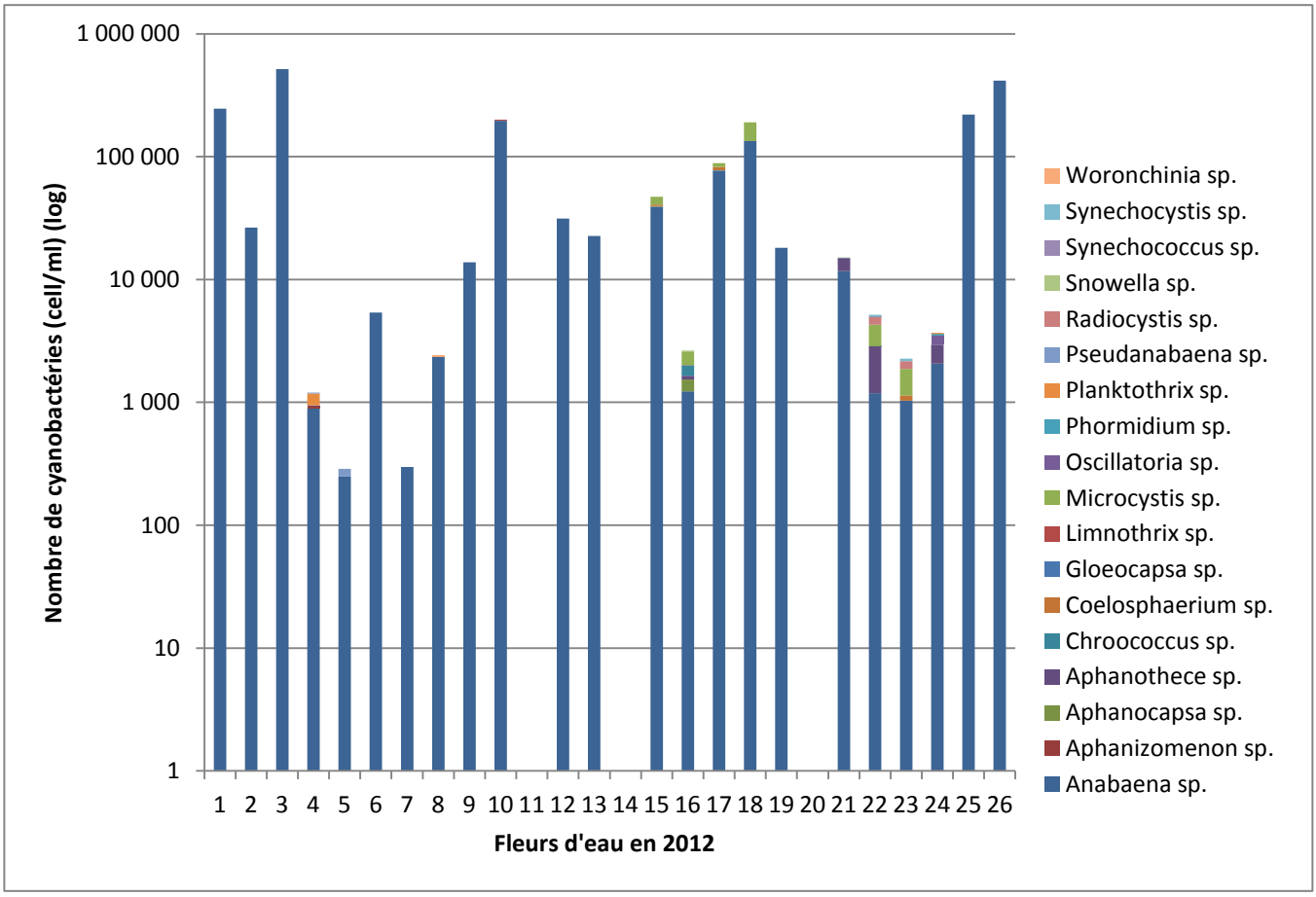


Figure 3 : Présentation graphique de la composition des fleurs d'eau répertoriées en 2012.

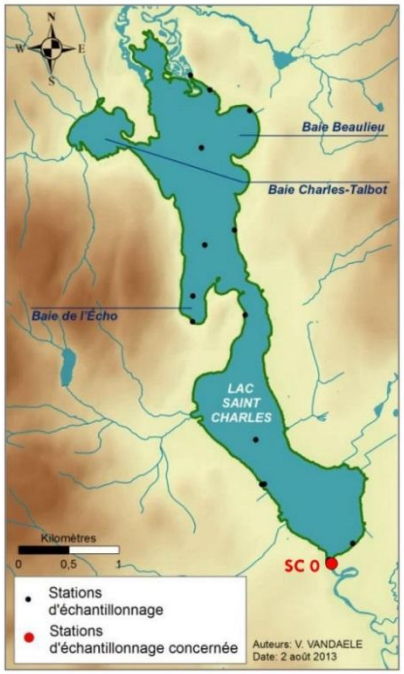
Les fiches aux pages suivantes fournissent toutes les informations relatives à chacun des épisodes de floraison.

FLEURS D'EAU

11 juin 2012 à 13 h 12

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

15 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 245317 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

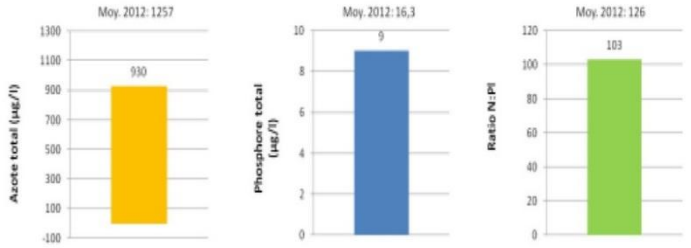
- **Température de l'air :** 20,5 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 4 km/h - NO
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 8
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** le jour même de façon modérée, après 48 heures sans précipitation
- **Température de l'eau :** 20,9 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 75 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 113 %
- **Cote du lac :** 2,61 m
- **Transparence :** 2,45 m

APPARENCE

Une forte concentration de cyanobactéries a été observée sur tout le pourtour du lac. Les cyanobactéries étaient de couleur vert vif.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

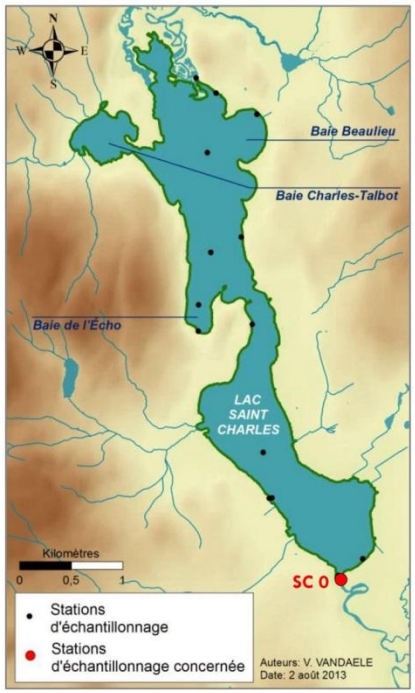


FLEURS D'EAU

12 juin 2012 à 9 h 10

CATEGORIE : n.d.
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

4 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 26541 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 20,5 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 6 km/h - SO
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** n.d.
- **Ensoleillement :** Ciel variable
- **Précipitations :** 24-48 h de façon très modérée
- **Température de l'eau :** 22,4 °C
- **pH :** 6,94
- **Conductivité :** 82 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 103,8 %
- **Cote du lac :** 2,60 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Les stries étaient de couleur Jaunâtre. La fleur d'eau était visible à chaque extrémité du barrage Cyrille-Delage.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

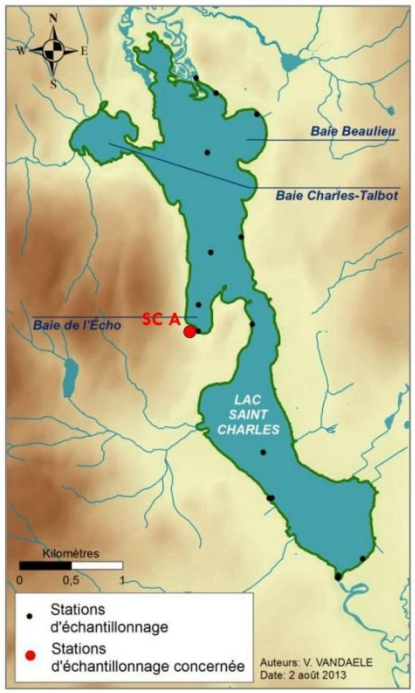
n.d.

FLEURS D'EAU

12 juin 2012 à 13 h 12

CATEGORIE : n.d.
TEST DE TOXICITE : Négatif

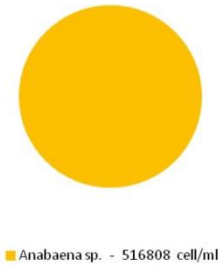
LOCALISATION



ÉTENDUE

25 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 21,7 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 6 km/h - SO
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** n.d.
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** 24-48 h de façon très modérée
- **Température de l'eau :** 23,17 °C
- **pH :** 6,81
- **Conductivité :** 80 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 107,2 %
- **Cote du lac :** 2,60 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Les stries étaient de couleur jaunâtre.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

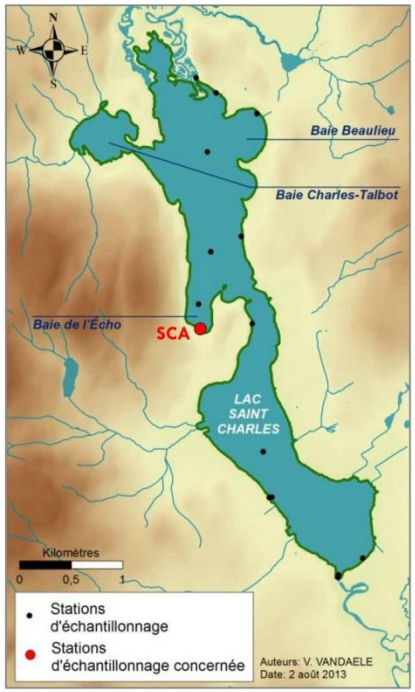
n.d.

FLEURS D'EAU

13 juin 2012 à 9 h 35

CATEGORIE : n.d.
TEST DE TOXICITE : Négatif

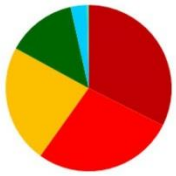
LOCALISATION



ÉTENDUE

5 m²

COMPOSITION



- Aphanothece sp. - 1669 cell/ml
- Microcystis sp. - 1418 cell/ml
- Anabaena sp. - 1189 cell/ml
- Radiocystis sp. - 698 cell/ml
- Synechocystis sp. - 164 cell/ml
- Synechococcus sp. - 13 cell/ml
- Gloeocapsa sp. - 4 cell/ml

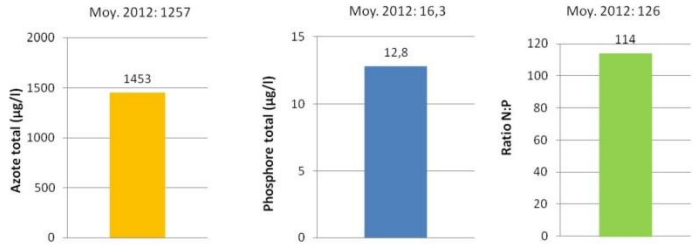
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 20,5 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 10 km/h - SO
- **Vague :** Ridugles
- **Ultraviolet :** n.d.
- **Ensoleillement :** Ciel variable
- **Précipitations :** Le jour même de façon modérée (cessé vers 9 h)
- **Température de l'eau :** 19,7 °C
- **pH :** 6,76
- **Conductivité :** 81 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 107,7 %
- **Cote du lac :** 2,63 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE



ÉLEMENTS NUTRITIFS

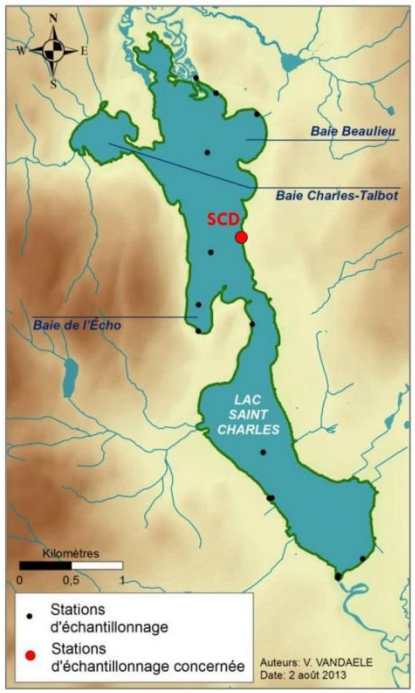


FLEURS D'EAU

13 juin 2012 à 10 h 58

CATEGORIE : n.d.
TEST DE TOXICITE : Non testé

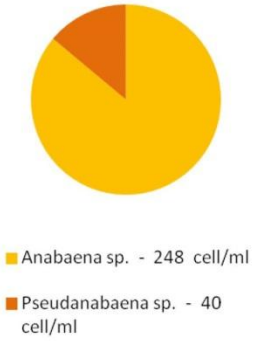
LOCALISATION



ÉTENDUE

4 m²

COMPOSITION



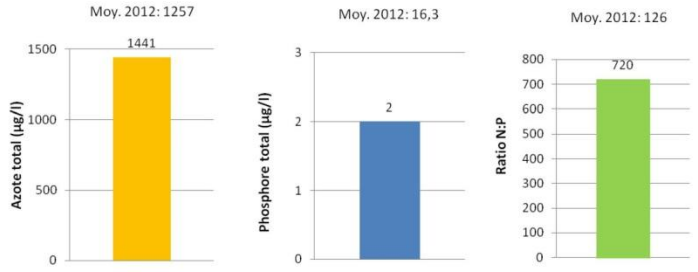
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 17,9 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 15 km/h - NO
- **Vague :** Petites vagues
- **Ultraviolet :** n.d.
- **Ensoleillement :** Ciel variable
- **Précipitations :** Le jour même de façon modérée, (cessé vers 9 h).
- **Température de l'eau :** 20,5 °C
- **pH :** 6,81
- **Conductivité :** 75 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 113 %
- **Cote du lac :** 2,63 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Les cellules étaient apparentes dans la colonne d'eau. Le vent avait déjà contribué à la dispersion lors de l'arrivée à la station SCD.

ÉLEMENTS NUTRITIFS

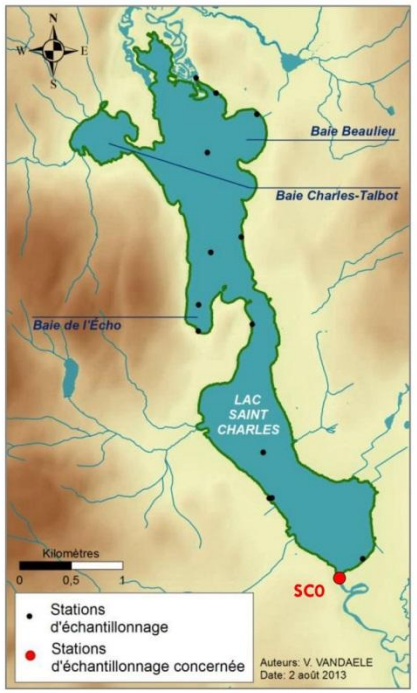


FLEURS D'EAU

15 juin 2012 à 9 h 10

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

5 m²

COMPOSITION



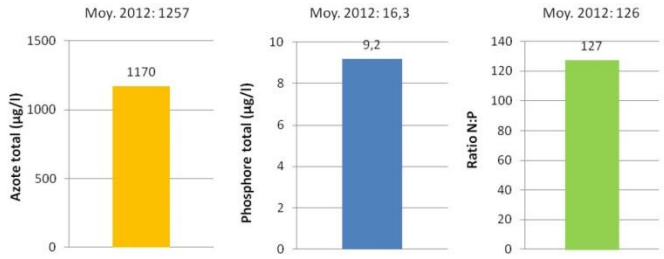
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 13,9 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 7 km/h - N
- **Vague :** Calme
- **Ultraviolet :** 8
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 20,05 °C
- **pH :** 6,38
- **Conductivité :** 79 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 86,6 %
- **Cote du lac :** 2,64 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE



ÉLEMENTS NUTRITIFS

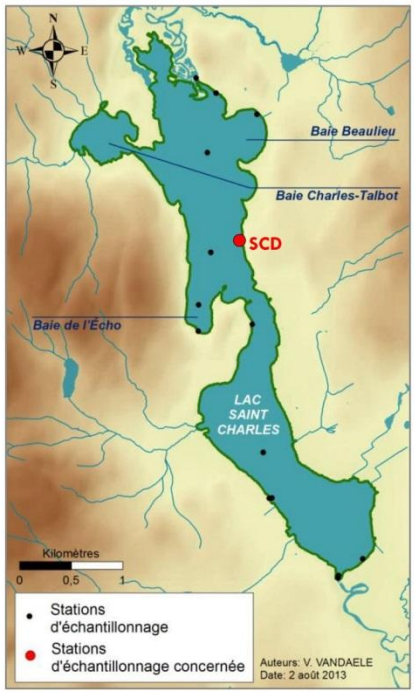


FLEURS D'EAU

15 juin 2012 à 10 h

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

5 m²

COMPOSITION



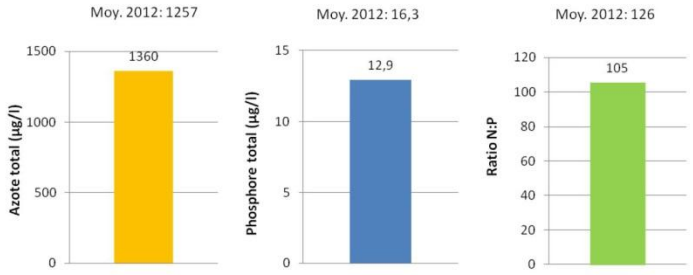
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 13,37 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 3 km/h - E
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 5
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 20,24 °C
- **pH :** 6,79
- **Conductivité :** 81 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 99 %
- **Cote du lac :** 2,64 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE



ÉLEMENTS NUTRITIFS

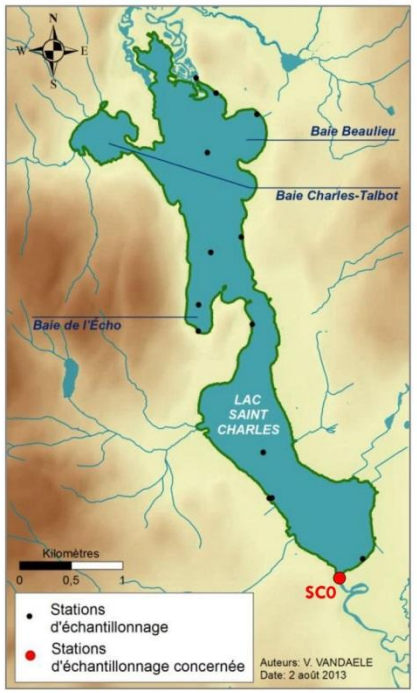


FLEURS D'EAU

18 juin 2012 à 9 h

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

20 m²

COMPOSITION



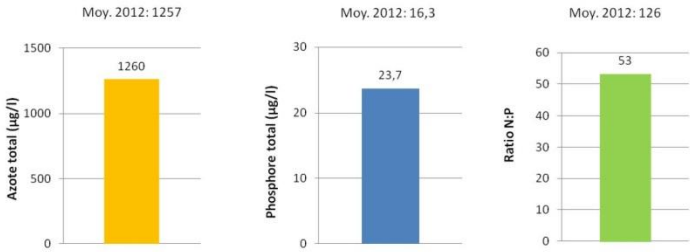
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 22,2 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 2 km/h - O
- **Vague :** Calme
- **Ultraviolet :** 3
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 23,10 °C
- **pH :** 6,76
- **Conductivité :** 149,8 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 97,3 %
- **Cote du lac :** 2,58 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE



ÉLEMENTS NUTRITIFS

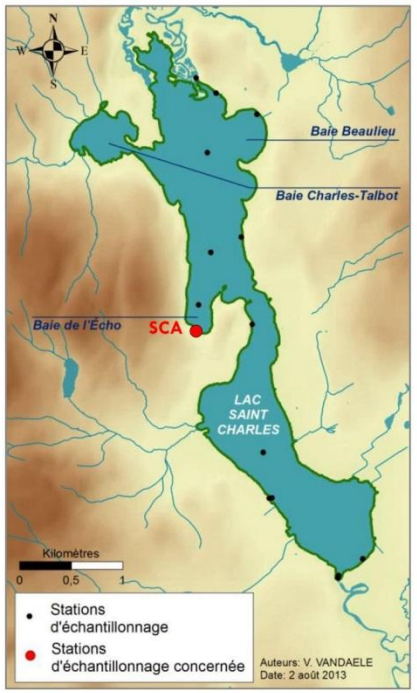


FLEURS D'EAU

18 juin 2012 à 10 h 25

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

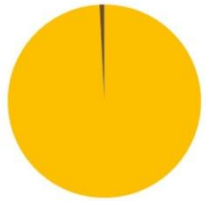
LOCALISATION



ÉTENDUE

7 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 13763 cell/ml
Pseudanabaena sp. - 110 cell/ml

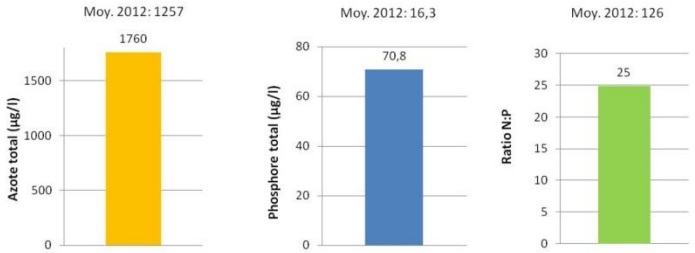
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 21,4 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 5 km/h - SO
- **Vague :** Calme
- **Ultraviolet :** 6
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 24,6 °C
- **pH :** 6,93
- **Conductivité :** 87,8 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 107,7 %
- **Cote du lac :** 2,58 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE



ÉLEMENTS NUTRITIFS

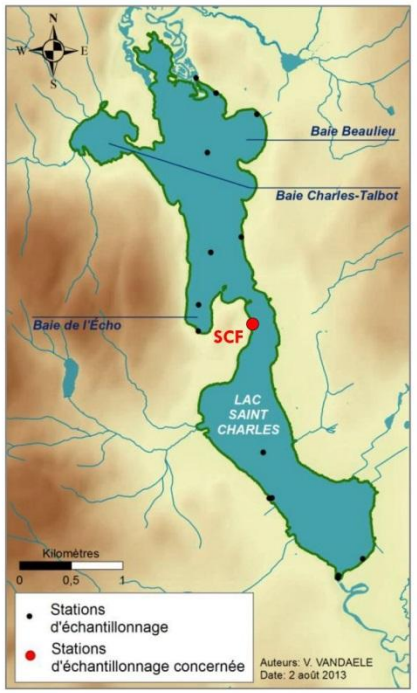


FLEURS D'EAU

18 juin 2012 à 10 h 01

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

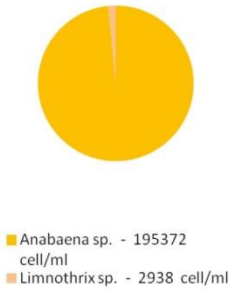
LOCALISATION



ÉTENDUE

2 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

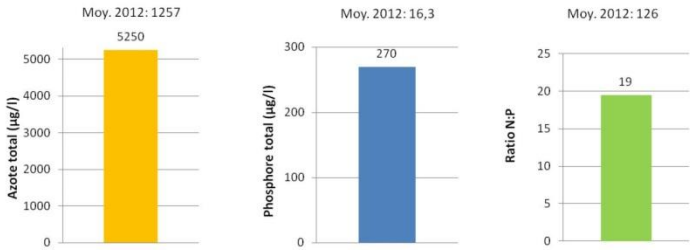
- **Température de l'air :** 20,32 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 3 km/h - SO
- **Vague :** Calme
- **Ultraviolet :** 5
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 24,6 °C
- **pH :** 6,71
- **Conductivité :** 86 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 101,6 %
- **Cote du lac :** 2,58 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

La station SCG était inaccessible pour un prélèvement, mais l'eau était de couleur verte.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

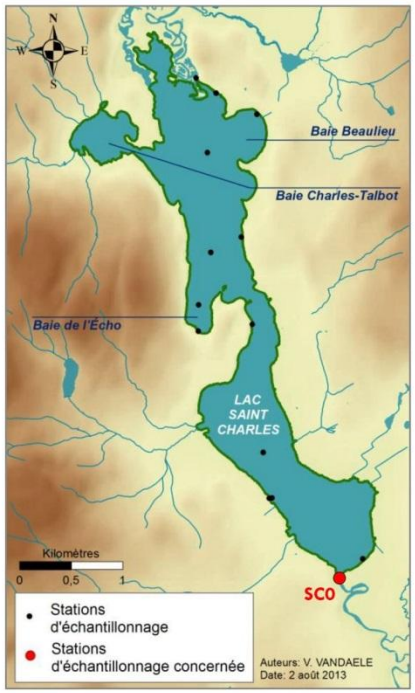


FLEURS D'EAU

19 juin 2012 à 9 h 50

CATEGORIE : 1 à 2a
TEST DE TOXICITE : Négatif

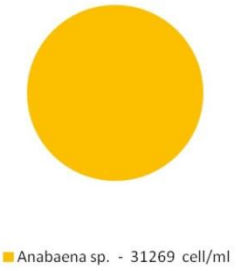
LOCALISATION



ÉTENDUE

10 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

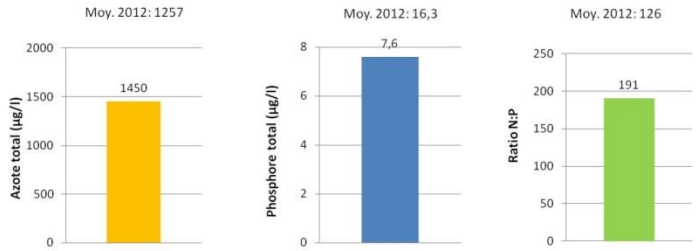
- **Température de l'air :** 20,4 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 4
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 23,47 °C
- **pH :** 6,94
- **Conductivité :** 86 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 95,2 %
- **Cote du lac :** 2,58 m
- **Transparence :** 2,55 m

APPARENCE

Une forte concentration de cyanobactéries était observable dans la colonne d'eau et sous forme de stries le long du barrage, sur plusieurs mètres de large.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

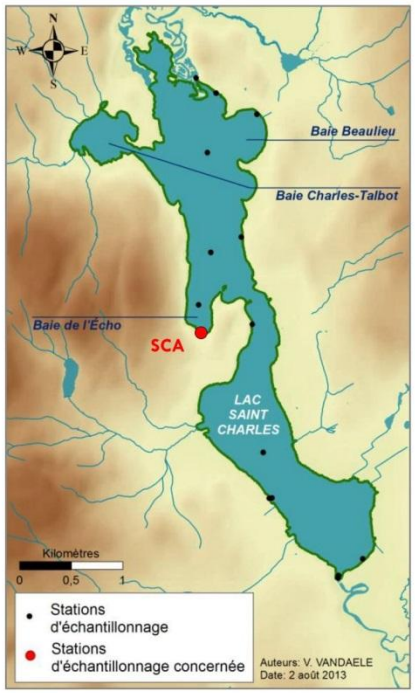


FLEURS D'EAU

19 juin 2012 à 9 h 10

CATEGORIE : 2a
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

50 à 100 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 22591 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

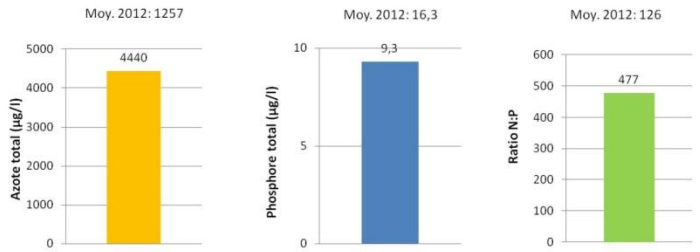
- **Température de l'air :** 21,2 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 4 km/h - O
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 3
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 22,7 °C
- **pH :** 6,92
- **Conductivité :** 83 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 108 %
- **Cote du lac :** 2,58 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Grandes trainées blanches/marron observables sur la surface de l'eau aux abords de la rive de la baie de l'Écho. Cellules vertes flottantes en surface.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

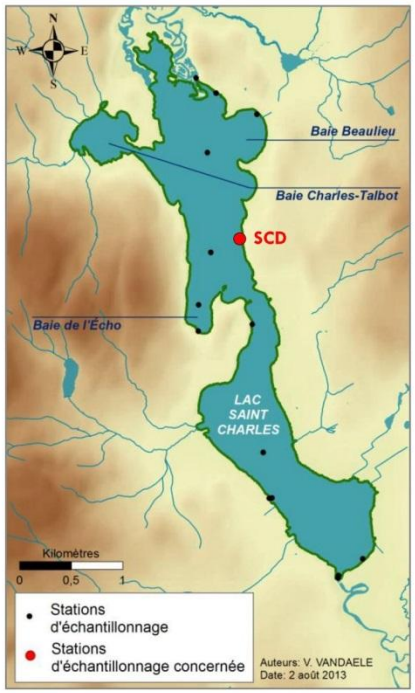


FLEURS D'EAU

19 juin 2012 à 11 h

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

3 m²

COMPOSITION

n.d.

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 22,4 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 4 km/h - S
- **Vague :** Calme
- **Ultraviolet :** 6
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 23,6 °C
- **pH :** 6,8
- **Conductivité :** 85 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 88,6 %
- **Cote du lac :** 2,25 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Cellules vertes observables en surface et dans la colonne d'eau.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

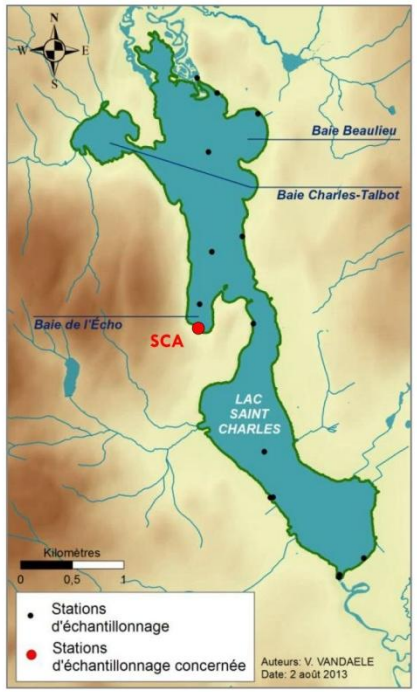
n.d.

FLEURS D'EAU

1er août 2012 à 9 h 35

CATEGORIE : 2b
TEST DE TOXICITE : Négatif

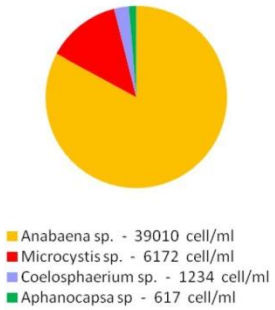
LOCALISATION



ÉTENDUE

6 à 7 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

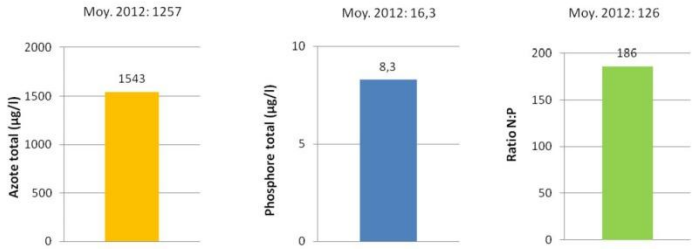
- **Température de l'air :** 23,5 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 3
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 24,27 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 116 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 140 %
- **Cote du lac :** 2,24 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Écume et forte concentration de cellules vertes à la surface de l'eau longeant une partie du bord de la rive.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

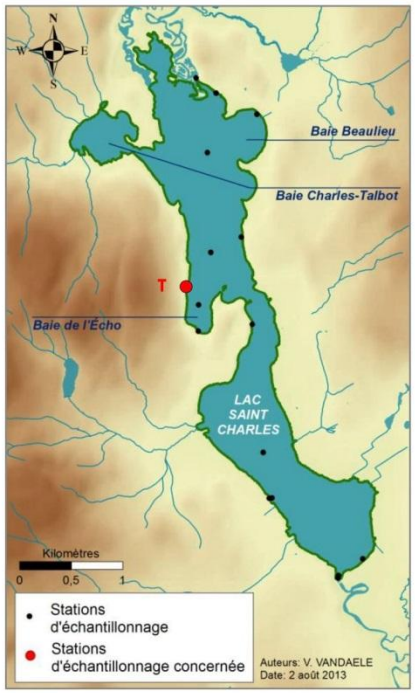


FLEURS D'EAU

1er août 2012 à 10 h 30

CATÉGORIE : 2b
TEST DE TOXICITÉ : Non testé

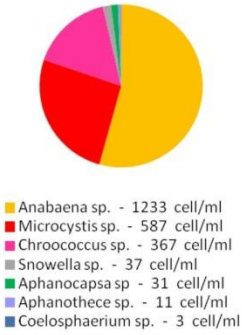
LOCALISATION



ÉTENDUE

10 m²

COMPOSITION



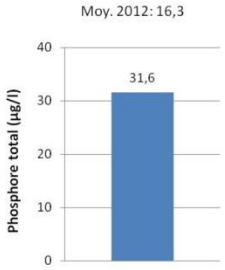
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 24,4 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Ridules (zone abritée par un ponton)
- **Ultraviolet :** 5
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 25,85 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 108 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 108, 3 %
- **Cote du lac :** 2,24 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Écume et forte concentration de cellules vertes à la surface de l'eau longeant une partie du bord de la rive comme à la station SCA, mais plus étendue.

ÉLEMENTS NUTRITIFS

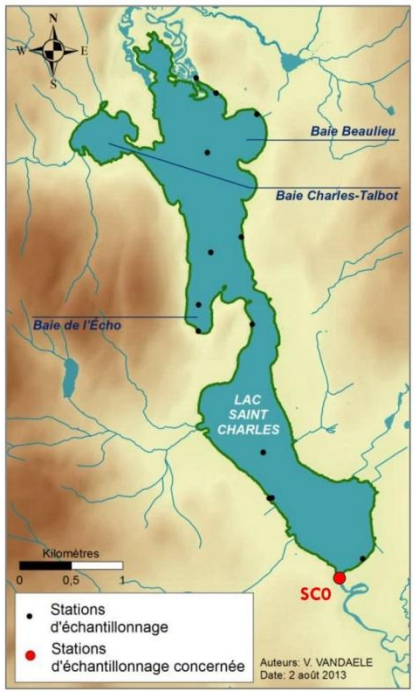


FLEURS D'EAU

1er août 2012 à 11 h 50

CATEGORIE : 2b
TEST DE TOXICITE : Négatif

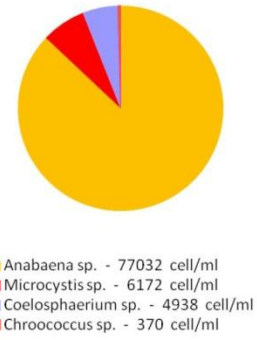
LOCALISATION



ÉTENDUE

45 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

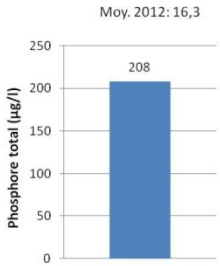
- **Température de l'air :** 26 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 3 -9 km/h - SO
- **Vague :** Miroir (plan d'eau à l'abri du vent)
- **Ultraviolet :** 7
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 25,5 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 109 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 105 %
- **Cote du lac :** 2,24 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Fleur d'eau dense et étendue le long du barrage (en place depuis 2 jours selon les ouvriers au barrage Cyrille-Delage). L'APEL n'avait pas été avisée de la situation. Présence de débris/poussière.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

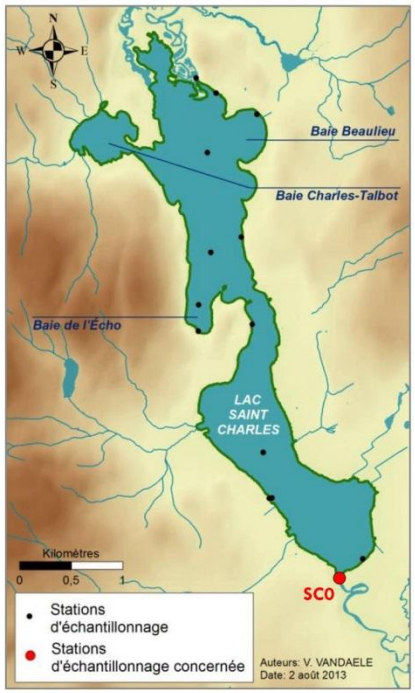


FLEURS D'EAU

2 août 2012 à 9 h 40

CATEGORIE : 2b
TEST DE TOXICITE : Négatif

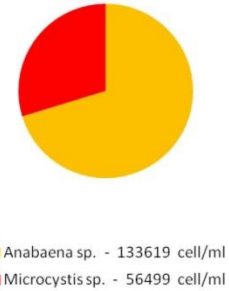
LOCALISATION



ÉTENDUE

60 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

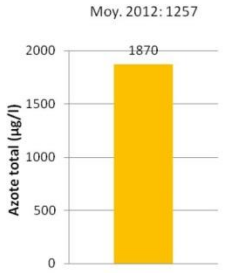
- **Température de l'air :** 24,21 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 - 2 km/h - O
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 3
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 25,07 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 108,4 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 102,7 %
- **Cote du lac :** 2,00 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Forte présence de débris et de poussière en partie en provenance du chantier du barrage Cyrille-Delage.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

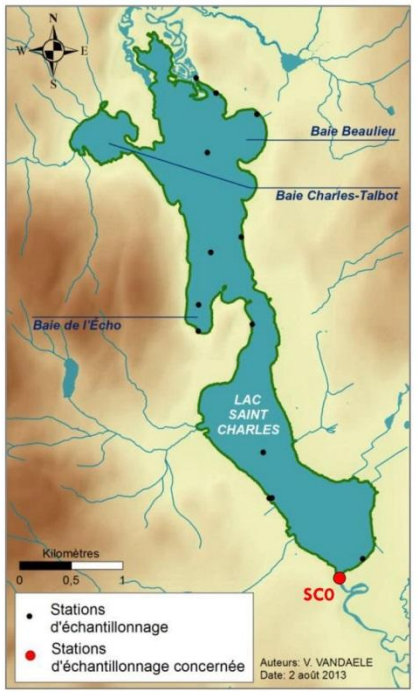


FLEURS D'EAU

3 août 2012 à 10 h 30

CATEGORIE : 2b
TEST DE TOXICITE : Positif (1 ppb)

LOCALISATION



ÉTENDUE

50 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

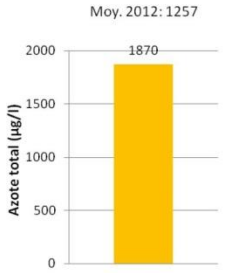
- **Température de l'air :** 25,3 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 7 à 13 km/h - O
- **Vague :** Ridules
- **Ultraviolet :** 5
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 26 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 109 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 96,1 %
- **Cote du lac :** 2,22 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Forte présence de débris et de poussière en partie en provenance du chantier du barrage Cyrille-Delage. Stries sur la largeur du barrage.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

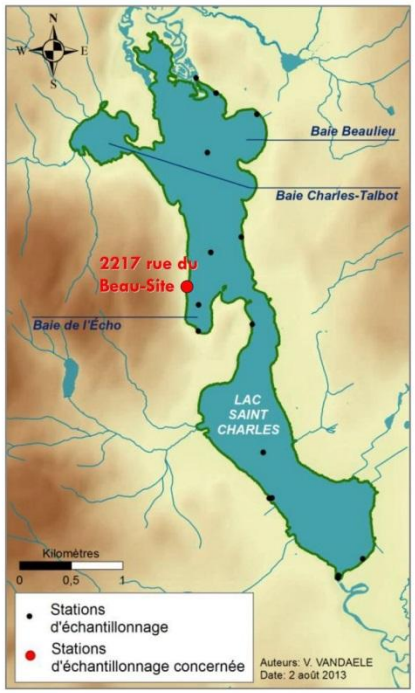


FLEURS D'EAU

21 août 2012 à 10 h 15

CATÉGORIE : 2b
TEST DE TOXICITÉ : Non testé

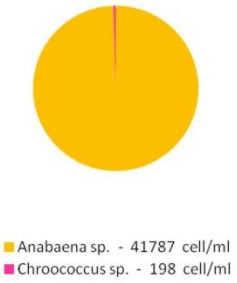
LOCALISATION



ÉTENDUE

15 m²

COMPOSITION



CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 20,74 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h dans la baie, mais 20 km/h - O sur le lac.
- **Vague :** Miroir dans la baie, vagues sur le lac
- **Ultraviolet :** 2
- **Ensoleillement :** Ciel variable
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 20,9 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** n.d.
- **Oxygène dissous :** n.d.
- **Cote du lac :** 2,56 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Stries brunes en surface et bonne densité de cellules dans la colonne d'eau.

ÉLEMENTS NUTRITIFS

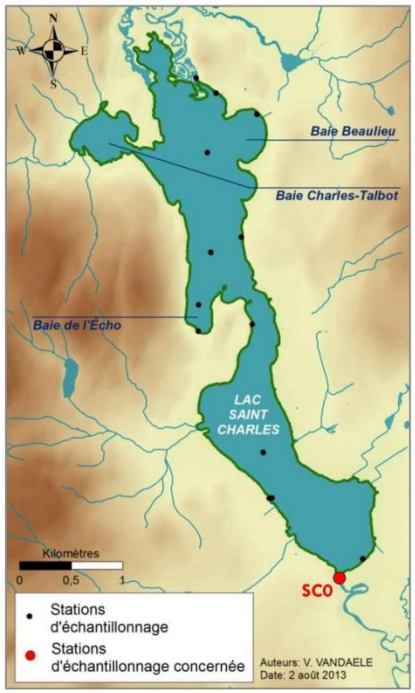
n.d.

FLEURS D'EAU

13 septembre 2012 à 8 h 45

CATEGORIE : 1
TEST DE TOXICITE : Positif (5 ppb)

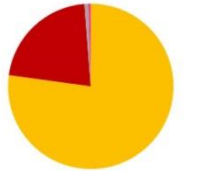
LOCALISATION



ÉTENDUE

10 m²

COMPOSITION



- Anabaena sp. - 11694 cell/ml
- Aphanothece sp. - 3273 cell/ml
- Snowella sp. - 109 cell/ml
- Chroococcus sp. - 76 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 18 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 1
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 19,05 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 112 µS/cm
- **Oxygène dissous :** n.d.
- **Cote du lac :** 2,51 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Apparence d'eau assez sale.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

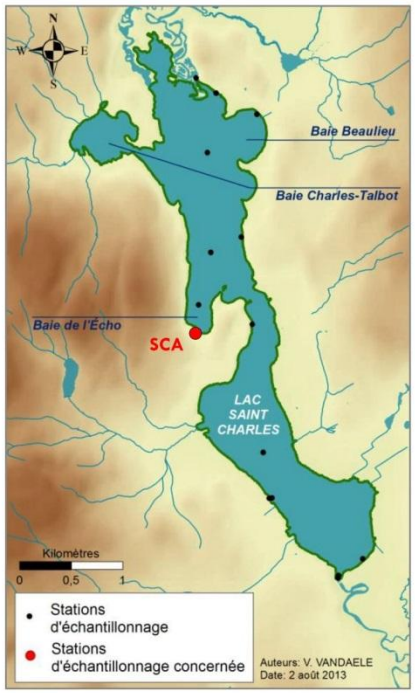
n.d.

FLEURS D'EAU

13 septembre 2013 à 12 h

CATEGORIE : 2a
TEST DE TOXICITE : Négatif

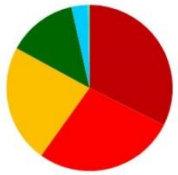
LOCALISATION



ÉTENDUE

500 m²

COMPOSITION



- Aphanothece sp. - 1669 cell/ml
- Microcystis sp. - 1418 cell/ml
- Anabaena sp. - 1189 cell/ml
- Radiocystis sp. - 698 cell/ml
- Synechocystis sp. - 164 cell/ml
- Synechococcus sp. - 13 cell/ml
- Gloeocapsa sp. - 4 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

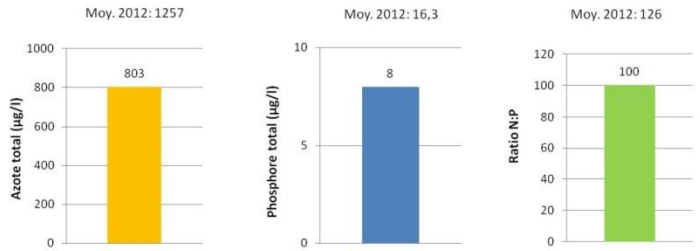
- **Température de l'air :** 25 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 4-11 km/h
- **Vague :** Ridules
- **Ultraviolet :** 4
- **Ensoleillement :** Ciel variable
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 20,02 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 112 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 83 %
- **Cote du lac :** 2,51 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Amas et stries brunâtres et boueuses avec cellules bien visibles dans la colonne d'eau.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

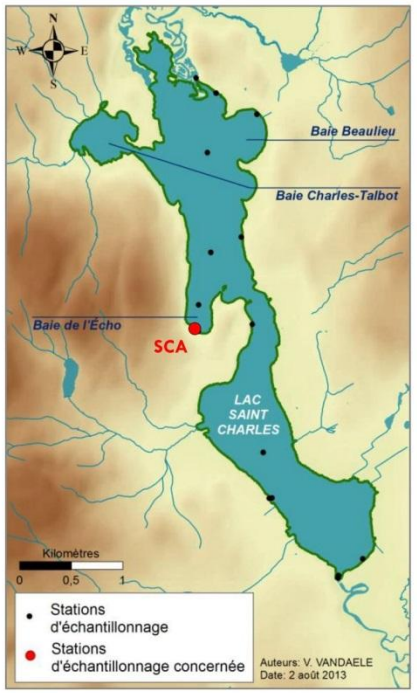


FLEURS D'EAU

17 septembre 2012 à 9 h 50

CATEGORIE : 1 à 2a
TEST DE TOXICITE : Positif (2,5 ppb)

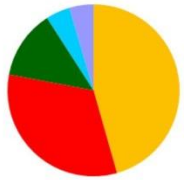
LOCALISATION



ÉTENDUE

350 m²

COMPOSITION



- Anabaena sp. - 1035 cell/ml
- Microcystis sp. - 734 cell/ml
- Radiocystis sp. - 294 cell/ml
- Synechocystis sp. - 103 cell/ml
- Coelosphaerium sp. - 103 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

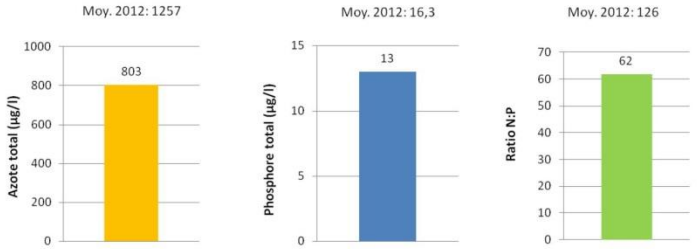
- **Température de l'air :** 10,29 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0-2 km/h - SO
- **Vague :** Ridules
- **Ultraviolet :** 3
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 17,2 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 111.5 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 79 %
- **Cote du lac :** 2,42 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Les stries sont brunâtres et les cellules sont vertes dans la colonne d'eau.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

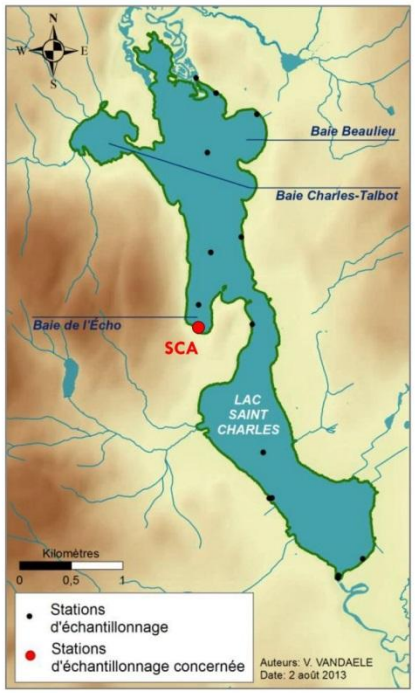


FLEURS D'EAU

18 septembre 2012 à 9 h 10

CATEGORIE : 2a
TEST DE TOXICITE : Négatif

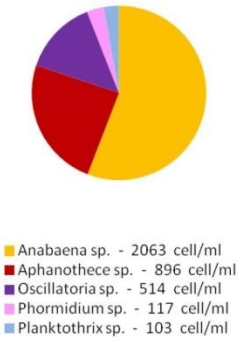
LOCALISATION



ÉTENDUE

70 m²

COMPOSITION



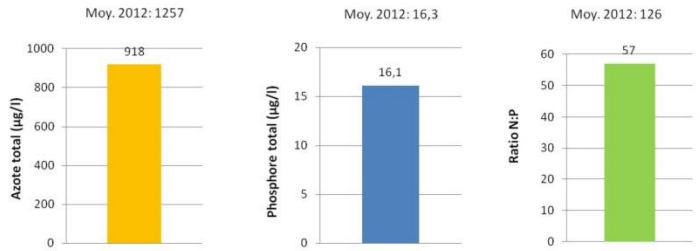
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 13 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 2
- **Ensoleillement :** Beau
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 18 °C
- **pH :** n.d.
- **Conductivité :** 110 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 71 %
- **Cote du lac :** 2,37 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Aspect sale et huileux.

ÉLEMENTS NUTRITIFS

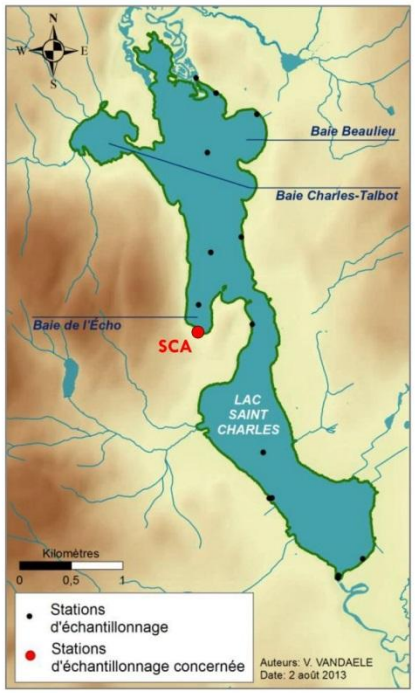


FLEURS D'EAU

18 octobre 2012 à 8 h 30

CATEGORIE : 2b
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

300 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 219861 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 7,3 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 1 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 1
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** Dernières 24 à 48h
- **Température de l'eau :** 8,27 °C
- **pH :** 7,06
- **Conductivité :** 87 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 82,75 %
- **Cote du lac :** 2,44 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

Mélanges d'écumes marron/blanchâtres et de « soupe » contenant de belles cellules vertes.

ÉLEMENTS NUTRITIFS

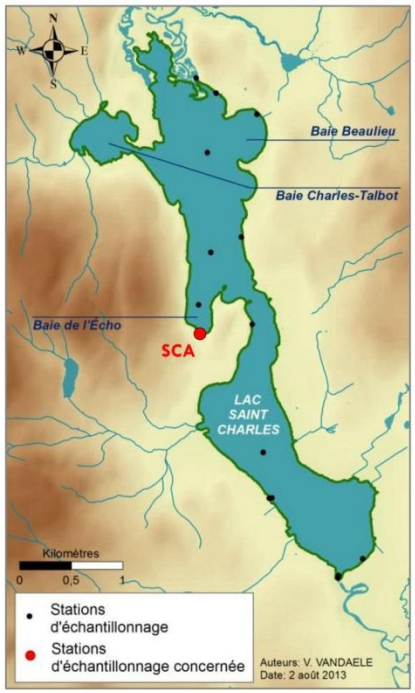
n.d.

FLEURS D'EAU

19 octobre 2012 à 9 h 05

CATEGORIE : 2a
TEST DE TOXICITE : Négatif

LOCALISATION



ÉTENDUE

300 à 400 m²

COMPOSITION



Anabaena sp. - 414786 cell/ml

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

- **Température de l'air :** 9,2 °C
- **Vitesse et direction du vent :** 0 km/h
- **Vague :** Miroir
- **Ultraviolet :** 1
- **Ensoleillement :** Nuageux
- **Précipitations :** Sec > 48 h
- **Température de l'eau :** 8,89 °C
- **pH :** 7,2
- **Conductivité :** 87 µS/cm
- **Oxygène dissous :** 81 %
- **Cote du lac :** 2,27 m
- **Transparence :** n.d.

APPARENCE

L'aspect « eau sale » est vraiment très net avec une impression d'eau « croupie ». De plus, on note des agrégats (écumes, filaments) de couleur marron/blanchâtre et de la soupe de cellules bien vertes.



ÉLEMENTS NUTRITIFS

n.d.

3.2 Suivi régulier aux stations

3.2.1 Composition et distribution spatio-temporelle des communautés cyanobactériennes

Les En surface Figure 12 à Figure 23 en Annexes illustrent graphiquement les données issues des prélèvements en surface aux huit stations en rive et dans la colonne d'eau aux stations C01, C02, C03, C04 et C08 pour l'année 2012. La Figure 4 liste, par genre, le décompte des cellules présentes dans l'ensemble des échantillons au cours de la saison d'échantillonnage de 2012.

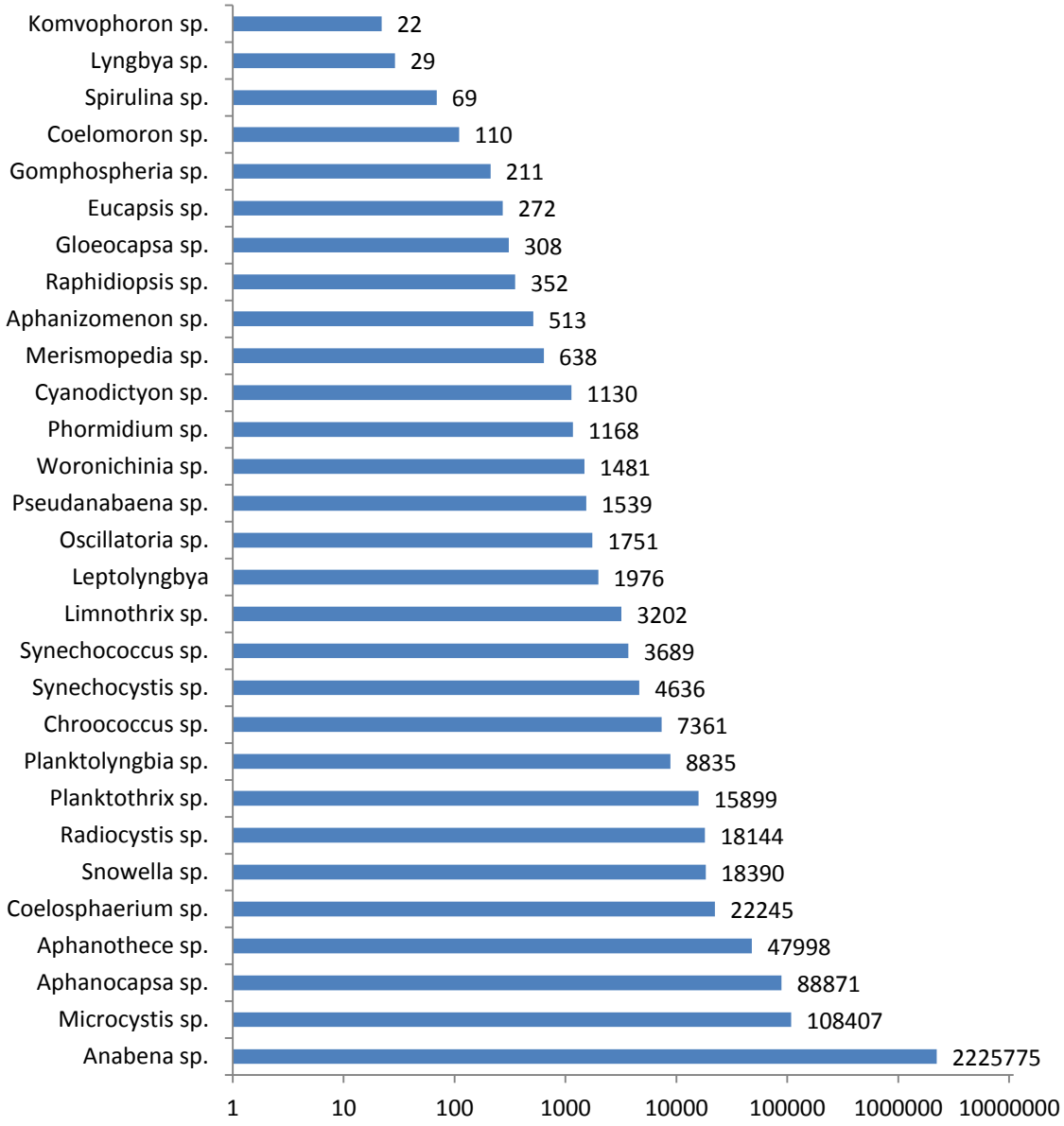


Figure 4 : Dénombrement total de cellules par ml par genre en 2012.

Voici maintenant une description sommaire de la distribution spatio-temporelle de chacun des genres identifiés au lac Saint-Charles en 2011 et/ou 2012, classés selon leur importance absolue saisonnière. Leur présence lors d'épisodes de floraisons ou dans les échantillons prélevés aux sources externes potentielles (stations E, E01, E02, E50 et E54) est aussi abordée.

Les quatre genres les plus abondants (> 40 000 cell. dénombrées):

A1) Anabaena sp.

Chronologie des faits saillants :

- À partir du 28 mai : présence dans les bassins nord et sud à de très faibles concentrations (< 20 cell./ml).
- Le 11 juin : dominance d'*Anabaena* sp. : près de 250 000 cell./ml à la station SC0, présence à presque toutes les stations en surface et en subsurface, mais quasi absence dans l'hypolimnion. De très faibles concentrations < 69 cell./ml d'autres genres ont été détectés ce jour-là, et ce, peu importe la profondeur.
- Le 5 juillet : présence en surface et en subsurface, mais à de plus faibles concentrations (< 150 cell./ml).
- En juillet et en août : présence réduite d'*Anabaena* sp.
- Les concentrations remontent à l'automne :
    - Le 13 septembre : près de 12 000 cell./ml à la station SC0.
    - Le 9 octobre : près de 2500 cell./ml à la station SCA.
    - Le 25 octobre : près de 60 000 cell./ml à la station SCA.

Condensé : Comme en 2011, *Anabaena* sp. semble dominer la communauté cyanobactérienne seulement pendant une très courte période durant la saison estivale et lors des périodes de fleurs d'eau. En fait, *Anabaena* était le genre dominant à toutes les fleurs d'eau, à l'exception de celle du 13 septembre. Enfin, il à noter qu'*Anabaena* sp. a été observé aux stations E (marais épurateur), E02 (exutoire du lac Delage) et E50 (Marais du Nord entre le lac Delage et le lac Saint-Charles) .

A2) Microcystis sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Microcystis* sp. a été observé du 7 juillet au 9 octobre, généralement en subsurface.
- Le 12 juillet : en surface, concentrations maximales en dehors d'une fleur d'eau : 1468 cell./ml à la station C03 et 1468 cell./ml à la station C05.
- Le 2 août : concentration maximale observée lors d'une fleur d'eau : 56 499 cell./ml vs 133 619 cell./ml pour *Anabaena* sp. Le test de toxicité de l'échantillon s'est avéré négatif.
- Le 6 septembre : concentration de 2778 cell./ml à la station E02.
- Le 20 septembre : concentration de 4022 cell./ml à la station E02.

- Le 1er octobre : concentration de 4257 cell./ml à la station E02.

Condensé : Comme en 2011, ce genre a été généralement observé en subsurface, parfois en rive, et autant dans le bassin sud que le nord. *Microcystis* sp. a montré des concentrations un peu plus importantes lors des fleurs d'eau, sans toutefois jamais les dominer (présente dans quatre fleurs d'eau sur quinze) (voir Tableau 3). Sur les trois fleurs d'eau testées positives pour des cyanotoxines, une seule contenait *Microcystis* sp. (17 septembre) *Microcystis* sp. a été observé aux stations E01, E02 et E50 à des concentrations assez importantes.

A3) Aphanocapsa sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Aphanocapsa* sp. a été observé du 11 juin au 9 octobre, indifféremment des stations et des profondeurs.
- Le 29 août : dominance à tous les points en surface et à presque tous les points en subsurface (sauf à la station C08), concentration maximale : 4698 cell./ml en surface à la station SCF.
- Le 1er août : présence dans une fleur d'eau : 301 cell./ml à la station T et 617 cell./ml à la station SCA. Le test de toxicité de l'échantillon à la station SCA s'est avéré négatif.

Condensé : Lorsqu'il est présent à un point donné au lac, en dehors d'une fleur d'eau, le genre *Aphanocapsa* semble dominer la communauté. *Aphanocapsa* sp. a été observé aux stations E02, E50 et E54 à des concentrations assez importantes (maxima de 1820 cell./ml à E02 et 6028 cell./ml à E54).

A4) Aphanothece sp.

Chronologie des faits saillants :

- Juillet : premières détections d'*Aphanothece* sp. (comme en 2011)
- Du 25 juillet au 9 octobre : présence plus importante, tant en rive qu'aux stations au lac.
- Le 29 août : concentration maximale observée en dehors d'une fleur d'eau : 3340 cell./ml à la station C08, dans la métalimnion.
- Le 13 septembre : des concentrations entre 1000 et 1700 cell./ml ont été obtenues aux stations en rive (SC0, SCD et SCA), ainsi que dans l'épilimnion et l'hypolimnion des stations C08 et C04.
- Le 13 juin : présence dans une fleur d'eau, concentration de 15 cell./ml à la station SCA. Test de toxicité négatif.
- Le 1er août : présence dans une fleur d'eau, concentration de 110 cell./ml à la station T.
- Le 6 septembre : concentration de 2730 cell./ml obtenue à la station E02.
- Le 13 septembre : présence dans une fleur d'eau des concentrations élevées aux stations SCA et SC0. Dominance dans la fleur d'eau à la station SCA (présence d'*Anabaena* sp. et

Microcystis sp.) et deuxième en importance à la station SC0 (après *Anabaena* sp.). Le test de toxicité s'était avéré positif à SC0 (5 ppb).

Condensé : Alors qu'en 2011, *Aphanothece* sp. était présent seulement aux stations en lac et absent en rive, on retrouve ce genre à toutes les stations en 2012. Lorsqu'il est présent à un point donné au lac, en dehors d'une fleur d'eau, *Aphanothece* sp. semble dominer la communauté. Cette dominance ne se vérifie toutefois pas pour l'ensemble des stations. *Aphanothece* sp. a été observé aux stations E01, E02 et E50.

Les quatre genres dont l'abondance est intermédiaire (15 000 à 23 000 cell. dénombrées):

B1) Coelosphaerium sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 12 juillet : premières détections de *Coelosphaerium* sp., en surface, aux stations C08 et SCC (bassin nord), ainsi que dans l'hypolimnion du bassin sud (> 80 cell./ml).
- Le 25 juillet : concentration maximale observée en dehors d'une fleur d'eau : 1365 cell./ml à 3 m de profondeur à la station C03. Codominance avec *Aphanocapsa* sp.
- Le 1er août : présence dans une fleur d'eau aux stations T, SC0 et SCA. Concentration maximale de 4938 cell./ml à la station SC0 ce jour-là.
- Le 8 août : présence accrue. On retrouve *Coelosphaerium* sp. autant en surface que dans la colonne d'eau et à 1 m du fond.
- Le 29 août : déclin des concentrations, 73 cell./ml observées en surface à la station C03.
- Le 13 septembre : 92 cell./ml à 1 m de profondeur à la station C01.
- Le 17 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, 103 cell./ml.

Condensé : *Coelosphaerium* sp. semble préférer la zone pélagique, même s'il était possible d'observer le genre à quelques stations en rive. *Coelosphaerium* sp. n'a pas été observé aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

B2) Snowella sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Snowella* sp. a été observé d'avril à la fin septembre, à des concentrations généralement faibles (< 300 cell./ml).
- Le 8 août : codominance avec *Coelosphaerium* sp. aux stations SCA, SCF, C04, C05, SCG et C01, concentration maximale de 1659 cell./ml ce jour-là.
- Le 1er août : présence dans une fleur d'eau à la station T, concentration de 37 cell./ml. La toxicité n'a pas été testée.
- Le 13 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station, concentration de 109 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré positif (5 ppb).

Condensé : On retrouve *Snowella* sp. sporadiquement à toutes les stations et toutes les profondeurs. Sa présence accrue le 8 août à la majorité des stations et des profondeurs n'a pas été observée en 2011. *Snowella* sp. a été observé aux stations E02 et E50 (maximum de 315 cell./ml à la station E02).

B3) Radiocystis sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Radiocystis* sp. a été observé du 12 juillet au 9 octobre.
- Jusqu'au 29 août : observations en subsurface et dans l'hypolimnion seulement, et ce, pour toutes les stations sur le lac.
- À partir du 29 août : *Radiocystis* sp. est observé en surface également, et ce, à toutes les stations.
- Le 29 août : concentration élevée de 1314 cell./ml en subsurface (entre 1 m et 2,5 m de profondeur) à la station C08.
- Le 6 septembre : concentration élevée de 1844 cell./ml à la station E02.
- Le 13 septembre : concentration élevée de 1152 cell./ml entre 1 m et 2,5 m de profondeur à la station C08.
- Le 13 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 698 cell./ml.
- Le 17 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 294 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré positif (2,5 ppb).
- Le 9 octobre : observation seulement en surface à la station C03.

Condensé : *Radiocystis* sp. est majoritairement présent en subsurface et dans l'hypolimnion. Les concentrations ont passablement augmenté en septembre. *Radiocystis* sp. également présent dans une fleur d'eau en septembre. *Radiocystis* sp. a été détecté aux stations E01, E02, E50 et E54.

B4) Planktothrix sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 11 juin : premières détections de *Planktothrix* sp.
- Le 13 juin : présence dans une fleur d'eau à la station SCA. Le test de toxicité s'est avéré négatif.
- Le 12 juillet : présence à toutes les stations en rive (entre 170 et 598 cell./ml).
- Août : concentrations de 262 et 275 cell./ml aux stations E02 et E54.
- Le 18 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA. Le test de toxicité s'est avéré négatif.
- Le 27 septembre : présence accrue à 1 m du fond à la station C03, concentration de 6349 cell./ml.

- Le 9 octobre : présence importante à 1 m du fond aux stations C03 et C08, concentrations de 3523 cell./ml et 2147 cell./ml, respectivement.

Condensé : Au cours de la saison, *Planktothrix* sp. apparaissait ponctuellement à toutes les stations et profondeurs à des concentrations inférieures à 100 cell./ml, sauf les 18 septembre, 27 septembre et 9 octobre, où une présence accrue du genre a été constatée. Rappelons que le même schéma avait été remarqué en 2011, où une observation de *Planktothrix* sp. anormalement élevée avait été faite le 4 octobre (2000 cell./ml à 15,5 m de profondeur à la station C03). Toutefois, en 2011, *Planktothrix* sp. était généralement peu présent en rive.

C) Les autres genres dont la présence est marginale :

C1) Planktolyngbia sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 26 avril : premières détections sporadiques de *Planktolyngbia* sp.
- Le 29 août : concentrations maximales saisonnières de 3496 et 2378 cell./ml obtenues dans l'hypolimnion (1 m du fond) aux stations C08 et C03, respectivement.
- Le 25 octobre : lors du mélange complet, plus grande aire de répartition observée avec une présence aux stations C08, SCD, C03, C04, SCF, C01 et SC0. Premières observations dans le métalimnion des stations C08, C03 et C04, ainsi que dans l'hypolimnion des stations C08, C03, C04 et C05. Ce jour-là, concentration maximale de 242 cell./ml dans l'hypolimnion de la station C08.

Condensé : Généralement, *Planktolyngbia* sp. était observé dans l'hypolimnion des stations C08 et C03. C'est seulement à quelques reprises que le genre a été observé en rive et dans l'épilimnion, et ce, à de faibles concentrations seulement. *Planktolyngbia* sp. n'a pas été observé lors des fleurs d'eau. *Planktolyngbia* sp. a été détecté à deux reprises à la station E (à des concentrations de 37 et 84 cell./ml).

C2) Chroococcus sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 5 juillet : premières détections de *Chroococcus* sp. (présence jusqu'à la fin octobre)
- Juillet : présence limitée en subsurface et dans l'hypolimnion des deux bassins du lac, avec des concentrations inférieures à 100 cell./ml.
- Le 1er août : présence dans des fleurs d'eau aux stations T et SC0, concentrations respectives de 367 et 370 cell./ml. Les tests de toxicité se sont avérés négatifs.
- Le 8 août : premières détections en surface et aux stations en rive.
- Le 13 septembre : concentration maximale saisonnière de 2701 cell./ml obtenue à la station SCB.
- Le 13 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SC0, concentration de 79 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré positif.

- Le 27 septembre : concentration élevée de 1396 cell./ml à la station SCB.

Condensé : Tout comme *Radiocystis* sp., *Chroococcus* sp. a d'abord évolué en subsurface et dans l'hypolimnion. Sa présence en surface a été constatée seulement plus tard en saison. On pouvait aussi, à ce moment, commencer à observer le genre dans des fleurs d'eau. *Chroococcus* sp. était présent aux stations E01, E02 et E50 à de faibles concentrations (maximum de 22 cell./ml). À la station E54 (station des eaux usées de la Ville de Lac-Delage), la concentration maximale s'élevait à 79 572 cell./ml.

C3) Synechocystis sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Synechocystis sp.* a été observé du 12 juillet au 27 septembre.
- Du 12 juillet au 29 août : détections seulement près du fond et en subsurface aux stations en lac.
- Les 13 et 27 septembre : premières détections en surface aux stations en lac et en rive.
- Le 8 août : concentration maximale de 411 cell./ml obtenue à la station SCA, en surface.

Condensé : *Synechocystis* sp. n'a pas été observé lors des fleurs d'eau, ni aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C4) Synechococcus sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Synechococcus* sp. a été présente du 8 août au 9 octobre, et ce, très sporadiquement à des stations en lac et en rive et à diverses profondeurs.
- Le 13 septembre : aire de répartition maximale avec des observations jusque dans le bassin nord, notamment. Ce jour-là, concentrations maximales de 866 cell./ml à 1 m du fond à la station C08 et de 517 cell./ml en surface à la station SCD.
- Le 6 septembre : concentration élevée de 6927 cell./ml à la station E02.
- Le 13 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 13 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré négatif.

Condensé : *Synechococcus* sp. a été observé a trois reprises à la station E02.

C5) Limnothrix sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Limnothrix* sp. a été observé sporadiquement du 26 avril au 25 octobre.
- Le 18 juin : présence dans une fleur d'eau à la station SCF, concentration élevée de 2938 cell./ml. *Anabaena* était le seul autre genre présent (avec 195 372 cell./ml).
- Le 25 octobre : seule et unique détection dans le bassin sud, à la station SCG.

Condensé : En dehors d'une fleur d'eau, les concentrations de *Limnothrix* sp. n'ont jamais dépassé les 66 cell./ml. Ce genre a été observé davantage aux stations en rive du bassin nord. *Limnothrix* sp. a été observée aux stations E et E50.

C6) Leptolyngbia sp.

Chronologie des faits saillants :

- Au cours de la saison d'échantillonnages, *Leptolyngbia* sp. a été détecté à seulement trois reprises en lac :
    - Le 25 juillet : 9 cell./ml à la station SCB.
    - Le 29 août : 1908 cell./ml à la station SC0.
    - Le 13 septembre : 59 cell./ml à la station C04 en subsurface.

Condensé : Absence de *Leptolyngbia* sp. dans les fleurs d'eau. Le genre a été détecté une fois aux stations E et E50 (< 50 cell./ml).

C7) Oscillatoria sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Oscillatoria* sp. a été observé sporadiquement du 26 avril au 25 octobre. On retrouve le genre principalement en rive (côté est) dans le bassin nord.
- Le 18 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA. Le test de toxicité s'est avéré négatif.
- Octobre : premières détections en zone pélagique dans le bassin nord et sud (station C05).

Condensé : Comme en 2011, les concentrations d'*Oscillatoria* sp. ont été généralement très faibles (< 150 cell./ml). Le genre a été observé aux stations E02 et E50 (concentration maximale de 147 cell./ml).

C8) Pseudanabaena sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Pseudanabaena* sp. a été observé sporadiquement du 26 avril 25 octobre.
- Le 13 juin : présence dans des fleurs d'eau aux stations SCA et SCD, concentrations respectives de 22 et 40 cell./ml. Les tests de toxicité se sont avérés négatifs.
- Le 18 juin : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 111 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré négatif.

Condensé : Comme en 2011, *Pseudanabaena* sp. a été présent durant toute la période d'échantillonnage, mais apparaissait seulement très sporadiquement et à de faibles concentrations (< 100 cell./ml). Ce genre semble présent davantage aux stations en rive, mais on peut également le retrouver en subsurface et parfois aussi près du fond. *Pseudanabaena* sp. a été observé aux stations E, E01, E02 et E50 (concentration maximale de 160 cell./ml).

C9) Woronichinia sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 18 juin : présence dans une fleur d'eau à la station SC0, concentration de 73 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré négatif.
- Le 12 juillet : premières détections sporadiques de *Woronichinia* sp.
- Le 27 septembre : présence en surface aux stations C01 et C03, concentration maximale de 367 cell./ml.

Condensé : *Woronichinia* sp. était généralement observé à une ou deux stations (et profondeurs) seulement à la fois. Le genre n'était pas présent aux stations en rive du bassin nord. *Woronichinia* sp. n'a pas non plus été détecté aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C10) Phormidium sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Phormidium* sp. a été détecté sporadiquement seulement le 26 avril, puis du 27 septembre jusqu'à la dernière sortie d'échantillonnage le 25 octobre.
- Le 18 septembre : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 117 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré négatif.
- Le 9 octobre : concentration maximale saisonnière de 220 cell./ml obtenue à la station C01, en subsurface.

Condensé : *Phormidium* sp. a été observé sporadiquement à toutes les profondeurs et en rive également, mais toujours jamais pendant la saison estivale. *Phormidium* sp. a été observé aux stations E01 et E50 (concentration maximale de 73 cell./ml à la station E50).

C11) Cyanodictyon sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Cyanodictyon* sp. a été observé sporadiquement du 8 août au 27 septembre.
- Le 8 août : concentration maximale saisonnière de 514 cell./ml obtenue à la station SCA.

Condensé : *Cyanodictyon* sp. a été observé seulement à cinq reprises, exclusivement en surface dans le bassin nord (C08, C04 et SCA) en août et en septembre. *Cyanodictyon* sp. n'était pas présent dans les fleurs d'eau. *Cyanodictyon* sp. n'a pas non plus été détecté aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C12) Merismopedia sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Merismopedia* sp. a été détecté sporadiquement entre le 11 juin et le 27 septembre, majoritairement en rive et aux stations du lac.

- Le 20 septembre : concentration élevée de 1450 cell./ml obtenue à la station E01.

Condensé : Les concentrations de *Merismopedia* sp. étaient moins importantes en 2012 qu'en 2011. La concentration maximale obtenue en 2011 (28 juillet à la station SCC) était de 3500 cell./ml, tandis qu'en 2012, la concentration maximale dans le lac était de 176 cell./ml dans l'hypolimnion de la station C08. Il est à noter que le genre n'a pas été détecté aux stations C03, SCA et SCE. *Merismopedia* sp. n'a pas été observé lors des fleurs d'eau. Par contre, *Merismopedia* sp. a été présente aux stations E01, E02, E50 et E54.

C13) Aphanizomenon sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Aphanizomenon* sp. a été observé sporadiquement du 17 mai au 27 septembre.
- Le 13 juin : présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 39 cell./ml.
- Le 25 juillet : concentration maximale saisonnière de 294 cell./ml mesurée à la station SCF.

Condensé : Comme en 2011, *Aphanizomenon* sp. a été observé seulement dans les échantillons de surface, et ce, aux stations en rive seulement. Le genre n'a pas été observé aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C14) Raphidiopsis sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 9 octobre : présence à la station SCA.
- Le 25 octobre : présence aux stations SCA, SCB, SCC et SCD (en rive dans le bassin nord) et dans le métalimnion de la station C04. Concentrations faibles, avec un maximum de 128 cell./ml à la station SCA.

Condensé : *Raphidiopsis* sp. a été détecté seulement deux fois. Le genre n'a pas été observé lors des fleurs d'eau, ni aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C15) Gloeocapsa sp.

Chronologie des faits saillants :

- Juillet : premières détections de *Gloeocapsa* sp.
- Le 25 juillet : concentration maximale saisonnière de 76 cell./ml mesurée à la station C05, en subsurface.
- Le 11 septembre : présence à la station E, concentration de 11 cell./ml.
- Le 13 septembre : faible présence dans une fleur d'eau à la station SCA, concentration de 4 cell./ml. Le test de toxicité s'est avéré négatif.

Condensé : C'est en juillet que l'aire de répartition a été la plus étendue. *Gloeocapsa* sp. a alors été observé à toutes les profondeurs, dans le bassin nord comme dans le bassin sud. Elle était toutefois davantage présente aux stations en lac.

C16) Eucapsis sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Eucapsis* sp. a été observé sporadiquement du 26 avril au 29 août.
- Les 5 et le 12 juillet : aire de répartition la plus étendue.
- Le 12 juillet : concentration maximale saisonnière de 32 cell./ml mesurée à la station C05, en subsurface.
- Le 11 septembre : présence à la station E01, concentration de 20 cell./ml.

Condensé : De manière générale, *Eucapsis* sp. était davantage présent aux stations en lac. Le genre n'a pas été observé lors des fleurs d'eau.

C17) Gomphosphaeria sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 11 juin : observations sporadiques aux stations en rive SCG et SCC.
- Le 25 juillet : observations sporadiques aux stations en rive SCG et SCC.
- Le 8 août : observations sporadiques aux stations C05 et C03 sur le lac.
- Le 29 août : observations sporadiques aux stations C05 et C03 sur le lac.

Condensé : Comme en 2011, les concentrations de *Gomphosphaeria* sp. étaient très faibles (maximum de 38 cell./ml). Le genre n'a pas été observé lors de fleurs d'eau, ni aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C18) Coelomoron sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 13 septembre : seule et unique détection, concentration de 110 cell./ml mesurée à la station C01, en subsurface.

Condensé : *Coelomoron* sp. n'a pas été observé lors des fleurs d'eau, ni aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C19)Spirulina sp.

Chronologie des faits saillants :

- *Spirulina* sp. a été observé à seulement trois reprises : le 26 avril, le 25 juillet et le 8 août. Concentration maximale de 17 cell./ml.

Condensé : Contrairement à 2011, où *Spirulina* sp. a été observé seulement en rive dans le bassin nord et au goulet du lac (station SCF), le genre a été retrouvé partout en 2012. *Spirulina* sp. n'a pas été observé lors des fleurs d'eau, mais le genre a été détecté aux stations E01, E50 et E54 (concentration maximale de 294 cell./ml à la station E54).

C20) Lyngbya sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 26 avril : première détection, concentration de 22 cell./ml mesurée à la station SCE.
- Le 17 mai : deuxième et dernière détection, concentration de 7 cell./ml mesurée à la station SCB.

Condensé : Comme en 2011, *Lyngbya* sp. a été observé exclusivement aux stations en rive. Or, le genre a été moins présent qu'en 2011. Rappelons que ce genre avait été détecté à toutes les stations en rive le 8 septembre 2011 avec des concentrations allant jusqu'à 360 cell./ml. En 2012, *Lyngbya* sp. n'a pas été observé lors de fleurs d'eau, ni aux stations E, E01, E02, E50 et E54.

C21) Komvophoron sp.

Chronologie des faits saillants :

- Le 25 juillet : détection de *Komvophoron* sp. aux stations SCB et SCG (à chaque extrémité du lac). Concentration de 11 cell./ml mesurée aux deux stations.
- Le 4 octobre : concentration maximale saisonnière de 141 cell./ml mesurée à la station E.

Condensé : *Komvophoron* sp. n'a pas été observé dans des fleurs d'eau, mais a été détecté aux stations E, E02 et E50.

C22) Cylindrospermum sp.

Aucune observation enregistrée ni en 2011 ni en 2012. Ce genre a été observé une fois en 2010, à la station C04 (23 cell./ml). Genre préoccupant par son fort potentiel de produire des toxines.

C23) Cuspidothrix sp.

Aucune observation enregistrée en 2011 et en 2012, ni par le laboratoire de la Ville de Québec, ni par Mme Rolland (Rolland 2013). Il est à noter que c'est en août 2010 (les 10 et 13) que ce genre a été identifié par le MDDEP, aux stations SC0 et SCG, lors d'un événement de fleur d'eau assez important (APEL, 2011).

3.2.2 Paramètres physico-chimiques

Les Figure 5 à Figure 7 illustrent les résultats du dosage du PT, du NT et le rapport N:P dans les échantillons prélevés entre le 24 avril et le 19 octobre 2012. Les barres rouges représentent les journées où une fleur d'eau a été répertoriée et où le dosage des éléments nutritifs a été

effectué. Les barres en rouge pâle indiquent qu'une fleur d'eau a été observée à d'autres stations le même jour ainsi que le dosage d'éléments nutritifs (voir aussi Tableau 3). Les barres orange indiquent les journées où une fleur d'eau a été observée, mais pour lesquelles les données sur les nutriments sont indisponibles.

En ce qui concerne les résultats du PT, une moyenne de 16,3 µg/l et une médiane de 9,9 µg/l ont été obtenues en 2012. C'est seulement à quelques reprises que les valeurs de PT ont été bien plus élevées, soit le 18 juin (270 µg/l à la station SCF), le 18 juillet (68,7 µg/l à la station SCA) et le 1er août (208 µg/l à la station SC0). Les concentrations élevées aux stations SCF et SC0 ont été observées lors de fleurs d'eau assez importantes (198 310 cell./ml à SCF et 88 512 cell./ml à SC0). Le 18 juillet, une quantité importante de cellules avait été constatée dans la colonne d'eau, sans qu'une fleur d'eau ne soit observée.

Quant au NT, la moyenne saisonnière était de 1269 µg/l et la médiane de 1238 µg/l. Des valeurs élevées ont été observées à plusieurs reprises : le 18 juin (5250 µg/l à la station SCF), le 19 juin (4439 µg/l à la station SCA et 5221 µg/l à la station SC0), le 18 juillet (1913 µg/l à la station SCA), le 2 août (2270 µg/l à la station SCA) et le 22 août (2155 µg/l à la station SCA). Les concentrations importantes de NT ont généralement été observées lors de fleurs d'eau, même si certaines floraisons ne présentaient aucun excès d'éléments nutritifs (p. ex. le 11 juin à la station SC0) (Tableau 3).

Selon les observations de 2012, le ratio N:P proposé par Schmidt (1983) ne semble pas avoir une incidence sur l'absence/présence de fleurs d'eau au lac Saint-Charles (Figure 7 - voir aussi Figure 13, chapitre 3, page 39).

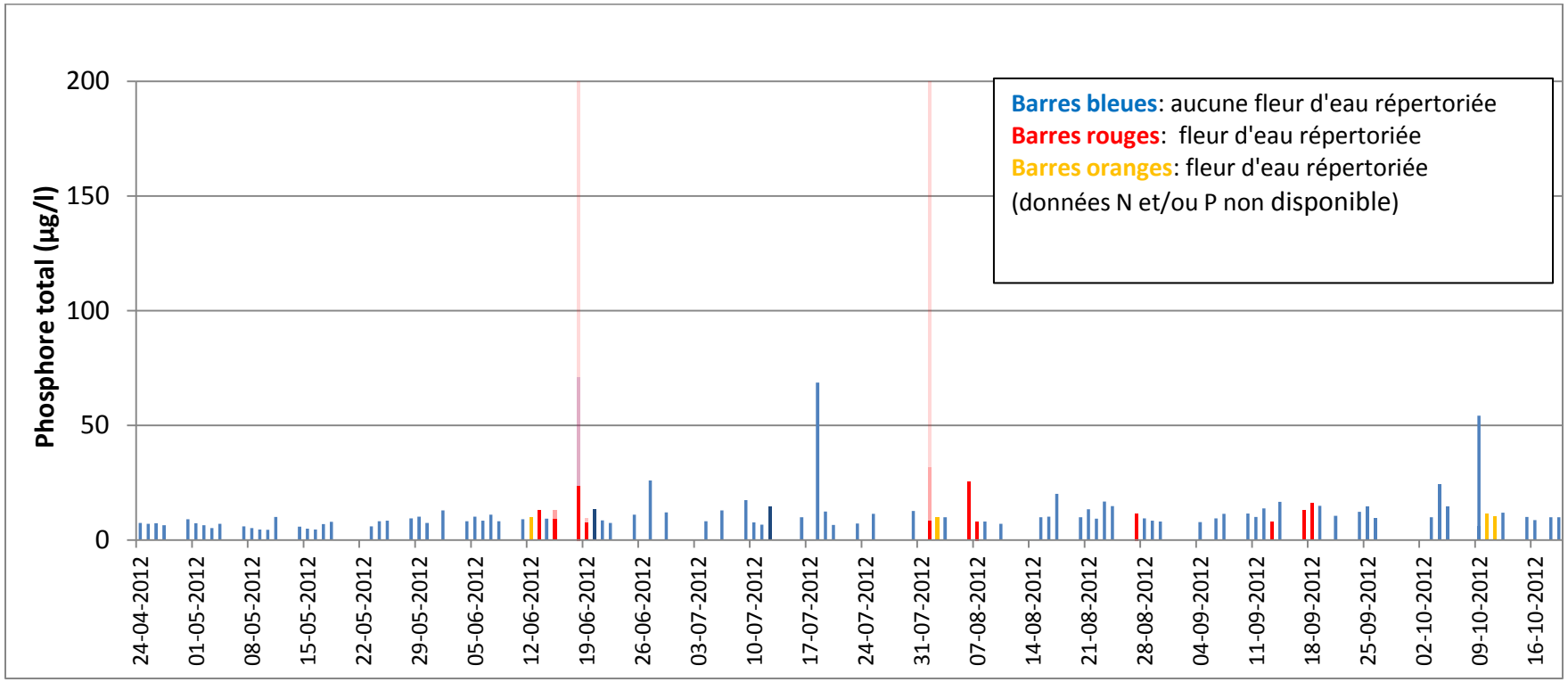


Figure 5 : Concentrations de PT à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 16 octobre 2012).

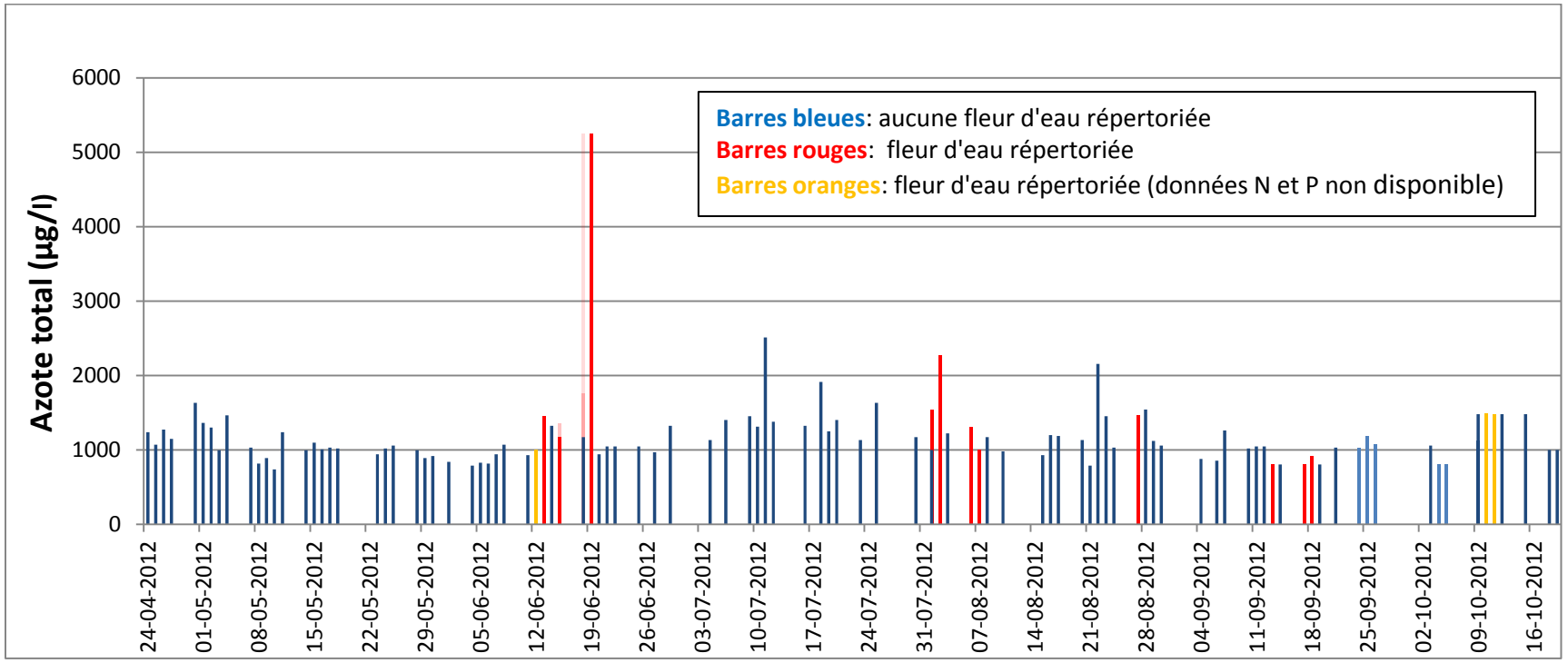


Figure 6 : Concentrations de NT à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 19 octobre 2012).

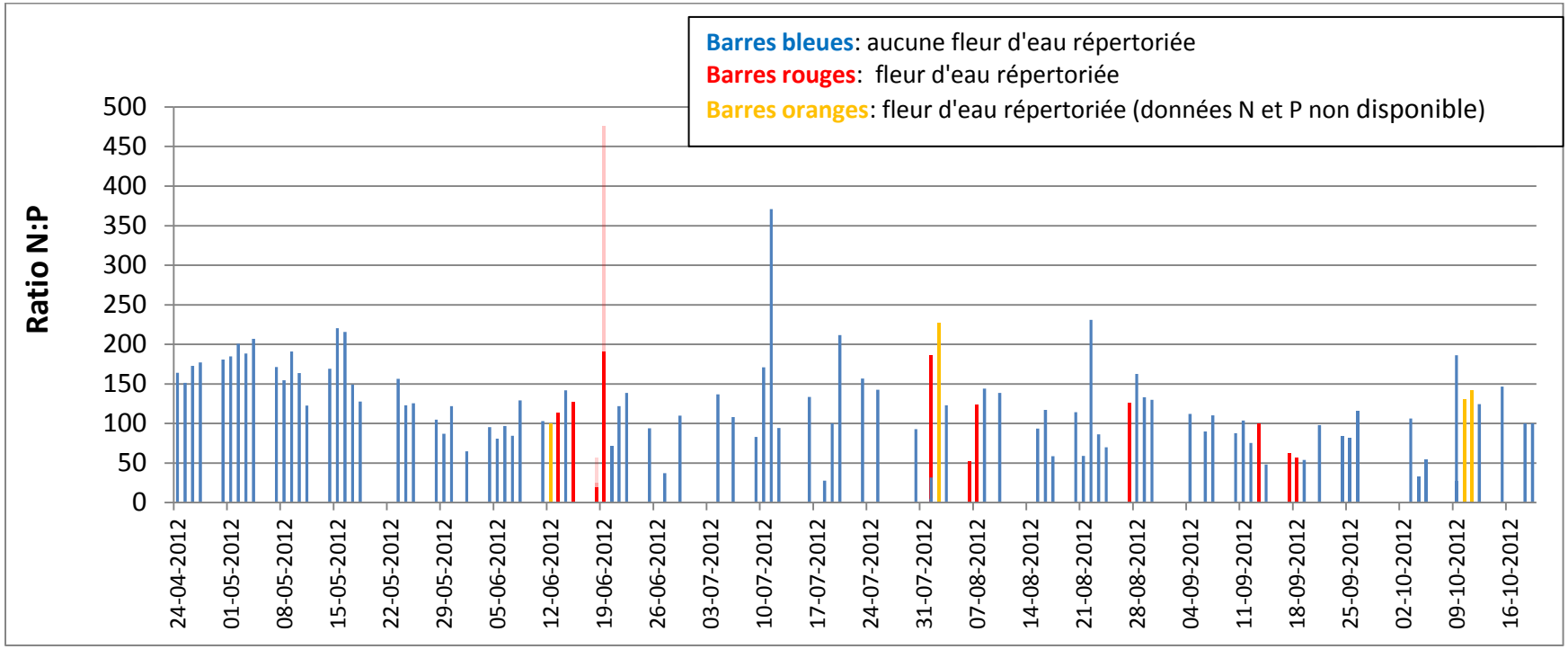


Figure 7 : Rapport N:P à la station SC0 (du 24 avril au 18 mai 2012), puis à la station SCA (du 19 mai au 19 octobre 2012).

La Figure 8 présente l'évolution du niveau du lac Saint-Charles en 2012. Les barres rouges indiquent les journées où une fleur d'eau a été détectée. En 2010 et en 2011, on avait constaté que des fleurs d'eau étaient observées seulement en deçà du seuil de 2,60. Or, en 2012, il y avait également des fleurs d'eau a des seuils plus élevées (à titre d'exemple 1 juin, seuil de 2,64). L'hypothèse avait été proposée que le niveau d'eau du lac pourrait avoir une incidence sur l'apparition de fleurs d'eau au lac Saint-Charles. Cependant, lorsque les conditions aux fleurs d'eau semblent favorables (cote du lac basse, températures de l'eau élevées en juillet) des fleurs d'eau n'ont pas été observées.

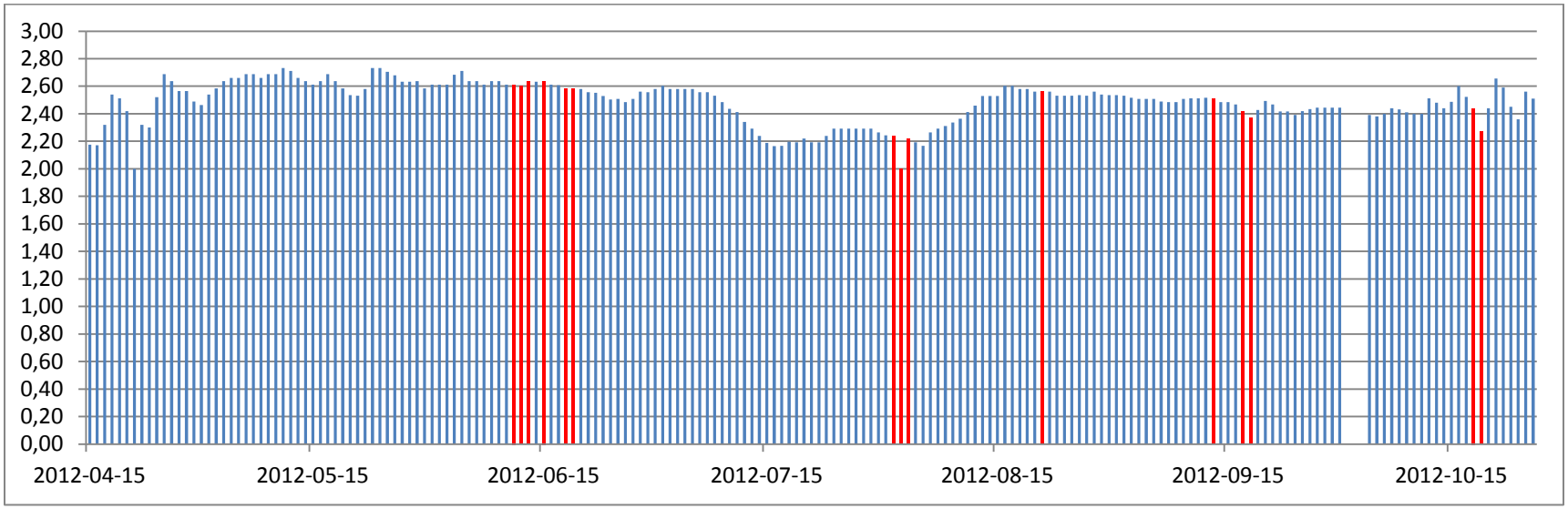


Figure 8 : Cote du lac Saint-Charles en 2012 (en rouge : journées où une fleur d'eau a été détectée).

En outre, la Figure 9 présente l'évolution des concentrations totales réelles de cyanobactéries au lac Saint-Charles aux trois profondeurs aux stations en lac (en dehors des fleurs d'eau), alors que la figure 10 présente l'évolution des concentrations totales réelles de cyanobactéries aux rives du lac Saint-Charles (incluant les fleurs d'eau). La Figure 11 montre l'évolution de la température de surface au lac Saint-Charles à la station SCA. Les barres rouges indiquent toujours les journées où une fleur d'eau a été détectée. À l'instar des résultats concernant les fleurs d'eau, on remarque que la température de l'eau (et donc la stabilité de la colonne d'eau; voir chapitre 3 au sujet de la stratification maximale) ne semble pas influencer la prolifération des cyanobactéries.

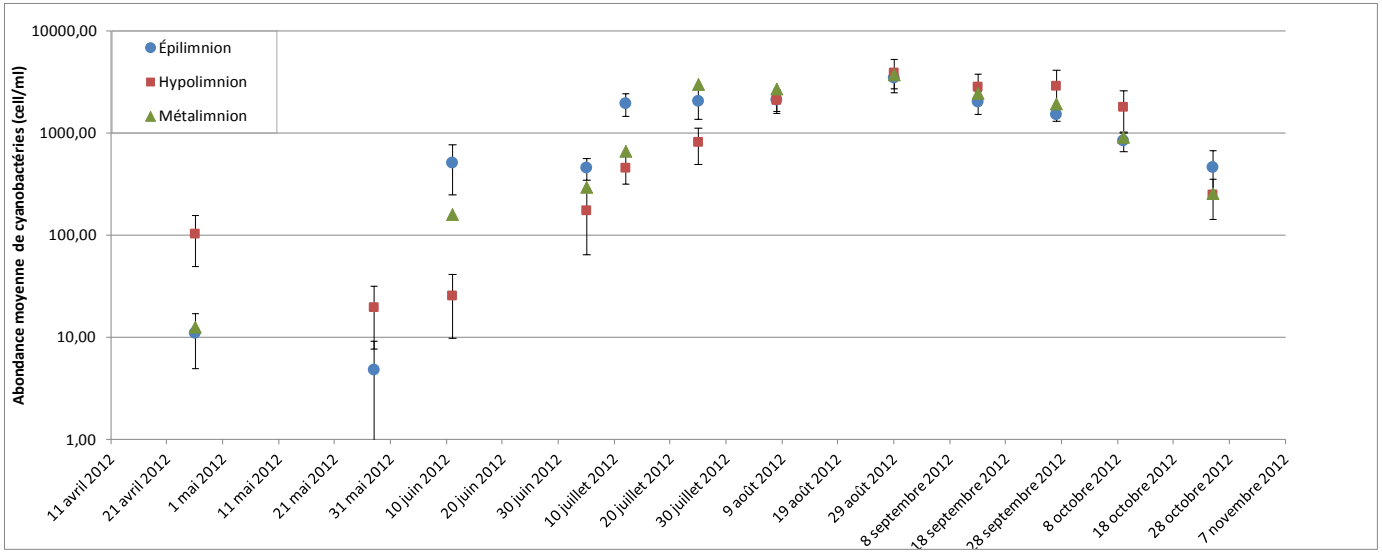


Figure 9 : Variation de l'abondance moyenne des cyanobactéries dans le lac St Charles en 2012 pour chacune des trois profondeurs. L'erreur type est représentée. Concentrations réelles mesurées aux stations C01, C05, C04, C03 et C08 du 26 avril au 25 octobre 2012 (sorties aux deux semaines, excluant les événements de fleur d'eau).

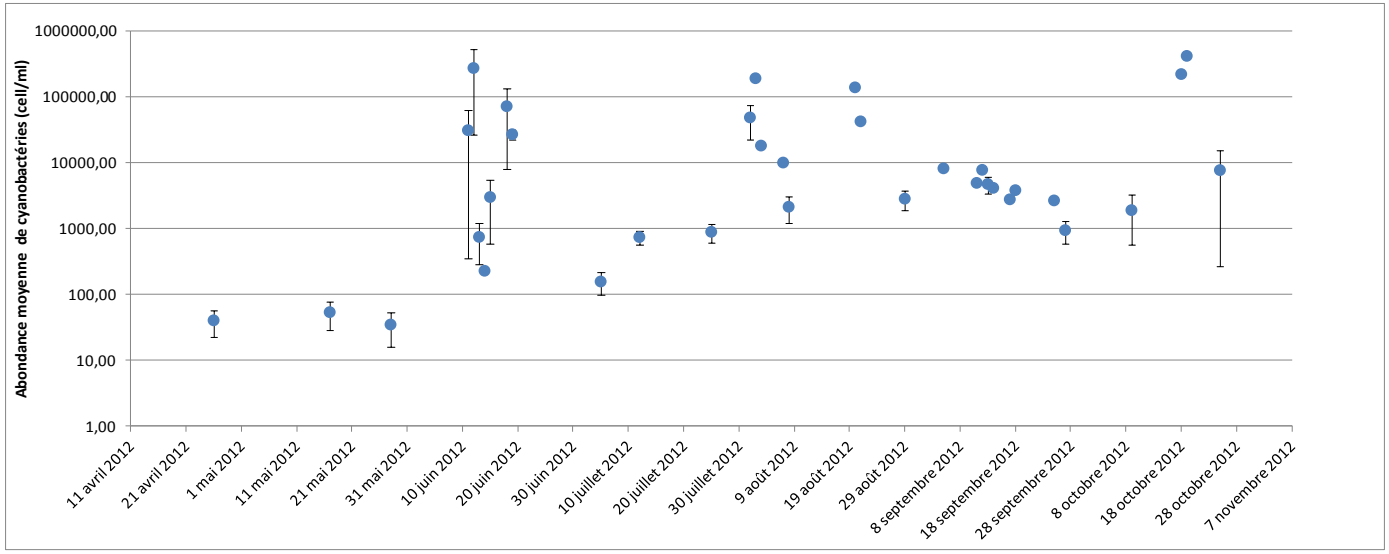


Figure 10: Variation de l'abondance moyenne des cyanobactéries dans le lac St Charles en 2012 pour les stations de rive. L'erreur type est représentée. Concentrations réelles mesurées aux stations SC0, SCA, SCB, SCC, SCD, SCE, SCF, et SCG du 26 avril au 25 octobre 2012 (sorties aux deux semaines, incluant les événements de fleur d'eau).

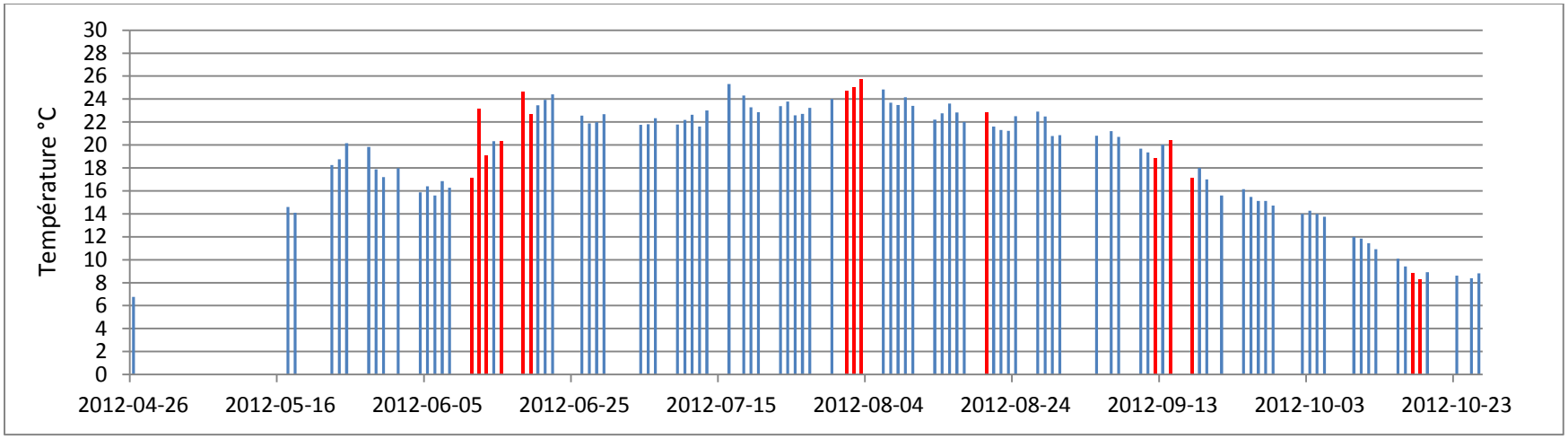


Figure 11 : Évolution de la température de surface à la station SCA en 2012 (en rouge : journées où une fleur d'eau a été détectée).

4 Analyse et discussion

4.1 Épisodes de floraisons

Plusieurs observations et constats ressortent de l'analyse des données de 2012 en ce qui a trait aux fleurs d'eau :

- Il est difficile de bien identifier et de bien classifier une fleur d'eau. L'apparence des fleurs d'eau varie grandement selon la présence d'autres substances (poussière, pollen, débris, hydrocarbures - notamment lors des travaux au barrage Cyrille-Delage).
- Une combinaison de conditions (cote du lac, nutriments, ensoleillement, température de l'eau et de l'air, etc.) constantes d'une journée à l'autre n'entrainera pas nécessairement des floraisons à tout coup. De fait, il est encore impossible de prédire et modéliser l'apparition de fleurs d'eau à partir de données contextuelles et/ou de qualité de l'eau (voir chapitre 7 pour les nouvelles perspectives d'analyse à ce sujet).
- Le seul facteur qui semble être commun aux fleurs d'eau est le régime de précipitations. De fait, la majorité des fleurs d'eau ont été observées à la suite d'une période de plus de 48 h sans précipitations ou suite à de très faibles précipitations dans les 48 h précédant la fleur d'eau.
- Parmi les quinze épisodes de fleur d'eau détectés, dix sont considérés comme des floraisons de cyanobactéries telles que définies par le MDDEFP de par leur concentration supérieure à 20 000 cell./ml. Or, les dix floraisons « officielles » ont toutes été testées négatives pour la toxicité. Autrement, les trois fleurs d'eau testées positives pour la toxicité présentaient une concentration de cyanobactéries inférieure à 20 000 cell./ml. L'importance quantitative d'une fleur d'eau ne semble donc pas un indicateur fiable pour déterminer le potentiel toxique d'une fleur d'eau. Cette observation est d'ailleurs corroborée par les travaux de Dietrich *et al.* (2008). Cette tendance devra donc être confirmée au cours des prochaines années.
- Le genre dominant dans les floraisons de 2012 est *Anabaena* sp. Or, il est important de ne pas négliger la présence d'autres genres en mesure de produire des toxines (Dietrich *et al.*, 2008).
- Comme en 2010 et 2011, les fleurs d'eau étaient principalement composées d'*Anabaena* sp. ou d'*Anabaena* sp./*Microcystis* sp. avec une dominance d'*Anabaena* sp. Dans la majorité des cas, la présence de différents autres genres était aussi observée.
- Au sujet des abondances relatives, il faut souligner l'évolution temporelle dans la dominance des genres de cyanobactéries au lac Saint-Charles depuis 2006. En effet, de 2006 à 2008, les espèces du genre *Microcystis* dominaient globalement la communauté cyanobactérienne dans les fleurs d'eau (Warren, 2011; Bourget, 2011). En 2012, *Anabaena* sp. présentait la population la plus nombreuse. Il est possible que les changements dans les profils de dominance soient attribuable à la variation du ratio N:P (Pearson *et al.*, 2010).

4.2 Composition et distribution spatio-temporelle des communautés cyanobactériennes

À titre de rappel, la saison d'échantillonnage s'étalait du 19 mai au 25 octobre 2012 à cinq stations en lac et à huit stations en rive. En août, des points d'échantillonnage considérés comme des apports externes potentiels ont été ajoutés : la décharge du lac Delage (E02), la rivière des Hurons (E01), la station d'épuration des eaux usées de la Ville de lac Delage (E54) et un affluent passant par un marais épurateur dans le bassin sud du lac Saint-Charles (E). Il est à noter que les résultats des échantillonnages à ces stations sont une évaluation préliminaire des apports externes de cyanobactéries au lac Saint-Charles. De fait, l'analyse des cyanobactéries a été faite à seulement quelques reprises (trois à six selon les stations).

Plusieurs observations et constats ressortent de l'analyse des données de 2012 en ce qui a trait à la distribution spatio-temporelle des cyanobactéries au lac Saint-Charles :

- L'importance relative des différents genres de cyanobactéries a varié selon la période d'échantillonnage et la profondeur.
- Des concentrations élevées de cyanobactéries sont retrouvées même en dehors de fleurs d'eau (Figure 9 et Figure 10). Par exemple, les échantillons prélevés lors du suivi quotidien à la station SCA présentaient des concentrations de 125 917 cell./ml d'*Anabaena* sp. et de 12 345 de *Microcystis* sp. le 20 août et de 59 482 cell./ml d'*Anabaena* sp. le 25 octobre. Aucune floraison n'avait pourtant été détectée ni le 20 août ni le 25 octobre.
- Durant toute la saison d'échantillonnage, du 19 mai au 25 octobre 2012, des genres de cyanobactéries à potentiel toxique ont été détectés au lac Saint-Charles (tout comme en 2011).
- Au cours de la saison estivale, on note une nette augmentation de la richesse spécifique et des concentrations (cell/ml), avec un maximum de diversité observé le 25 juillet et le 8 août. Le dénombrement maximal de cellules (cell/ml) est observé en septembre.
- Le mélange des eaux du 25 octobre a affecté la distribution spatiale des genres, notamment pour *Planktolyngbia* sp. qui est généralement observé dans l'hypolimnion.
- Bien qu'il soit difficile d'établir avec certitude les préférences de conditions et de milieux pour chaque genre, on observe quelques modèles de colonisation des différentes zones du lac Saint-Charles. Par exemple, *Planktolyngbia* sp. est caractéristique des zones profondes du lac. Sinon, certaines espèces semblent préférer les milieux mésotrophes à eutrophes. C'est notamment le cas d'*Aphanizomenon* sp., de *Planktothrix* sp., de *Planktolyngbia* sp., de *Snowella* sp. et de *Woronichinia* sp. De manière générale, il est possible de constater que la présence de cyanobactéries et de fleurs d'eau est signe d'eutrophisation du milieu (Havens, 2008).
- Les genres qui ont dominé l'ensemble de la communauté à un moment durant la saison estivale de 2012 étaient *Anabaena*, *Aphanocapsa* et *Snowella*.

- Parmi les genres observés au lac Saint-Charles, 18 ont également été détectés dans des fleurs d'eau (Figure 3 et Tableau 3).

Concernant les quatre genres les plus importants en termes d'effectif en 2012 (Figure 4), on observe que :

- Comme en 2011, le genre *Anabaena* est dominant à presque toutes les stations en surface et en subsurface à une seule date en juin. Ce jour-là, de très faibles concentrations d'autres genres sont observées. *Anabaena* sp. semble donc dominer pendant seulement une très courte période durant la saison estivale et lors des épisodes de fleurs d'eau.
- *Microcystis* sp. est généralement observé en subsurface durant la période estivale, mais ne semble dominer la communauté à aucun moment dans la saison.
- *Aphanocapsa* sp. est presque omniprésente. Lorsqu'elle est présente, elle a tendance à dominer la communauté du lac. Par exemple, le 29 août, *Aphanocapsa* sp. dominait l'ensemble des points au lac. Le genre est également présent dans quelques fleurs d'eau.
- *Aphanothece* sp. se comporte un peu comme *Aphanocapsa* sp. Par contre, le genre n'a, à aucun moment, dominé l'ensemble de la communauté. Il a été identifié dans cinq fleurs d'eau, dont une était toxique.

En ce qui a trait aux apports externes, il a été possible de constater que :

- Le lac Delage (station E02) présente une diversité de cyanobactéries similaire à celle du lac Saint-Charles (avec des genres comme *Aphanocapsa*, *Aphanothece*, *Microcystis*, *Snowella* et, dans une moindre mesure, *Anabaena*).
- La station d'épuration des eaux usées de la Ville de Lac-Delage (station E54) rejette couramment, dans son effluent, *Chroococcus* sp. Plus sporadiquement, et à des concentrations plus faibles, les genres *Aphanocapsa*, *Merismopedia* et *Spirulina* ont été détectés. Or, il est à noter que l'analyse des échantillons de cette station s'avère plus difficile compte tenu des grandes quantités de biomasse algale totale.
- À la station E50, située dans les marais du Nord en aval des stations E02 et E54, les concentrations de cyanobactéries étaient généralement faibles, ce qui ne correspondait pas nécessairement avec les apports constatés en amont. En effet, les genres dominants à la station E02 (*Microcystis*) et à la station E54 (*Chroococcus*) sont observables seulement très sporadiquement et à de faibles concentrations.
- À la station E01, sur la rivière des Hurons, neuf genres ont été observés, dont *Aphanothece*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Pseudanabaena* et *Spirulina*. Les concentrations ne sont pas très importantes et la composition des échantillons varie grandement entre les trois dates d'échantillonnage.
- À la station E, seule station d'un affluent du bassin sud, *Anabaena* sp., *Limnothrix* sp. *Pseudanabaena* sp., *Planktolyngbia* sp., *Gloeocapsa* sp., *Leptolyngbia* sp. et *Komvophoron* sp. ont été détectés.

La détection de cyanobactéries dans divers affluents du lac Saint-Charles ne permet pas de tirer de conclusions formelles quant à la possibilité d'une origine externe des communautés cyanobactériennes. Par contre, les apports externes existent et leur composition correspond à ce qui se retrouve au lac Saint-Charles en terme de genres.

4.3 Paramètres physico-chimiques

Puisque les données de PT et de NT ne sont pas disponibles pour toutes les fleurs d'eau détectées, il n'est donc pas encore possible de procéder à des corrélations ou de tester certaines hypothèses concernant les phénomènes de floraisons et leurs interactions avec les nutriments. Par contre, le chapitre 7 examinera plus en détail les liens entre prolifération cyanobactérienne et paramètres physico-chimiques.

Concernant le ratio N:P, la littérature scientifique n'est toujours pas unanime quant à l'existence d'effets clairs sur la prolifération des cyanobactéries (Smith, 1983; Downing *et al*., 2001; Hakanson *et al*., 2007). Par exemple, il a été proposé par Pearson *et al.* (2010) qu'*Anabaena* sp. est favorisé lorsque le ratio N:P est élevé. Dans le cas du lac Saint-Charles, cette hypothèse se vérifie lors des fleurs d'eau, mais ne peut être généralisée sur la distribution spatio-temporelle des cyanobactéries en dehors des fleurs d'eau. Par ailleurs, Smith (1983) proposait qu'un ratio N:P supérieur à 26 était favorable à la dominance des cyanobactéries dans un milieu aquatique. L'hypothèse avait été formulée que à partir d'un ratio N:P de 26, la production de cyanobactéries allait baisser avec la consommation de P. Bien que nous ne sommes pas en mesure d'évaluer leur importance relative dans la communauté phytoplanctonique du lac Saint-Charles (aucune analyse détaillée n'a été réalisée), nous avons observé une augmentation constante des concentrations de cyanobactéries durant la période estivale de 2012 (Figure 9, p. 63), malgré le fait que ratio N:P est toujours resté nettement au-dessus du seuil de 26 en 2012. Dans les faits, la moyenne N:P était de 128 et la médiane de 117. Des valeurs extrêmes de N:P ont aussi été observées, comme 475 à la station SCF lors de la fleur d'eau du 18 juin. Globalement, les valeurs de N:P sont plus élevées au printemps, mais quelques pics se sont manifestés au cours de la saison.

5 Conclusion et recommandations

5.1 Conclusion

Le suivi étroit de la communauté cyanobactérienne au lac Saint-Charles en 2012 a montré qu'une « prédiction » des fleurs d'eau n'est toujours pas possible. L'évaluation de la toxicité d'une fleur d'eau de par son aspect et son étendue l'est encore moins. D'ailleurs, les conditions favorables à la production de toxines restent encore très mal connues (Pearson *et al.*, 2010), notamment dans l'environnement naturel.

Par contre, le suivi a montré que des genres à potentiel toxique, dont certains ne forment pas de fleurs d'eau, étaient présents en tout temps au lac Saint-Charles. À l'inverse, on a remarqué en 2011 et 2012 que les grandes concentrations de cyanobactéries associées aux fleurs d'eau (> 20 000 cell./ml) n'étaient pas nécessairement toxiques.

Dans tous les cas, les toxines potentiellement retrouvées au lac Saint-Charles sont principalement la microcystine, l'anatoxine et la saxitoxine. Le MDDEFP a d'ailleurs détecté différents types de microcystine et d'anatoxine entre 2006 et 2008 (MDDEP, 2008). En revanche, la seule toxine détectable par l'APEL depuis 2011 est la microcystine, et ce, grâce au test Abraxis, dont la précision reste limitée.

Le Tableau 3 résume les faits saillants du suivi de cyanobactéries en fonction des objectifs poursuivis.

Tableau 3 : Résultats du suivi des cyanobactéries par objectif poursuivi.

Objectif	Résultats
• **Détecter rapidement les floraisons de cyanobactéries, réaliser un test de toxicité simple (test Abraxis pour microcystines) et transmettre l'information aux autorités.**	- Quinze (15) fleurs d'eau ont été détectées au cours du suivi quotidien en semaine, de la fin mai à la fin octobre. Trois de ces fleurs d'eau se sont avérées toxiques (présence de microcystine détectée avec le test Abraxis). - Les autorités ont été avisées par téléphone (MDDEFP) et par courriel (MDDEFP et Ville de Québec). - L'étendue, la densité et la composition de la fleur d'eau ne sont pas des indicateurs d'une possible toxicité de la fleur d'eau.
• **Suivre l'évolution de l'état trophique du lac Saint-Charles.**	- La présence au lac Saint-Charles de genres préférant un milieu mésotrophe à eutrophe a été confirmée. - Selon divers paramètres physico-chimiques et biologiques, le lac Saint-Charles peut être classé au niveau méso-eutrophe (voir

	également les chapitres 3 et 5).

• **Améliorer les connaissances sur la composition et le comportement des communautés cyanobactériennes et connaître leur distribution spatio-temporelle et la dominance des genres.**
  ○ **Déterminer la toxicité potentielle des différentes espèces pour chaque genre.**
  ○ **Identifier les conditions propices à la prolifération des cyanobactéries (chapitre 7).**
	- Il n'est pas possible de tirer de conclusions sur l'ensemble de la communauté, par contre il est à noter qu'un total de 29 genres de cyanobactéries a été observé au lac Saint-Charles, dont 15 ont un potentiel toxique certain. À tout moment, un ou plusieurs genres à potentiel toxique ont été observés au lac Saint-Charles.
	- Bien que le genre dominant lors de fleurs d'eau soit *Anabaena*, ce dernier ne domine la communauté qu'à une seule date durant la période estivale. En effet, la distribution spatiale et temporelle des genres varie souvent significativement. Seuls les genres *Anabaena, Aphanocapsa* et *Snowella* ont dominé la communauté entière à un moment donné.
	- *Anabaena* sp. et *Planktolyngbia* sp. se démarquent par une présence plus localisée (la première lors de fleurs d'eau et la deuxième est benthique).
	- À deux occasions, le 20 août et le 25 octobre, les concentrations de cyanobactéries étaient très importantes malgré une absence apparente de fleurs d'eau.
	- Étant donné qu'il n'y a apparemment pas de constance entre conditions environnementales et apparition de fleurs d'eau, nous avons soumis les données physico-chimiques, biologiques et hydrologiques à davantage de tests statistiques et d'analyses (voir chapitre 7).

• **Collaborer à des études universitaires.**	- Nous avons collaboré, dans le passé, avec Mme Delphine Rolland (dépôt final de la thèse en mai 2013) et nous répétons cette année l'expérience avec M. Maciek Bartosiewicz. La collaboration comprend l'échange de connaissances et de données physico-chimiques et biologiques.

5.2 Recommandations

Les recommandations sont regroupées dans le Tableau 4. La première partie propose des actions concrètes pour protéger le lac Saint-Charles, tandis que la deuxième partie présente les recommandations en fonction des objectifs poursuivis.

Tableau 4 : Tableau des recommandations.

Actions concrètes à poser pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles
• Poursuivre les efforts pour réduire le ruissellement urbain et pour favoriser l'infiltration des eaux de surface. Ceci permettra, à terme, de réduire les apports d'éléments nutritifs, de métaux et d'hydrocarbures, en plus d'atténuer les hausses de températures et les perturbations du pH dans l'ensemble du bassin versant, et particulièrement dans les sous-bassins adjacents au lac (voir chapitre 2). • Continuer le reboisement des rives du lac et de ses affluents, pour favoriser la filtration des eaux, la réduction de la température de l'eau et la régulation du pH (voir aussi chapitres 2, 5, 6 et 7). • Mettre en place un programme d'aide à la gestion des stations d'épuration des eaux usées avec le MDDEFP pour la Ville de Lac-Delage et la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury, afin de réduire non seulement les apports de phosphore, mais aussi d'azote et d'autres éléments ayant une influence sur la biologie du lac. • Cesser l'épandage d'abat-poussière dans l'environnement immédiat du lac Saint-Charles, étant donné que les agents contenus dans ces produits peuvent contribuer à augmenter la probabilité de la production de toxines par les cyanobactéries. • Cesser l'épandage de sels de déglaçage dans l'environnement immédiat du lac Saint-Charles et planifier la réduction de l'épandage dans son bassin versant.

Objectif	**Recommandations**
• **Détecter rapidement les floraisons de cyanobactéries, réaliser un test de toxicité simple (test Abraxis pour microcystines) et transmettre l'information aux autorités.**	- Poursuivre le programme de suivi de cyanobactéries (Global Water Research coalition, 2009). - Continuer la sensibilisation de la population concernant l'usage de l'eau du lac Saint-Charles (une lettre a été envoyée aux riverains en 2013 par la Direction de santé publique). - Encourager la population à signaler les fleurs d'eau, surtout la fin de semaine (une invitation à cet effet est envoyée aux citoyens par le biais du bulletin semestriel de l'APEL). - Ne pas mésestimer la capacité des cyanobactéries de produire d'autres toxines que la microcystine. De plus, même si une

	fleur d'eau est dominée par un genre, ça n'exclut pas la présence de cyanobactéries d'autres genres en quantité suffisante pour produire des toxines (Dietrich *et al.*, 2008). - Réviser les niveaux d'alerte du MDDEFP, étant donné que l'étendue et la densité d'une fleur d'eau ne sont pas un indicateur fiable pour la production de toxines (Dietrich *et al.*, 2008; Burch, 2008). - Inclure la direction de la santé publique dans l'envoi de la détection de fleurs d'eau (fait de manière systématique depuis 2013).
• **Suivre l'évolution de l'état trophique du lac Saint-Charles.**	- Le suivi du lac Saint-Charles doit être maintenu, et ce, à long terme (20 à 30 ans).
• **Améliorer les connaissances sur la composition et le comportement des communautés cyanobactériennes et connaître leur distribution spatio-temporelle et la dominance des genres.** o **Déterminer la toxicité potentielle des différentes espèces pour chaque genre.** o **Identifier les conditions propices à la prolifération des cyanobactéries (chapitre 7).**	- Poursuivre le suivi des cyanobactéries et des conditions environnementales. - Évaluer la possibilité de commencer à étudier les communautés zooplanctoniques et phytoplanctoniques, ainsi que la cooccurrence de certaines plantes aquatiques et cyanobactéries (CyanoDB.cz). - Évaluer la possibilité d'installer une station météorologique au lac Saint-Charles pour la mesure de la vitesse et de la direction du vent, notamment.
• **Collaborer à des études universitaires.**	- Poursuivre les collaborations avec des étudiants gradués et faire la promotion des données disponibles pour approfondir les analyses (voir aussi chapitre 7).

Références

Articles scientifiques et documentation

APEL (2011) *Rapport d'étape sur le suivi des cyanobactéries du lac Saint-Charles en 2010*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec 33 p.

APEL (2012) *Rapport d'étape sur le suivi des cyanobactéries et de l'état trophique du lac Saint-Charles en 2011*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec 143 p.

Ahn, Chi-Yong; Joung, Seung-Hyun; Park, Chan-Sun; Kim, Hee-Sik; Yoon, Byung-Dae et Hee-Mock Oh. 2007. *Comparison of sampling and analytical methods for monitoring of cyanobacteria-dominated surface waters.* Hydrobiologia 596, 413-42.

Bernard, C., Froscio, S., Campbell, R., Monis, P., Humpage, A., & Fabbro, L. (2011). Novel toxic effects associated with a tropical Limnothrix/Geitlerinema-like cyanobacterium. *Environmental toxicology, 26*(3), 260-270.

Dietrich, Daniel R., Fischer, A., Michel, C., et S.J. Hoeger (2008). Toxin mixture in cyanobacterial blooms - a critical comparison of reality with current procedures employed in human health risk assessment. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (pp. 885 - 912). Springer New York.

Havens, K. E. (2008). Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (pp. 733-747). Springer New York.

Hodoki, Y., Ohbayashi, K., Kobayashi, Y., Okuda, N., & Nakano, S. I. (2012). Detection and identification of potentially toxic cyanobacteria: Ubiquitous distribution of *Microcystis aeruginosa* and *Cuspidothrix issatschenkoi* in Japanese lakes. *Harmful Algae, 16*, 49-57.

Hudnell, Kenneth H. (2008). *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs.* Springer New York, 949 p.

Humpage, A., Falconer, I., Bernard, C., Froscio, S., & Fabbro, L. (2012). Toxicity of the cyanobacterium *Limnothrix* AC0243 to male Balb/c mice. *Water research, 46*(5), 1576-1583.

Kaebernick, M., & Neilan, B. A. (2001). Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiology Ecology*, 35(1), 1-9.

Lance, E. (2008). *Impacts des cyanobactéries toxiques sur les gastéropodes dulcicoles et sur leur rôle de vecteur dans le transfert des microcystines au sein du réseau trophique* (Thèse de doctorat, Université Rennes 1).

Lawton L.A. et Edwards C. (2008). Conventional Laboratory Methods for Cyanotoxins. In *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (pp. 733-537513). Springer New York.

Martins, R., Fernandez, N., Beiras, R., & Vasconcelos, V. (2007). Toxicity assessment of crude and partially purified extracts of marine *Synechocystis* and *Synechococcus* cyanobacterial strains in marine invertebrates. *Toxicon, 50*(6), 791-799.

Oudra, B., El Andaloussi, M., Franca, S., Barros, P., Martins, R., Oufdou, K., & Vasconcelos, V. (2000). Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilisation ponds. *Water Science & Technology, 42*(10), 179-186.

Pearson, L., Mihali, T., Moffitt, M., Kellmann, R., & Neilan, B. (2010). On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. *Marine drugs*, 8(5), 1650-1680.

Richardson, L. L., Sekar, R., Myers, J. L., Gantar, M., Voss, J. D., Kaczmarsky, L., & Zimba, P. V. (2007). The presence of the cyanobacterial toxin microcystin in black band disease of corals. *FEMS microbiology letters, 272*(2), 182-187.

ROLLAND, D. C. 2013. La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le lac Saint-Charles, Québec , Canada): variabilité et facteurs de contrôle. Université Laval.

Soto-Liebe, K., Méndez, M. A., Fuenzalida, L., Krock, B., Cembella, A., & Vásquez, M. (2012). PSP toxin release from the cyanobacterium *Raphidiopsis brookii* D9 (Nostocales) can be induced by sodium and potassium ions. *Toxicon*.

Teneva, I., Dzhambazov, B., Koleva, L., Mladenov, R., & Schirmer, K. (2005). Toxic potential of five freshwater *Phormidium* species (Cyanoprokaryota). *Toxicon, 45*(6), 711-725.

Teneva, I., Mladenov, R., & Dzhambazov, B. (2009). Toxic effects of extracts from Pseudoanabaena galeata (Cyanoprokaryota) in mice and cell cultures in vitro. *Scientific researches of the Union of Scientists in Bulgaria-Plovdiv, XII (series B), 237-243*.

Vieira, J. M. D. S., Azevedo, M. T. D. P., Azevedo, S. M. F. D. O., Honda, R. Y., & Corrêa, B. (2003). Microcystin production by *Radiocystis fernandoi*(Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon, 42*(7), 709-713.

Sites Internet

Afssa & Afsset. (2006). Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau [Document électronique]. Repéré à http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/085391856141331010617707867709/cyanobacteries.pdf

Arizona State University. (2003). The Microbial Cell Project on the Cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803 [Site Internet]. Repéré à http://synechocystis.asu.edu/

CyanoDB.cz (2013). A database of cyanobacterial genera. [Site Internet]. Répéré à http://www.cyanodb.cz/

Global Water Research Coalition. (2009).International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria [Document électronique]. Repéré à http://cyanobacterien.stowa.nl/Upload/Cyanobacteri%C3%ABn/Publicaties/GWRC_Guidance_manual_for_cyanobacteria.pdf

Lake Ecosystem Restoration New Zealand (LERNZ). (s.d.). Harmful Cyanobacteria [Page Web]. Repéré à http://www.lernz.co.nz/blooms/species.html

University of Wisconsin Center for Limnology. (2013). What are Harmful Algal Blooms? [Page Web]. Repéré à http://blooms.uwcfl.org/what-are-habs/

Communications personnelles

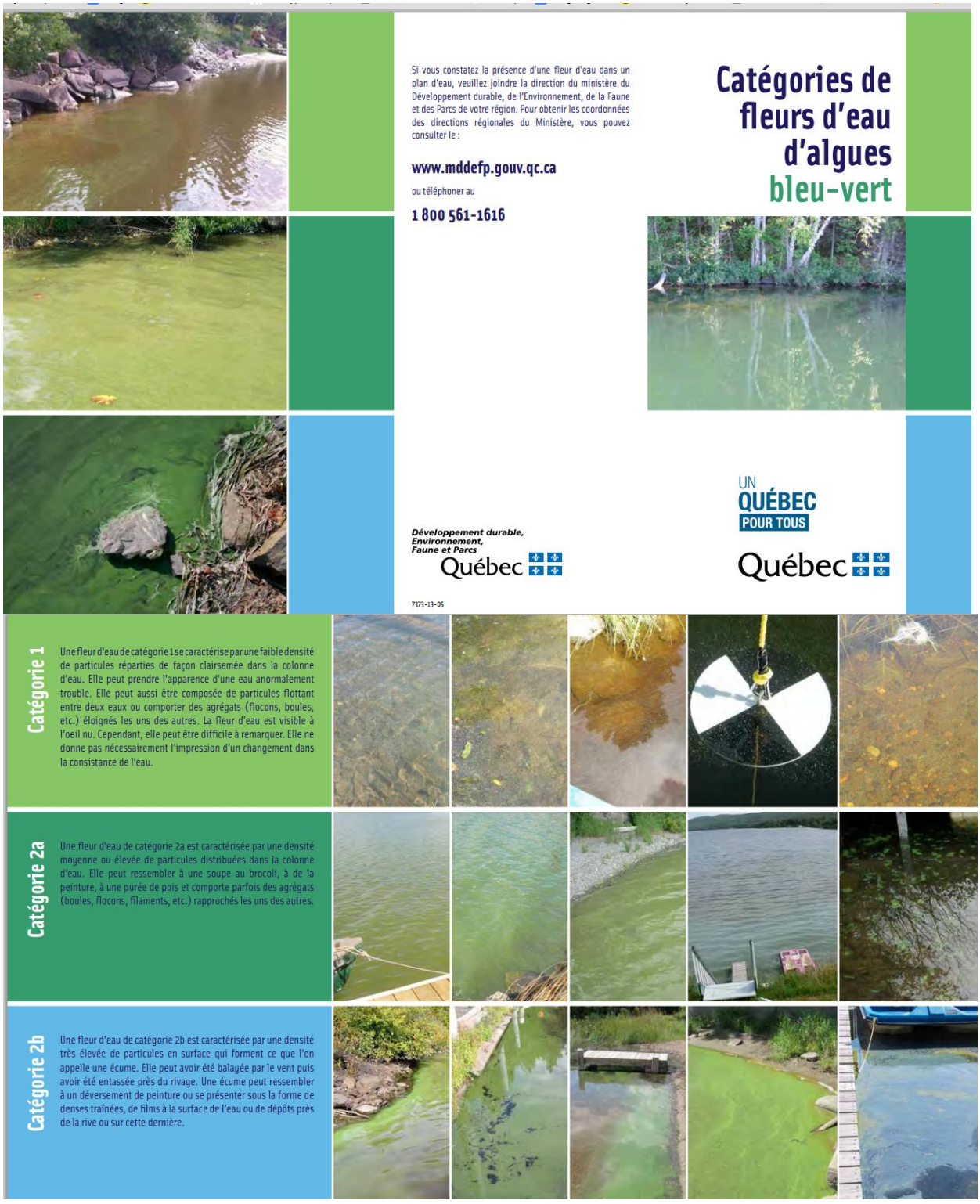
Thériault, R. MDDEFP, Direction régionale Centre de contrôle environnemental de la Capitale Nationale et de la Chaudière - Appalaces Région Capitale -Nationale - suivi cyanobactéries. Comm. pers. en février 2012 et février 2013.

Annexes

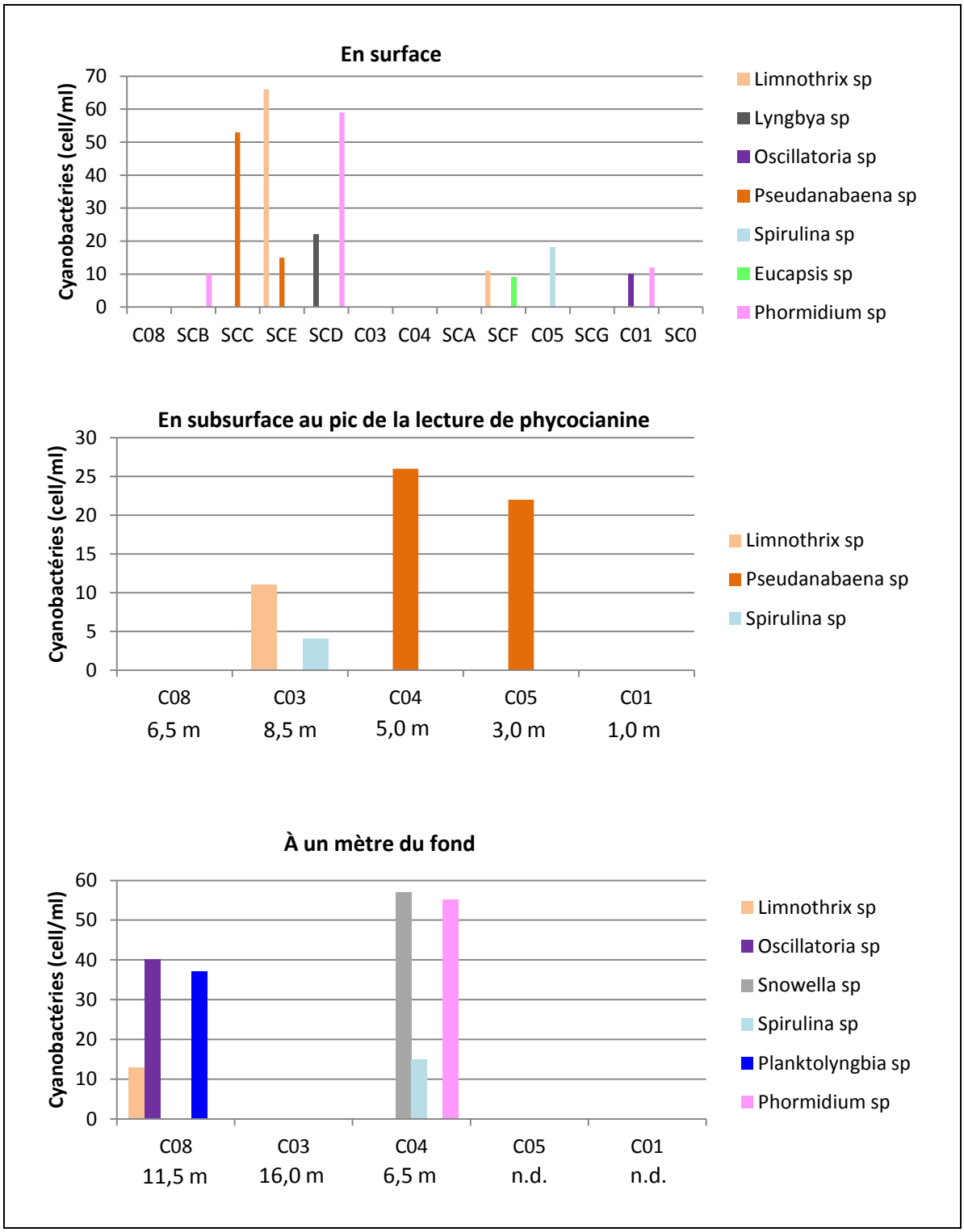
Méthodes d'analyse en laboratoire (INRS)

Phosphore total:
Molybdenum blue staining; spectrophotométrie UV-VIS
cellule de 10 cm; longueur d'onde: 885 nm
Appareil: spectrophotomètre Genesys 10 Vis
Limite de détection: 0.4ppb
Azote total:
Alkaline persulfate digestion
Limte de détection: 0.05ppm

Catégories de fleurs d'eau d'algues bleu-vert (MDDEFP)



Résultats du suivi aux deux semaines : distribution spatiotemporelle des cyanobactéries



En surface

Figure 12 : Composition des communautés cyanobactériennes le 26 avril 2012.

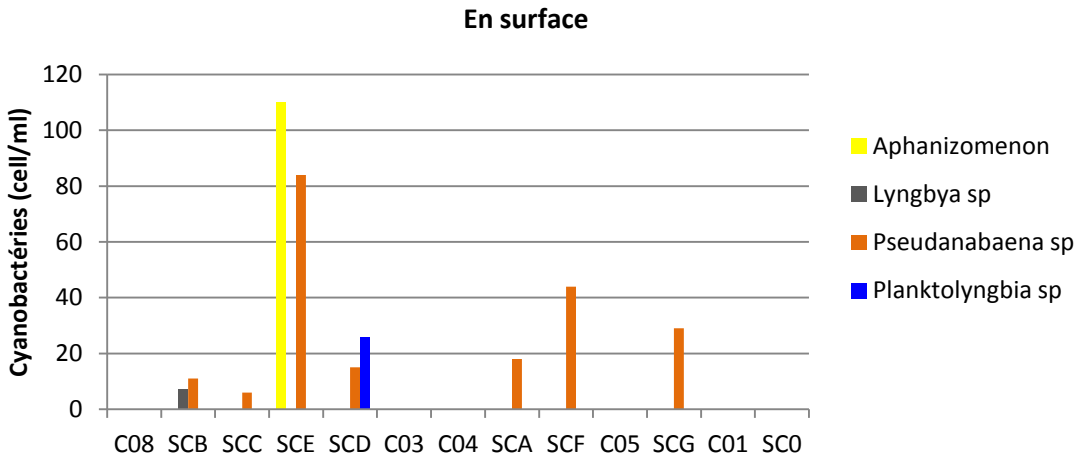


Figure 13 : Composition des communautés cyanobactériennes le 17 mai 2012.

(Note: les conditions météorologiques n'ont pas permis de terminer la campagne d'échantillonnage)

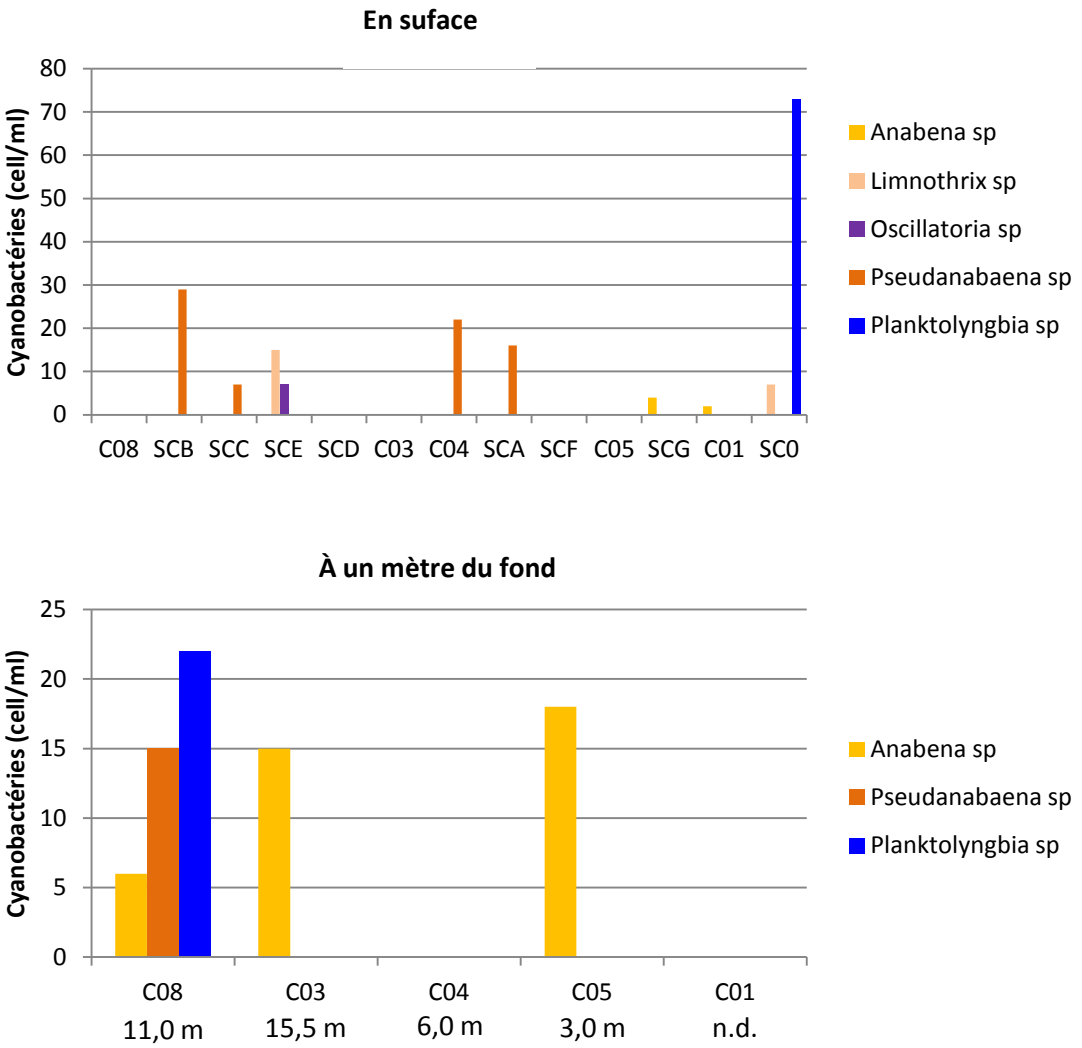


Figure 14 : Composition des communautés cyanobactériennes le 28 mai 2012.

(Note: aucune cellule n'a été identifié en subsurface)

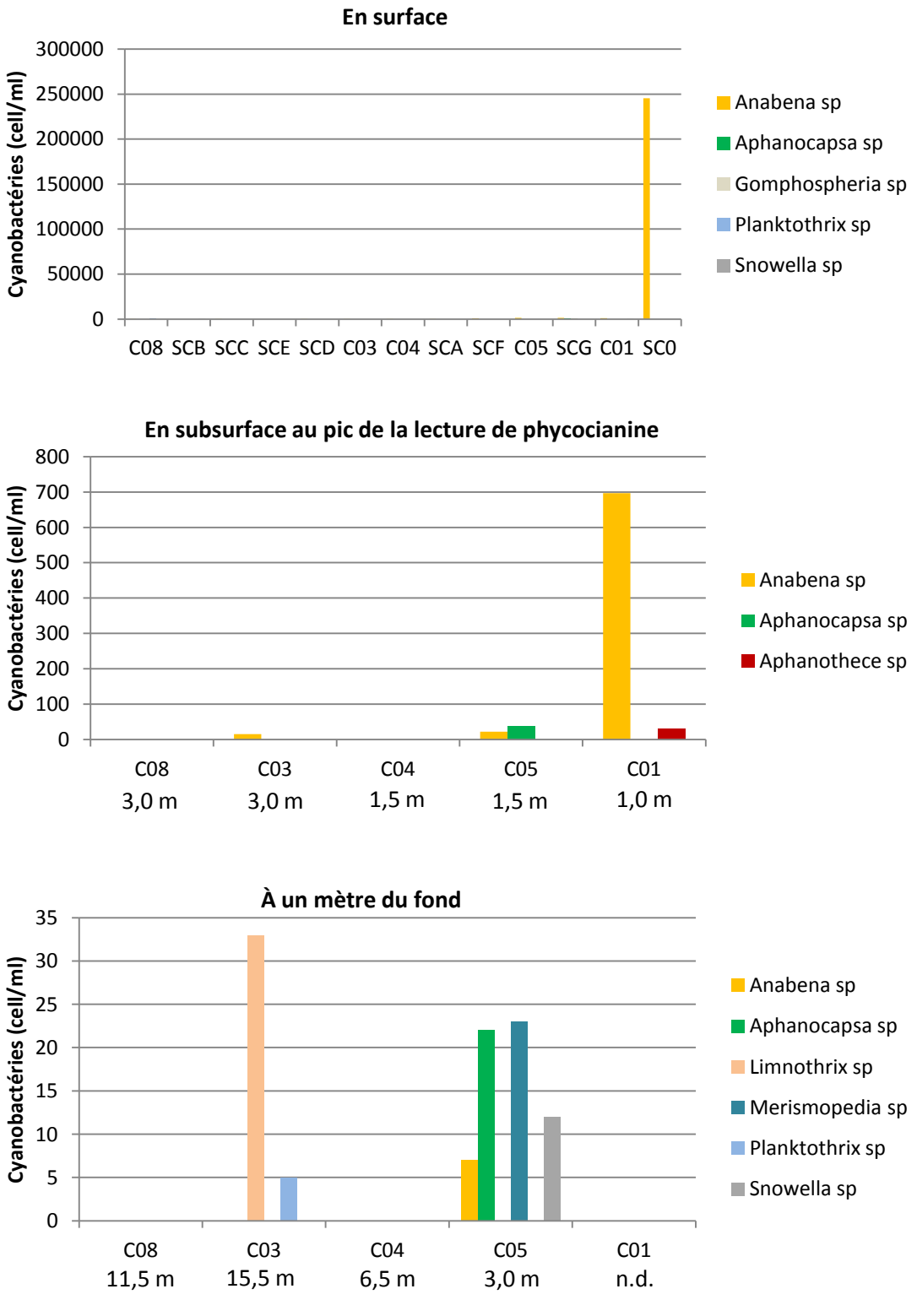


Figure 15 : Composition des communautés cyanobactériennes le 11 juin 2012.

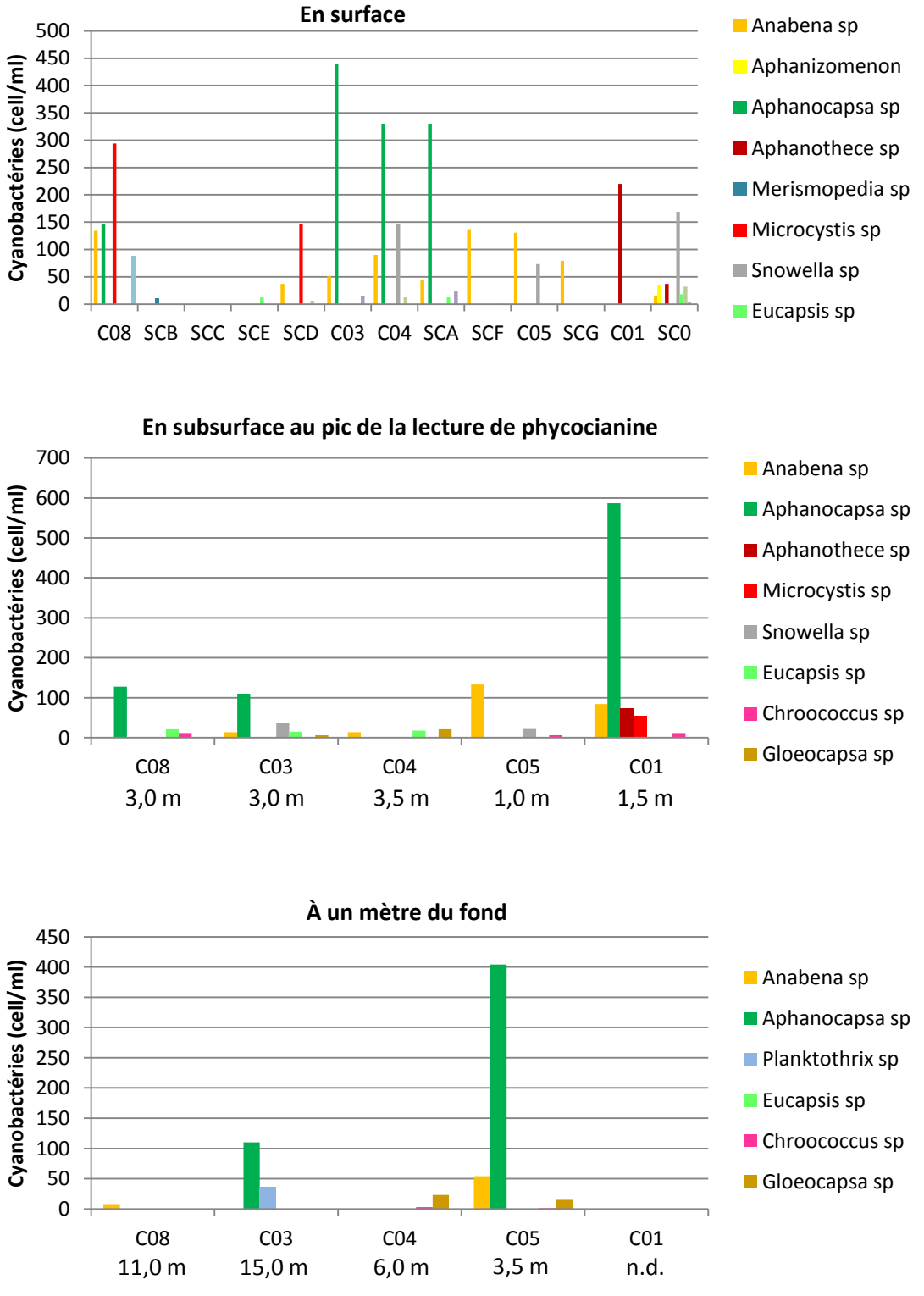


Figure 16 : Composition des communautés cyanobactériennes le 7 juillet 2012

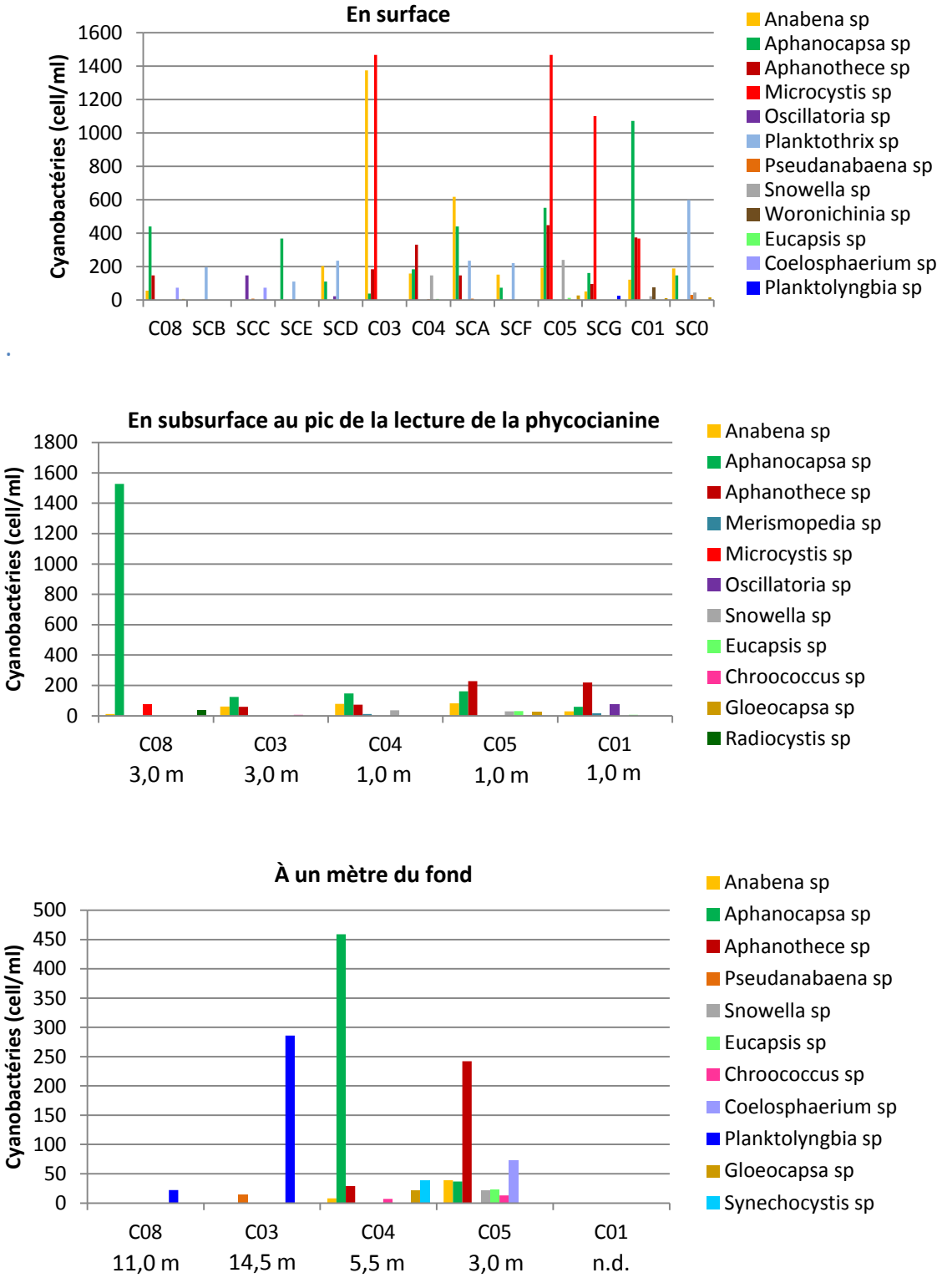
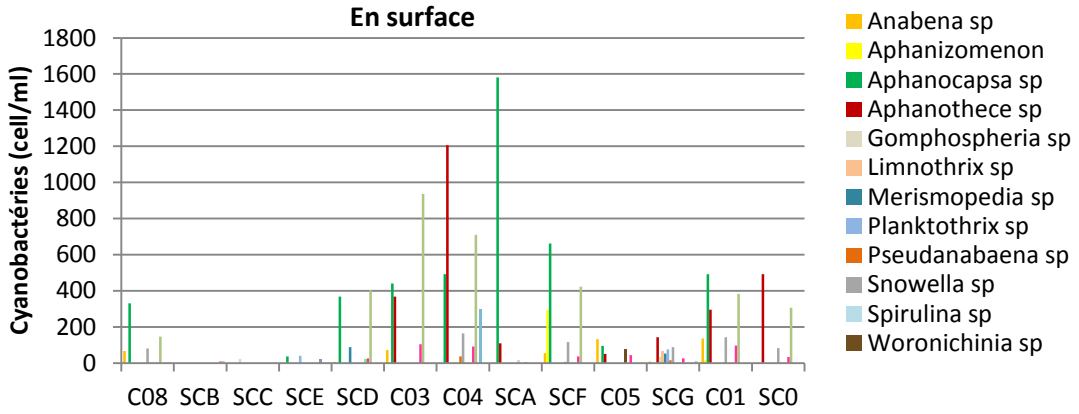
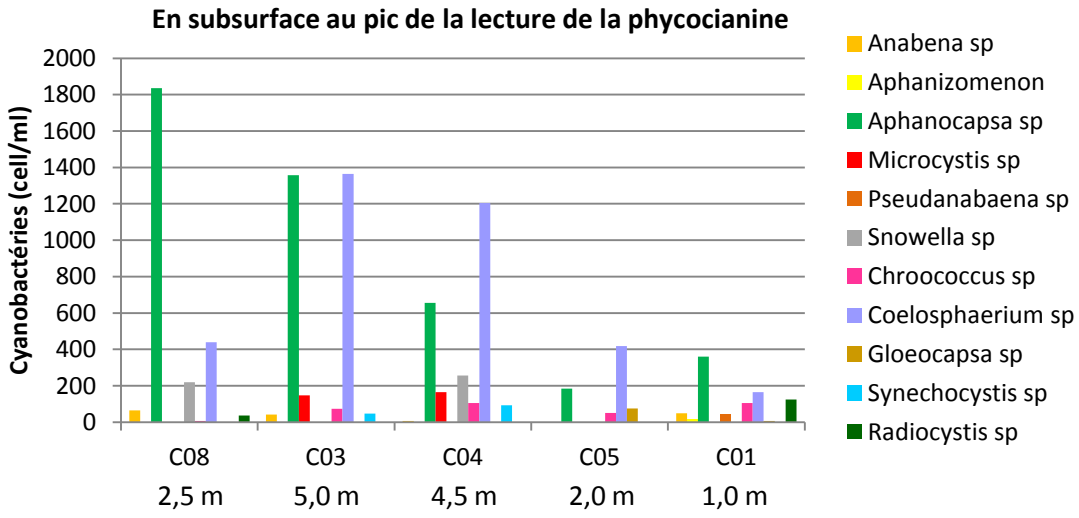


Figure 17 : Composition des communautés cyanobactériennes le 12 juillet 2012.





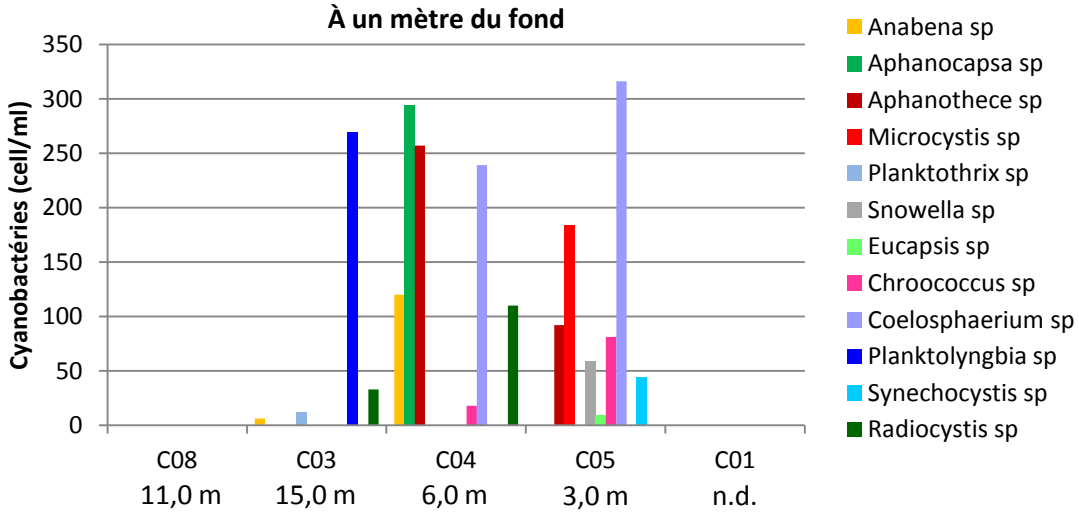


Figure 18 : Composition des communautés cyanobactériennes le 25 juillet 2012

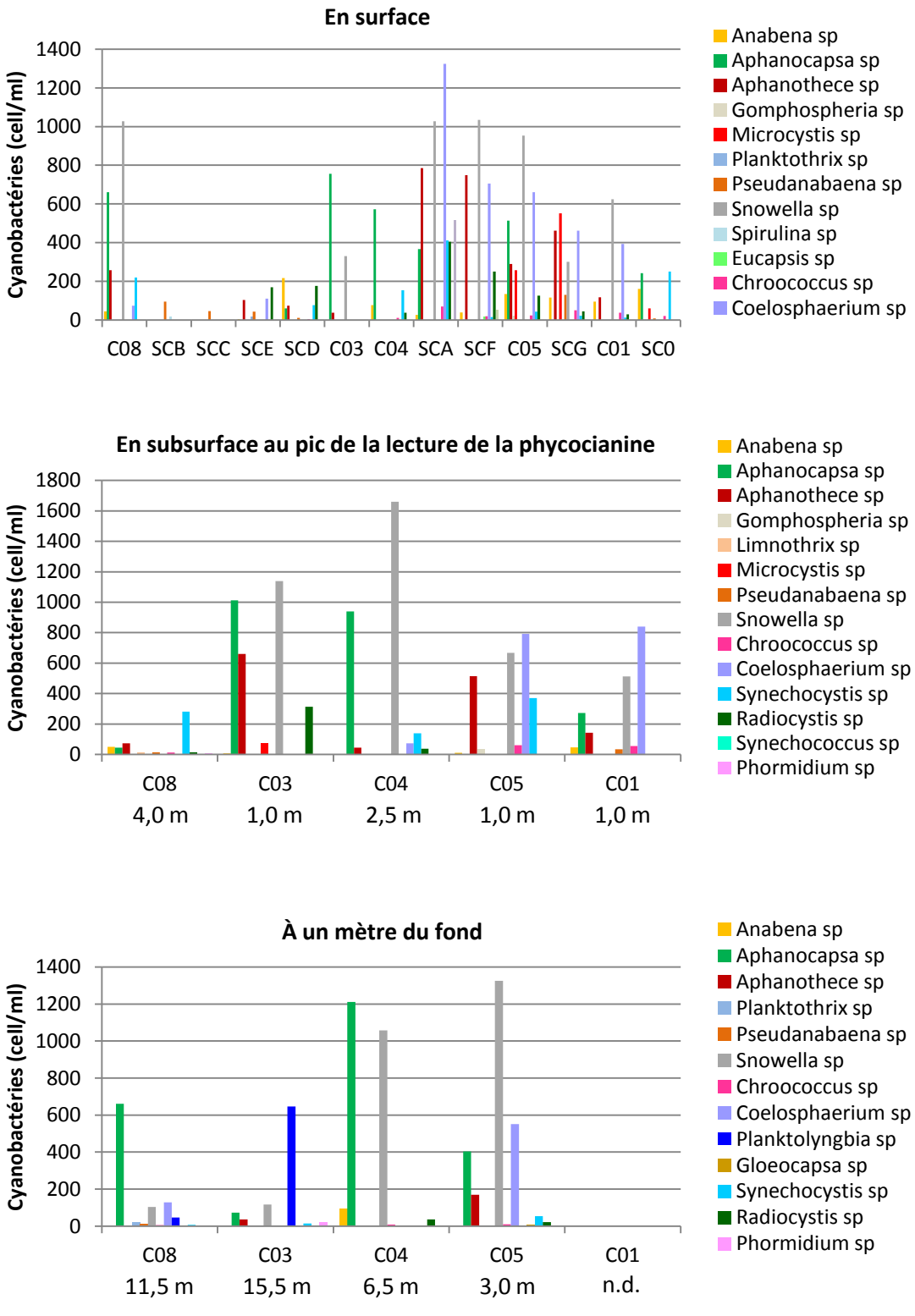


Figure 19 : Composition des communautés cyanobactériennes le 8 août 2012.

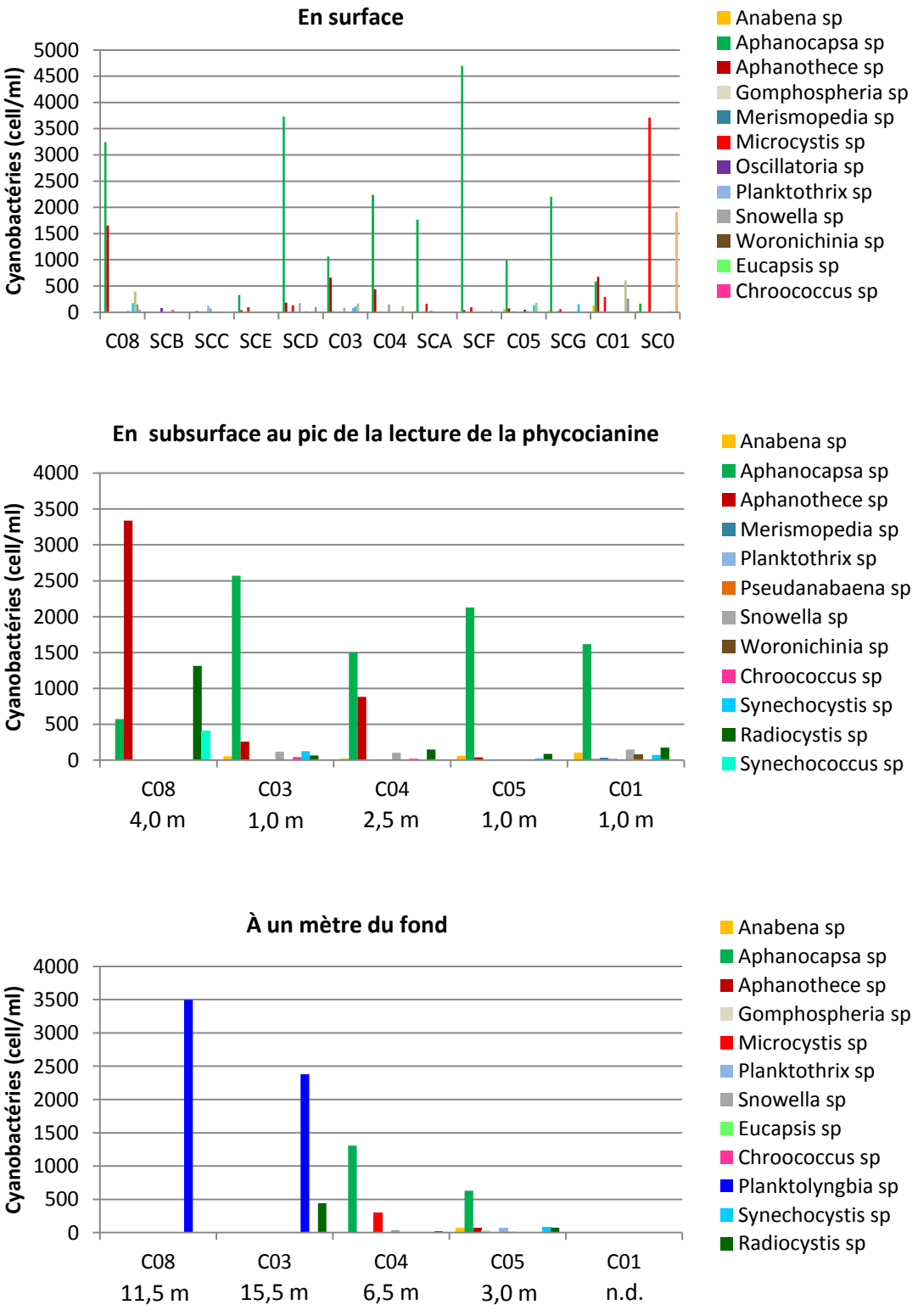
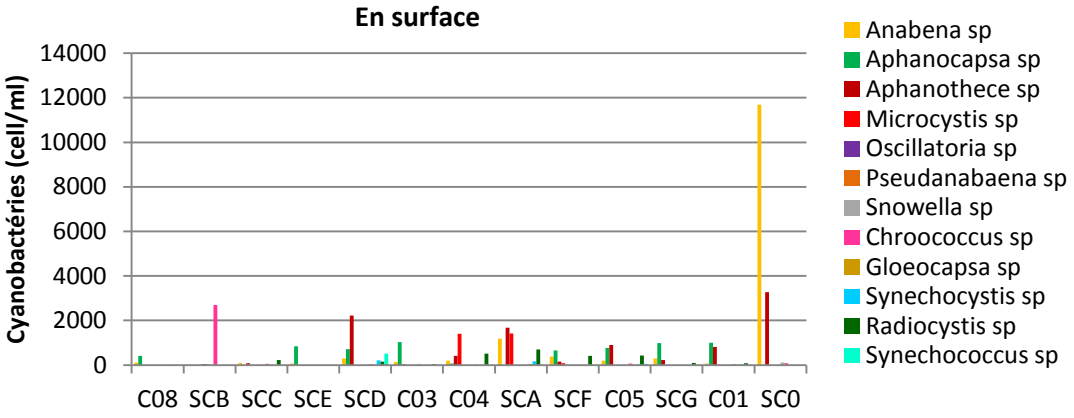
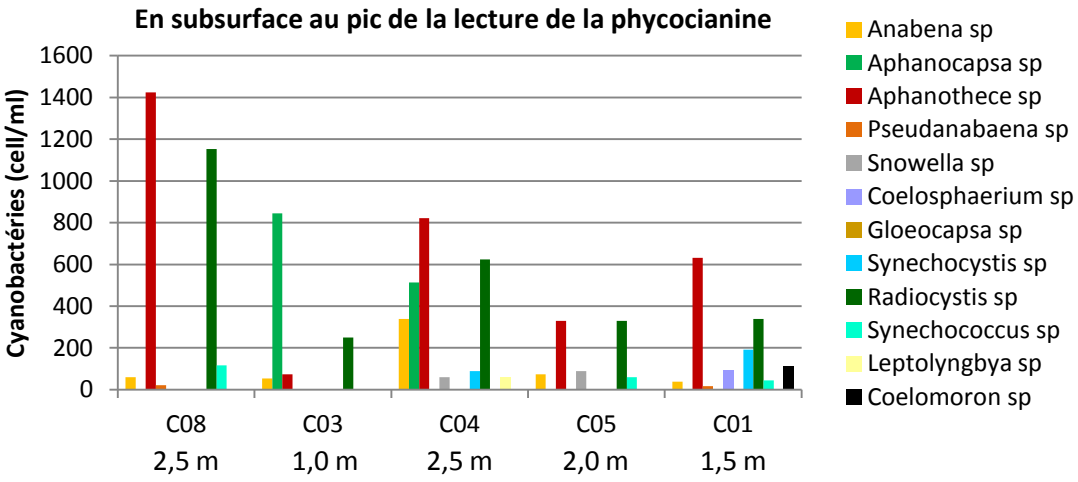


Figure 20 : Composition des communautés cyanobactériennes le 29 août 2012.





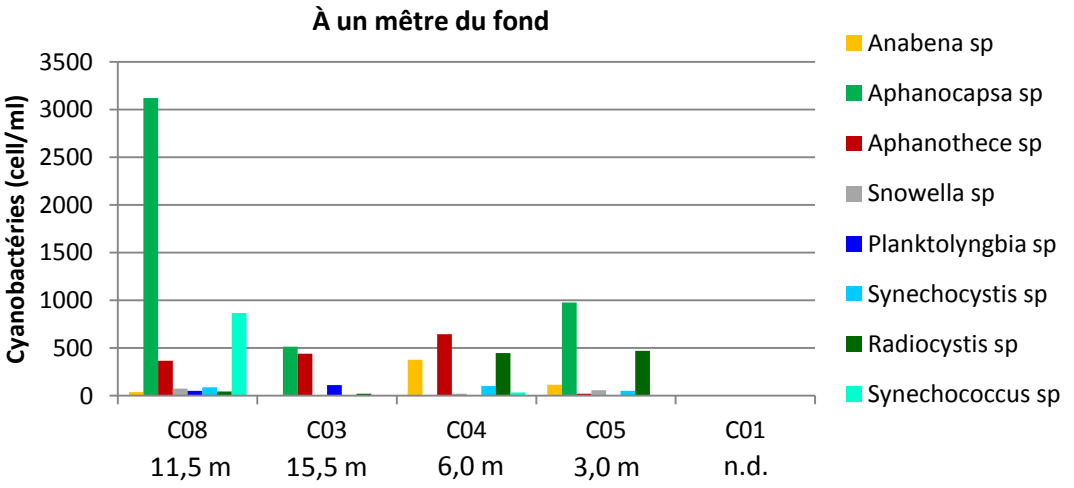


Figure 21 : Composition des communautés cyanobactériennes le 13 septembre 2012.

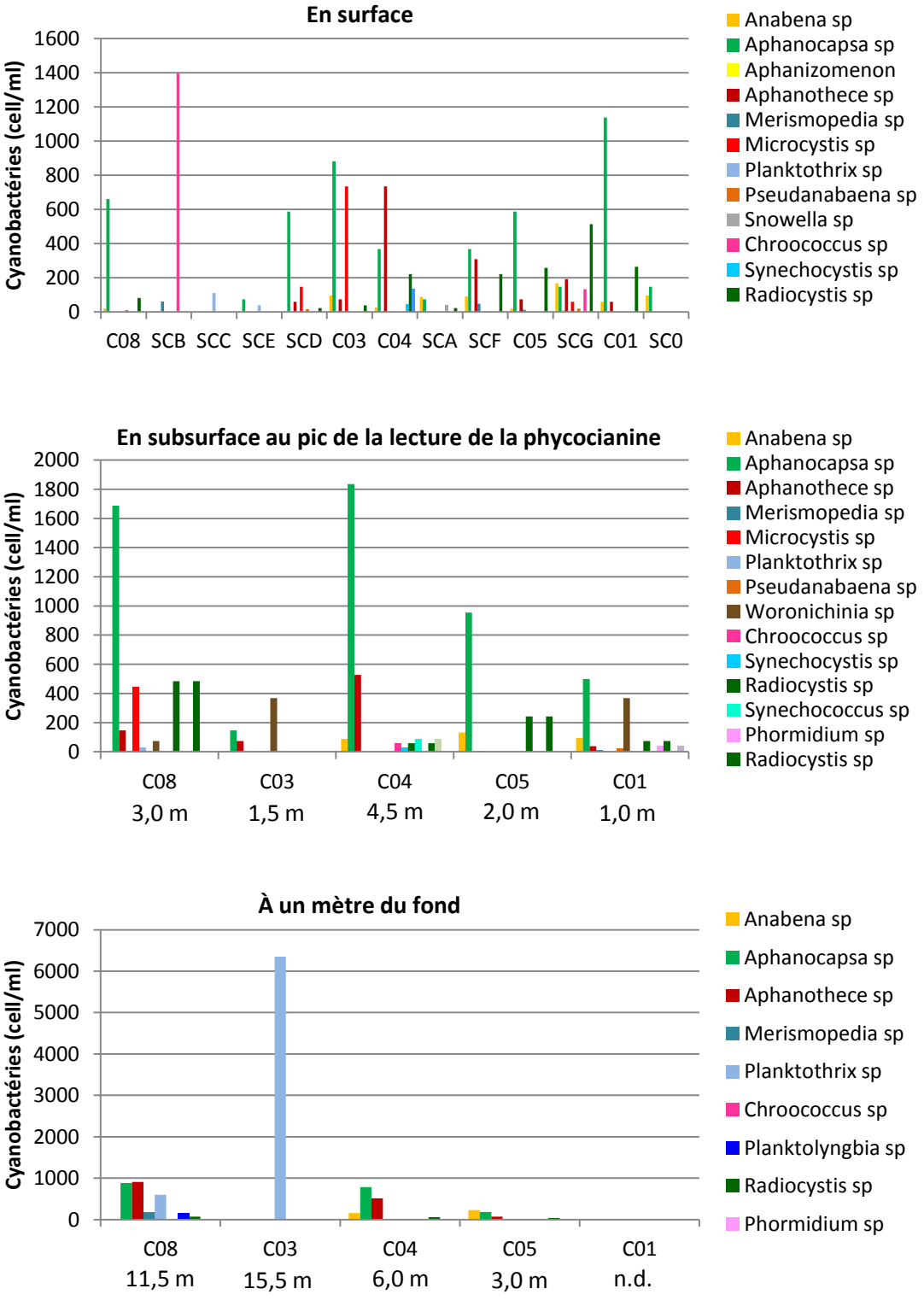


Figure 22 : Composition des communautés cyanobactériennes le 27 septembre 2012.

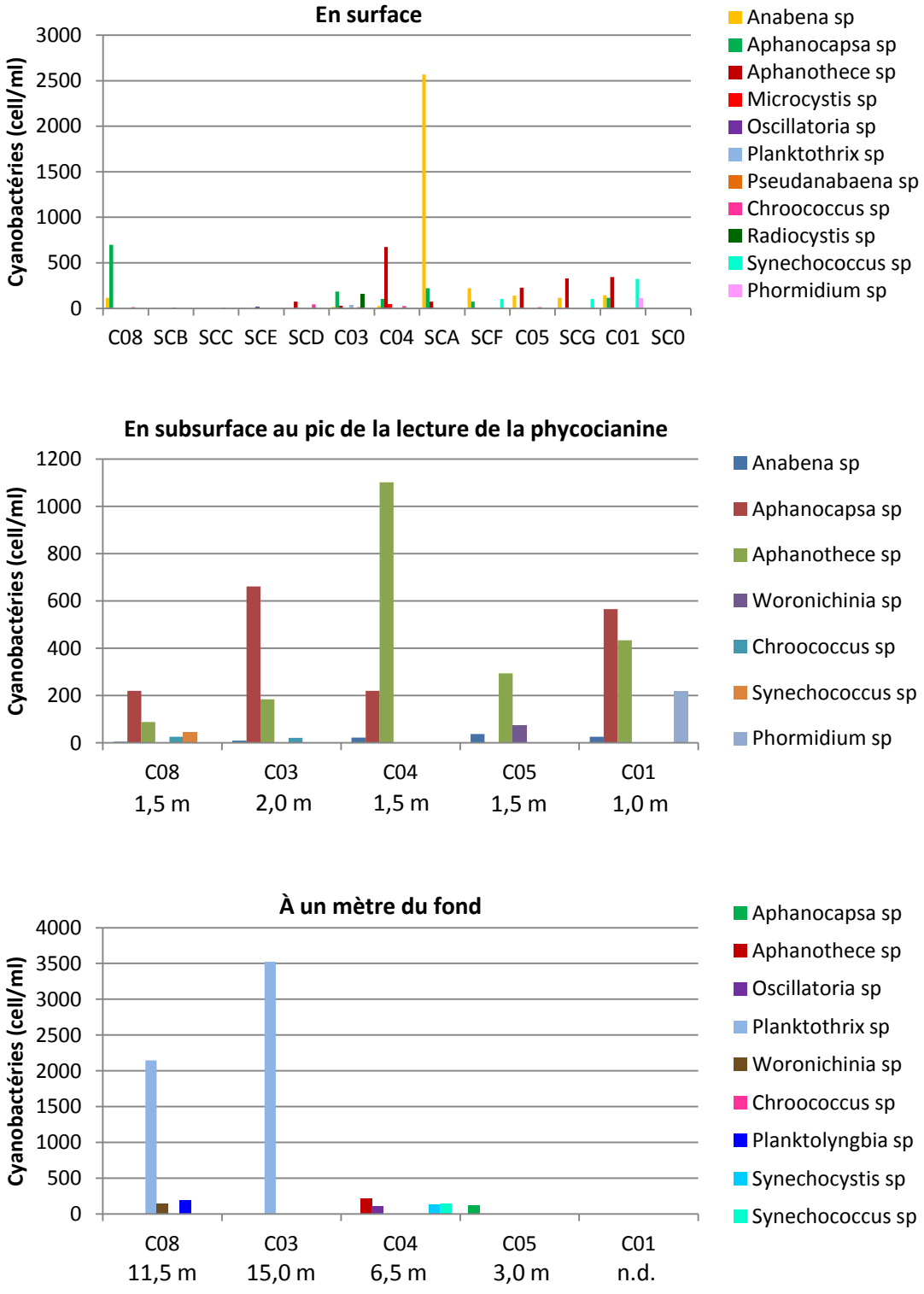


Figure 23 : Composition des communautés cyanobactériennes le 9 octobre 2012.

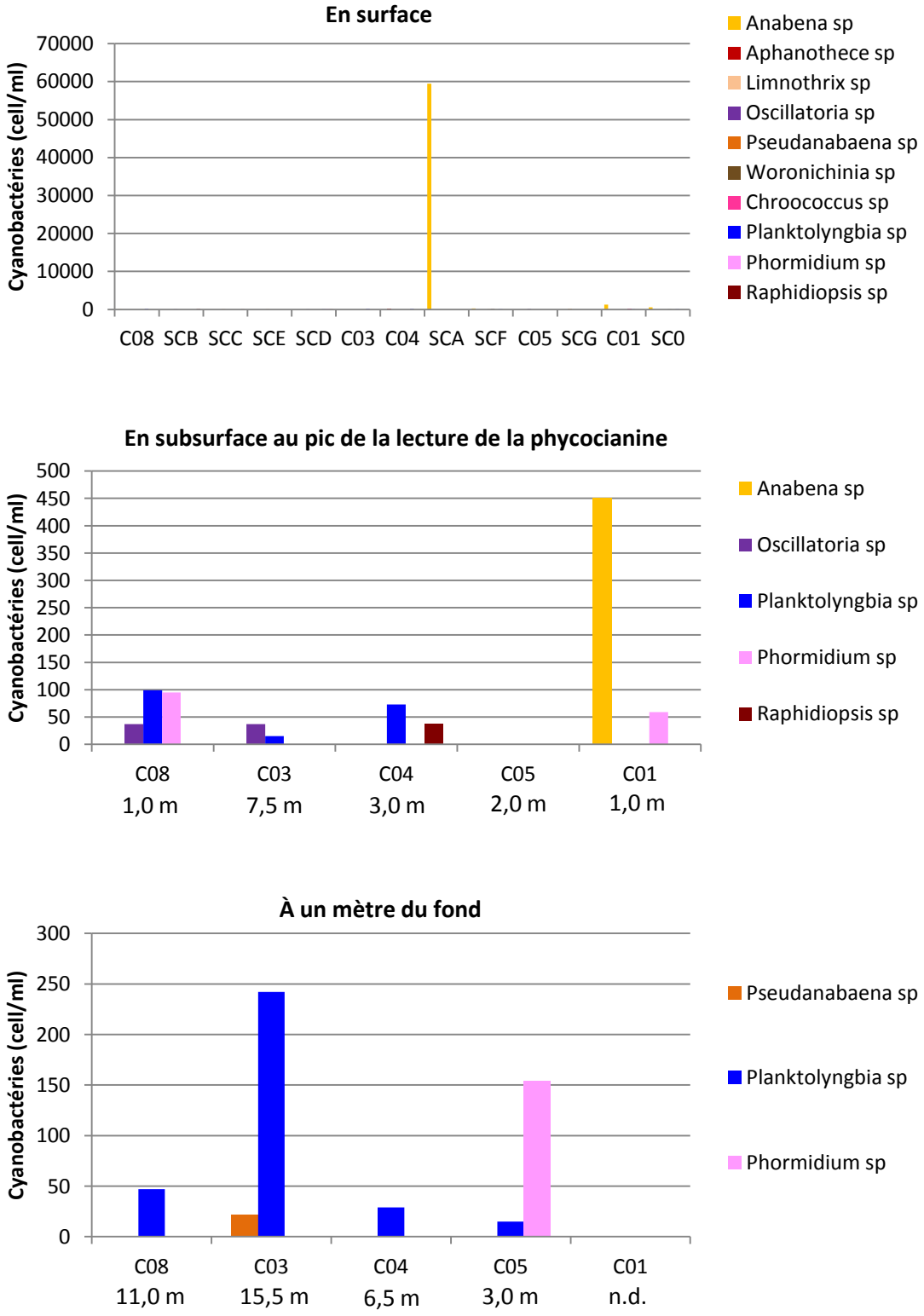


Figure 24 : Composition des communautés cyanobactériennes le 25 octobre 2012.

APEL 2014

Chapitre 5

Les herbiers aquatiques

Rédaction et analyse

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Échantillonnage et travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Cartographie

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole*

Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Résumé

Dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), un inventaire des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles a été réalisé en 2007. Cet exercice avait permis de remarquer la présence, encore non problématique, de *Myriophyllum spicatum* (myriophylle à épis), une plante aquatique vivace jugée nuisible et connue pour son caractère envahissant et sa préférence pour les milieux eutrophes. À ce moment, le lac Saint-Charles possédait toutefois une grande diversité de plantes aquatiques (43 espèces) qui couvrait seulement 5 % de la superficie totale du lac.

Dans le but de suivre l'évolution temporelle des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles, d'identifier des compositions spécifiques problématiques et de surveiller l'état du lac, l'APEL a proposé à la Ville de Québec de réitérer l'inventaire complet aux cinq ans. Les populations de macrophytes sont un indicateur important de la qualité du milieu et permettent aussi de comprendre certaines variations dans les paramètres physiques comme le pH ou le taux d'oxygène dissous.

L'APEL a donc répété en 2012 l'inventaire des herbiers aquatiques sur l'ensemble de la bande littorale du lac selon le protocole développé par le gouvernement québécois. À la mi-août, lorsque les conditions météorologiques étaient propices, une équipe de l'APEL parcourait en canot un trajet aléatoire dans les zones de faible profondeur (maximum 3 m) pour identifier les macrophytes à l'aide d'un aquascope. Des fiches de caractérisation étaient complétées avec les densités, les pourcentages de recouvrement, ainsi que la délimitation géographique des zones. Des données contextuelles sur l'état de la rive étaient également consignées.

Les résultats de cette campagne montrent que les herbiers aquatiques couvraient en 2012 environ 44,6 % de la superficie totale du lac Saint-Charles. En tout, 125 herbiers ont été identifiés, composés d'un total de 13 espèces dont la majorité est de type submergé. Il est à noter que le bassin sud est particulièrement touché par la prolifération de *Myriophyllum spicatum* (37,4 % des herbiers), tandis qu'*Elodea canadensis* domine dans le bassin nord (en occupant 19,6 % de la superficie). L'inventaire démontre aussi que le lac Saint-Charles est composé de zones eutrophes et mésotrophes, mais que les zones mésotrophes tendent à évoluer vers un état eutrophe.

Considérant les changements marquants observés en 2012 (diminution marquée des espèces, augmentation de la densité des herbiers, prolifération fulgurante d'*Elodea canadensis* et de *Myriophyllum spicatum*, etc.), il apparaît que les problèmes d'eutrophisation et de dominance de ces deux espèces s'intensifient au lac Saint-Charles. Certaines problématiques pourraient toutefois être atténuées en restreignant les apports de phosphore et d'azote (notamment en provenance des stations d'épuration des eaux usées de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury), en densifiant la bande riveraine, en s'assurant du bon fonctionnement des installations septiques, et ce, dans l'ensemble du bassin versant du plan d'eau et en restreignant les apports de sédiments par les affluents du lac Saint-Charles (chapitre 2).

Table des matières

Résumé 3
1 Mise en contexte et objectifs 8
2 Méthodologie 9
2.1 Travaux de terrain 9
2.2 Méthodes d'analyse 10
3 Analyse des herbiers aquatiques 13
3.1 Description générale des herbiers aquatiques 15
3.1.1 Caractéristiques des herbiers dans le bassin nord du lac Saint-Charles 20
3.1.2 Caractéristiques des herbiers dans le bassin sud du lac Saint-Charles 22
3.2 Discussion 24
3.2.1 Le bassin nord 27
3.2.2 Le bassin sud 27
4 Conclusions et recommandations 30
4.1 Conclusions 30
4.2 Recommandations 32
Références 33
Articles scientifiques et documentation 33
Sites Internet 34
Annexes 35
Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques 35
Bilan des caractéristiques écologiques des espèces présentes en 2007 et en 2012 au lac Saint-Charles 37
Fiche d'information sur *Myriophyllum spicatum* 40
Biologie de *Myriophyllum spicatum* 40
Les impacts des espèces invasives; exemple de *Myriophyllum spicatum* 41
Cartographie descriptive des herbiers aquatiques 42

Liste des figures

Figure 1 : Protocole d'observation des herbiers aquatiques. 9

Figure 2 : Les principaux niveaux d'eutrophisation des lacs et les conséquences sur les herbiers aquatiques (Biofilia, 2001)..... 12

Figure 3 : Localisation des principaux secteurs du lac Saint-Charles. 14

Figure 4 : Nombre d'herbiers où chaque espèce était présente (sur 125 herbiers identifiés en 2012)..... 18

Figure 5 : Surfaces (en m²) de recouvrement du lac Saint-Charles par les macrophytes dominants..... 19

Figure 6 : Surface d'occupation des espèces dominantes de macrophytes dans le bassin nord du lac Saint-Charles en 2012. 21

Figure 7 : Surface d'occupation des espèces dominantes de macrophytes dans le bassin sud du lac Saint-Charles en 2012. 23

Figure 8 : Développement des herbiers aquatiques entre 2007 et 2012 (En 2007, l'inventaire a été réalisé entre le 4 et le 12 septembre avec une fonte des glaces le 1er mai. En 2012, l'inventaire a été réalisé entre le 20 et le 24 août avec une fonte des glaces le 17 avril). 24

Figure 9: Évolution d'*Elodea candensis* au lac Saint-Charles 2007-2012. 25

Figure 10: Évolution de *Myriophyllum spicatum* au lac Saint-Charles 2007-2012. 26

Figure 10 : (1) Baie Charles-Talbot, (2) marais du Nord et (3) baie Beaulieu en août 2012 (Crédit : Sandra Gonzalez). 27

Figure 11 : (1) Herbiers denses en marge des marais du Sud; (2) fleurs de *Myriophyllum spicatum* en marge des marais du Sud et (3) herbiers denses dans la baie nord-ouest du bassin sud en août 2012 (Crédit : Sandra Gonzlez)..... 28

Figure 12 : Dessin de *Myriophyllum spicatum* (Crow & Hellquist, 2000). 40

Figure 13 : (1) Découpage cartographique des secteurs prédéfinis de l'étude des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles et (2) légende de la cartographie des herbiers aquatiques (2012). 50

Figure 14 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 1 (baie Charles-Talbot) en 2012 (voir tableaux 6 et 7 pour la composition détaillée des herbiers). 51

Figure 15 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 1 (baie Charles-Talbot) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende)..... 52

Figure 16 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 2 (marais du Nord) en 2012 (voir tableaux 6 et 10 pour la composition détaillée des herbiers)..... 53

Figure 17 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 2 (marais du Nord) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 54

Figure 18 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 3 (marais du Nord et baie Beaulieu) en 2012 (voir tableaux 6, 9 et 10 pour la composition détaillée des herbiers). 55

Figure 19 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 3 (marais du Nord et baie Beaulieu) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende)..... 56

Figure 20 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 4 (rive ouest du bassin nord) en 2012 (voir tableaux 6 et 7 pour la composition détaillée des herbiers). 57

Figure 21 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 4 (rive ouest du bassin nord) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 58

Figure 22 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 5 (rive est du bassin nord) en 2012 (voir tableaux 8 à 11 pour la composition détaillée des herbiers). 59

Figure 23 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 5 (rive est du bassin nord) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 60

Figure 24 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 6 (baie de l'Écho) en 2012 (voir tableau 7pour la composition détaillée des herbiers). 61

Figure 25 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 6 (baie de l'Écho) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 62

Figure 26 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 7 (secteur Beau-Site et l'anse aux Quatre Dames) en 2012 (voir tableaux 7à 13 pour la composition détaillée des herbiers). 63

Figure 27 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 7 (secteur Beau-Site et l'anse aux Quatre Dames) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 64

Figure 28 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 8 (baie nord-ouest du bassin sud) en 2012 (voir tableaux 11à 13 pour la composition détaillée des herbiers). 65

Figure 29 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 8 (baie nord-ouest du bassin sud) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 66

Figure 30 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 9 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir tableau 11 pour la composition détaillée des herbiers). 67

Figure 31 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 9 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 68

Figure 32 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 10 (rives ouest et est du bassin sud) en 2012 (voir tableaux 11 et 12 pour la composition détaillée des herbiers). 69

Figure 33 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 10 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 70

Figure 34 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 11 (marais du Sud et barrage Cyrille-Delage) en 2012 (voir tableaux 10 à 12 pour la composition détaillée des herbiers). 71

Figure 35 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 11 (marais du Sud et barrage Cyrille-Delage) en 2012 (voir figure 11 pour la localisation et la légende). 72

Liste des tableaux

Tableau 1 : Éléments de la revue de la littérature sur les plantes aquatiques. 10

Tableau 2 : Classement des niveaux trophiques des lacs basé sur l'analyse des herbiers aquatiques. 11

Tableau 3 : Critères établis servant à classifier les herbiers aquatiques quant à leur niveau d'eutrophisation équivalent dans la zone 0 - 3 m du lac Saint-Charles. 11

Tableau 4 : Superficies et pourcentages de recouvrement des différents types d'herbiers calculés pour le lac Saint-Charles en 2012. 16

Tableau 5 : Richesse spécifique inventoriée au lac Saint-Charles en 2012. 17

Tableau 6 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 1 à 17). 42

Tableau 7 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 18 à 34). ... 43

Tableau 8 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 35 à 51). ... 44

Tableau 9 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 52 à 68). ... 45

Tableau 10 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 69 à 85). . 46

Tableau 11 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 86 à 102). 47

Tableau 12 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 103 à 119). 48

Tableau 13 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 120 à 125). 49

1 Mise en contexte et objectifs

En 2007, l'APEL a réalisé, dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), un inventaire des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles. Parmi les résultats de cette étude, il avait été conclu que le lac Saint-Charles possédait une grande diversité de plantes aquatiques (43 espèces couvrant près de 5 % de la superficie totale du lac) caractéristique des lacs mésotrophes (APEL, 2009).

Au cours de l'étude, en 2007, l'APEL avait constaté la présence problématique de *Myriophyllum spicatum* (myriophylle à épis) dans le lac Saint-Charles. À ce moment, le myriophylle n'était pas une espèce dominante, mais il était anticipé « qu'elle pourrait le devenir assez rapidement » (APEL, 2009). Le bassin sud du lac Saint-Charles était alors identifié comme lieu de colonisation idéal, compte tenu de sa faible profondeur (maximum de 4,5 m). En 2011, le rapport intitulé *Suivi des cyanobactéries et évolution de l'état trophique au lac Saint-Charles* (APEL, 2012) évaluait que 44 % du bassin nord et 92 % du bassin sud étaient propices au développement de plantes aquatiques (APEL, 2011). Pour ces raisons, il a été proposé à la Ville de Québec de répéter l'inventaire complet des herbiers aquatiques aux cinq ans, en l'occurrence en 2012.

Rappelons que le milieu physique agit sur le développement des macrophytes, mais l'inverse est également vrai. Les macrophytes témoignent de la qualité du milieu, mais influent également sur certains paramètres physiques de l'écosystème, en réduisant notamment la pénétration de la lumière dans l'eau (Westlake, 1966). Ils sont aussi responsables de la production de matière organique autochtone, jouant ainsi un rôle fondamental dans l'eutrophisation des plans d'eau (Pautou et Girel, 1981; Pautou et Baier, 1983; Pautou et al., 1985). Les macrophytes agissent également sur la teneur en oxygène et en dioxyde de carbone dissous dans le milieu grâce à leurs activités métaboliques telles que la photosynthèse et la respiration (Sculthorpe, 1967; Barbe, 1984).

La caractérisation des communautés de plantes aquatiques vise donc à :

- Établir l'état de référence quant à la distribution, à l'abondance et à la diversité des plantes aquatiques.
- Identifier la présence de plantes potentiellement problématiques.
- Évaluer l'état du lac en fonction de la présence/absence, de la dispersion, de la colonisation, de l'adaptation, de l'abondance et du taux de recouvrement des plantes aquatiques.
- Suivre l'évolution des communautés de plantes aquatiques au fil des années.
- Identifier les zones du lac qui sont particulièrement affectées par la croissance des macrophytes.
- Suivre l'évolution des espèces envahissantes et invasives pour évaluer la possibilité de restreindre leur propagation.

2 Méthodologie

2.1 Travaux de terrain

La caractérisation des herbiers aquatiques a été effectuée selon le protocole développé par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP, 2002a) pour le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL)[1].

L'identification des herbiers a été réalisée sur l'ensemble de la bande littorale du lac, zone dans laquelle les espèces aquatiques sont susceptibles de croître. L'inventaire a été réalisé à partir d'un canot et à l'aide d'un aquascope[2], selon un trajet aléatoire et jusqu'à une profondeur d'environ 3 m (Figure 1).

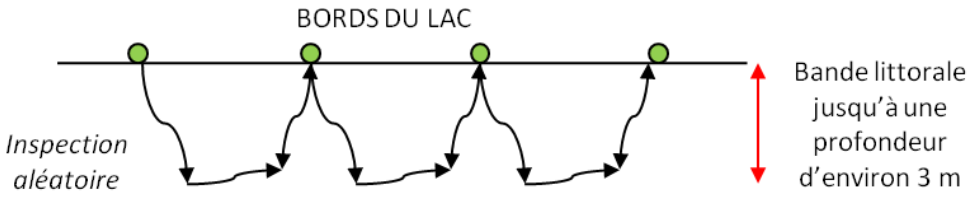


Figure 1 : Protocole d'observation des herbiers aquatiques.

L'inventaire a été effectué à la mi-août, lorsque les plantes aquatiques sont généralement bien développées, et lors de journées ensoleillées et peu venteuses. Ces conditions météorologiques assurent une meilleure visibilité pour l'identification des plantes aquatiques submergées.

Afin de bien situer les observations pour chaque nouvel herbier, des zones ont été délimitées et dessinées directement sur des orthophotos et un repère visuel a été noté au début et à la fin de chacune. De plus, une fiche de caractérisation a été complétée pour chaque herbier : espèces, diversité, densité, étendue, etc. (voir Annexes pour la fiche) D'autre part, dans le but d'atteindre une plus grande précision dans l'analyse, la limite des herbiers a été fixée à l'endroit où la végétation passe de la prédominance d'une espèce à celle d'une autre espèce.

Finalement, l'état de la rive (zone habitée, végétation naturelle, substrat distinct, etc.) a été noté afin d'évaluer les liens possibles avec le développement des herbiers aquatiques.

Ce protocole de caractérisation permet d'obtenir une assez bonne estimation de la densité dans les endroits davantage colonisés par chaque espèce, ainsi que de la densité moyenne pour chaque zone et chaque catégorie (submergée, émergée et flottante).

---

[1] La même méthode a été utilisée dans le cadre de l'Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles (APEL 2009).

[2] L'aquascope est une lunette d'observation particulière faite à partir d'un cylindre et d'une vitre de plexiglas permettant de mieux observer, à partir d'une embarcation, le fond du plan d'eau.

En outre, pour chaque zone délimitée, les herbiers aquatiques ont été classifiés en termes de densité et les macrophytes en termes de pourcentage de recouvrement (la somme des pourcentages de recouvrement de chacun des macrophytes étant égale à 100 % pour chaque herbier aquatique identifié).

Les zones homogènes sont distinctes les unes des autres lorsque l'on observe un changement notable sans équivoque soit dans la distribution, l'abondance ou la composition en macrophytes. L'objectif n'était pas d'identifier toutes les petites variations dans les communautés de plantes aquatiques, mais bien les grands ensembles. Toutes les petites variations dans les communautés de plantes aquatiques ne sont donc pas cartographiées.

2.2 Méthodes d'analyse

Les herbiers aquatiques sont de bons bio-indicateurs de l'état d'un lac. Afin de pouvoir intégrer les observations de terrain sur les plantes recensées, une revue de la littérature a été réalisée pour chaque espèce observée afin de connaître ses particularités écologiques (tableau 1 et annexe 6.2).

Tableau 1 : Éléments de la revue de la littérature sur les plantes aquatiques.

- Niveau trophique préférentiel pour la croissance
- Tolérance au degré d'eutrophisation
- Tolérance au courant
- Luminosité optimale
- pH optimal
- Quantité d'O_2 dissous nécessaire
- Type de substrat
- Besoin en éléments nutritifs (nitrate et phosphate)
- Tolérance à l'alcalinité
- Température optimale
- Transparence du milieu optimale
- Biologie de la plante (submergée, flottante, émergée)
- Durée de vie
- Écologie de la plante (solitaire, colonie, envahissante)

En outre, la richesse spécifique, la densité des herbiers et la diversité spécifique ont également été analysées. L'intégration de l'ensemble de ces résultats permet de positionner le lac selon les classes trophiques présentées aux tableaux 2 et 3. Au total, sept classes sont distinguées en fonction de l'analyse de herbiers aquatiques, soit de ultra-oligotrophe à hyper-eutrophe.

Tableau 2 : Classement des niveaux trophiques des lacs basé sur l'analyse des herbiers aquatiques.

Indicateur	**Classes trophiques**						
Classe principale		**Oligotrophe**		**Mésotrophe**		**Eutrophe**	**Hyper-eutrophe**
Classe secondaire (transition)	**Ultra-oligotrophe**		**Oligo-mésotrophe**		**Méso-eutrophe**		
Peuplement par les macrophytes en fonction de la profondeur*	Profondeur moyenne (m)	> 9,0		> 3,6		> 0,6	0,0
	Profondeur maximale (m)	> 12,0		> 5,3		> 1,3	0,0
Richesse spécifique	Très faible	Faible		Moyenne		Riche	Faible
Densité des herbiers*		C Faible		B Intermédiaire		A Très dense et très étendue	
Diversité des espèces		Moyenne		Élevée		Faible	

Note: * Profondeur à laquelle on trouve des macrophytes.

Adapté de : Lampert & Sommer (1999); Pott & Remy (2000); Schwoerbel & Brendelberger (2005).

Tableau 3 : Critères établis servant à classifier les herbiers aquatiques quant à leur niveau d'eutrophisation équivalent dans la zone 0 - 3 m du lac Saint-Charles.

Critère/Niveau	**OLIGOTROPHE**	**MÉSOTROPHE**	**EUTROPHE**	**HYPER-EUTROPHE**
Densité (moyenne) des macrophytes/m²	< 1 individu/m²	[1-10] individu/m²	> 10 individus/m²	< 1 individu/m² ou > 10 individus/m² selon le cas
Différents types de peuplements de macrophytes - Pourriot et Meybeck (1995)	peuplement clairsemé, touffes, bandes, bosquets, peuplement clairsemé à couverture flottante; peuplement libre subaquatique clairsemé	touffes, bandes, bosquets, peuplement clairsemé à couverture flottante; prairie hétérogène	prairies hétérogènes; peuplements à couverture flottante, champ de macrophytes submergés et champs de macrophytes émergents, peuplement à couverture flottante, peuplement bistratifié avec flottants et peuplement bistratifié avec émergents	peuplement à couverture flottante, écheveau flottant; peuplement bistratifié avec flottants et peuplement bistratifié avec émergents

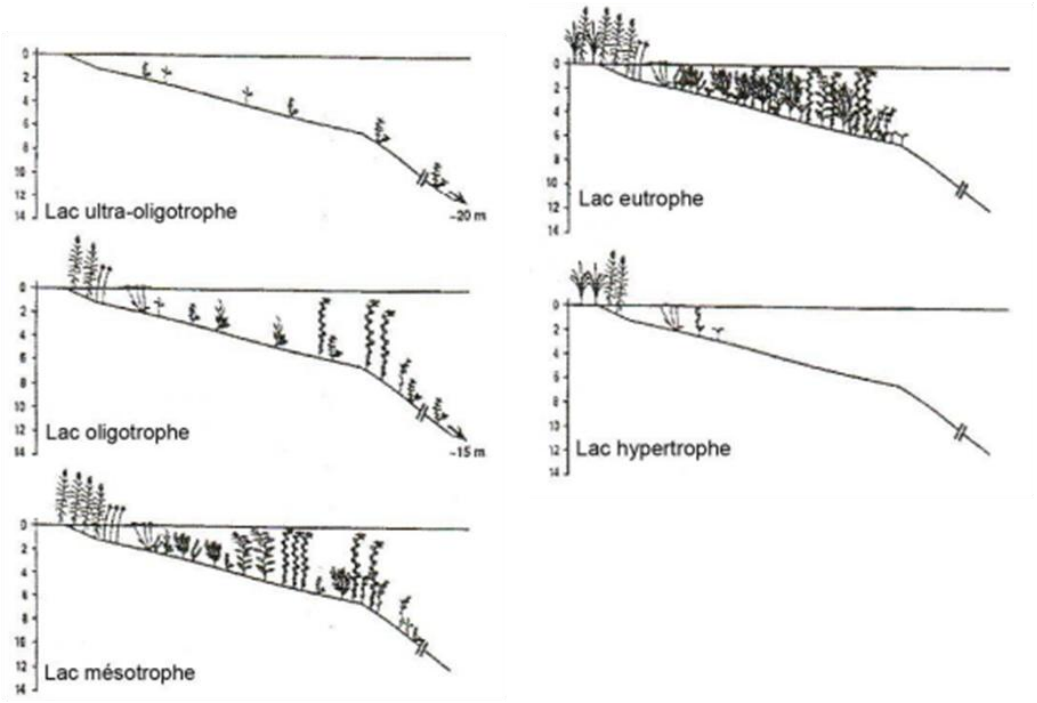


Figure 2 : Les principaux niveaux d'eutrophisation des lacs et les conséquences sur les herbiers aquatiques (Biofilia, 2001).

La cartographie des herbiers aquatiques a été réalisée sur le logiciel ArcGIS et des données bathymétriques du lac Saint-Charles. L'utilisation des outils géospatiaux a permis de calculer, entre autres, la superficie des herbiers aquatiques (marge d'erreur possible associés au transfert de données de terrain vers la cartographie) et la superficie approximative totale du littoral occupé par des plantes aquatiques.

En comparant ces données avec celles de 2007 (APEL, 2009), il a été possible d'évaluer si la richesse spécifique a diminué ou augmenté.

3 Analyse des herbiers aquatiques

La carte à la Figure 3 localise les principaux secteurs du lac Saint-Charles dont il est question dans l'analyse et la discussion. La cartographie des herbiers aquatiques peut être consultée à l'Annexe 6.4, aux Tableaux 6 à 13 et aux Figures 10 à 33. Il est à noter que les Tableaux 6 à 13 présentent les relevés détaillés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles. La Figure 14 présente le découpage cartographique des onze zones cartographiées et les Figures 12 à 33 présentent, pour chacune de ces zones, les numéros des herbiers auxquels les Tableaux 6 à 13 font référence. Ces tableaux font également référence aux espèces trouvées dans les herbiers.

Le bilan des caractéristiques écologiques des espèces présentes en 2007 et en 2012 au lac Saint-Charles peut être consulté en Annexes.

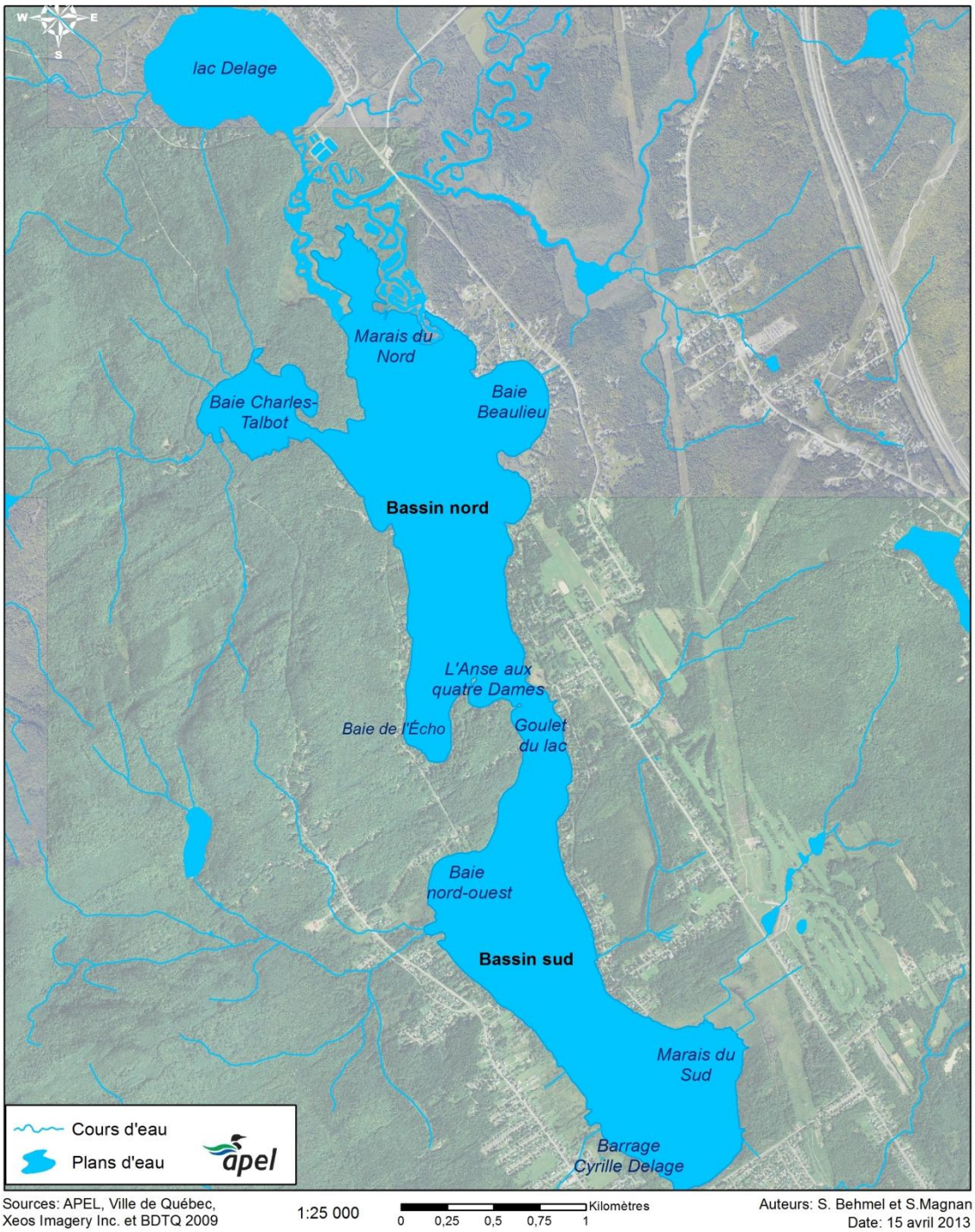


Figure 3 : Localisation des principaux secteurs du lac Saint-Charles.

3.1 Description générale des herbiers aquatiques

Rappelons que le lac Saint-Charles possède une superficie totale de 3,6 km². Le protocole envisageait une inspection jusqu'à 3 m minimum selon la profondeur ou plus si *Myriophyllum spicatum* était encore présente. En l'occurrence, la présence de l'espèce de *Myriophyllum spicatum* a été observée jusqu'à environ 3,5 m. Par conséquent, la zone étudiée du lac Saint Charles représente environ 57 % de la superficie totale du lac.

Le Tableau 4 présente les résultats du pourcentage de recouvrement des différents types d'herbiers recensés par rapport à la superficie totale du lac Saint-Charles et aussi en fonction du bassin sud et du bassin nord. Les résultats de 2012 montrent que les herbiers aquatiques occupent environ 44,6 % de la superficie totale du lac et 78,7 % de la superficie étudiée.

Dans le bassin sud, ils couvrent 55 % de la superficie, tandis que dans le bassin nord, les herbiers aquatiques occupent 35,8 %. La distribution relative de chaque type de végétation aquatique observé sur l'ensemble du lac se résume comme suit : 39,1 % de la superficie totale est couverte de plantes submergées (13 espèces), 2,4 % de plantes émergentes (12 espèces) et 3,1 % de plantes flottantes (3 espèces). Il est à noter que le bassin sud est le bassin le plus touché par la prolifération de *Myriophyllum spicatum*, qui représente 37,4 % des herbiers (Figures 4 et 25 à 33 en Annexes). En ce qui concerne le bassin nord, c'est *Elodea canadensis* qui domine en occupant 19,6 % de la superficie (Tableau 4 et Figures 5 et 12 à 19 en Annexes).

En tout, 125 types d'herbiers (variation dans la composition) ont été identifiés au lac Saint-Charles. La Figure 4 représente le nombre de fois où chaque espèce a été recensée dans l'un de ces herbiers.

Tableau 4 : **Superficies et pourcentages de recouvrement des différents types d'herbiers calculés pour le lac Saint-Charles en 2012.**

	LAC SAINT-CHARLES	BASSIN SUD	BASSIN NORD
SUPERFICIE TOTALE	**3 596 587 m²**	**1 631 886 m²**	**1 964 702 m²**
Superficie inspectée (0 - 3,5 m de profondeur)	**2 036 730 m²** *57 %*	**1 010 112 m²** *62 %*	**1 026 610 m²** *52 %*
Recouvrement des herbiers aquatiques	**1 602 474 m²** *44,6 %*	**898 807 m²** *55 %*	**703 667 m²** *35,8 %*
Recouvrement des plantes submergées (hydrophytes)	**1 406 695 m²** *39,1 %*	**832 735 m²** *51 %*	**571 718 m²** *29,1 %*
Recouvrement des plantes émergentes (hélophytes)	**85 623 m²** *2,4 %*	**34 733 m²** *2,1 %*	**49 808 m²** *2,5 %*
Recouvrement des espèces flottantes	**113 480 m²** *3,1 %*	**31 339 m²** *1,9 %*	**82 141 m²** *4,2 %*
Recouvrement de *Myriophyllum spicatum*	**663 353 m²** *18,4 %*	**618 868 m²** *37,9 %*	**44 485 m²** *2,2 %*
Recouvrement d'*Elodea canadensis*	**423 074 m²** *11,8 %*	**37 912 m²** *2,3 %*	**385 162 m²** *19,6 %*

Note : *Il est à noter que ces valeurs sont des estimations. Les marges d'erreur de la phase terrain et de la phase cartographique doivent être considérées. Ces valeurs donnent toutefois un bon aperçu des caractéristiques végétales et du recouvrement des herbiers au lac Saint-Charles. La densité des herbiers n'a pas été prise en compte dans les calculs, car très peu d'herbiers ne sont pas de densité A et le grand herbier à Myriophyllum spicatum du bassin sud, de densité C, demeure important.*

Tableau 5 : Richesse spécifique inventoriée au lac Saint-Charles en 2012.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Etat phénologique	Nombre d'herbiers où chaque espèce est présente (sur 125 herbiers recensés)
Hydrophytes			
Chara sp.			**7**
Elodea canadensis	Elodée du Canada	État végétatif	**69**
Lobelia dortmanna	Lobélie de Dortmann	État végétatif	**29**
Myriophyllum spicatum	Myriophylle à épis	État végétatif + présence localisée de fleurs	**52**
Najas flexilis	Naïas souple	État végétatif	**23**
Potamogeton amplifolius	Potamot à larges feuilles	État végétatif	**20**
Potamogeton epihydrus	Potamot émergé	État végétatif + présence localisée de fleurs	**9**
Potamogeton filiformis	Potamot filiforme	État végétatif	**38**
Potamogeton foliosus	Potamot feuillé	État végétatif	**2**
Potamogeton pusillus	Potamot nain	État végétatif	**18**
Potamogeton robbinsii	Potamot de Robbins	État végétatif	**36**
Utricularia vulgaris	Utriculaire vulgaire	État végétatif + présence localisée de fleurs	**18**
Vallinisneria americana	Vallisnérie d'Amérique	État végétatif	**31**
SOUS-TOTAL	***13 ESPÈCES***		
Plantes flottantes			
Brasenia schreberi	Brasénie de Schreber	État végétatif	**33**
Nuphar variegatum	Grand nénuphar jaune	État végétatif + présence localisée de fleurs	**10**
Sparganium fluctuans	Sparganium fluctuans	État végétatif (présence rare de fruits)	**12**
SOUS-TOTAL	**3 ESPÈCES**		
Hélophytes			
Carex sp.		État végétatif	**2**
Glyceria melicaria	Glycerie mélicaire	État végétatif + présence localisée de fleurs	**1**
Eleocharis palustris		État végétatif	**7**
Pontederia cordata	Pontérie à feuilles en cœur	État végétatif + fleurs	**14**
Equisetum variegatum	Prêle panachée	État végétatif	**1**
Equisetum pratense	Prêle des prés	État végétatif	**1**
Sparganium eurycarpum	Sparganium eurycarpum	État végétatif + fruits	**14**
Sagittaria latifolia	Sagittaria latifolia	État végétatif + présence de fleurs	**1**
Sagittaria rigida	Sagittaria rigida	État végétatif + présence de fleurs	**3**
Sagittaria graminea	Sagittaria graminea	État végétatif + présence de fleurs	**1**
Typha angustifolia	Typha angustifolia	État végétatif + présence de fruits	**4**
Typha sp.		État végétatif + présence de fruits	**4**
SOUS-TOTAL	***12 ESPÈCES***		
TOTAL	**28 ESPÈCES**		

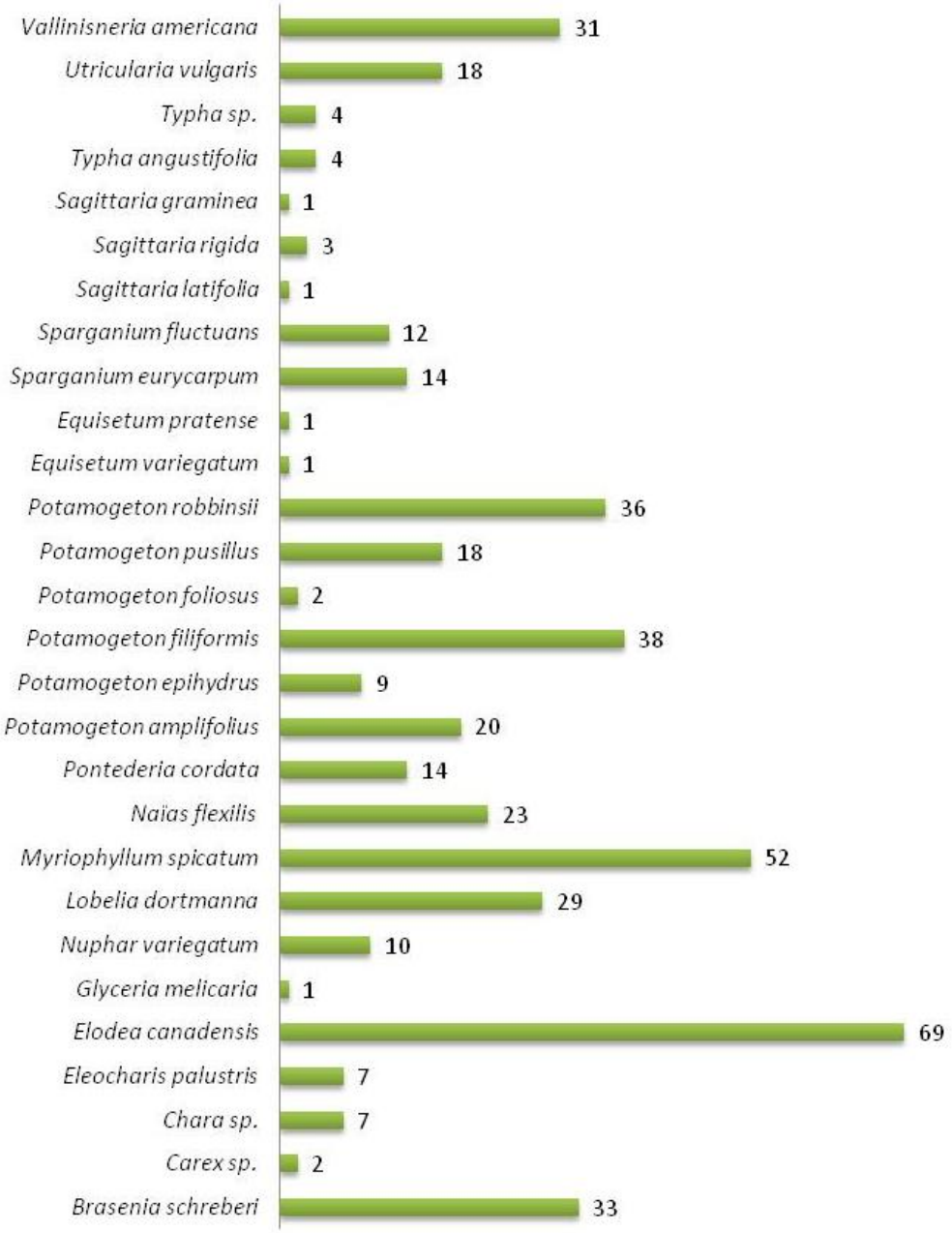


Figure 4 : Nombre d'herbiers où chaque espèce était présente (sur 125 herbiers identifiés en 2012).

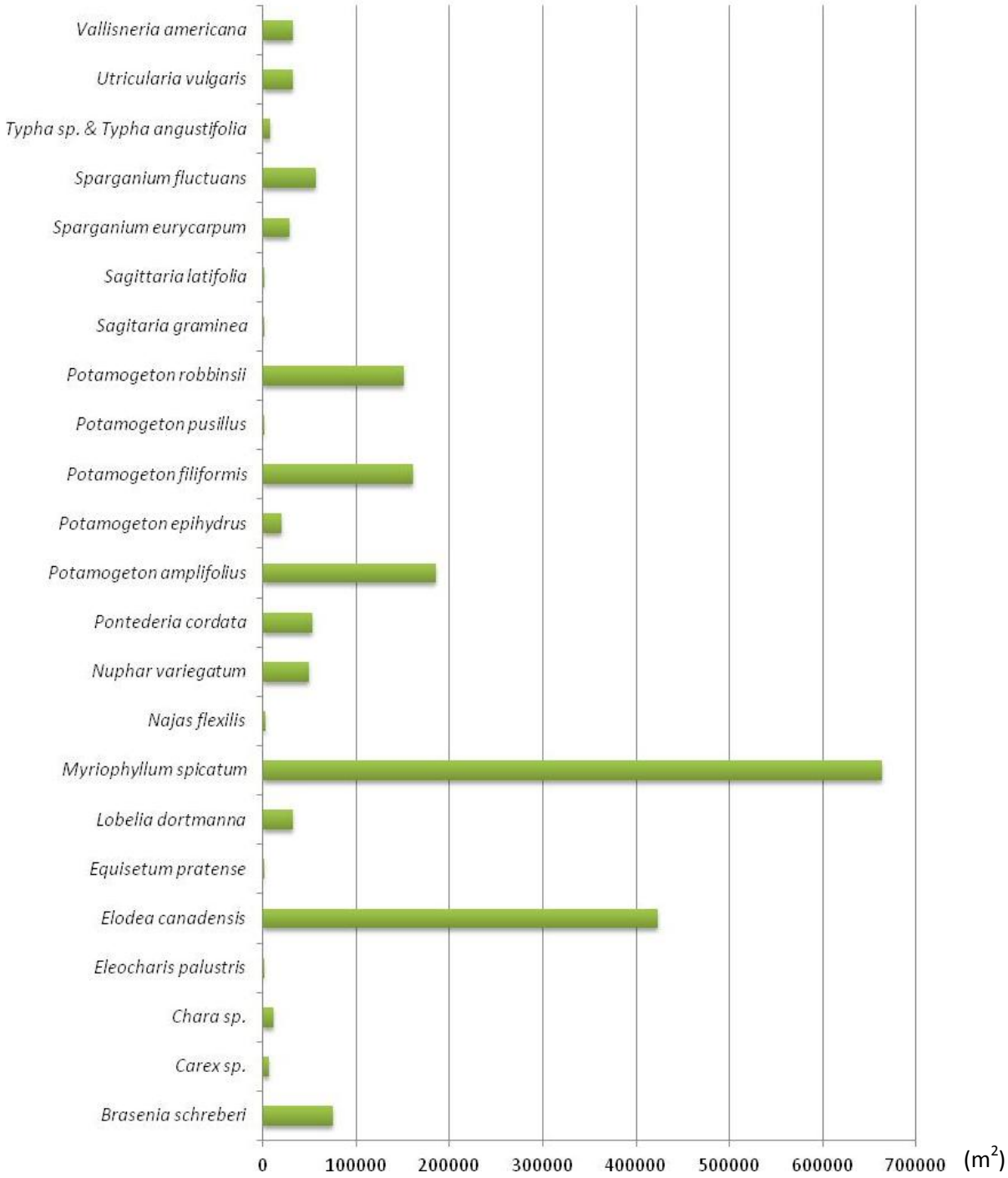


Figure 5 : Surfaces (en m²) de recouvrement du lac Saint-Charles par les macrophytes dominants.

3.1.1 Caractéristiques des herbiers dans le bassin nord du lac Saint-Charles

Les herbiers submergés occupent 29,1 % du bassin nord. L'espèce dominante est *Elodea canadensis*, suivie de *Potamogeton amplifolius*, *Potamogeton filiformis* et *Potamogeton robbinsii* (Annexes)

Les herbiers émergents couvrent 2,5 % du bassin nord. Ces herbiers occupent une plus grande superficie dans le bassin nord (49 808 m²) que dans le bassin sud (34 733 m²) (Tableau 4). Dans le bassin nord, ils peuplent notamment la baie Charles-Talbot et les abords des marais du Nord. Parmi les herbiers émergents dominants, des populations denses de *Sparganium eurycarpum* et de *Pontederia cordata* ont été retrouvées. Ils forment des colonies de tailles variables, majoritairement monospécifiques (Annexes).

En ce qui a trait aux herbiers flottants, ils couvrent 4,1 % du bassin nord comparativement à 1,9 % pour le bassin sud. Les herbiers flottants, représentés par seulement trois espèces (*Sparganium fluctuans*, *Nuphar variegatum* et *Brasenia schreberi*), se situent principalement dans la baie Charles-Talbot et dans les baies urbanisées du bassin nord, notamment la baie Beaulieu, où les vents et les vagues demeurent limités.

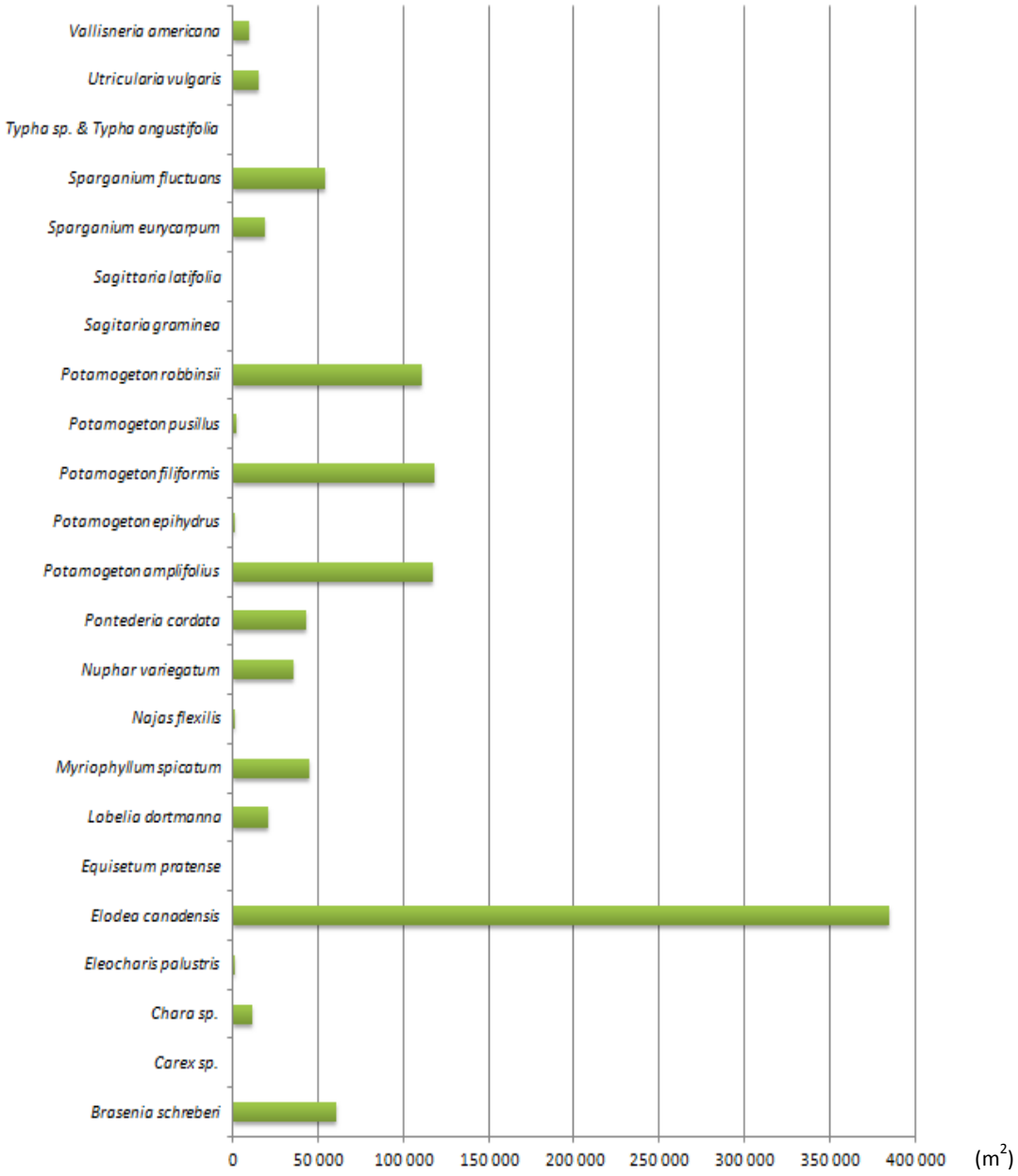


Figure 6 : Surface d'occupation des espèces dominantes de macrophytes dans le bassin nord du lac Saint-Charles en 2012.

3.1.2 Caractéristiques des herbiers dans le bassin sud du lac Saint-Charles

Les herbiers submergés occupent 51 % du bassin sud. L'espèce dominante pour la quasi-totalité du bassin sud est *Myriophyllum spicatum*[3] (Tableaux 6 à 13 et Figures 24 à 33 en Annexes). Les autres espèces présentent une distribution spatiale spécifique dans le bassin sud : *Potamogeton amplifolius* au goulet du lac, *Elodea canadensis* dans le marais du Sud, *Potamogeton robbinsii* et *Potamogeton fliformis* dans les secteurs sablonneux et peu profonds de la rive ouest ainsi que *Vallisneria americana* dans la baie nord-ouest du bassin sud.

Les herbiers émergents couvrent 2,1 % du bassin sud. Ces herbiers occupent notamment les abords du marais du Sud (Figure 36 en Annexes) et les populations de *Sparganium eurycarpum* et de *Pontederia cordata* sont parmi les espèces dominantes. *Thypha* sp. et *Thypha angustifolia* ont également été recensés dans le bassin sud (Tableaux 6 à 13).

En ce qui a trait aux herbiers flottants, ils couvrent 1,9 % du bassin sud. Seulement trois espèces ont été inventoriées, les mêmes que dans le bassin nord. La majorité des herbiers flottants se trouve dans la baie nord-ouest du bassin sud, une zone à l'abri des vents et des vagues caractérisée par une forte occupation anthropique (Figures 26 et 27 en Annexes).

[3] Voir en Annexes pour une fiche d'information sur cette espèce, communément appelée myriophylle à épis.

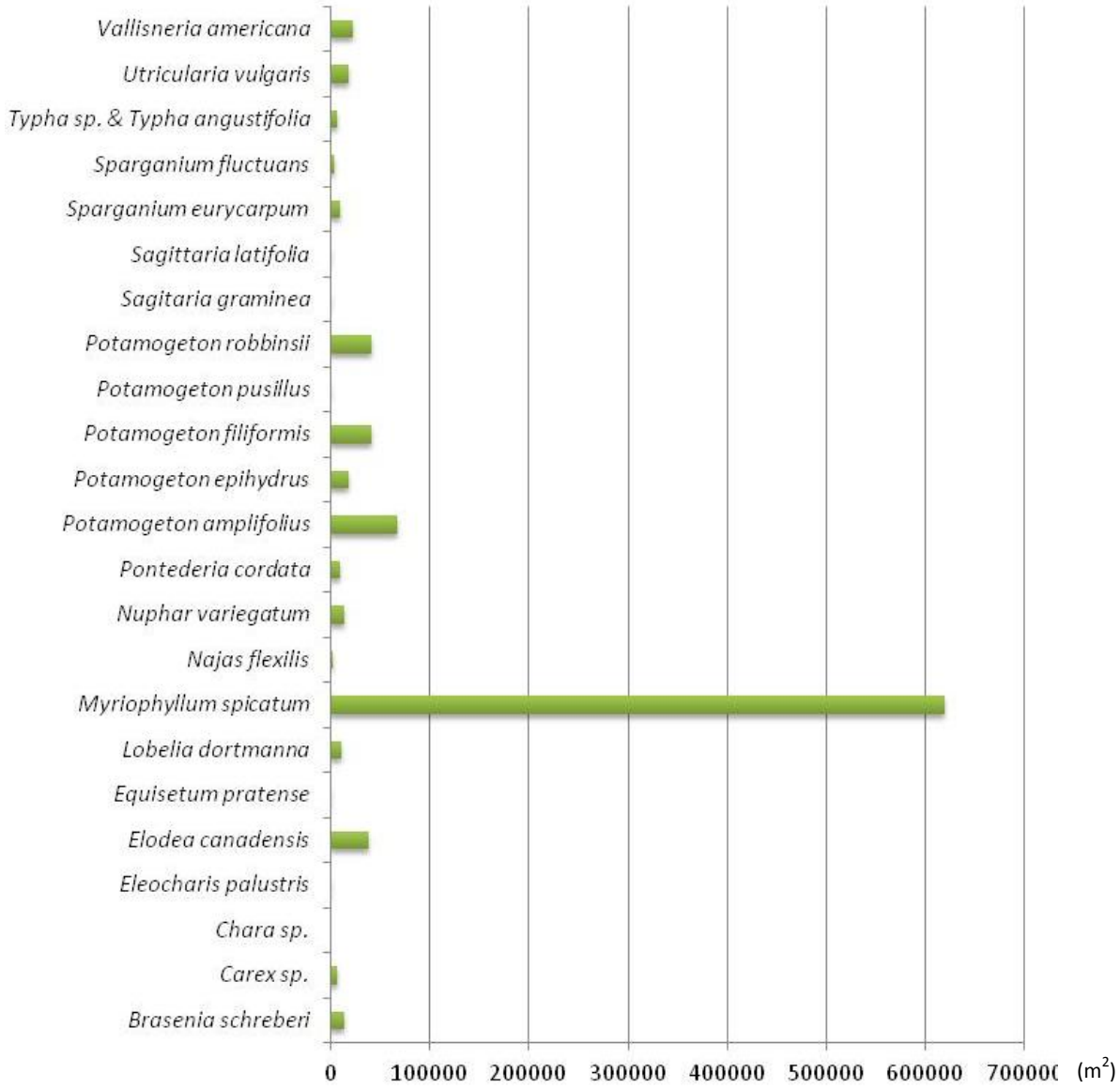


Figure 7 : Surface d'occupation des espèces dominantes de macrophytes dans le bassin sud du lac Saint-Charles en 2012.

3.2 Discussion

Les résultats de l'inventaire des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles permettent de classer le lac en zones eutrophes et mésotrophes. Compte tenu de la différence morphométrique des deux bassins, l'analyse les distingue. Un des principaux signes de vieillissement du lac Saint-Charles observé en 2012 se traduit par la prolifération importante des plantes aquatiques. Entre 2007 et 2012, la surface occupée par les herbiers a été multipliée par 8, pour atteindre 44,6 % de la superficie totale du lac Saint-Charles La prolifération des herbiers aquatiques avait d'ailleurs été observée lors des sorties de terrain depuis 2007, ainsi que par les riverains du lac Saint-Charles (Figure 8Figure 8). D'emblée, il est important de noter la prolifération importante d'*Elodea canadensis* et de *Myriophyllum spicatum depuis 2007* (Figures 9 et 10).

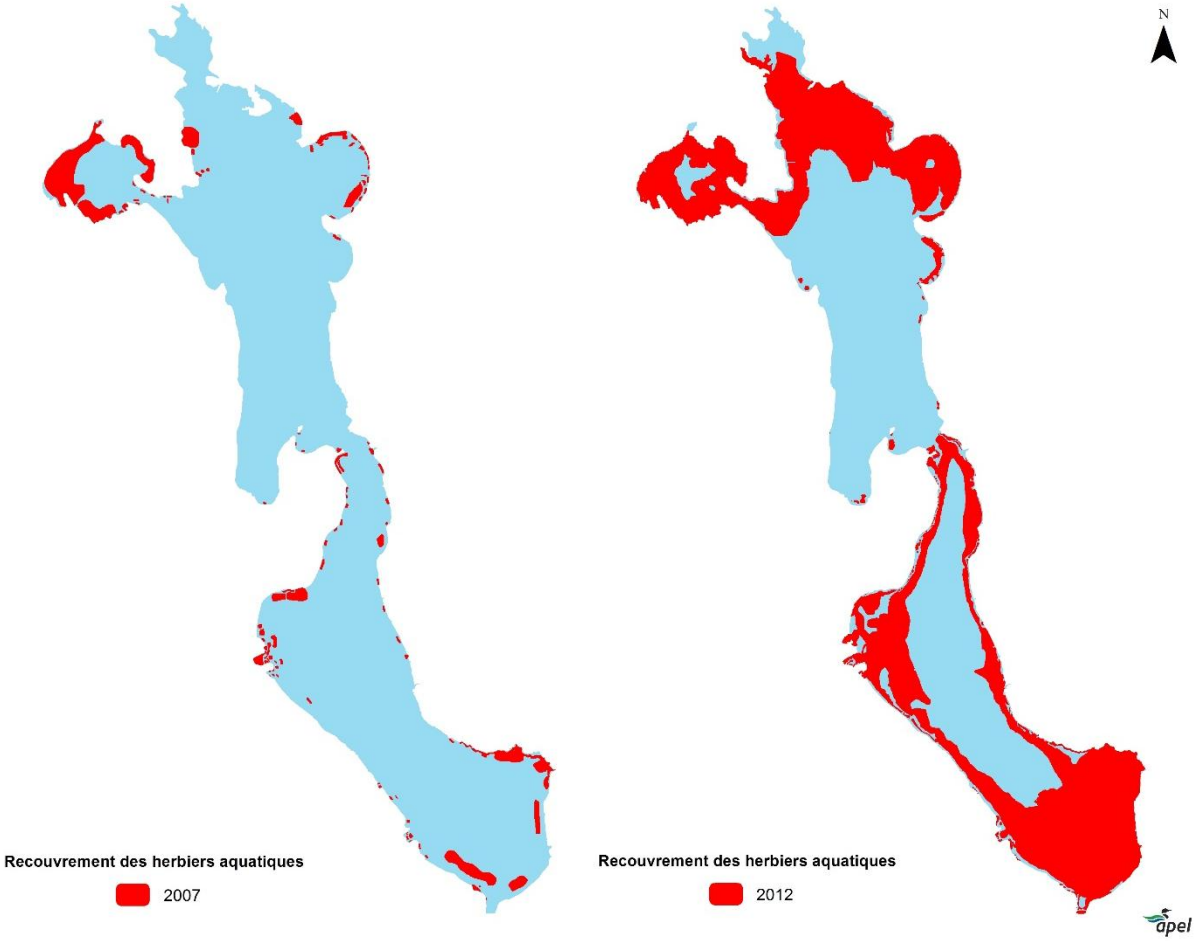


Figure 8 : Développement des herbiers aquatiques entre 2007 et 2012 (En 2007, l'inventaire a été réalisé entre le 4 et le 12 septembre avec une fonte des glaces le 1er mai. En 2012, l'inventaire a été réalisé entre le 20 et le 24 août avec une fonte des glaces le 17 avril).

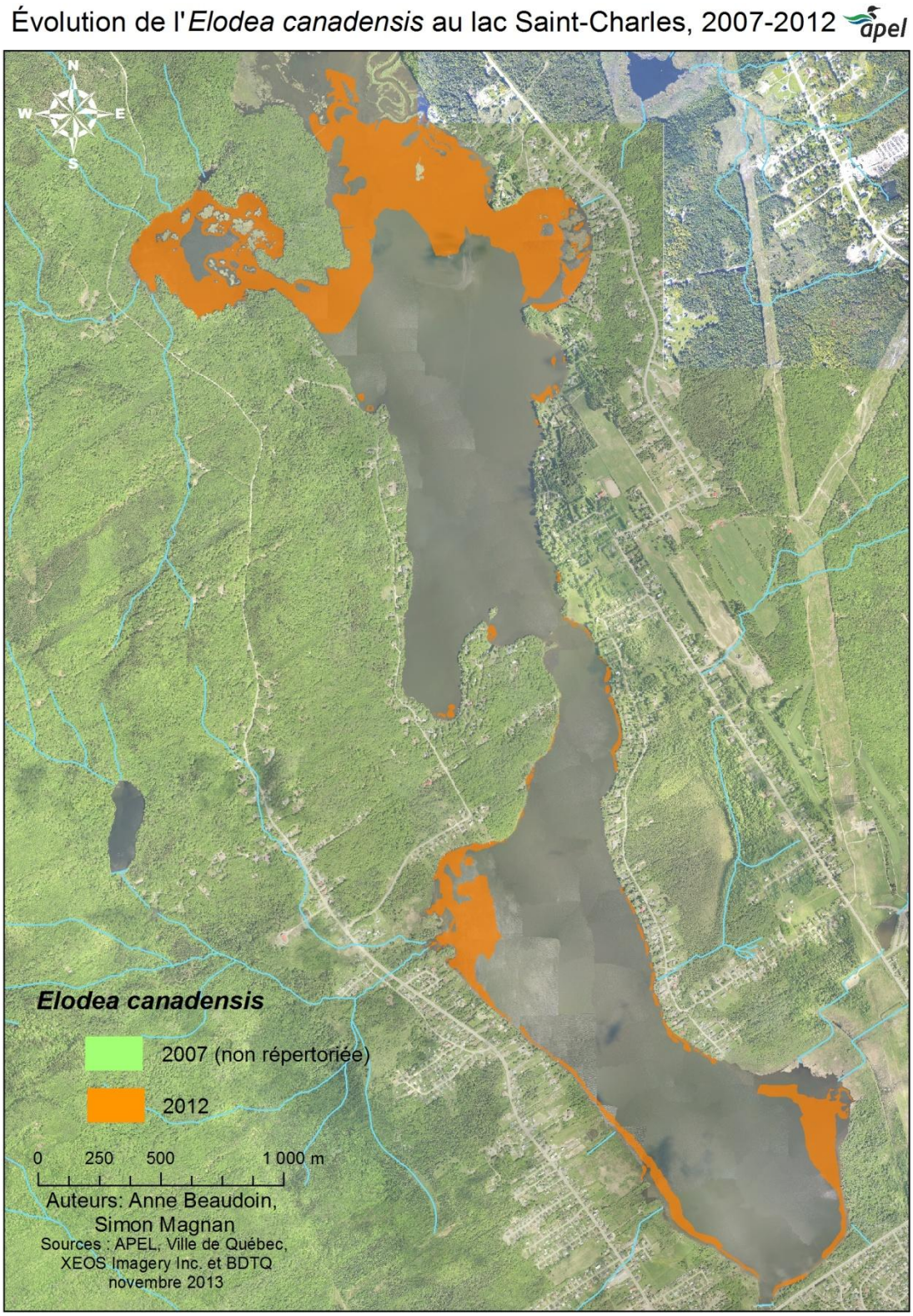


Figure 9: Évolution d'*Elodea candensis* au lac Saint-Charles 2007-2012.

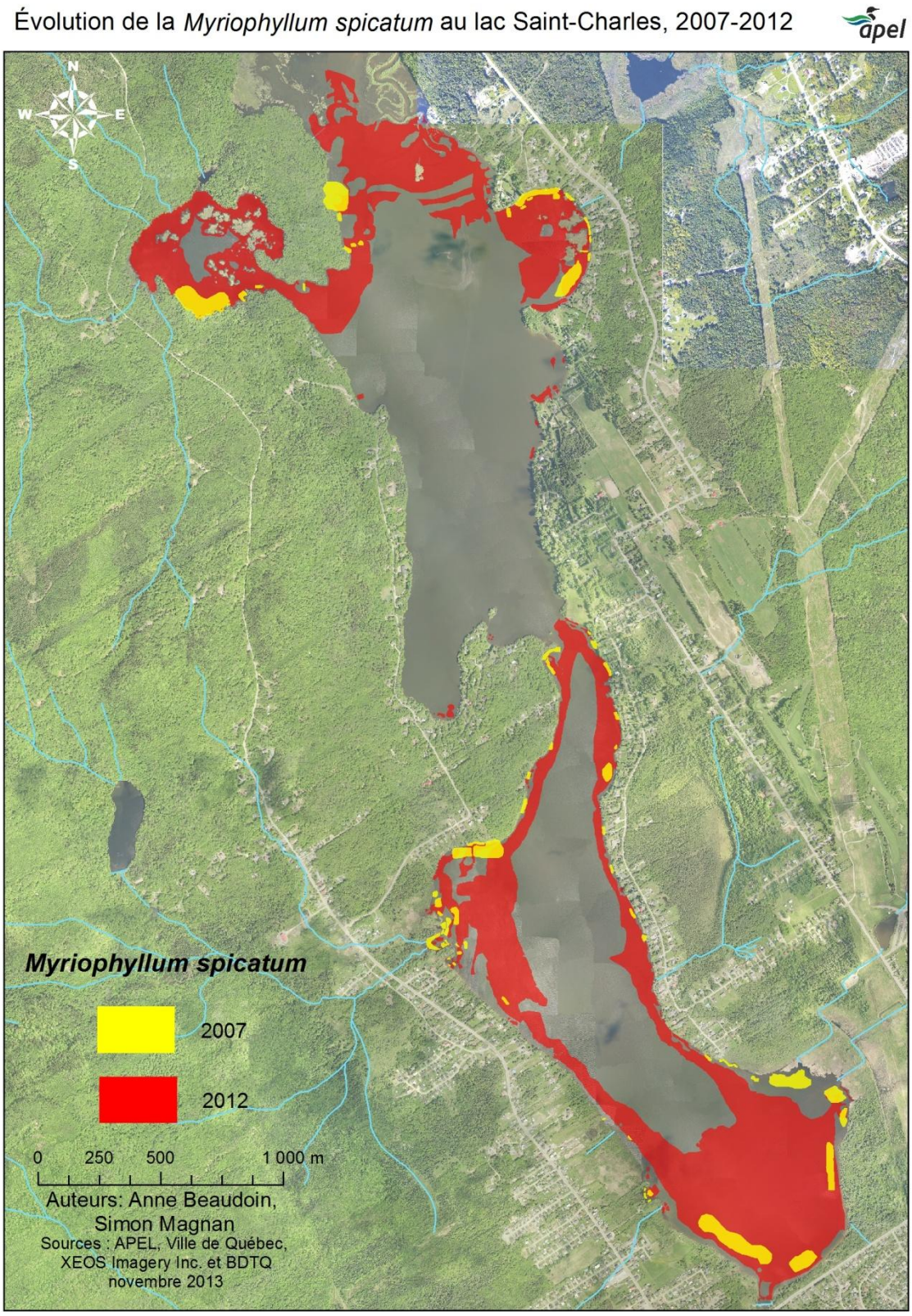


Figure 10: Évolution de *Myriophyllum spicatum* au lac Saint-Charles 2007-2012.

3.2.1 Le bassin nord

Dans le bassin nord, il est possible de distinguer cinq zones : la baie Charles-Talbot, les marais du Nord, la baie Beaulieu, le secteur Beau-Site et le reste du bassin nord (rives est et ouest et baie de l'Écho).

Les zones identifiées comme la baie Charles-Talbot, les marais du Nord et la baie Beaulieu sont eutrophes. Ces zones sont caractérisées par une assez faible profondeur propice à la prolifération de macrophytes. Aussi, le substrat est très vaseux. Une abondance d'*Elodea canadensis* est observée dans le premier mètre. *Potamogeton robbinsii* et *Potamogeton amplifolius* (caractéristique des eaux eutrophes) viennent ensuite densifier les profondeurs subséquentes (jusqu'à 3 m de profondeur), formant un peuplement de type « champ submergé ». Dans certaines zones, des peuplements aquatiques forment des herbiers bistratifiés quasi-émergents ou des champs de macrophytes (*Pontederia cordata* et *Sparganium eurycarpum*), dont la croissance est favorisée par une eutrophisation élevée du milieu. Dans la baie Charles-Talbot, on note également des regroupements flottants subaquatiques d'*Utricularia vulgaris* (plante tolérante à tous les niveaux d'eutrophisation avec une préférence pour les milieux mésotrophes et eutrophes). De plus, dans les baies Charles-Talbot et Beaulieu, on note la présence de la *Brasenia schreberi*, caractéristique des zones eutrophes (Figure 11; et Figures 15, 16, 19 et 20 en Annexes).



Figure 11 : (1) Baie Charles-Talbot, (2) marais du Nord et (3) baie Beaulieu en août 2012 (Crédit : Sandra Gonzalez).

La distribution des macrophytes est très variable d'un secteur à l'autre, notamment dans l'anse aux Quatre Dames. On constate parfois la formation de prairies homogènes et la présence de forêts en bosquets ou en touffes. Cette zone peut donc être considérée comme mésotrophe.

Outre les secteurs nommés précédemment, les petites zones à plus faible pente du bassin nord sont très peu végétalisées. Il en est de même pour le littoral ayant une pente très importante. La surface potentiellement colonisable pour les secteurs à forte pente est d'ailleurs faible; même eutrophisé, le littoral serait peu végétalisé.

3.2.2 Le bassin sud

Le bassin sud est très végétalisé : 55 % de sa surface est recouverte de macrophytes. En ce qui a trait à leur répartition, six zones peuvent être distinguées : la zone pélagique, les marais du Sud,

la zone sud-ouest (près du barrage), la zone nord-est, le littoral ouest et est, ainsi que la baie nord-ouest.

La zone pélagique du bassin sud (Tableaux 10 à 13 et Figures 35 et 36) est caractérisée par un grand herbier de *Myriophyllum spicatum.* Bien que parfois clairsemé, cet herbier est préoccupant de par son étendue. *Myriophyllum spicatum* préfère les zones eutrophes et ne supporte pas les eaux oligotrophes. Depuis *l'Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), *Myriophyllum spicatum* a poursuivi sa prolifération de manière fulgurante. En effet, son invasion et son étendue s'avèrent de plus en plus problématiques dans le bassin sud du lac Saint-Charles[4].

Les marais du Sud sont bordés par des champs de macrophytes submergés composés (selon l'herbier) de *Potamogeton amplifolius, de Potamogeton ephyhydrus*, d'*Utricularia vulgaris*, de macrophytes émergents (*Pontederia cordata* et *Sparganium eurycarpum*) et par des peuplements de couverture flottante (*Sparganium fluctuans*, *Brasenia schreberi* et *Nuphar variegatum*). *Myriophyllum spicatum* y prospère également, et c'est l'un des seuls endroits du lac où des fleurs ont été observées. Cette zone peut donc être considérée comme eutrophe (Tableaux 10 à 12 et Figures 12, 35 et 36 en Annexes).



Figure 12 : (1) Herbiers denses en marge des marais du Sud; (2) fleurs de *Myriophyllum spicatum* en marge des marais du Sud et (3) herbiers denses dans la baie nord-ouest du bassin sud en août 2012 (Crédit : Sandra Gonzlez).

Le sud-ouest du bassin sud du lac Saint-Charles, juste en amont du barrage, peut être considéré comme une zone méso-eutrophe. La majorité de la superficie est occupée par *Myriophyllum spicatum*, mais *Potamogeton amplifolius* peuple aussi une partie importante du littoral en marge de *Potamogeton robbinsii*. Cette zone n'est pas encore considérée comme une véritable zone eutrophe, car on note une segmentation partielle de chacun des herbiers longeant successivement le littoral en fonction de la profondeur d'eau. Ces herbiers sont assez variables, alternant entre bandes végétalisées, à bosquets et à champs de macrophytes submergés.

Il en est de même de la zone nord-est du lac. Ce n'est que l'aspect clairsemé de *Myriophyllum spicatum* qui permet de classer cette zone en mésotrophie avancée.

[4] Note : Lors du suivi des cyanobactéries du lac Saint-Charles du 9 octobre 2012, l'absence de vent et de ridules nous a permis de constater que depuis fin août, les herbiers s'étaient densifiés, passant d'une densité C à B, voire A à certains endroits.

La baie au nord-ouest du bassin sud est également très riche en macrophytes caractéristiques des zones eutrophes. *Elodea canadensis, Brasenia schreberi et Myriophyllum spicatum* sont en effet abondants sous forme d'herbiers bistratifiés et en champ submergé.

Le littoral ouest du lac est recouvert de gazon, de bosquets, de touffes et de formation de prairies hétérogènes. Il en est de même du littoral est du bassin, où la distribution varie énormément. On y constate des populations de macrophytes (*Pontederia cordata* et *Potamogeton filiformis*, notamment) hétérogènes, clairsemées, en bosquets ou en prairies hétérogènes.

Ces zones mésotrophes recensées sont toutefois à considérer avec prudence. L'état mésotrophe de certaines zones évolue progressivement vers l'état eutrophe. En effet, certains segments fractionnés ou clairsemés sont à la limite de cette eutrophie, si l'on se fie à la composition des herbiers dominés par *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton amplifolius* et *Vallisneria americana.* On trouve cette dernière espèce principalement dans les eaux mésotrophes et on constate que pour l'instant, elle réussit à y maintenir la compétition avec les autres espèces au fort potentiel envahissant.

4 Conclusions et recommandations

4.1 Conclusions

En 2007, dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), il a été conclu que :

- les herbiers aquatiques (43 espèces) couvraient 5 % de la superficie totale du lac;
- le bassin sud représentait un lieu de colonisation idéal pour *Myriophyllum spicatum*;
- *Myriophyllum spicatum* occupait principalement la zone des Marais du Sud et s'étendait jusqu'au barrage de la décharge;
- *Myriophyllum spicatum* n'était pas encore une espèce dominante, mais qu'elle pourrait le devenir rapidement.

Il est également à noter qu'aucune espèce n'avait été identifiée comme dominante dans le bassin nord dans le cadre de cette étude (APEL, 2009).

Or, plusieurs changements marquants ont été observés en 2012 :

- une diminution marquée des espèces, passant de 43 à 28;
- une augmentation significative de la superficie totale du lac couverte par les herbiers aquatiques : couverture de 5 % (2007) à 44,6 % (2012) par les herbiers aquatiques, dont 55 % du bassin sud et 35,8 % du bassin nord[5];
- *Myriophyllum spicatum*, espèce invasive, est devenue l'espèce dominante dans le bassin sud;
- la prolifération rapide d'*Elodea canadensis* menace (notamment dans le bassin nord) les autres espèces végétales aquatiques, d'autant plus qu'elle fait également varier le pH de l'eau;
- une augmentation de la densité des macrophytes;
- une domination plus marquée de quelques espèces (une dominance aussi marquée n'avait pas encore été observée en 2007) :
    - Espèces dominantes des herbiers submergés : *Myriophyllum spicatum, Elodea canadensis, Potamogeton amplifolius, Potamogeton robbinsii* et *Potamogeton filiformis*;
    - Espèces dominantes des herbiers flottants : *Brasenia schreberi* et *Nuphar variegatum*;
    - Espèces dominantes des herbiers flottants : *Sparganium eurycarpum* et *Pontederia cordata.*

[5] Bien que certaines différences peuvent être attribuables à l'aspect subjectif de ce type d'inventaire, l'augmentation de la superficie occupée par les herbiers aquatiques depuis 2007 est importante. Il est également à noter qu'en 2007, une partie des Marais du Nord n'avait pas été inspectée.

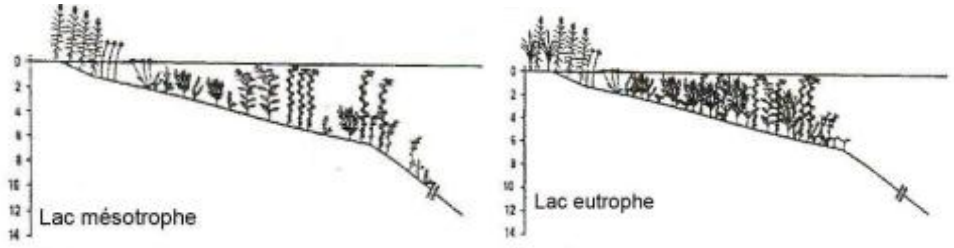
Considérant les changements observés depuis 2007, il est possible de conclure que :

- le taux d'envahissement de *Myriophyllum spicatum*, espèce invasive, menace la flore aquatique du lac;
- le taux d'envahissement d'*Elodea canadensis* est également menaçant pour les autres espèces végétales aquatiques;
- la présence de nombreux herbiers aquatiques de forte densité[6] pourrait contribuer à accélérer l'eutrophisation à moyen ou long terme;
- les populations de *Myriophyllum spicatum* de fortes densités couvrent une très grande superficie du bassin sud (presque 40 % de la superficie du bassin sud). Cette espèce possède une forte capacité à s'accaparer presque entièrement des surfaces disponibles dans les zones littorales du lac. En créant de l'ombre, elle empêche les autres plantes indigènes de se reproduire, limitant ainsi la croissance d'autres espèces. Même les plantes émergentes ont beaucoup de difficultés à rivaliser avec le myriophylle.

Les résultats de l'inventaire des herbiers aquatiques permettent également de faire quelques constats quant à l'état trophique du lac Saint-Charles :

- le bassin nord tend vers un niveau eutrophe dans sa portion nord (zone de faible profondeur : baie Charles-Talbot, marais du Nord et baie Beaulieu);
- le niveau d'eutrophisation équivalent moyen du reste du littoral du bassin nord est mésotrophe;
- le bassin sud (ses portions sud et nord) tend vers un niveau eutrophe;
- les littoraux est et ouest du bassin sud seraient plutôt mésotrophes;
- dans l'ensemble, le lac Saint-Charles est considéré comme un lac méso-eutrophe.

Conclusion en bref : Mélange de zones mésotrophes et de zones eutrophes, le lac Saint-Charles est véritablement méso-eutrophe et compte une problématique sérieuse d'envahissement par *Elodea canadensis* et de façon plus grave par *Myriophyllum spicatum*.



Schémas représentatifs de la végétation du lac Saint-Charles en 2012.

[6] Les zones problématiques ont été relevées sur le lac Saint-Charles.

4.2 Recommandations

Les problèmes d'eutrophisation et d'invasion de *Myriophyllum spicatum* et d'*Elodea canadensis* ne pourront être atténués qu'en mettant en œuvre l'ensemble des recommandations contenues dans ce rapport. En ce qui a trait au chapitre sur les herbiers aquatiques, les recommandations sont de :

- diminuer les apports de phosphore et d'azote;
- rétablir la bande riveraine dans l'ensemble du bassin versant;
- s'assurer du bon fonctionnement des installations septiques dans l'ensemble du bassin versant et d'évaluer la possibilité de les raccorder à l'égout municipal;
- restreindre la circulation notamment des bateaux ayant un moteur à hélices dans les zones de *Myriophyllum spicatum* et d'*Elodea canadensis;*
- réaliser une étude sur les possibilités de lutter contre la propagation de *Myriophyllum spicatum*.

Il est important de noter que la propagation de *Myriophyllum spicatum* au lac Saint-Charles est alarmante. En raison de la rapidité de développement, une attention particulière devra être portée aux populations de *Myriophyllum spicatum*.

Références

Articles scientifiques et documentation

APEL. (2009) « Rapport final - Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles - Section 3 - Diagnose du lac Saint-Charles ». *Association pour la Protection de l'Environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord*. Québec, 44 pages.

APEL (2009) « Rapport final - Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles - Section 9 - Conclusions et recommandations », *Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord*. Québec, 8 pages.

APEL. (2012) « Rapport d'étape sur le suivi des cyanobactéries et de l'état trophique du lac Saint- Charles en 2011 », *Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord*. Québec, 142 pages.

CLEMENT, Vincent. (2005) « Programme d'évaluation et de surveillance du lac des Écorces », *Biofila consultants en environnement*. Barkmere, 53 pages

DESROSIERS, Guillaume et Sylvie LEGENDRE. (2011) « Protocole de fabrication d'un aquascope maison », *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs; Direction du suivi de l'état de l'environnement; Conseil régional des Laurentides.* Québec, 8 pages

FLEURBEC. (1987) « Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières ». *Guide d'identifications Fleurbec.* 400 pages

FRASER, Marie-Hélène. (2009) « Étude des herbiers aquatiques du lac Brome », *Biofila consultants en environnement*. Laval, 74 pages.

HADE, A. (2002) « Nos Lacs, les connaître pour mieux les protéger ». *Fides*, 359 pages.

PELTRE M.C., MULLER S., OLLIVIER M., DUTARTRE A., BARBE J., HAURY J., TREMOLIÈRES M., (2001) « Les Proliférations végétales aquatiques en France : Caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. I. Bilan d'une synthèse bibliographique », *Bull.Fr. Pêche Piscic. (2002) 365/366 : 234-258*

PELTRE M.C, DUTARTRE A., BARBE J., HAURY J., MULLER S., OLLIVER M. (2002) « Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. II. Impacts sur les écosystèmes et intérêt pour le contrôle des proliférations », *Bull. Fr. Pêche Piscic. (2002) 365/366 : 259-280*

SETRA (2011) « Note d'information : L'impact des fondants routiers sur l'environnement. État des connaissances et pistes d'actions ». *Ministère de l'Ecologie, du Developpement Durable et de l'Energie*. 25 pages.

THIEBAUT G., ROLLAND T., ROBACH F., TREMOLIERES M., MULLER S. (1997) « Quelques conséquences de l'introduction de deux espèces de macrophytes, *Elodea canadensis* Michaux et *Elodea nuttallini* St. John, dans les écosystèmes aquatiques continentaux : exemple de la plaine d'Alsace et des Vosges du Nord (Nord-Est de la France) », *ONEMA*. 12 pages.

Sites Internet

Aquaportail, Aquariophilie pour aquarium eau douce, eau de mer. [Consulté en Août 2012]. http://www.aquaportail.com/

AquaBase, La base de données collaborative en Aquariophilie. [Consulté en Août 2012]. http://www.aquabase.org/

Conseil Régional de l'Environnement des Laurentides 2007 - Les plantes aquatiques. [Consulté en Août 2012]. http://www.creddsaglac.com/upload/fiche_plantes.pdf

Données d'observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et de la flore subaquatiques (données sur les Characées). [Consulté en Août 2012]. http://doris.ffessm.fr/fiche2.asp?fiche_numero=2948

Environnement Canada, Le Myriophylle à épi, Myriophyllum spicatum. [Consulté en Août 2012]. http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=C902C3DD-1

Institut National de la Recherche agronomique (France). [Consulté en Août 2012]. http://www.inra.fr/dpenv/barroc48.htm

Larousse. [Consulté en Août 2012]. http://www.larousse.fr

United States Department of Agriculture, Natural Ressources Conservation Services. Plants Database. [Consulté en Août 2012]. http://plants.usda.gov/java/

Annexes

Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques

433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4

Téléphone : (418) 849-9844
Courriel :
information@apel-maraisdunord.org

Fiche de caractérisation des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles

Observateur (2 personnes) :

N° identification :

Coordonnées GPS :

Secteur du Lac :

- Début zone homogène :
- Fin zone homogène :

Date : / / 2012 Heure : h

Météo : ☐ Soleil ☐ Ciel variable ☐ Nuageux

Mesures Physico-chimiques du site

Surface de la zone colonisée (m²) :

Nature des abords du littoral : (connexion avec études bandes riveraines)

Nature du substrat (si possible à déterminer) : ☐ Fin ☐ Sable ☐ Gravier ☐ Galets & pierres

Profondeur d'eau : mètres

Agitation : ☐ Nulle ☐ Faible ☐ Fort ☐ Intense

Érosion de la rive : ☐ Nulle ☐ Faible ☐ Fort ☐ Intense

pH :

Température de l'eau :

Turbidité (NTU) :

Température extérieure :

Ombrage surface par ligneux (soleil au zénith) :

☐ 0 % ☐ 0 à 25 % ☐ 25 à 50 % ☐ 50 à 75 % ☐ 75 à 100 %

Présence de déchets anthropiques?

Inventaires floristiques

Recouvrement herbacé de la surface :

Espèces présentes	% de recouvrement	Type *	Commentaires (stade de développement…)

= 100 %

Forme de l'herbier : ☐ ronde ☐ triangle ☐ carré/rectangle ☐ patatoïde ☐ complexe

Densité de la surface colonisée :

☐ A ☐ B ☐ C

Observations diverses / commentaires / états de conservation / menaces :

N˚ Photos =

Bilan des caractéristiques écologiques des espèces présentes en 2007 et en 2012 au lac Saint-Charles

ESPÈCES / CARACTÉRISTIQUES	Catégorie	Niveau trophique	Tolérance au degré d'eutrophisation	pH	Ratio C/N	Besoin en Nitrate	Besoin en Phosphore	Température	Profondeur	Envahissante?	Présence en 2007	Présence en 2012
**Bidens beckii*	HyF	M*/E	+						1 à 3 m		√	X
Brasenia schreberi	F	M/E*	+++	5,5 à 7					1 - 2 m	++	√	√
**Calla palustris*	He	O*/M		5 à 8		MO+			+	+	√	X
Callitriche palustris	HyF			6 à 8				10 à 24 °C			√	X
Eleocharis palustris	He	O/M		4 à 8	+++			> -39°C	< 0,50 m	++	√	√
Elodea canadensis	Hy	O/M/E	+++	4,8 à 9	+++		P-	-39 °C <x<20 °C	0,3 - 3 m	++++	√	√
**Eriocaulon septangulare*	Hy	O/M	++	6,5 à 8		MO -		-39 °C <x<20 °C	< 1 m	-	√	X
**Fontinalis antipyretica*	He			5 à 8				15 à 18 °C			√	X
Lobelia dortmanna	Hy	O/M		5,5 à 8		MO+		15-18 °C				√
**Myriophyllum alterniflorum*	Hy			5 à 7		MO+		< -20 °C			√	X
**Myriophyllum exalbescens*	Hy										√	X
Myriophyllum spicatum	Hy	M/E*	+++	5,4 à 11		MO^{+++}		-39 °C <x<20 °C	0,5-10 m	++++	√	√
**Myriophyllum tenellum*	Hy										√	X
Najas flexilis	Hy										√	√

Nuphar variegatum	HyF	O/M/E	+++	9			P-		0,5 m	+	√	√
**Nymphaea odorata*	HyF	O/M/E	+++						0,50 - 1,10 m	+++	√	X
Pontederia cordata	He	M/E*	+++	4,9 à 8,7			P^{+++}	> -20°C	0,1 - 1,25 m	++	√	√
Potamogeton amplifolius	HyF	E		5,5 à 7					2-4 m	+++	√	√
Potamogeton epihydrus	HyF	O*/M/E	++	5,4 à 7	++	MO -		> -36°C	0,5 - 1,5 m	+++	X	√
Potamogeton filiformis	Hy							< -20 °C			X	√
Potamogeton foliosus	Hy										√	√
Potamogeton pusillus	Hy	O/M/E							< 1 m	+++	√	√
Potamogeton robbinsii	Hy	O/M		5,8 à 7	++			> -39°C	< 0,70 m	+++	√	√
Sagittaria graminea	He	O	++	< 7			P^{+++}	15 - 25 °C	< 0,50 m		√	√
Sagittaria latifolia	He	M/E		4 à 8			P^{+++}		< 0,6 m	+++	√	√
Sagittaria rigida	He			≈7		MO+			0,3 à 0,5 m	-	√	√
Sparganium eurycarpum	He	O/M*/E		4,8 à 7	+++		P^{+++}	> -36°C	0,3 - 0,8 m	+	√	√
Sparganium fluctuans	HyF	M/E		< 7				> -36°C	0,5 - 2 m	++	√	√
Utricularia vulgaris	HyFl	O/M*/E*	++	/		consommation de zooplancton			/	-	√	√
Vallisneria americana	Hy	M*/E		6-9	+			18-28 °C	1-7 m		√	√
Algues du genre *Chara*	Hy	O*/M	-	> 7					+		√	√

Algues du genre *Nitella*	Hy	O/M		7 à 8				<25 °C			√	X

Légende				
Catégorie :	He : Hélophyte	Hy : Hydrophyte	Fl : Flottante	HyF : Hydrophyte et flottante
Niveau trophique :	O : Oligotrophe	M : Mésotrophe	E : Eutrophe	* : préférence
Tolérance au degré d'eutrophisation :	- : nulle	+ : faible	++ : moyen	+++ : forte
Ratio C/N :	++ : Moyen			+++ : haut
Besoin en Nitrate :	MO- : Milieu pauvre en Matière Organique			MO+ : Milieu riche en Matière Organique
Besoin en Phosphore :	P^{+++} : Milieu riche en Phosphate			P- : faible tolérance au phosphate
Transparence du milieu :	+++ : très claire	++ : claire		- : trouble
Profondeur optimale :	+ : peu profonde	++ : assez profonde		+++ : profonde
Envahissante?	- : isolé ou en colonie	+ : petites colonies, codominance avec d'autres espèces	++ : colonie dense et étendues	+++ : grand pouvoir d'envahissement

*Espèces disparues

Fiche d'information sur *Myriophyllum spicatum*

Biologie de *Myriophyllum spicatum*

Cette plante aquatique invasive provient de l'Europe, de l'Asie et du nord de l'Afrique. Elle a été introduite en Amérique du Nord dans les années 1940. Depuis, elle est devenue l'une des plantes invasives les plus répandues en Amérique du Nord. Sa présence dans plusieurs provinces canadiennes (Ontario, Québec et Colombie-Britannique) et dans plus de 45 états des États-Unis démontre sa grande capacité d'adaptation et la rapidité avec laquelle cette plante peut se propager d'un plan d'eau à un autre.

Survivant à l'hiver, le myriophylle s'adapte à une grande variété de conditions environnementales, se développant en eaux calmes ou agitées, claires ou troubles, acides ou basiques. Cette herbe aquatique peut aussi tolérer de faibles concentrations de sel dans l'eau.

Dès le printemps, lorsque la température atteint 15 °C, le Myriophylle à épis débute sa croissance et peut atteindre la surface de l'eau en à peine trois semaines. Il reçoit alors toute la lumière disponible au détriment des autres plantes.

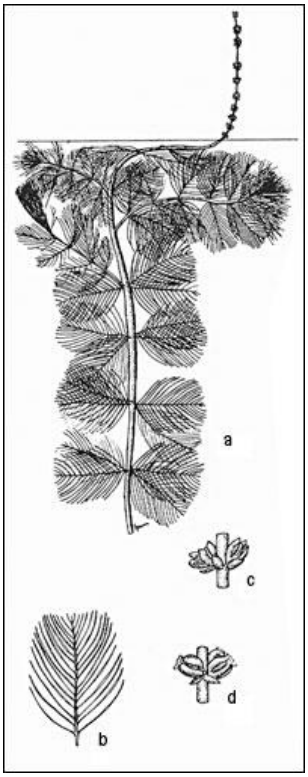


Figure 13 : Dessin de *Myriophyllum spicatum* (Crow & Hellquist, 2000).

Cette plante peut se reproduire de façon sexuée (par la dispersion de graines), mais elle se multiplie principalement par reproduction asexuée (reproduction végétative par fragmentation des tiges, par exemple).

La nature compétitive et dominante de myriophylle facilite sa progression dans les milieux aquatiques.

Les impacts des espèces invasives; exemple de *Myriophyllum spicatum*

Les peuplements de myriophylle peuvent devenir si denses que cela engendre de graves conséquences sur les espèces aquatiques locales et sur l'équilibre écologique du lac. La biodiversité est alors impactée et décroît sérieusement. Le milieu s'appauvrit tant en espèces végétales qu'en espèces animales, qui sont liées les unes aux autres.

Il est également important de signaler que plusieurs paramètres physiques et chimiques du milieu peuvent être modifiés par la présence de *Myriophyllum spicatum* : le taux de lumière pénétrant dans le lac, la circulation de l'eau et des sédiments, l'acidité de l'eau, la température, ainsi que la concentration en oxygène et en phosphore. Rappelons également que l'invasion et la prolifération d'une espèce augmentent la biomasse totale des plantes aquatiques, ce qui enrichit inévitablement le lac en matière organique.

Cartographie descriptive des herbiers aquatiques

Les herbiers aquatiques ont été cartographiés sur un plan d'ensemble du lac Saint-Charles. La carte a ensuite été divisée en onze secteurs afin de rendre la lecture plus facile, étant donné que certains herbiers sont de taille relativement petite. La figure 13 présente le découpage et la numérotation des onze secteurs.

Les tableaux 6 à 13 décrivent le pourcentage de recouvrement de chaque herbier identifié. Les numéros associés aux herbiers de composition similaire sont repris dans les cartes localisant les herbiers aquatiques (figures paires de 14 à 34).

Les cartes aux figures impaires de 15 à 35 illustrent la répartition et l'étendue des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles. Le code de couleur réfère à l'espèce dominante de l'herbier. La figure 13 illustre la légende valide pour toutes ces figures.

Tableau 6 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 1 à 17).

Nom latin	Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Brasenia schreberi	p	p				p									20	95	
Carex sp.																	
Chara sp																	
Eleocharis palustris																	
Elodea canadensis	5	85	10	25	70	85	40	40	p		5		5	2,5		p	5
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum					20						90	5					
Lobelia dortmanna									50		p		40		10		
Myriophyllum spicatum		5	10	5		5	10	10	p		p				p	p	
Naïas souple																	
Pontederia cordata																	
Potamogeton amplifolius			80				40	10									5
Potamogeton epihydrus																	
Potamogeton filiformis					2,5				50				55	95	p		
Potamogeton foliosus		p				p											
Potamogeton pusillus									p						20		
Potamogeton robbinsii	p	5			2,5	5	10	40			p		p		10	p	90
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum										100							
Sparganium fluctuans												95					
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida																	
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia																	
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris	5	5				5							p	2,5	20	p	
Vallinisneria americana	90	p		70	5	p					5					5	

Tableau 7 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 18 à 34).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																	
	18	**19**	**20**	**21**	**22**	**23**	**24**	**25**	**26**	**27**	**28**	**29**	**30**	**31**	**32**	**33**	**34**
Brasenia schreberi			p	100	p		95		100				70		p	50	
Carex sp.																	
Chara sp												p					
Eleocharis palustris																	
Elodea canadensis			1			p	2,5	p		40	20	15	10		p	p	p
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum	100																
Lobelia dortmanna			1			20				15	20	15		50			
Myriophyllum spicatum			1				2,5			10	20	p	10				
Naïas souple						20		p			20	15					
Pontederia cordata		100															
Potamogeton amplifolius										40							
Potamogeton epihydrus																	
Potamogeton filiformis			94			40						15		25			
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus												40			70	15	p
Potamogeton robbinsii			1			20		100			20		10			5	
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum														25			
Sparganium fluctuans					100												
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida																	
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia																	
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris			1													5	
Vallinisneria americana			1							15					30	35	100

Tableau 8 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 35 à 51).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																
	35	**36**	**37**	**38**	**39**	**40**	**41**	**42**	**43**	**44**	**45**	**46**	**47**	**48**	**49**	**50**	**51**
Brasenia schreberi	60					70				5	95						97
Carex sp.																	
Chara sp																15	
Eleocharis palustris																	
Elodea canadensis									94	2,5			2,5		10	15	p
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum										2,5							
Lobelia dortmanna	p	100	p			5									70	15	
Myriophyllum spicatum	p					5			1							15	p
Naïas souple					10	2,5											
Pontederia cordata				100		2,5	50							100			
Potamogeton amplifolius									1								
Potamogeton epihydrus													85				
Potamogeton filiformis		p			70	2,5			1		1		10			10	
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus																	
Potamogeton robbinsii					20	2,5			1						20	15	
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum			100				50					100					
Sparganium fluctuans						10		100		85	3		1				3
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida																	
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia																	
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris									1	2,5	1		2,5			15	
Vallinisneria americana	40								1	2,5							

Tableau 9 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 52 à 68).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																	
	52	**53**	**54**	**55**	**56**	**57**	**58**	**59**	**60**	**61**	**62**	**63**	**64**	**65**	**66**	**67**	**68**
Brasenia schreberi				5			5				50						
Carex sp.																	
Chara sp							30				7					30	
Eleocharis palustris										50							
Elodea canadensis	60		10				p				1	15	p	10	2,5		25
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum				95													
Lobelia dortmanna													p	20	30	10	
Myriophyllum spicatum	p		90			3	20				1	15			2,5		20
Naïas souple														30	5	30	
Pontederia cordata		5			100				2								
Potamogeton amplifolius	p						p										25
Potamogeton epihydrus						p									p		
Potamogeton filiformis						p	30	100		50	40		5	60		30	
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus						p										p	
Potamogeton robbinsii	40		p			p	p				1						25
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum		95							98						50		
Sparganium fluctuans																	
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida																	
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia																	
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris						97	20										
Vallinisneria americana												70	95				5

Tableau 10 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 69 à 85).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																	
	69	**70**	**71**	**72**	**73**	**74**	**75**	**76**	**77**	**78**	**79**	**80**	**81**	**82**	**83**	**84**	**85**
Brasenia schreberi		50															
Carex sp.							50										80
Chara sp				50						30							
Eleocharis palustris																	2
Elodea canadensis	60	p	10		p			10	30	20	25		p		p	10	
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum		20															
Lobelia dortmanna				5	25					30		10				60	
Myriophyllum spicatum	20	30	70						30	20	25		20	100			
Naïas souple	10				20	90		10				30				30	
Pontederia cordata																	
Potamogeton amplifolius			15						10	p	25				100		
Potamogeton epihydrus				20				30	p								
Potamogeton filiformis					30	10						50				20	10
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus				15	25			10				10					
Potamogeton robbinsii				5				30	p								
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum																	10
Sparganium fluctuans																	
Sagittaria latifolia							50										
Sagittaria rigida																	
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia																	
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris																	
Vallinisneria americana	10		15	5					30	p	25		80		p		

Tableau 11 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 86 à 102).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																	
	86	**87**	**88**	**89**	**90**	**91**	**92**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**98**	**99**	**100**	**101**	**102**
Brasenia schreberi			5	100			5						p				
Carex sp.																	
Chara sp																	
Eleocharis palustris	p												25			100	
Elodea canadensis							10	15	20	5		p					
Glyceria melicaria	5																
Nuphar variegatum			75												100		
Lobelia dortmanna														10			
Myriophyllum spicatum								80	p		p						
Naïas souple			20				5			20		10					
Pontederia cordata		p			100									10			95
Potamogeton amplifolius											60						
Potamogeton epihydrus							40										
Potamogeton filiformis	5	15								50		90	10	15			
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus									20								
Potamogeton robbinsii				p			10	5	60	5							
Equisetum variegatum																p	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum	20	80											40	65			
Sparganium fluctuans			p			100											
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida													25				5
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia	70	5															
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris			p				40										
Vallinisneria americana										20	40						

Tableau 12 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 103 à 119).

Pourcentage de recouvrement par herbier identifié																	
	103	**104**	**105**	**106**	**107**	**108**	**109**	**110**	**111**	**112**	**113**	**114**	**115**	**116**	**117**	**118**	**119**
Brasenia schreberi		100		p				p						1	100		
Carex sp.																	
Chara sp																	
Eleocharis palustris	5											100					
Elodea canadensis				5		50	p	p	2,5	50	5			25	p		
Glyceria melicaria																	
Nuphar variegatum											95						
Lobelia dortmanna									60								
Myriophyllum spicatum		p			100	50		p	p	5				25	p		
Naïas souple							95		5					17			
Pontederia cordata												p				100	
Potamogeton amplifolius				p				p		20							
Potamogeton epihydrus																	70
Potamogeton filiformis							5		27,5								
Potamogeton foliosus																	
Potamogeton pusillus									2,5					17			30
Potamogeton robbinsii								96	2,5	25				17			
Equisetum variegatum																	
Equisetum pratense																	
Sparganium eurycarpum	p												100				
Sparganium fluctuans															p		
Sagittaria latifolia																	
Sagittaria rigida	95																
Sagittaria graminea																	
Typha angustifolia			100														
Typha sp.																	
Utricularia vulgaris																	
Vallinisneria americana				95	p												

Tableau 13 : Relevés des herbiers aquatiques au lac Saint-Charles en 2012 (herbiers 120 à 125).

	120	121	122	123	124	125
Brasenia schreberi		17				p
Carex sp.						
Chara sp						
Eleocharis palustris						
Elodea canadensis	35	17		15		5
Glyceria melicaria						
Nuphar variegatum						
Lobelia dortmanna			p	15		
Myriophyllum spicatum	30	17			50	5
Naïas souple				50		10
Pontederia cordata						
Potamogeton amplifolius	35				50	
Potamogeton epihydrus						70
Potamogeton filiformis				10		
Potamogeton foliosus						
Potamogeton pusillus				20		
Potamogeton robbinsii						
Equisetum variegatum						
Equisetum pratense			33			
Sparganium eurycarpum						
Sparganium fluctuans		50				
Sagittaria latifolia						
Sagittaria rigida						
Sagittaria graminea			33			
Typha angustifolia						
Typha sp.			33			
Utricularia vulgaris						
Vallinisneria americana						p

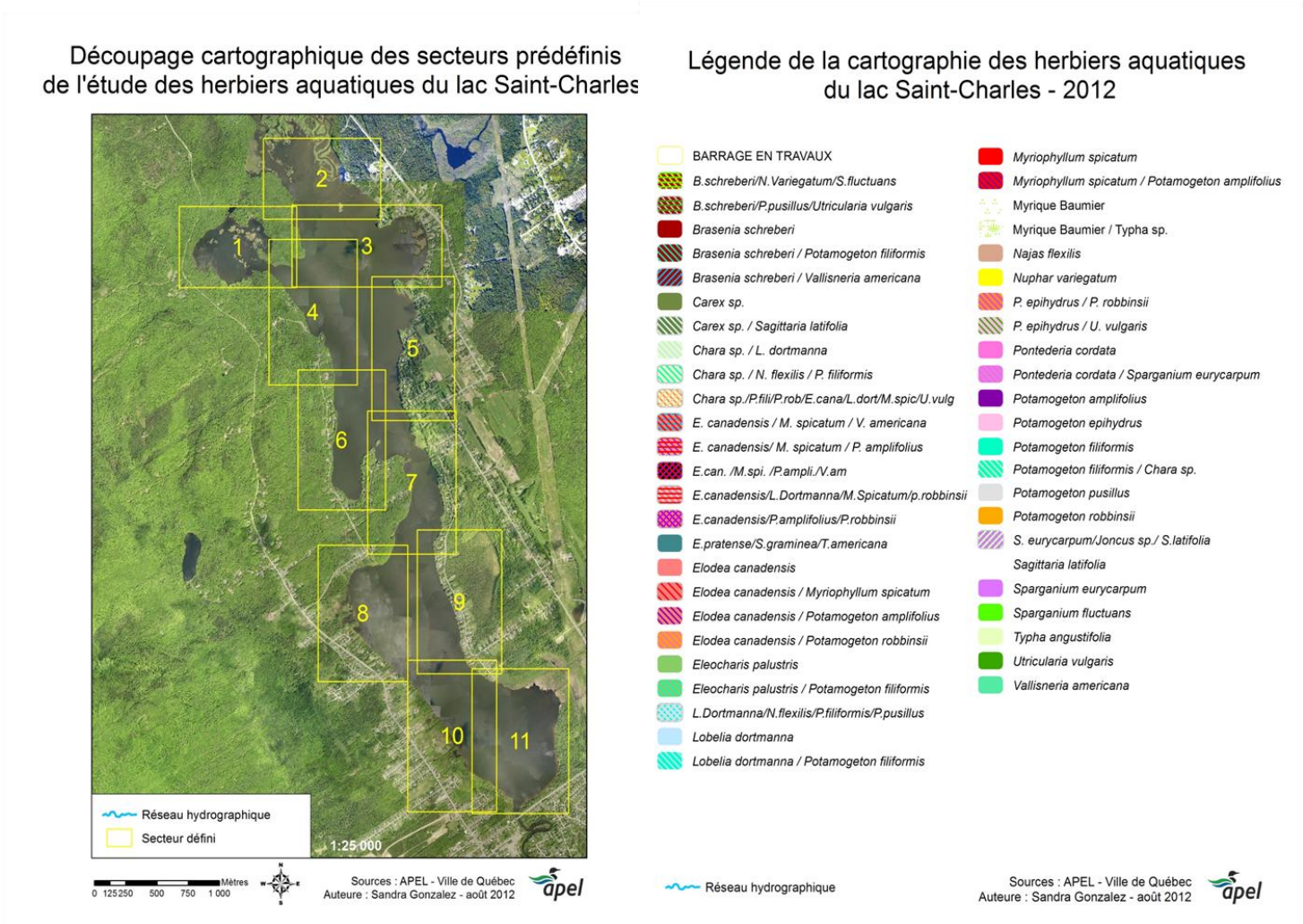


Figure 14 : (1) Découpage cartographique des secteurs prédéfinis de l'étude des herbiers aquatiques du lac Saint-Charles et (2) légende de la cartographie des herbiers aquatiques (2012).

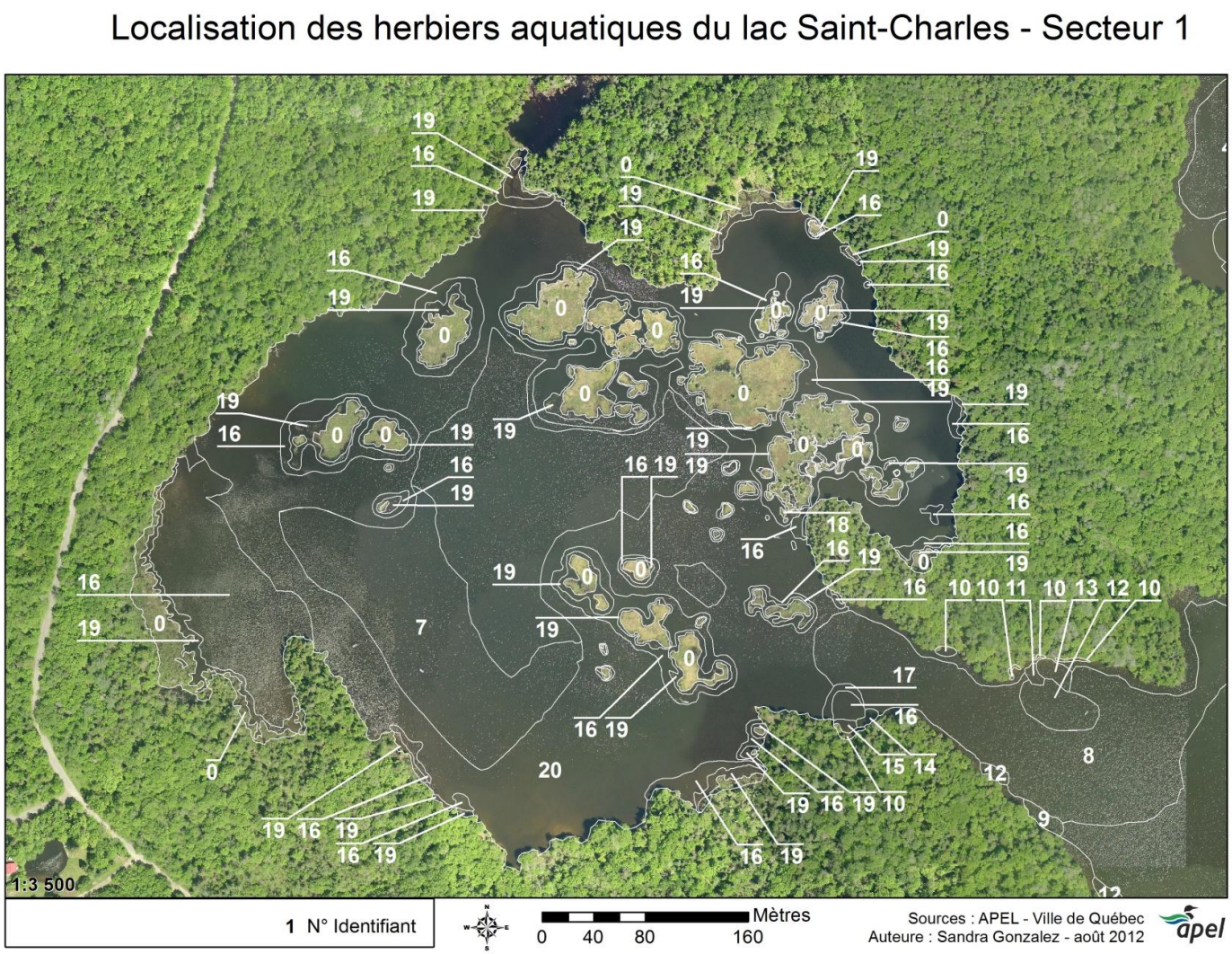


Figure 15 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 1 (baie Charles-Talbot) en 2012 (voir tableaux 6 et 7 pour la composition détaillée des herbiers).

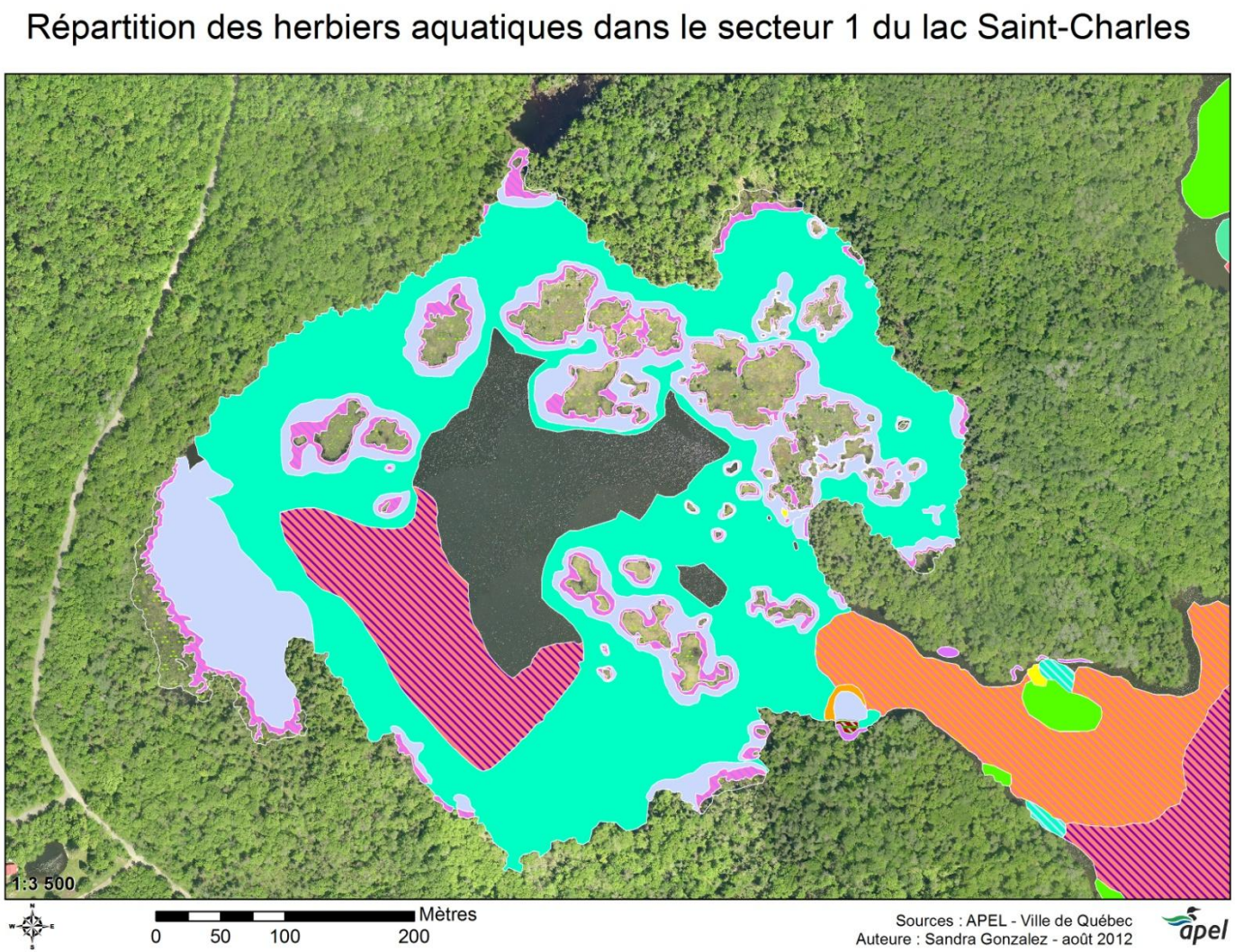


Figure 16 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 1 (baie Charles-Talbot) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

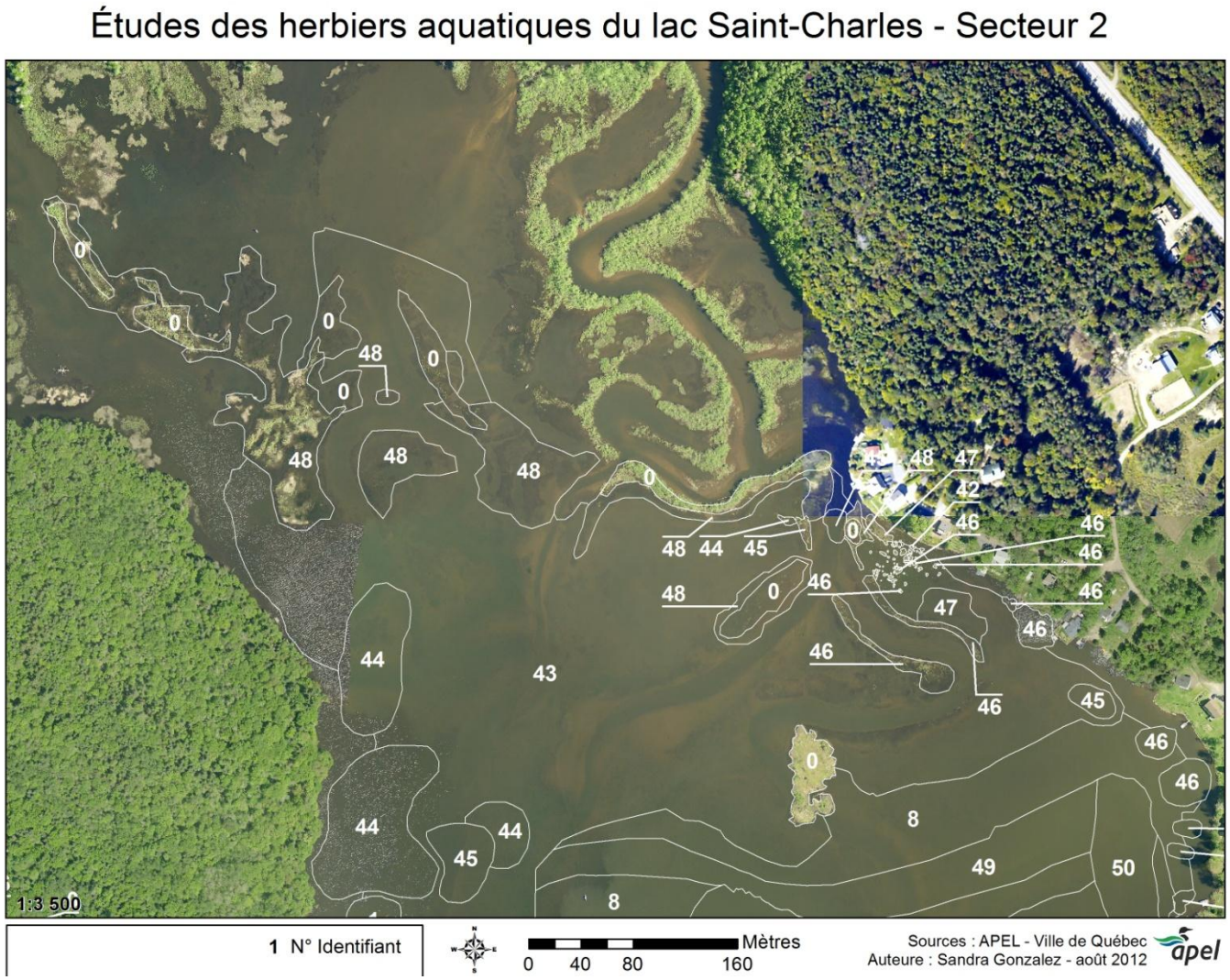


Figure 17 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 2 (marais du Nord) en 2012 (voir tableaux 6 et 10 pour la composition détaillée des herbiers).

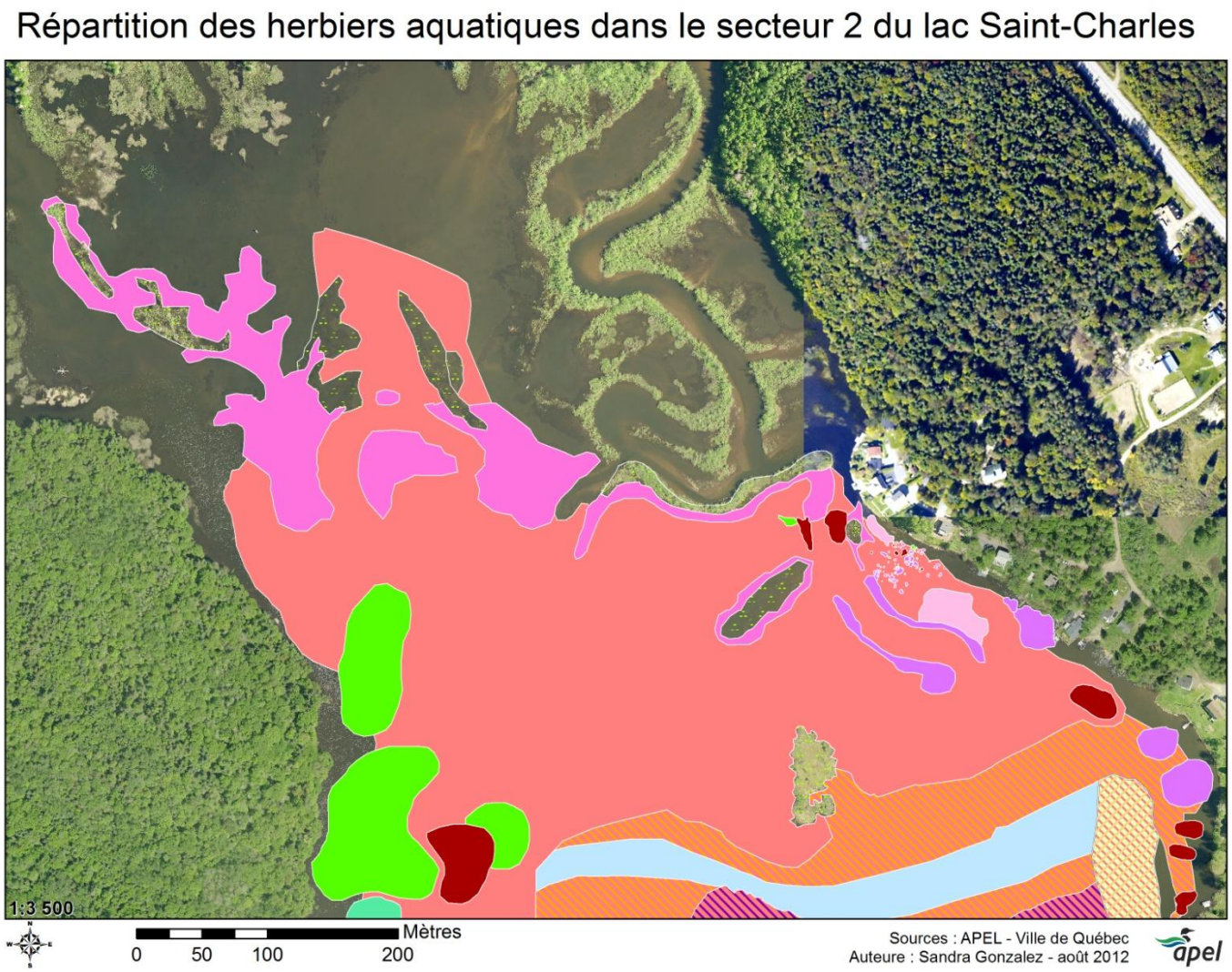


Figure 18 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 2 (marais du Nord) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

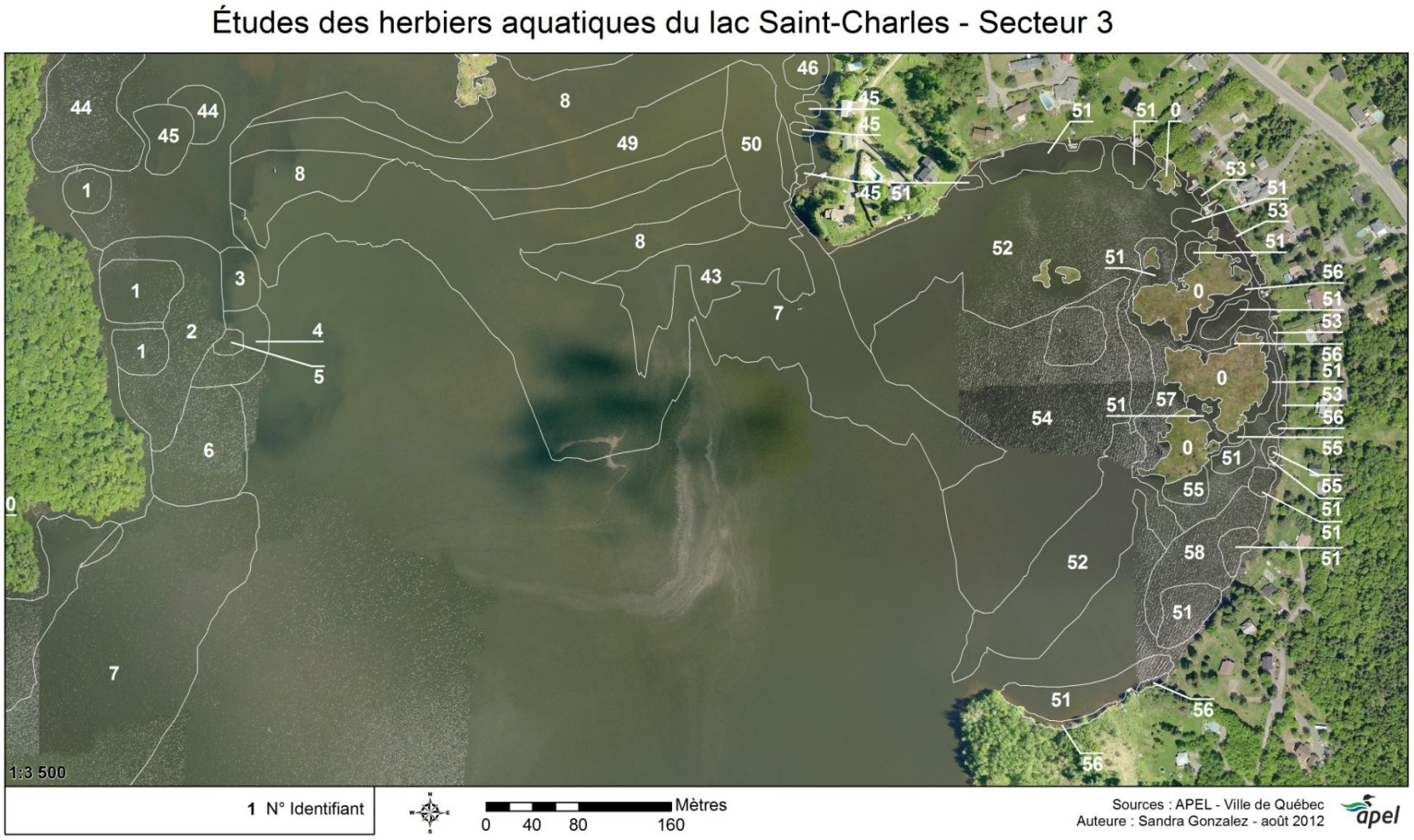


Figure 19 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 3 (marais du Nord et baie Beaulieu) en 2012 (voir tableaux 6, 9 et 10 pour la composition détaillée des herbiers).

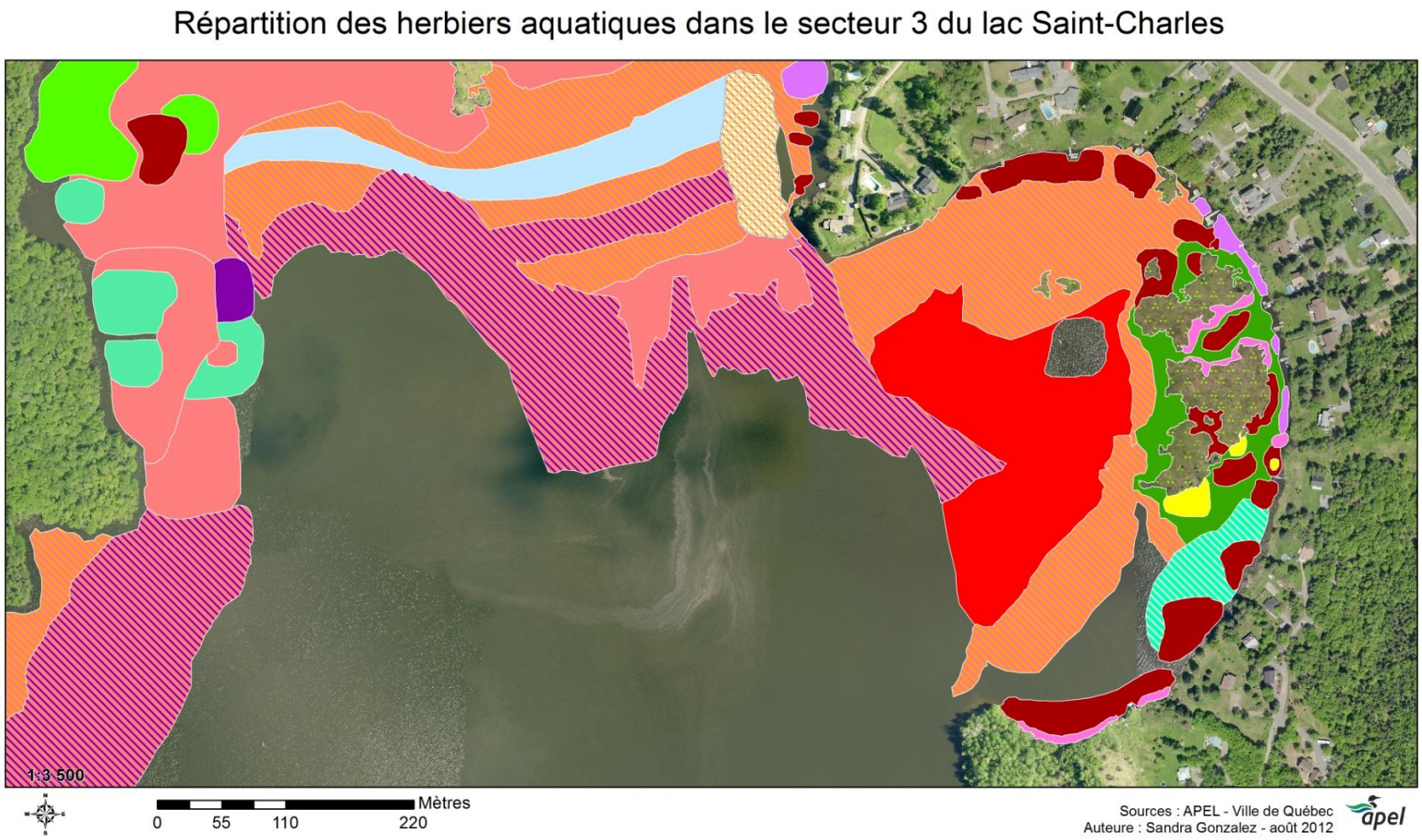


Figure 20 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 3 (marais du Nord et baie Beaulieu) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).



Figure 21 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 4 (rive ouest du bassin nord) en 2012 (voir tableaux 6 et 7 pour la composition détaillée des herbiers).



Figure 22 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 4 (rive ouest du bassin nord) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

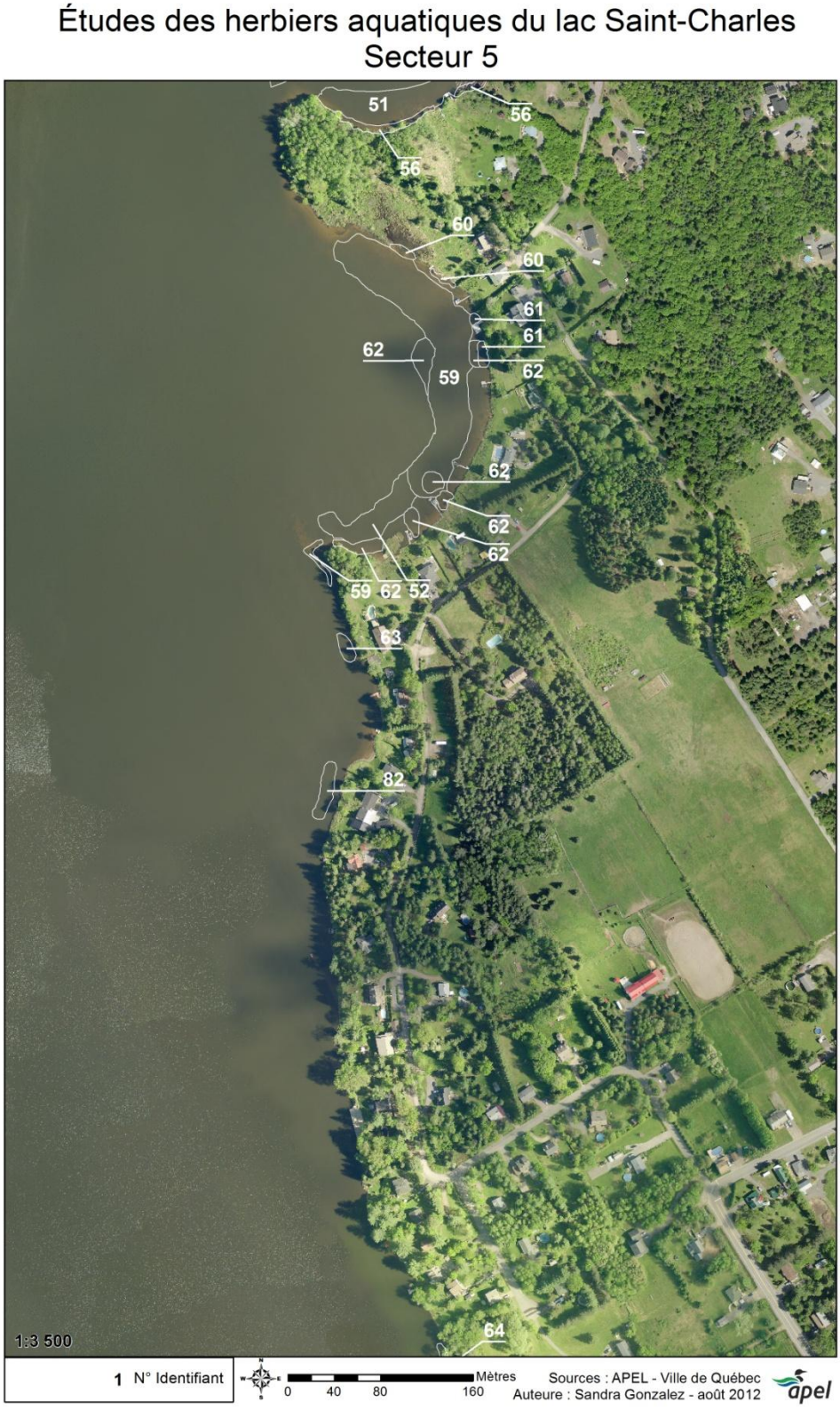


Figure 23 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 5 (rive est du bassin nord) en 2012 (voir tableaux 8 à 11 pour la composition détaillée des herbiers).

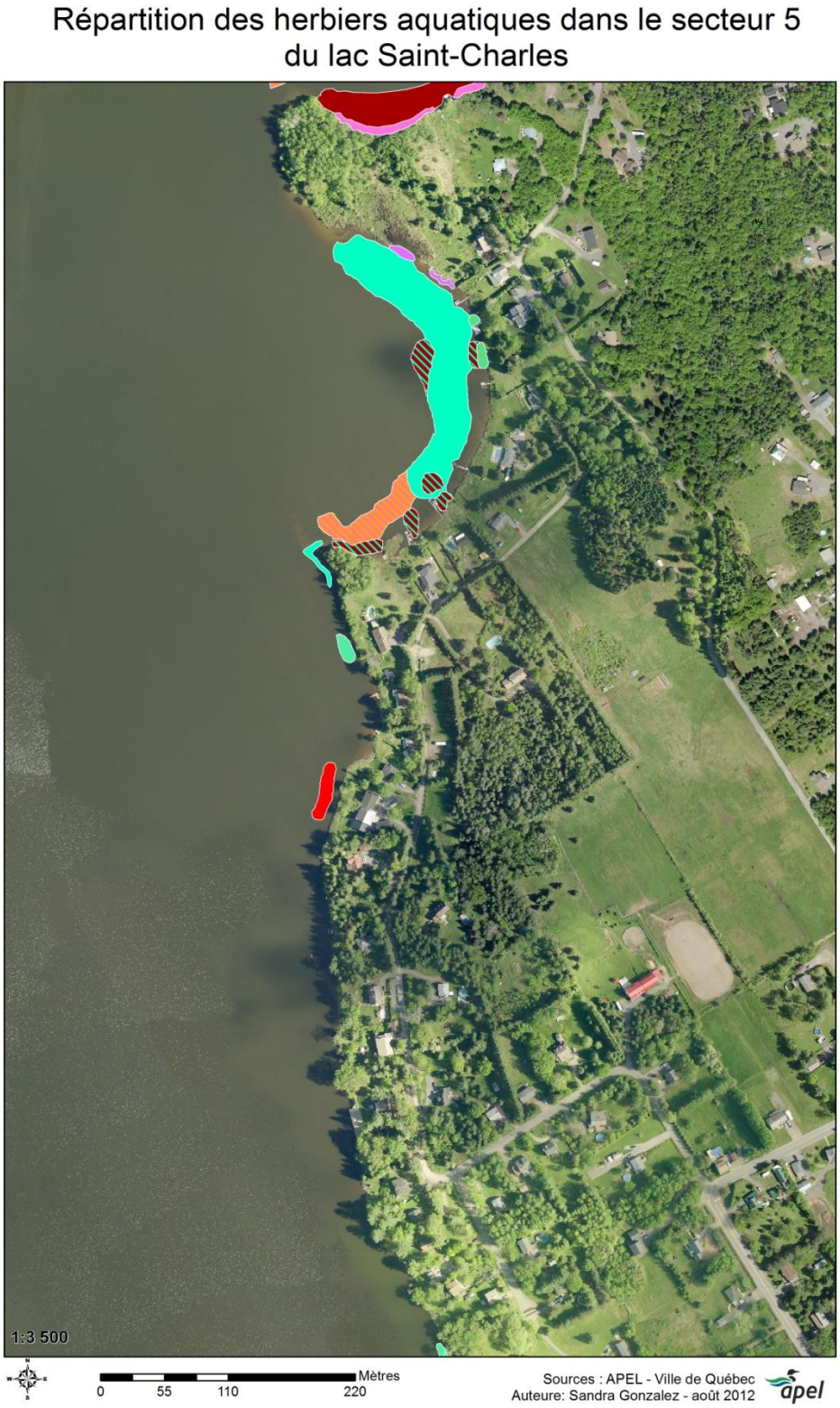


Figure 24 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 5 (rive est du bassin nord) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).



Figure 25 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 6 (baie de l'Écho) en 2012 (voir tableau 7 pour la composition détaillée des herbiers).



Figure 26 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 6 (baie de l'Écho) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

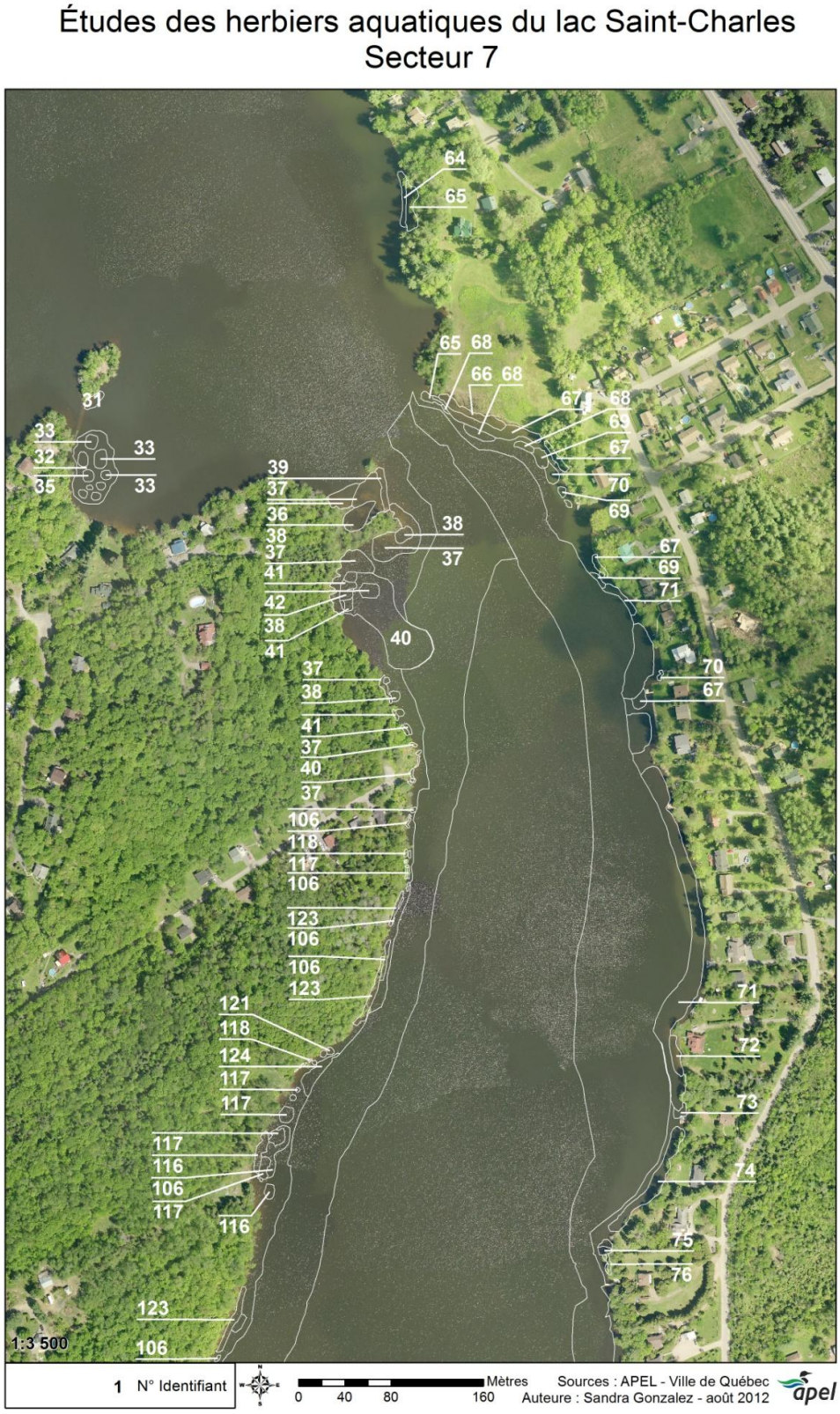


Figure 27 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 7 (secteur Beau-Site et l'anse aux Quatre Dames) en 2012 (voir tableaux 7à 13 pour la composition détaillée des herbiers).

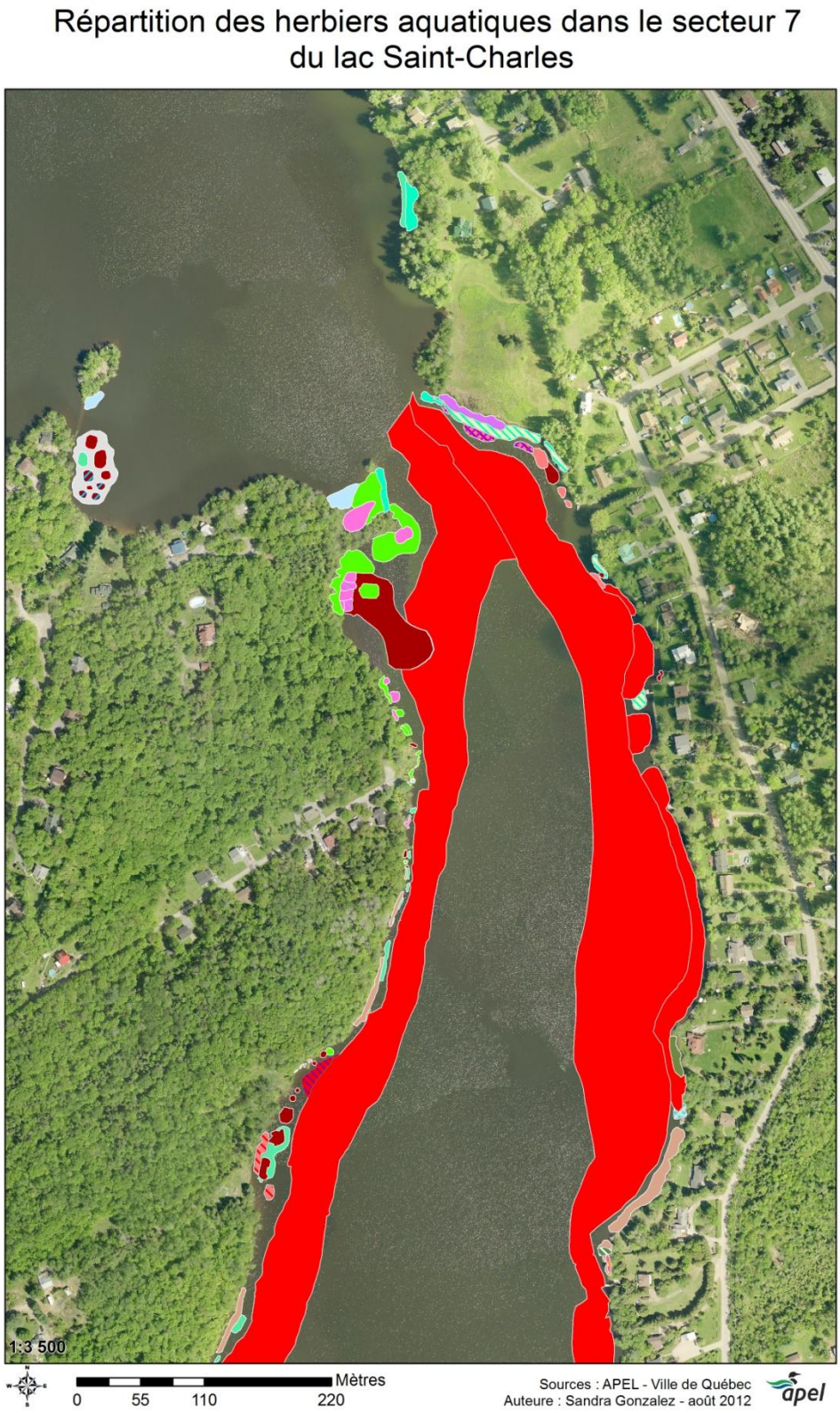


Figure 28 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 7 (secteur Beau-Site et l'anse aux Quatre Dames) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).



Figure 29 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 8 (baie nord-ouest du bassin sud) en 2012 (voir tableaux 11 à 13 pour la composition détaillée des herbiers).

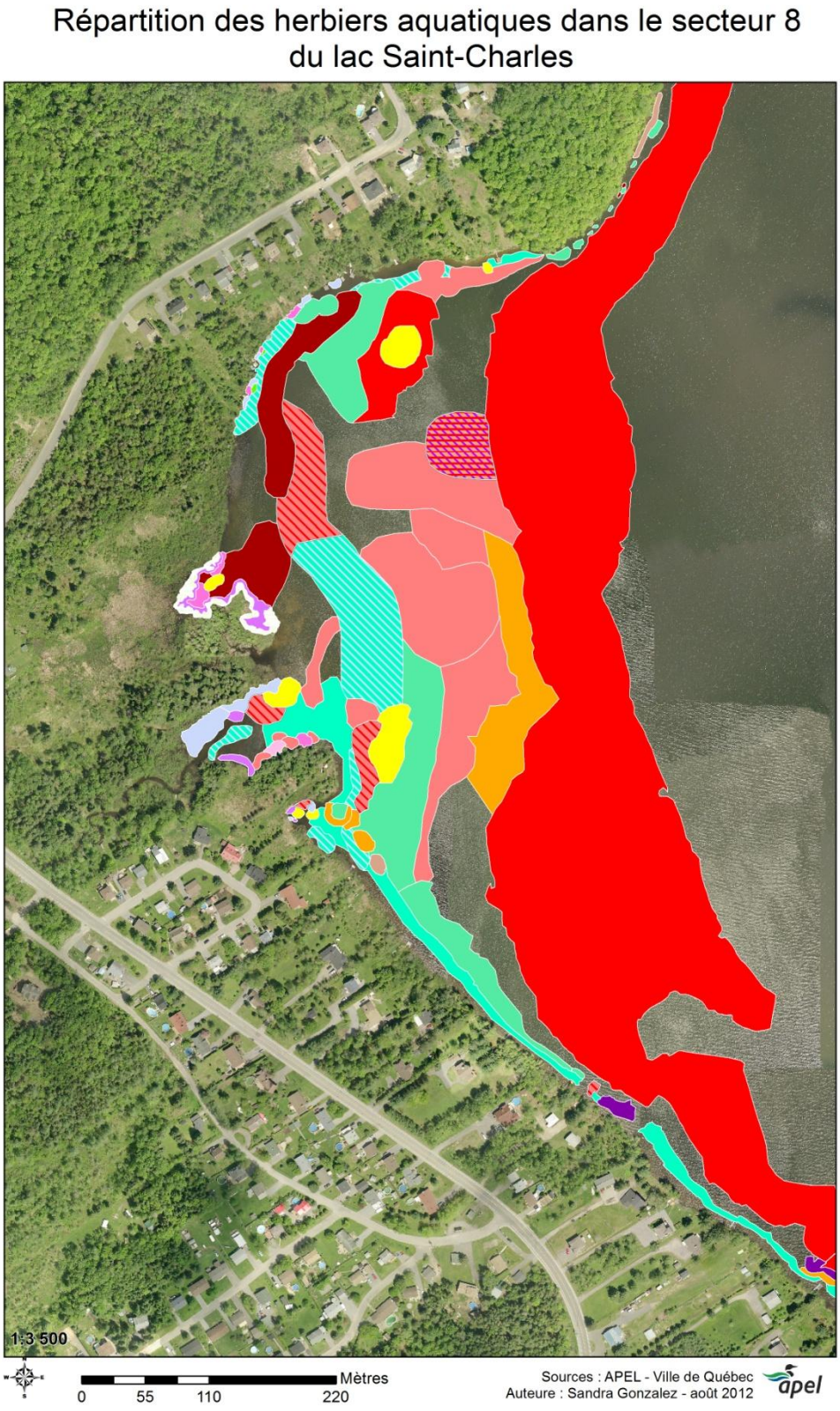


Figure 30 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 8 (baie nord-ouest du bassin sud) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).



Figure 31 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 9 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir tableau 11 pour la composition détaillée des herbiers).



Figure 32 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 9 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).



Figure 33 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 10 (rives ouest et est du bassin sud) en 2012 (voir tableaux 11 et 12 pour la composition détaillée des herbiers).

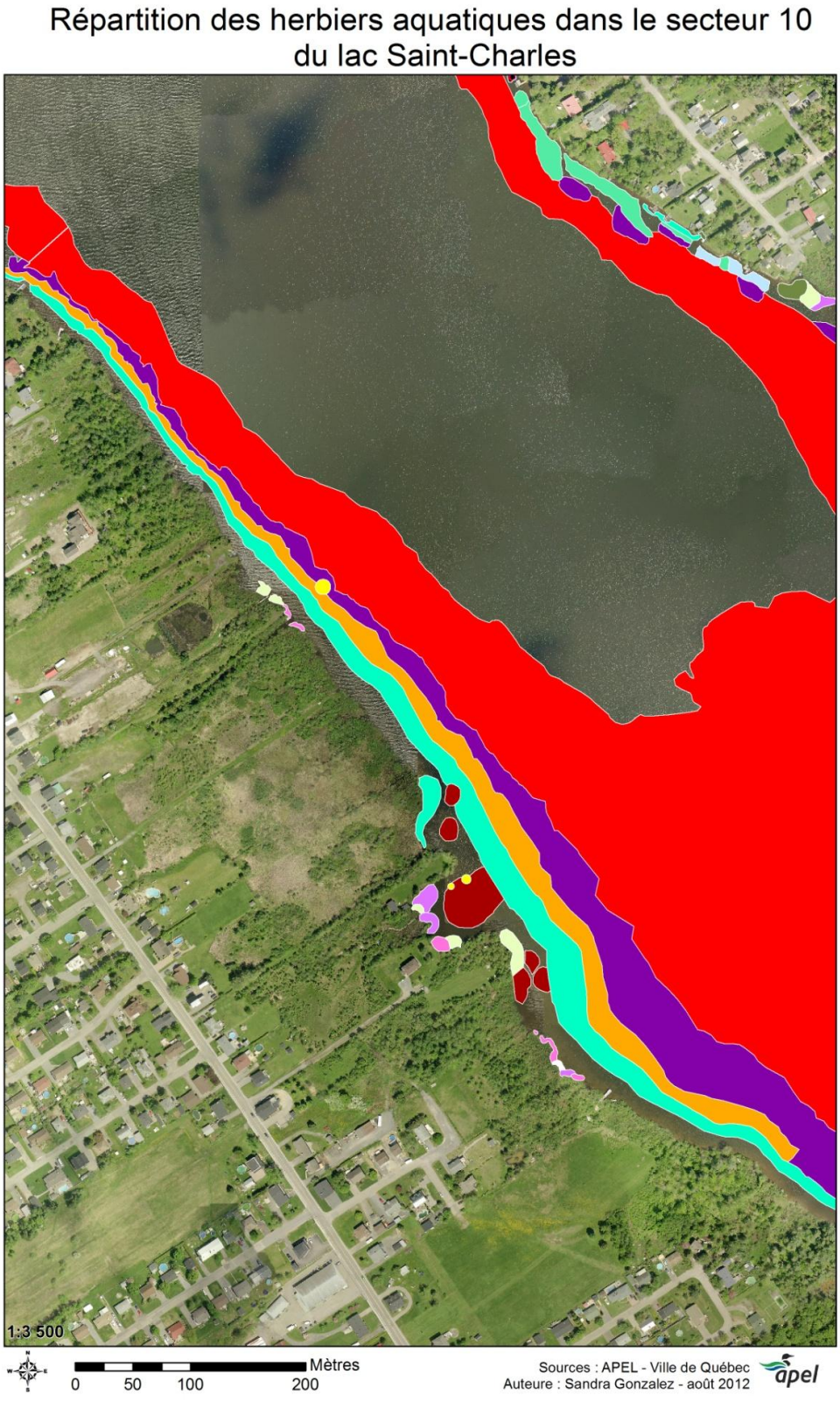


Figure 34 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 10 (rive est du bassin sud) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

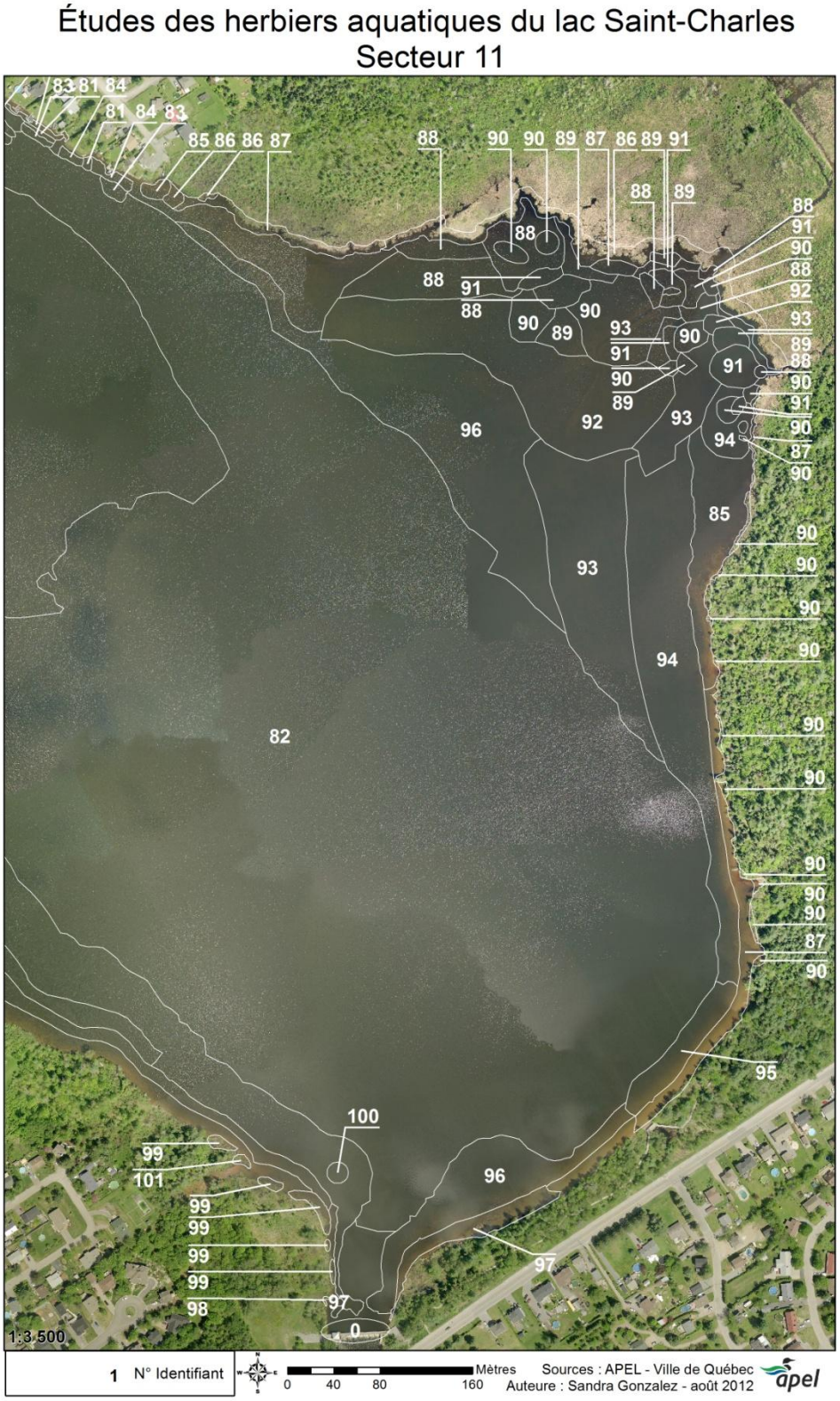


Figure 35 : Localisation des herbiers aquatiques dans le secteur 11 (marais du Sud et barrage Cyrille-Delage) en 2012 (voir tableaux 10 à 12 pour la composition détaillée des herbiers).

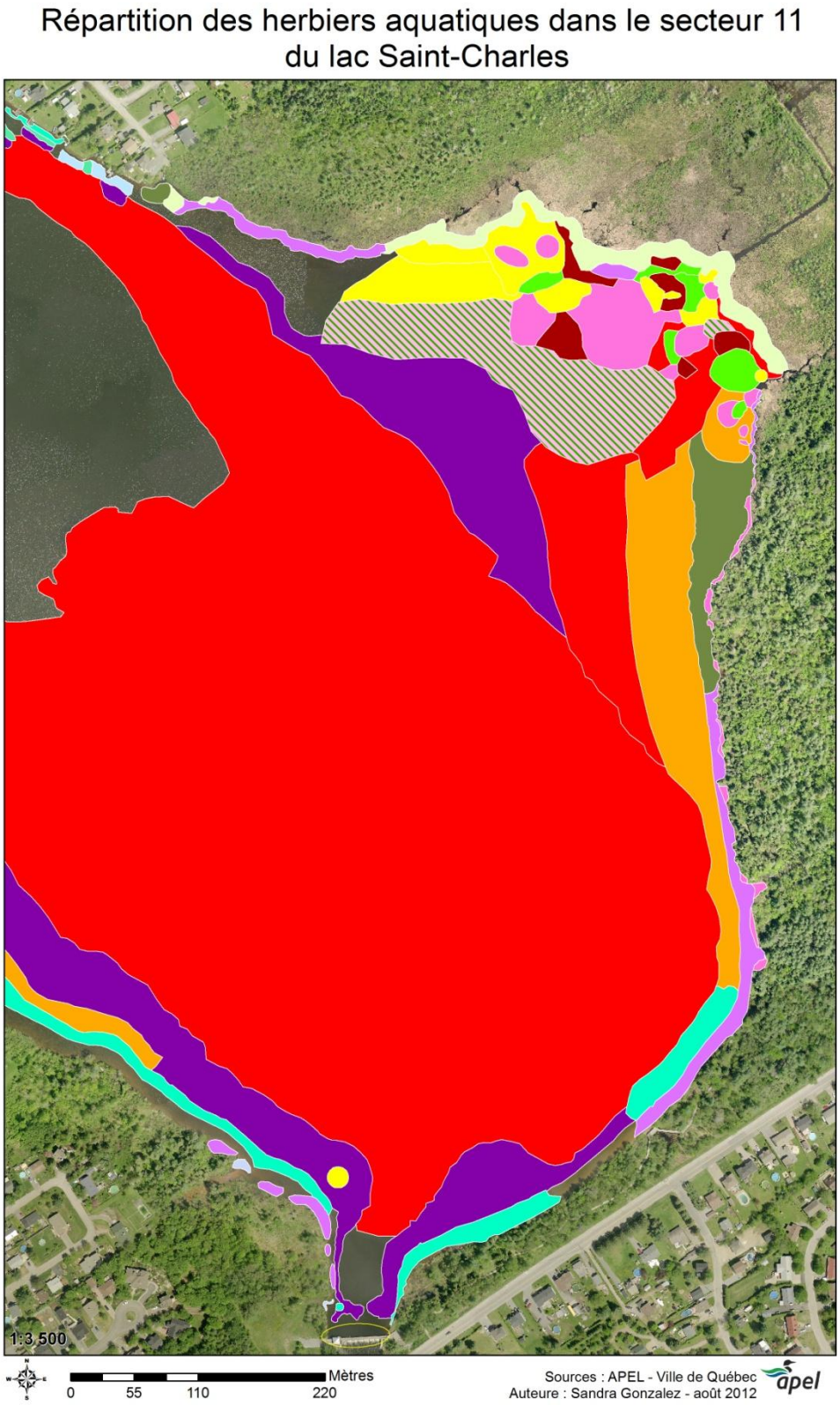


Figure 36 : Répartition des herbiers aquatiques dans le secteur 11 (marais du Sud et barrage Cyrille-Delage) en 2012 (voir figure 12 pour la localisation et la légende).

APEL 2014

Chapitre 6

Les bandes riveraines

Rédaction et analyse

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*
Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Travaux de terrain

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL
Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*

Cartographie

Sandra Gonzalez, *Stagiaire, Chargée d'études en environnement*
Christine Kalberer, *Géographe, M.Sc., Bénévole*
Simon Magnan*, Géomaticien de l'environnement, M.Sc., Chargé de projets en environnement,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL
François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

Résumé

En 2007, l'APEL a réalisé une caractérisation des rives du lac Saint-Charles dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009). L'examen de l'état des rives avait révélé une forte dénaturalisation, particulièrement dans le bassin sud où plus de 50 % des rives étaient dénuées de végétation (autre que la pelouse). Dans ces conditions, la bande riveraine ne remplit pas une fonction écologique (filtration des éléments nutritifs, habitat faunique, ombrage, etc.) adéquate pour assurer la protection du lac. La réglementation municipale avait alors été resserrée dans le but de protéger et restaurer les rives du lac Saint-Charles.

Dans l'objectif d'évaluer l'évolution de l'état de la bande riveraine depuis 2007, de décrire l'utilisation du sol autour du lac et de recenser les sites les plus sévèrement dégradés, l'APEL a répété l'exercice de caractérisation des rives à l'été 2012. Encore une fois, le *Protocole de caractérisation de la bande riveraine* élaboré par le MDDEP et le Conseil régional de l'environnement des Laurentides a été utilisé. À partir d'une embarcation, l'ensemble du périmètre du lac Saint-Charles (17 947 m) a été inventorié sur une largeur de rive de 15 m. Les zones homogènes, délimitées par un changement dans l'utilisation du sol, étaient alors identifiées. La composition (strate arborescente, arbustive, herbacées, coupes forestières, pelouse, cultures, sol nu, socle rocheux et infrastructures) de chaque zone était ensuite évaluée et quantifiée par des pourcentages de recouvrement. Une cote attribuée à chacune des composantes permettait d'obtenir, par zone, l'Indice de la qualité de la bande riveraine (IQBR), qui traduit le potentiel de la rive de remplir ses diverses fonctions écologiques naturelles.

En tout, 50 zones homogènes ont été identifiées, dont 32 dans le bassin nord et 18 dans le bassin sud du lac Saint-Charles. Ces zones ont été divisées en quatre catégories : 47 % de bandes riveraines naturelles, 3 % de bandes riveraines naturelles en milieux humides, 42 % de bandes riveraines habitées et 3 % de rives occupées par des infrastructures. Globalement, 43 % des rives ne sont pas en mesure d'assurer leurs rôles écologiques de façon adéquate pour protéger le lac. De plus, même si l'état des bandes riveraines dans les secteurs habités s'est amélioré depuis 2007 grâce à la sensibilisation et aux efforts de reboisement, 20,5 % des bandes riveraines habitées sont encore considérés comme dégradés (sol nu, érosion, murets ou remblais).

Ainsi, puisque la végétation est encore insuffisante en périphérie du lac Saint-Charles, différentes mesures correctives sont proposées selon la sévérité de l'état de dégradation. Pour la plupart des secteurs, il s'agit de s'assurer que les règlements municipaux soient respectés, de densifier la végétation, de sensibiliser les citoyens au respect des propriétés municipales ou encore de conserver l'état naturel du milieu.

Table des matières

Résumé 3
1 Mise en contexte et objectifs 6
2 Méthodologie 7
2.1 Travaux de terrain 7
2.2 Méthodes d'analyse 8
3 Analyse de la bande riveraine 11
3.1 Description générale de la bande riveraine 11
3.2 Description détaillée de la bande riveraine 13
4 Conclusions et recommandations 19
Références 21
Annexe 22
Fiche de caractérisation de la bande riveraine du lac Saint-Charles 22

Liste des figures

Figure 1 : Classement des sections de la bande riveraine en fonction de leur capacité à remplir leurs fonctions écologiques (MDDEFP, 2002b). 10

Figure 2 : Zones homogènes répertoriées au lac Saint-Charles en 2012 (% du périmètre du lac). 11

Figure 3 : Types d'aménagement (% du m^2) de recouvrement dans la bande riveraine habitée du lac Saint-Charles en 2012. 12

Figure 4 : IQBR de la bande riveraine du lac Saint Charles (m^2 et % de la capacité de remplir sa fonction écologique)..... 12

Figure 5: Illustrations pour chacune des catégories de l'IQBR au lac Saint-Charles. 13

Figure 6 : IQBR du bassin sud du lac Saint-Charles en 2012..... 16

Figure 7 : IQBR du bassin sud du lac Saint-Charles en 2012..... 17

Figure 8 : Secteurs de la réserve forestière appartenant à la Ville de Québec où on observe du déboisement. A : secteur H4; B : secteur H2; C : secteur G1; D : secteur H6. 18

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principe de détermination du facteur de pondération pour chaque composante des bandes riveraines (MDDEP, 2007)..... 9

Tableau 2 : Formule de calcul de l'IQBR (MDDEFP, 2002d). 9

Tableau 3 : Description détaillée de la bande riveraine en fonction des secteurs. 14

Tableau 4 : Recommandations par secteur..... 19

1 Mise en contexte et objectifs

En 2007, dans le cadre de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), l'APEL a réalisé une caractérisation des rives du lac Saint-Charles. Le niveau de dégradation des rives avait alors été jugé important et il avait été établi que les bandes riveraines dans les secteurs habités ne remplissaient pas une fonction écologique adéquate pour assurer la protection du lac. L'APEL avait donc recommandé de conserver et remettre à l'état naturel une bande riveraine de 10 à 20 m de largeur autour du lac (APEL, 2009).

Depuis, la Ville de Québec et la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury ont mis en place une règlementation visant la protection et la restauration des rives du lac Saint-Charles, en plus de mener plusieurs campagnes de sensibilisation.

C'est dans ce contexte que l'APEL a été mandatée par la Ville de Québec pour caractériser les rives du lac Saint-Charles. Les objectifs spécifiques de cette étude sont de :

- évaluer l'évolution de l'état de la bande riveraine entre 2007 et 2012;
- décrire l'utilisation du sol ainsi que localiser les types d'aménagements autour du lac;
- estimer leur importance pour l'ensemble du lac;
- recenser les points les plus critiques et dégradés pour une intervention immédiate.

L'exercice permet ainsi d'évaluer la qualité des aménagements dans la bande riveraine et le degré de transformation du milieu naturel. Les résultats peuvent ainsi orienter, au besoin, les mesures de correction et de protection de la bande riveraine.

2 Méthodologie

2.1 Travaux de terrain

La caractérisation des rives du lac Saint-Charles a été réalisée en suivant le *Protocole de caractérisation de la bande riveraine* préparé par le MDDEP et le Conseil régional de l'environnement des Laurentides (CRE Laurentides) (MDDEP et CRE Laurentides, 2007).

Le premier critère d'évaluation est celui des zones homogènes. Celles-ci se distinguent les unes des autres par un changement notable sans équivoque soit dans l'utilisation du sol, soit dans les types d'aménagement de la bande riveraine et du rivage relativement à une catégorie donnée d'utilisation du sol.

Ces zones homogènes de la bande riveraine sont donc d'abord délimitées par un changement dans l'utilisation du sol selon les cinq grandes catégories suivantes (voir les tableaux de catégorisation en annexe 2 pour plus de détails) :

- naturelle;
- agriculture;
- foresterie;
- infrastructures;
- habitée.

Dans les catégories d'utilisation du sol, à l'exception de celles dont l'occupation totale de la zone homogène est naturelle, quelques sous-catégories sont distinguées :

- la végétation naturelle;
- la végétation ornementale, les cultures, les coupes forestières;
- les murets et les remblais;
- les sols dénudés et les foyers d'érosion;
- les matériaux inertes.

Finalement, neuf composantes de la bande riveraine évaluées au lac Saint-Charles sont représentées par des pourcentages de recouvrement (sur une largeur de 15 m) par :

- de la strate arborescente (forêt);
- de la strate arbustive;
- des herbacées;
- des coupes forestières;
- de la pelouse;
- des cultures;
- du sol nu;
- du socle rocheux;
- des infrastructures d'origine anthropique.

La caractérisation de la bande riveraine est réalisée par deux personnes à partir d'une embarcation. Les observations sont notées sur des fiches de terrain (voir annexe 1) et des points GPS sont pris au début et à la fin de chaque zone homogène. Les problématiques spécifiques et ponctuelles sont également relevées.

2.2 Méthodes d'analyse

L'analyse et la classification des bandes riveraines s'appuient sur l'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR), qui indique la condition écologique d'un milieu riverain. Il est basé sur une série de composantes ou d'éléments faisant intégralement partie des habitats riverains. Une cote est attribuée à chacune des composantes afin d'obtenir une valeur finale de l'IQBR. Cette cote évalue le potentiel de chacun des éléments à remplir les diverses fonctions écologiques des milieux naturels. Nous avons également recensé les points les plus critiques dans la bande riveraine, des endroits où la dégradation est maximale.

Rappelons que les neuf composantes de la bande riveraine évaluées au lac Saint-Charles sont :

- la strate arborescente (forêt);
- la strate arbustive;
- les herbacées;
- les coupes forestières;
- la pelouse;
- les cultures;
- le sol nu;
- le socle rocheux;
- les infrastructures d'origine anthropique.

L'étape suivante consiste à déterminer l'importance relative des composantes dans chacune des parcelles. L'importance relative est représentée par un coefficient nommé « facteur de pondération Pi ».

Ce facteur représente le quotient entre le potentiel réel et le potentiel maximum de chaque composante; le potentiel maximum étant atteint par les forêts (fonctions écologiques maximales) (tableau 1).

Tableau 1 : Principe de détermination du facteur de pondération pour chaque composante des bandes riveraines (MDDEP, 2007).

Fonctions écologiques	Forêt	Arbustaie	Herbaçaie	Coupe forestière	Pelouse	Culture	Sol nu	Socle rocheux	Infrastructure
Rétention : sédiments, nutriments, contaminants	7	7	7	5	3	3	1	1	1
Stabilisation des berges	7	5	3	3	1	1	1	7	1
Protection contre l'érosion des sols	7	5	3	5	3	1	1	7	3
Régularisation de la température du cours d'eau	7	5	1	1	1	1	1	1	1
Réduction de l'évapotranspiration	7	5	5	5	1	1	1	1	1
Limite de la productivité autochtone au cours d'eau	7	5	3	1	1	1	1	1	1
Source d'apports allochtone au cours d'eau	7	7	7	3	1	1	1	1	1
Régularisation de l'hydrosystème et recharge de la nappe phréatique	7	5	1	1	1	1	1	1	1
Création d'habitats dans le cours d'eau (substrats, abris, refuges)	7	5	3	3	1	1	1	1	3
Maintien de la biodiversité (aquatique et terrestre)	7	7	5	3	1	1	1	1	1
Préservation de l'habitat naturel	7	7	7	3	3	3	3	7	1
Potentiel réel : (potentiel maximal : 77)[3]	77	63	45	33	17	15	13	29	15
Facteur de pondération	10	8,2	5,8	4,3	2,2	1,9	1,7	3,8	1,9

Afin de faciliter l'interprétation du facteur de pondération, l'équation est ramenée sur une échelle variant entre 1,7 et 10. Plus le facteur de pondération est grand, plus l'indice de qualité de la bande riveraine sera élevé, donc plus la qualité d'habitat est bonne (MDDEFP, 2002d).

Pour chacun des secteurs préalablement déterminés, l'indice de qualité de la bande riveraine a été calculé selon la formule présentée au tableau 2.

Tableau 2 : Formule de calcul de l'IQBR (MDDEFP, 2002d).

$IQBR = [\sum(\%_i \times P_i)]/10$	
IQBR = [(% forêt × 10) ***+ (% arbustaie × 8,2)*** ***+ (% herbacée naturelle × 5,8)*** ***+ (% coupe forestière × 4,3)*** ***+ (% friche_fourrage_paturage_pelouse × 3)*** ***+ (% culture × 1,9)*** ***+ (% sol nu × 1,7)*** ***+ (% socle rocheux × 3,8)*** ***+ (% infrastructure × 1,9)]*** ***/10***	*où :* *$i = n^{ième}$ composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.);* *d_i = pourcentage du secteur couvert par la $n^{ième}$ composante;* *P_i = facteur de pondération de la $n^{ième}$ composante.*

Finalement, les résultats sont classés selon la capacité de la bande riveraine à remplir ses fonctions écologiques (figure 1).

Capacité de la bande riveraine à remplir ses fonctions écologiques	IQBR
Excellent	90-100
Bon	75-89
Moyen	60-74
Faible	40-59
Très faible	17-39

Figure 1 : Classement des sections de la bande riveraine en fonction de leur capacité à remplir leurs fonctions écologiques (MDDEFP, 2002b).

3 Analyse de la bande riveraine

3.1 Description générale de la bande riveraine

Dans le cadre de cette étude, l'ensemble du périmètre du lac Saint-Charles (17 947 m) a été inventorié sur une largeur de 15 m, ce qui représente un total de 251 646 m² de bande riveraine. En tout, 50 zones homogènes ont été identifiées, dont 32 dans le bassin nord et 18 dans le bassin sud du lac Saint-Charles. Ces zones ont été classées dans quatre catégories qui sont réparties comme suit :

- 18 segments entrent dans la catégorie des *bandes riveraines naturelles* où aucune perturbation humaine n'a été observée (total de 8475 m, soit 47 %);
- 2 segments sont classés dans la catégorie *bandes riveraines naturelles marais* où aucune perturbation humaine n'a été observée (total de 1458 m, soit 8 %);
- 26 segments sont classés dans la catégorie des *bandes riveraines habitées* (total de 7481 m, soit 42 %);
- 4 segments sont classés dans la catégorie *infrastructure*[1] (total de 533 m, soit 3 %) (figures 2, 5 et 6).

Parmi la catégorie *bandes riveraines habitées*, 1534 m (8,6 %) sont considérés dégradés :

- 672 m ont un sol dénudé et en érosion;
- 862 m sont composés de murets et de remblais.

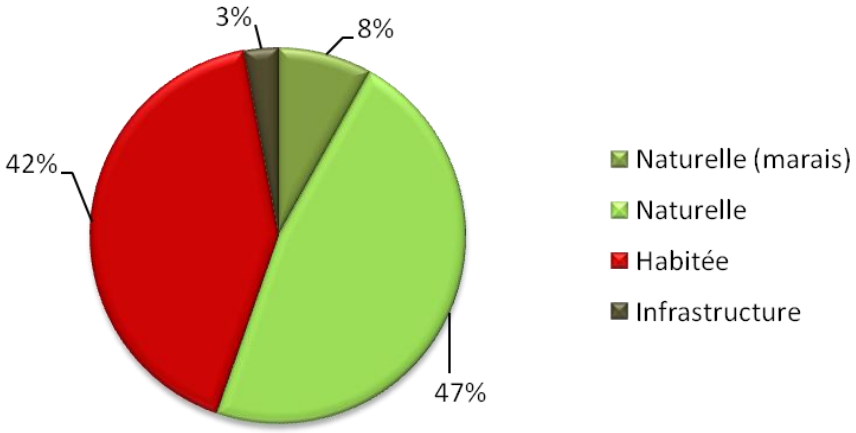


Figure 2 : Zones homogènes répertoriées au lac Saint-Charles en 2012 (% du périmètre du lac).

Dans les zones habitées de la bande riveraine de 15 m, les types d'aménagements sont répartis comme suit (figure 3) :

- Végétation naturelle : 50 328 m², soit 46 %;

[1] Le barrage Cyrille-Delage est inclus dans ces segments.

- Végétation ornementale : 40 467 m^2, soit 37 %;
- Matériaux inertes : 19 374 m^2, soit 17 %.

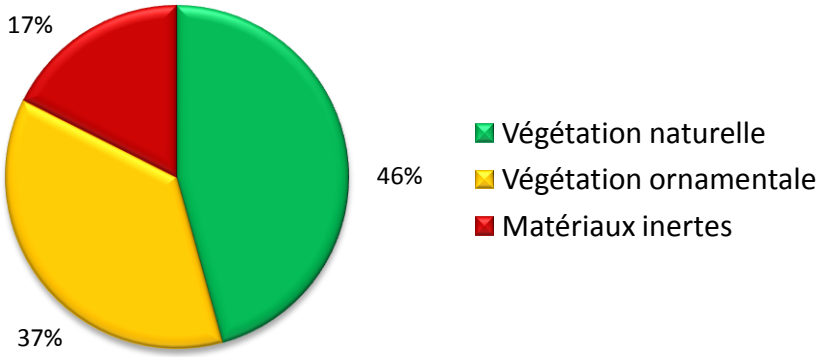


Figure 3 : Types d'aménagement (% du m^2) de recouvrement dans la bande riveraine habitée du lac Saint-Charles en 2012.

La figure 4 présente la capacité (en % et en m^2) de la bande riveraine de remplir sa fonction écologique. Il est à noter que 57 % de la bande riveraine remplissent une fonction écologique considérée adéquate, alors que 43 % sont considérés comme inadéquats.

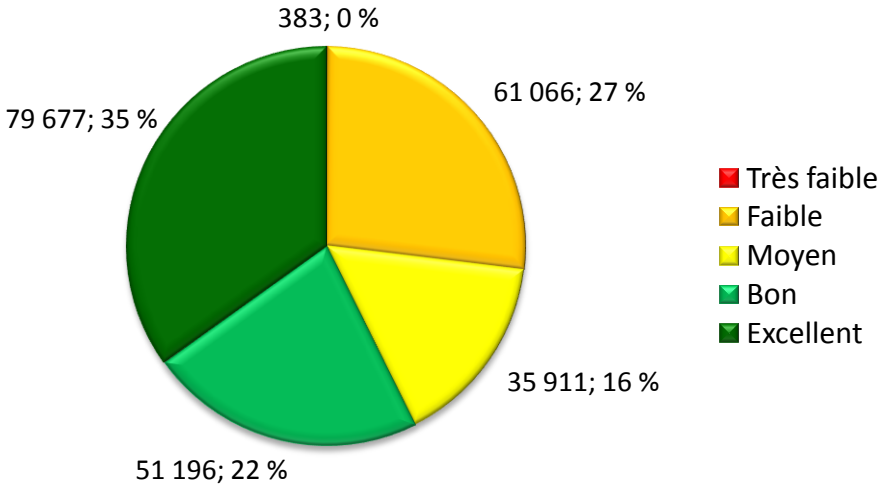


Figure 4 : IQBR de la bande riveraine du lac Saint Charles (m^2 et % de la capacité de remplir sa fonction écologique).

3.2 Description détaillée de la bande riveraine

La figure 5 présente des exemples pour chacune des catégories de l'IQBP au lac Saint-Charles.



Figure 5: Illustrations pour chacune des catégories de l'IQBR au lac Saint-Charles.

Le tableau 3 résume les zones hétérogènes identifiées au lac Saint-Charles et les observations spécifiques.

Tableau 3 : Description détaillée de la bande riveraine en fonction des secteurs.

Bassin nord (figure 6)		
Indice	**Numéro (s) du secteur**	**Observations**
Très faible	J5	Ce secteur est caractérisé par un recouvrement composé à 98 % de matériaux inertes et la rive est composée à 100 % de murets et de remblais.
Faible	A1, A3 à A6; A8 K1; K5; K7	Les bandes riveraines dans les secteurs A subissent une forte dégradation et la rive immédiate est souvent constituée de murets en pierre ou en béton. Pour ces secteurs, les efforts de reboisement entrepris par la municipalité de Stoneham-et-Tewkesbury dans la cadre du règlement 08-578 (*Renaturalisation des berges du lac Saint-Charles*) restent, pour l'instant, insuffisants. Les bandes riveraines dans les secteurs K sont en train d'être reboisées et n'ont ni muret, ni empierrement.
Moyen	B4; I3; I1; J6; J3; K9; K3; K2	Ces secteurs sont caractérisés par la présence de nombreux bâtiments dans la bande riveraine. Les secteurs J6 et I1 sont composés (en majeure partie) d'une réserve naturelle appartenant à la Ville de Québec. Généralement, les efforts de conservation de la végétation et d'intégration des bâtiments sont appropriés. Or, de l'empiètement par des citoyens de certains secteurs des zones J6 et notamment I1 a été observé. I3 : Mise à l'eau de la rue Monier (utilisée entre autres par les pompiers de la Ville de Québec).
Bon	B2; C2	B2 : La végétation est adéquate. C2 : La végétation est parfois adéquate, on observe cependant une tonte récurrente du terrain jusqu'aux abords du lac.
Excellent	L1; Marais du Nord; A2; A7; B1; I2; B3; C1; I2; J4; J2; J1; K10; K8; K6; K4; K2	Les zones L1 et Marais du Nord font partie d'une zone protégée. Les zones A, B, C, J et K sont des zones où l'occupation humaine est généralement exclue de la bande de 15 m.

Bassin sud (figure 7)		
Indice	**Numéro (s) du secteur**	**Observations**
Très faible	F3-Barrage	Ce secteur représente le barrage Cyrille-Delage, l'exutoire du lac Saint-Charles.
Faible	C3; E2	Les bandes riveraines de ces secteurs se situent entièrement sur la rive est du bassin sud et sont caractérisées par des murets en pierre ou en béton ayant une végétation inadéquate. Les efforts de reboisement entrepris par la Ville de Québec dans le cadre du règlement R.A.V.Q. 301 (*Règlement de l'agglomération sur la renaturalisation des berges du lac Saint-Charles*) ne contribuent pas encore à l'amélioration de la fonction écologique.
Moyen	F1; F5	F1 correspond à une plage de sable. F5 correspond à une bande riveraine déboisée. Les efforts de reboisement entrepris par la Ville de Québec dans le cadre du règlement R.A.V.Q. 301 ne contribuent pas encore à l'amélioration de la fonction écologique de la bande riveraine.
Bon	F4; F6; G1; H2; H3; H4	Le secteur F4 comprend des propriétés privées et des terrains appartenant à la Ville de Québec. Les secteurs F6, G1, H2, H3 et H4 correspondent à une réserve forestière appartenant à la Ville de Québec. On constate cependant que des propriétaires voisins empiètent sur le territoire de la réserve (figure 8).
Excellent	E3; F2; H1; H5	Ces secteurs correspondent à une réserve forestière appartenant à la Ville de Québec.

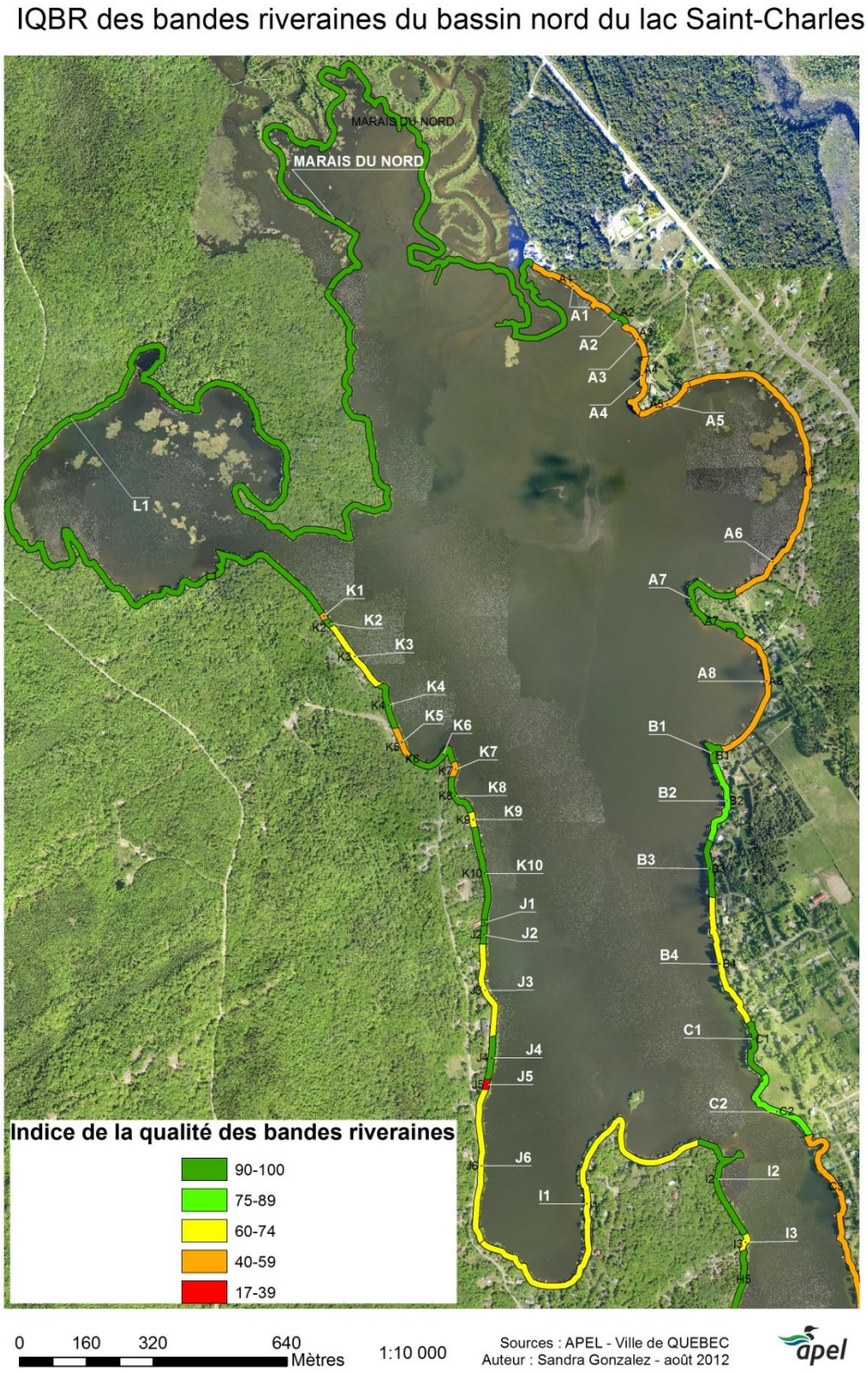


Figure 6 : IQBR du bassin sud du lac Saint-Charles en 2012.

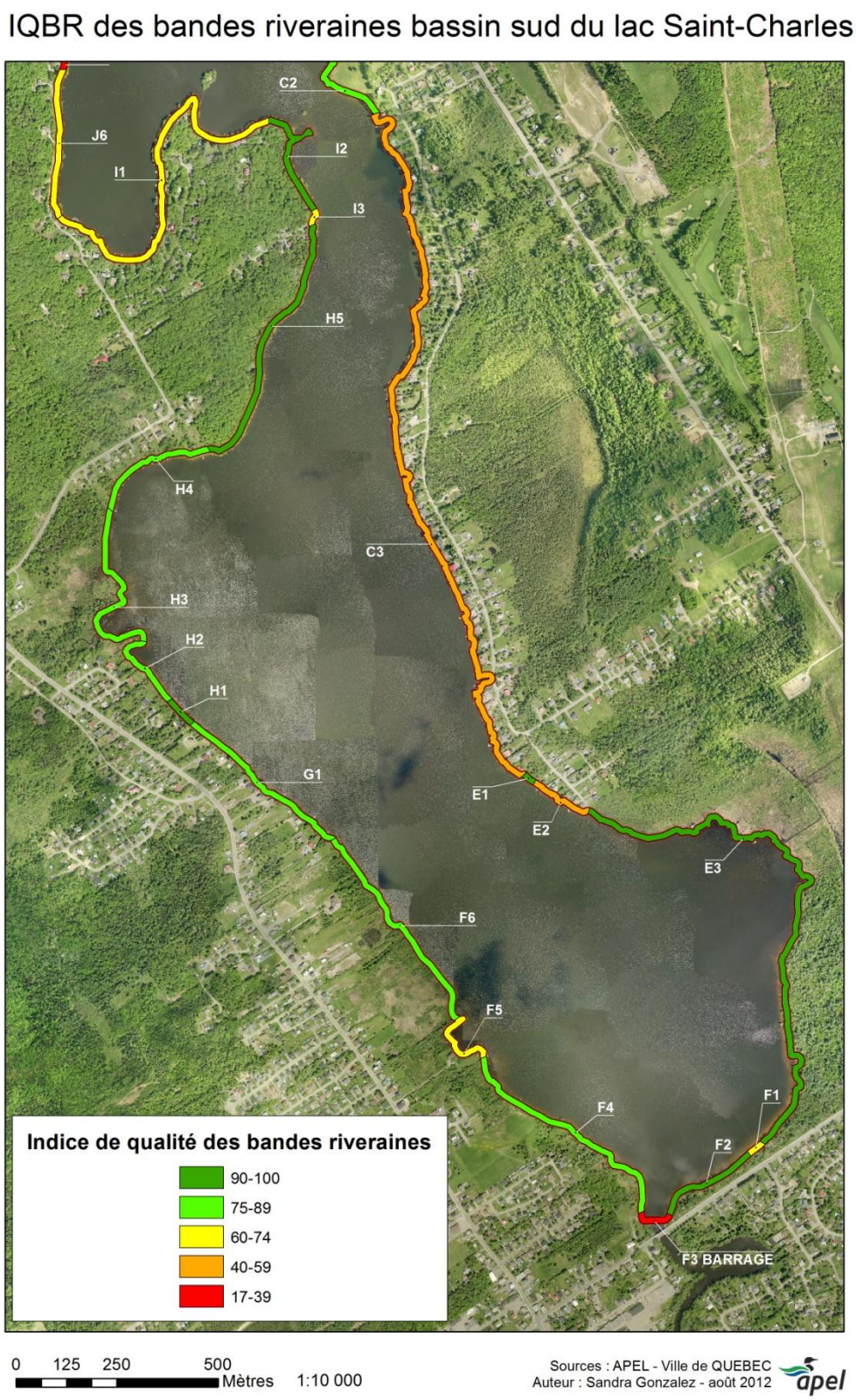


Figure 7 : IQBR du bassin sud du lac Saint-Charles en 2012.

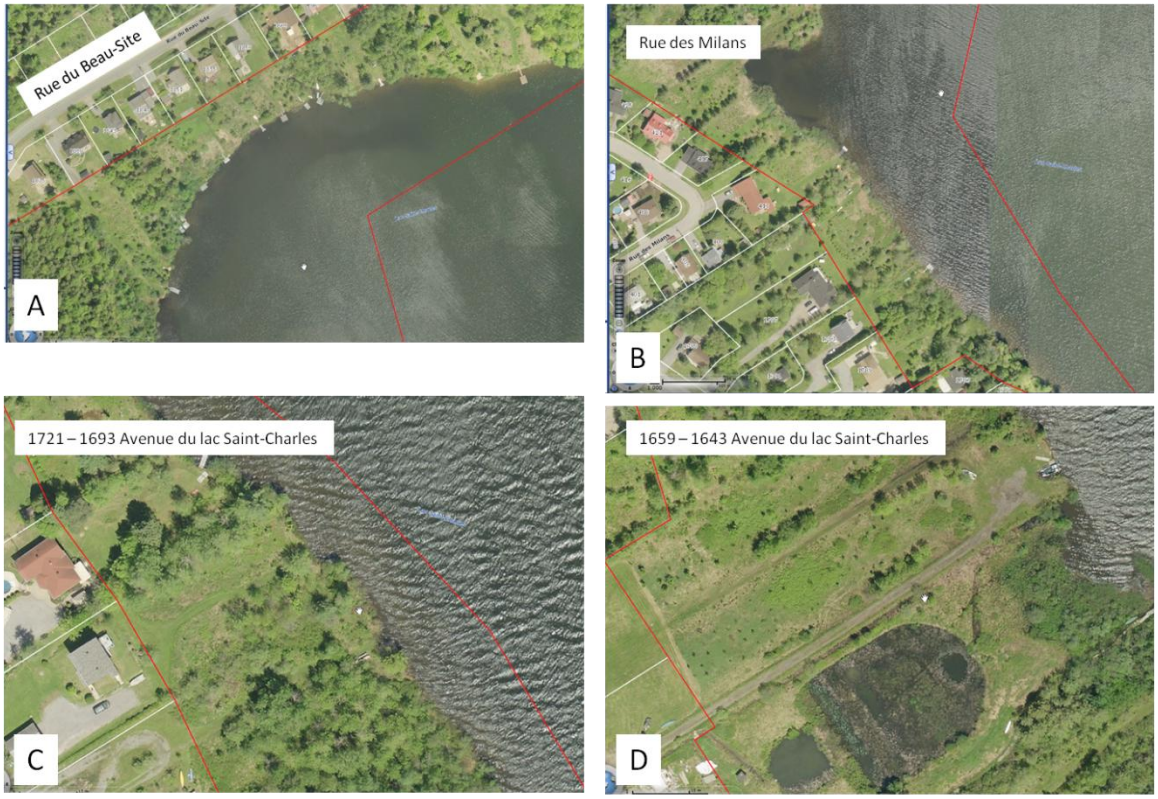


Figure 8 : Secteurs de la réserve forestière appartenant à la Ville de Québec où on observe du déboisement. A : secteur H4; B : secteur H2; C : secteur G1; D : secteur H6.

4 Conclusions et recommandations

Globalement, la caractérisation des bandes riveraines du lac Saint-Charles effectuée en 2012 a révélé que :

- 43 % des rives ne remplissent toujours pas une fonction écologique adéquate pour la protection du lac (filtration des éléments nutritifs, habitat faunique, ombrage, etc.);
- l'état des bandes riveraines dans les secteurs habités s'est amélioré depuis 2007 grâce à la sensibilisation et aux efforts de reboisement réalisés dans le cadre des règlements municipaux de la Ville de Québec et de la municipalité de Stoneham-et-Tewkesbury;
- la végétalisation des rives est encore insuffisante (densité des plantations et manque de recouvrement des murets de pierre et de béton);
- plusieurs résidents empiètent significativement sur les réserves boisées appartenant à la Ville de Québec.

Le Tableau 4 résume les recommandations par secteur recensé :

Tableau 4 : Recommandations par secteur.

Bassin nord (figure 6)		
Indice	**Numéro (s) du secteur**	**Recommandations**
Très faible	J5	Il n'est pas possible de restaurer la rive à cet endroit.
Faible	A1, A3 à A6; A8 K1; K5; K7	Secteurs A (municipalité des Cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury): faire appliquer le règlement 08-578 et vérifier si : • l'interdiction de tonte est respectée; • la revégétalisation est en cours; • le recouvrement des murets par de la végétation a été entrepris tel qu'inscrit au règlement et ajouter des végétaux au besoin. Secteurs K (Ville de Québec): vérifier ponctuellement si le règlement continue à être respecté.
Moyen	B4; I3; I1; J6; J3; K9; K3; K2	Secteurs J6 et I1 (Ville de Québec) : densifier la végétation et sensibiliser les citoyens au fait que la bande riveraine fait partie d'une réserve forestière. B4; K2; K3; K9 et J3 (Ville de Québec): s'assurer que le règlement R.A.V.Q. 301 est respecté en vérifiant si : • l'interdiction de tonte est respectée; • la revégétalisation est en cours; • le recouvrement des murets par de la végétation a été entrepris et ajouter des végétaux au besoin.
Bon	B2; C2	C2 : s'assurer que le règlement R.A.V.Q. 301 est respecté.

Excellent	L1; Marais du Nord; A2; A7; B1; I2; B3; C1; I2; J4; J2; J1; K10; K8; K6; K4; K2	Conserver ces secteurs dans leur état actuel.
Bassin sud (Ville de Québec) (figure 7)		
Indice	**Numéro (s) du secteur**	**Recommandations**
Très faible	F3-Barrage	Il n'est pas possible de restaurer la rive à cet endroit.
Faible	C3; E2	S'assurer que le règlement R.A.V.Q. 301 est respecté et vérifier si : • l'interdiction de tonte est respectée; • la revégétalisation est en cours; • le recouvrement des murets par de la végétation a été entrepris et ajouter des végétaux au besoin.
Moyen	F1; F5	F1 : végétalisation de la plage; contrôler l'accès du public; F5 : s'assurer que le règlement R.A.V.Q. 301 est respecté en vérifiant, entre autres, si : • l'interdiction de tonte est respectée; • la revégétalisation a été réalisée; • le recouvrement des murets par de la végétation a été entrepris et ajouter des végétaux au besoin.
Bon	F4; F6; G1; H2; H3; H4	Densifier la végétation et sensibiliser les citoyens au fait que la bande riveraine se situe sur les terrains de la Ville de Québec. Tous les terrains riverains de la Ville au lac Saint-Charles seront reboisés.
Excellent	E3; F2; H1; H5	Conserver ces secteurs dans leur état actuel.

Références

APEL (2009) *Rapport final. Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles*. Québec, 230 p.

MDDEP ET CRÉ LAURENTIDES (2007). Protocole de caractérisation de la bande riveraine, 2e édition 2009, Québec, ISBN 978-2-550-55771-5, 19 pages.

Annexe

Fiche de caractérisation de la bande riveraine du lac Saint-Charles

<table>
<tr><td colspan="2">
433, rue Delage
Québec (Québec) G3G 1H4
Téléphone : (418) 849-9844
Courriel : information@apel-maraisdunord.org</td><td>Fiche de caractérisation de la bande riveraine du lac Saint-Charles</td></tr>
<tr><td colspan="2">Observateurs :

Secteur du Lac :

N˚ identification :</td><td>Coordonnées GPS :

- Début zone homogène :
- Fin zone homogène :</td></tr>
<tr><td><u>Catégories d’utilisation du sol</u>

☐ Naturelle
☐ Habitée ☐ Foresterie
☐ Agriculture ☐ Infrastructure</td><td><u>Types d’aménagement (% de recouvrement)</u>

Végétation naturelle =
Végétation ornementale =
Matériaux inertes =</td><td><u>Descripteurs de dégradation de la rive (% de longueur de rive)</u>

Sol dénudé et érosion =
Murets et remblais =</td></tr>
<tr><td colspan="3"><u>% de recouvrement des différentes strates :</u>

Strate herbacée = Pelouse = Socle rocheux =
Coupes forestières = Cultures = Sol nu =
Strate arbustive = Infrastructure d’origine anthropique =</td></tr>
<tr><td colspan="3">État des bandes riveraines végétales non naturelles (% longueur de rive) :

Bande riveraine revégétalisée = Bande riveraine en cours de revégétalisation= Aucune végétation / bande riveraine artificialisée =</td></tr>
<tr><td colspan="3"><u>Commentaires</u> :</td></tr>
<tr><td colspan="3"><u>Photos</u> : (en panoramique ☐)</td></tr>
</table>

APEL 2014

Chapitre 7

Perspectives d'analyses

Rédaction et analyse

Lucie Lacasse, *Géographe, Étudiante à la maîtrise*, APEL
Mathieu Damour, *Biologiste en environnement, Stagiaire en limnologie*, APEL
Philippe Paradis Lacombe, *Étudiant au baccalauréat en génie des eaux, Stagiaire*, APEL
Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL
François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL
Sébastien Bourget, *Biologiste, M.Sc., Administrateur*, APEL

Résumé

Grâce à son programme de suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles réalisé sous le mandat de la Ville de Québec et à sa base de données limnologiques et contextuelles, l'APEL dispose d'une collection intéressante de données structurées, fiables, complètes et comparables sur le plan statistique. Après deux années de collecte, il est aujourd'hui possible de procéder à des premières analyses contribuant à améliorer la compréhension des facteurs impliqués dans l'efflorescence cyanobactérienne au lac Saint-Charles, phénomène globalement encore mal compris.

Afin d'identifier un maximum de paramètres anthropiques et naturels pouvant perturber l'équilibre écologique du lac et entraîner la prolifération des cyanobactéries, une revue de la littérature a d'abord été réalisée dans le cadre d'un essai de maîtrise en biogéosciences de l'environnement. Il en a résulté un réseau conceptuel et une synthèse bibliographique de facteurs clés potentiels. Ces outils ont permis d'orienter les nombreux tests statistiques effectués subséquemment au moyen du logiciel libre « R » : corrélations de Spearman sur tableau croisé, tests de Student et de Wilcoxon-Mann-Whitney, analyses de la covariance, analyses en composantes principales, analyses factorielles discriminantes, modèles linéaires, arbres de décision, procédures BIO-ENV, analyses factorielles des correspondances, etc. Chaque analyse visait à répondre à une interrogation spécifique relative aux interactions entre les concentrations en cyanobactéries, les paramètres environnementaux et la variabilité interannuelle et spatio-temporelle. Aussi, une méthode graphique et des indicateurs statistiques simples ont été utilisés pour vérifier l'incidence du temps de résidence du lac Saint-Charles, ainsi que celle du régime hydrique et du pH de la rivière des Hurons sur la prolifération cyanobactérienne.

À titre de cadre analytique et de source de références, la synthèse bibliographique et le réseau conceptuel ont d'abord aidé à prioriser les analyses en fonction du degré d'influence des variables. Certaines interrelations étaient donc attendues, comme les corrélations inverses entre profondeur et température ou oxygène dissous. Plusieurs nouveaux constats ont toutefois pu être faits. Par exemple, l'intensité de la réponse des cyanobactéries à une hausse du pH a varié d'une année à l'autre, tandis que l'effet de la température est resté le même. Une préférence globale des cyanobactéries pour de faibles profondeurs et des températures de l'eau élevées a aussi été constatée. Enfin, les résultats des analyses statistiques montrent aussi un effet du niveau d'eau du lac sur les concentrations en cyanobactéries : lorsque le niveau d'eau est élevée, les concentrations sont plus faibles.

Quant au phénomène d'efflorescence, il a été montré qu'il pourrait généralement être associé à la décrue ou au tarissement de la rivière des Hurons, principal tributaire du lac Saint-Charles. Comme le pH de la rivière des Hurons est anticorrélé avec son débit, une baisse du niveau des eaux peut contribuer à la prolifération de cyanobactéries en raison de l'augmentation du pH du lac. Enfin, les données n'ont pas permis d'identifier d'effets du temps de résidence théorique de l'eau du lac sur l'efflorescence.

À la lumière des résultats obtenus, l'APEL recommande de poursuivre et bonifier le programme de suivi de la qualité de l'eau par l'installation d'une station météorologique et par une attention particulière portée aux apports d'éléments nutritifs en provenance des installations septiques, des stations d'épuration des eaux usées et de la rivière des Hurons. La renaturalisation des rives et du bassin versant est aussi priorisée, tout comme la multiplication des projets de recherche dans le futur. La recherche scientifique devra notamment se pencher sur le cycle hydrologique et le contexte climatologique.

Table des matières

Mise en contexte et objectifs 9
1 Objectif 1 10
1.1 Méthodologie 10
1.1.1 Revue de la littérature 10
1.1.2 Réseau conceptuel 10
1.2 Résultats et discussion 11
1.2.1 Revue de la littérature et cadre analytique : description de l'extrant 11
1.2.2 Discussion et conclusions sur l'outil 13
2 Objectif 2 14
2.1 Note importante 14
2.2 Méthodologie 14
2.2.1 Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales mesurées? 15
2.2.2 De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012? 15
2.2.3 Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012? 15
2.2.4 Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux? 15
2.2.5 Quelles variables discriminent les concentrations de cyanobactéries? 16
2.2.6 Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables par l'APEL? 16
2.2.7 Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau? 16
2.2.8 De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre? 16
2.2.9 Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces? 17
2.2.10 Comment les communautés algales se structurent-elles? 17
2.3 Résultats et discussion 17
2.3.1 Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales mesurées? 17
2.3.2 De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012? 18
2.3.3 Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012? 18

2.3.4 Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux? 20

2.3.5 Quelles variables discriminent les données de concentrations de cyanobactéries? 20

2.3.6 Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables par l'APEL? 20

2.3.7 Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau? 21

2.3.8 De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre? 21

2.3.9 Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces? 22

2.3.10 Comment les communautés algales se structurent-elles? 22

3 Objectif 3 23

3.1 Méthodologie 23

3.2 Résultats et discussion 23

3.2.1 Régime hydrique de la rivière des Hurons (2011-2012) 23

3.2.2 Temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles (2011-2012) 27

4 Conclusions et recommandations 30

Références 35

Annexes 46

Facteurs clés potentiellement impliqués dans la prolifération de cyanobactéries 46

Réseau conceptuel 48

Résultats des analyses 55

Liste des figures

Figure 1 : Exemple d'anti-corrélation observée entre le pH et la profondeur. 17

Figure 2 : Covariance de la concentration des cyanobactéries (cell./ml) en fonction du pH, selon les années. 18

Figure 3 : Évolution des concentrations en cyanobactéries (en noir, échelle à gauche) et du pH (en rouge, échelle à droite) en fonction du temps 19

Figure 4 : Floraisons de cyanobactéries sur l'hydrogramme annuel de la rivière des Hurons en 2011. 24

Figure 5 : Floraisons de cyanobactéries sur l'hydrogramme annuel de la rivière des Hurons en 2012. 24

Figure 6 : Relation entre le pH et le débit de la rivière des Hurons. 25

Figure 7 : pH moyen aux stations de la rivière Hibou en 2011, de l'amont vers l'aval. 26

Figure 8 : pH moyen aux stations de la rivière Noire en 2011, de l'amont vers l'aval. 27

Figure 9 : Floraisons de cyanobactéries selon le temps de résidence en 2011. 28

Figure 10 : Floraison de cyanobactéries selon le temps de résidence 2012. 28

Figure 11 : Vue d'ensemble du réseau conceptuel du cadre analytique. 49

Figure 12 : Section sur les composantes physiques du cadre analytique. 50

Figure 13 : Section sur les composantes géophysiques du cadre analytique. 51

Figure 14 : Section sur les composantes biologiques du cadre analytique. 52

Figure 15 : Section sur les composantes anthropiques du cadre analytique. 53

Figure 16 : Section sur les changements climatiques du cadre analytique (reliée à la section sur les composantes anthropiques). 54

Figure 17 : Résultats graphiques de l'application de la corrélation de Spearman sur les paramètres deux à deux. 55

Figure 18 : Évolution des concentrations en cyanobactéries en fonction du pH et de l'année 56

Figure 19 : ACP sur les données de 2012 (de g. à d. : cercle des corrélations, regroupement des stations sur les plans factoriels en fonction des groupes de concentrations et de la couche d'eau) 56

Figure 20 : Représentation sommaire de l'arbre de décision, « OUI » correspond un événement de fleur d'eau. 57

Figure 21 : Représentation sommaire des richesses spécifiques en 2011 (à g.) et 2012 (à d.), selon les couches (en haut) et les stations (en bas). Les échelles diffèrent. 57

Figure 22 : Représentation de l'AFC, avec projection de variables supplémentaires en couleur. 58

Figure 23 : Représentation de la largeur et du chevauchement des niches écologiques occupées par les différentes espèces peuplant le lac en 2012. 59

Figure 24 : Aperçu de la fenêtre de travail du logiciel R, à travers l'interface graphique RStudio. 60

Liste des tableaux

Tableau 1 : Modifications anticipées pour le lac Saint-Charles et description des impacts potentiels des changements climatiques. 12

Tableau 2 : Données sur le régime des glaces et le débit de la rivière des Hurons en 2011 et 2012. 25

Tableau 3 : Données sur les temps de résidence de 2011 et 2012. 29

Tableau 4 : Résumé des principaux résultats par objectif. 30

Tableau 5 : Recommandations. 32

Mise en contexte et objectifs

En 2011, la mise en place par l'APEL et la Ville de Québec d'un suivi aux deux semaines du lac Saint Charles, qui s'inscrivait dans la poursuite des efforts consacrés aux diagnoses et autres études du plan d'eau, a conduit à la création d'une solide base de données biologiques et physico-chimiques du lac qui permet d'améliorer la comparabilité interannuelle des données et d'élargir les possibilités d'analyses.

L'objectif général du présent chapitre est donc de soumettre notre jeu de données à différentes analyses statistiques pour améliorer la compréhension des facteurs qui influencent les efflorescences cyanobactériennes au lac Saint-Charles. À terme, les résultats pourront mener à la formulation de nouvelles hypothèses et permettront également de poser les bases d'un outil de suivi statistique des données récoltées.

De notre objectif général découlent ces objectifs spécifiques :

1. Développer une stratégie d'étude, basée sur une revue de la littérature, permettant d'intégrer un maximum de paramètres, autant anthropiques que naturels, pouvant perturber l'équilibre écologique du lac Saint-Charles.

2. Appliquer un ensemble d'analyses statistiques aux données de 2011 et 2012 afin de tenter de répondre à certaines questions[1] :
   2.1. Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales mesurées?
   2.2. De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012?
   2.3. Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012?
   2.4. Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux?
   2.5. Quelles variables discriminent les concentrations de cyanobactéries?
   2.6. Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables dans le cadre du programme de suivi?
   2.7. Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau?
   2.8. De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre?
   2.9. Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces?
   2.10. Comment les communautés algales se structurent-elles?

3. Étudier l'effet du régime hydrique et du pH de la rivière des Hurons, ainsi que le temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles sur la fréquence des floraisons de cyanobactéries.

[1] Chaque question fait appel à une technique statistique spécifique. L'ensemble des réponses apportées se veut complémentaire.

1 Objectif 1

À titre de rappel, l'objectif 1 vise à développer une stratégie d'étude, basée sur une revue de la littérature, permettant d'intégrer un maximum de paramètres, autant anthropiques que naturels, pouvant perturber l'équilibre écologique du lac Saint-Charles. Cet inventaire représente en fait un outil de travail utilisable à l'interne pour orienter et faciliter la recherche et l'analyse sur les cyanobactéries.

1.1 Méthodologie

En ce qui a trait à la méthodologie des travaux de terrain, veuillez vous référer aux chapitres 2, 3 et 4.

1.1.1 Revue de la littérature

Une lecture des documents produits par l'APEL a d'abord été effectuée afin de prendre connaissance de l'historique et de l'état général actuel du lac Saint-Charles. La recherche d'informations a porté également sur l'état trophique, le cycle hydrologique, la limnologie, ainsi que la récurrence des floraisons de cyanobactéries au lac. Ensuite, une revue de la littérature scientifique a été réalisée afin d'élargir les connaissances sur la relation entre les cyanobactéries et leur milieu, et spécialement sur les éléments qui pourraient mener à l'éclosion de fleurs d'eau au lac Saint-Charles. Finalement, des professionnels qui possèdent une expertise dans les domaines de la géographie, de la limnologie, de l'environnement et de la climatologie ont été consultés.

1.1.2 Réseau conceptuel

Les informations recueillies lors de la revue de la littérature ont ensuite été mises en interrelation et ont été utilisées pour dresser un portrait, sous forme de réseau conceptuel, des éléments à considérer lors de l'étude du lac Saint-Charles. L'emplacement et la couleur de chacun des paramètres dans le réseau conceptuel ont été évalués de manière à illustrer hiérarchiquement, c'est-à-dire par niveau d'influence[2], les éléments affectant la prolifération des cyanobactéries au lac Saint-Charles.

Le réseau conceptuel a été construit à l'aide du logiciel DIA, puis converti en format PDF et gravé sur un DVD qui accompagne le rapport imprimé (voir page de garde arrière du présent rapport).

[2] Ces niveaux d'influence sont appuyés par des références bibliographiques.

1.2 Résultats et discussion

1.2.1 Revue de la littérature et cadre analytique : description de l'extrant

Les facteurs clés potentiellement impliqués dans la prolifération de cyanobactéries ont été recensés, puis organisés sous forme de réseau conceptuel et classés selon quatre composantes : biologique, géochimique, physique et anthropique (Com. W. Vincent 2012).

Ensuite, les informations disponibles dans la littérature scientifique concernant chaque facteur recensé ont été synthétisées. La synthèse bibliographique décrit chaque paramètre, présente la justification de l'attribution de son niveau d'influence dans le réseau conceptuel et précise pourquoi il doit être considéré dans le cadre d'une étude sur la compréhension du phénomène de prolifération des cyanobactéries.

À titre d'outil de travail, la synthèse bibliographique doit être utilisée de façon complémentaire avec le réseau conceptuel. L'utilisateur peut ainsi consulter le réseau conceptuel pour situer le niveau d'influence d'un facteur donné, puis se reporter à la synthèse bibliographique pour avoir l'état des connaissances qui s'y rapporte.

En outre, une attention particulière a été portée aux changements climatiques, étant donné que le régime de précipitations et la température influencent grandement le milieu lacustre. Le Tableau 1 énumère les principales modifications anticipées dans le bassin versant du lac Saint-Charles et donne un aperçu des principaux impacts potentiels des changements climatiques. Ce tableau fut élaboré à titre indicatif seulement. Tout comme le réseau conceptuel, il peut servir de référence et même de justificatif afin de guider les recherches futures de l'APEL et la Ville de Québec.

Il est finalement à noter que la liste des facteurs clés potentiellement impliqués dans la prolifération de cyanobactéries et le réseau conceptuel est disponible en Annexes. Le réseau conceptuel est également gravé sur un DVD qui accompagne la version imprimée du rapport. Par contre, la synthèse bibliographique a été exclue du présent chapitre pour des raisons de concision. Les résultats détaillés sont toutefois disponibles dans l'essai de maîtrise de Mme Lucie Lacasse intitulé *Élaboration d'un cadre analytique intégré à l'échelle du bassin versant du lac Saint-Charles (Québec) : Mieux comprendre la floraison des cyanobactéries* (2012). La liste complète des références utilisées dans le cadre de cet essai peut aussi être consultée à la section Références.

Tableau 1 : Modifications anticipées pour le lac Saint-Charles et description des impacts potentiels des changements climatiques.

Modifications anticipées	Brève description des impacts possibles des changements climatiques
Diminution de la disponibilité en oxygène dissous (OD) dans la colonne d'eau	Les modifications prévues dans le régime thermal, la stratification et la pénétration de la lumière auront un impact sur la disponibilité de l'OD dans les couches inférieures du lac (hypolimnion). L'augmentation prévue de la température aura pour effet d'accentuer la durée des périodes d'anoxie dans l'hypolimnion, entraînant de nombreuses conséquences biologiques et biogéochimiques sur le milieu.
Stratification de la colonne d'eau	La stratification de la colonne d'eau sera plus importante et d'une durée prolongée.
Changement dans le niveau trophique du lac Saint-Charles	Les changements climatiques auront tendance à favoriser l'eutrophisation des plans d'eau. La diminution attendue du débit de l'eau, ainsi que d'autres changements dans l'hydrologie du lac engendreront un temps de résidence plus long, ce qui contribuera à augmenter les concentrations en polluants, ainsi que l'activité biologique (Magnuson *et al.*, 1997).
Transparence de l'eau	La transparence du lac sera notamment perturbée par une augmentation des apports en carbone organique dissous (COD) et en matières en suspension (MES) lors de fortes pluies (Magnuson *et al.*, 1997). L'augmentation des concentrations en COD aura pour effet de diminuer la transparence de l'eau, tandis que l'apport massif d'éléments nutritifs et de MES, combiné au temps de résidence accru, contribuera à la turbidité du lac.
Modification du bilan thermique dans les couches du lac Saint-Charles	Plusieurs études (McCormick, 1990; Hondzo & Stefan, 1991 et 1993; De Stasio *et al.*, 1996) ont démontré qu'une hausse de 100 % du taux de CO_2 dans l'atmosphère (ce qui est prévu par plusieurs modèles) provoquerait une augmentation de la température à la surface des lacs de l'ordre de 1 à 7 °C. En profondeur, la variation de température pourrait fluctuer entre –6 °C et +6 °C.
Diminution de la période de couvert de glace	Le temps de recouvrement du lac Saint-Charles par les glaces diminuera, provoquant une stratification thermique plus hâtive dans la saison et prolongeant donc la période favorable à la dominance des cyanobactéries.
Réchauffement du lac et des tributaires	Le réchauffement de l'eau aura de nombreux impacts sur la limnologie du lac Saint-Charles, en particulier sur le cycle des mélanges, la stratification thermique, ainsi que la disponibilité de l'OD dans les couches plus profondes.
Augmentation de la température des eaux souterraines	L'augmentation de la température des eaux souterraines aura pour effet d'augmenter la température des tributaires du lac Saint-Charles (Magnuson *et al.*, 1997).

Diminution du débit et de l'apport des tributaires	La diminution du débit et de l'apport en eau des tributaires aura pour effet d'augmenter le temps de résidences de l'eau du lac Saint-Charles. Ceci pourrait provoquer une augmentation de la concentration de plusieurs substances, dont le PT, le NT, les solutés inorganiques, les polluants, etc. Ceci aura pour effet d'augmenter l'activité biologique, provoquant incidemment une augmentation de la consommation de plusieurs éléments, dont le phosphore et le COD. À terme, ce processus pourrait causer une réduction des éléments nutritifs dans l'eau, par consommation biologique.
Augmentation des concentrations en solutés inorganiques	L'augmentation des concentrations en solutés inorganiques, provoquée par l'augmentation du temps de résidence du lac, aura tendance à amener le lac Saint-Charles vers des conditions alcalines.
Réduction du COD et augmentation de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau	La réduction de la concentration en COD, ainsi que l'augmentation de la pénétration de la lumière auront pour effet d'augmenter la vitesse de la croissance algale.

Informations tirées de : Magnuson *et al.,* 1997.

1.2.2 Discussion et conclusions sur l'outil

Le réseau conceptuel et la synthèse bibliographique permettent :

- de visualiser de manière plus holistique les facteurs qui doivent être pris en considération lors de l'analyse des données recueillies;
- d'orienter l'analyse des données;
- de prioriser les éléments à étudier;
- d'améliorer le programme de suivi des cyanobactéries;
- de réduire le temps de recherche de l'information;
- de faciliter la mise à jour des connaissances sur le sujet;
- de proposer des recommandations concrètes dans le cadre de cette diagnose.

En somme, ces outils d'analyse peuvent être employés et modifiés par ses utilisateurs au fil de l'avancement des recherches sur la prolifération des cyanobactéries. Pour l'instant, puisque l'outil ne comprend aucune donnée chiffrée, il ne peut pas être utilisé comme modèle prédictif pour le lac Saint-Charles, mais il pourrait éventuellement contribuer à l'élaboration d'un tel modèle.

2 Objectif 2

À titre de rappel, l'objectif 2 vise à proposer des hypothèses, des pistes et des perspectives d'analyses basées sur les tendances qui se dégagent des analyses statistiques appliquées aux données issues de deux années de suivi.

2.1 Note importante

La confiance que l'on peut accorder aux résultats d'analyses statistiques dépend entre autres de la pertinence des analyses employées, mais surtout de la fiabilité du jeu de données[3]. Il convient donc d'établir et de suivre un protocole précis de suivi régulier.

- Les résultats présentés ici reposent sur les données récoltées dans le cadre d'un suivi de deux ans. Cette période de temps est déjà suffisante pour voir se dessiner certaines tendances et hypothèses, mais ce n'est définitivement pas suffisant pour poser des certitudes. Les écosystèmes lacustres ont un temps de réponse long, qu'il convient d'intégrer à la réflexion.
- Dans le contexte de ce rapport, il a été décidé de présenter certaines analyses pourtant non concluantes, car il est toujours possible qu'elles se révèlent pertinentes le jour où la quantité de données sera suffisante.

En somme, ces premières analyses sont encourageantes puisqu'elles font ressortir des hypothèses et pistes également soulevées par d'autres organismes dans le monde (Huntington, 2010; Paerl, n.d.; Mohebbi *et al.*, 2012).

2.2 Méthodologie

L'utilisation de tests statistiques nécessite des conditions d'application spécifiques : de façon générale, les données doivent respecter les règles de normalité et d'homoscédasticité (homogénéité des variances). Dans certaines circonstances, il est possible de s'affranchir de ces conditions, ou de les contourner en appliquant une transformation des données (centre-réduction, p. ex.) ou encore des analyses non paramétriques. Les résultats présentés dans ce rapport respectent les conditions d'application exigées, autrement il est mentionné lorsque ce n'est pas tout à fait le cas.

Les analyses ont été effectuées au moyen du logiciel libre « R », avec l'interface graphique « RStudio ». La numérotation suivante correspond aux tests utilisés afin de répondre aux questions posées dans la section Mise en contexte et objectifs.

[3] Voir le détail des propriétés des données de l'APEL dans les chapitres précédents correspondants.

2.2.1 Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales mesurées?

Corrélation de Spearman sur tableau croisé

La corrélation de Spearman est un test permettant de mettre en évidence l'intensité d'une relation entre deux variables quantitatives (température et pH, p. ex.). Ce type de test est tout indiqué pour identifier des relations non linéaires ou non monotones entre les paramètres. Dans le cas présent, le test est appliqué à toutes les variables environnementales quantitatives du jeu de données. En règle générale, ce premier test permet d'éliminer les valeurs redondantes superflues de la base de données (Pagès, 2010).

2.2.2 De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012?

Test de Student et de Wilcoxon-Mann-Whitney

Ces tests servent comparer des moyennes de paramètres entre deux modalités : si, en moyenne, la température de l'eau était significativement plus élevée en 2011 ou en 2012, par exemple. L'ensemble des paramètres d'intérêt est ainsi testé (Legendre & Legendre, 2012).

2.2.3 Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012?

Analyse de la covariance

L'analyse de la covariance permet d'évaluer l'effet de différentes variables quantitatives (le pH, la température, etc.) et qualitatives (l'année) sur une variable quantitative (la concentration en cyanobactéries, p. ex.). Les résultats, sous forme graphique, peuvent révéler des différences entre les pentes et origines des droites de régression de chaque année. Ces écarts dans les paramètres des droites, lorsque significatifs, signifient un changement de la relation entre la concentration en cyanobactéries et le pH (ou la température) d'une année à l'autre (Cornillon *et al.*, 2012).

2.2.4 Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux?

Analyse en composantes principales (ACP)

Les ACP résument sur plusieurs plans factoriels l'information contenue dans un tableau de données comprenant comme ici beaucoup de variables et d'observations. Elles mettent en évidence des tendances de regroupement entre observations, sur la base de certains paramètres, et rappellent les relations de corrélations entre les variables. Les ACP fonctionnent à partir de données d'unités différentes (Cornillon *et al.*, 2012).

2.2.5 Quelles variables discriminent les concentrations de cyanobactéries?

Analyse factorielle discriminante (AFD)

L'AFD a pour objectifs l'explication et la prédiction des valeurs d'une variable qualitative (groupe de concentrations de cyanobactéries) à partir de variables quantitatives et/ou qualitatives (Cornillon *et al.*, 2012). Ici, il s'agit de comprendre quels sont les paramètres expliquant le mieux la présence de tel ou tel groupe de concentrations de cyanobactéries à un point donné.

2.2.6 Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables dans le cadre du programme de suivi?

Modèles linéaires

Les informations obtenues grâce aux analyses précédentes peuvent servir à développer un modèle mathématique permettant de prédire le nombre de cyanobactéries à une station à partir des valeurs des paramètres clés. Habituellement, le modèle est accompagné d'une marge d'erreur (Legendre & Legendre, 2012).

2.2.7 Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau?

Arbre de décision

Cette fois, il ne s'agit pas de s'intéresser aux concentrations de cyanobactéries, mais bien aux événements de fleurs d'eau. L'arbre de décision n'est pas un test à proprement parler, mais plutôt un outil d'exploration et de prédiction probabiliste d'événements. Basée sur un algorithme séquentiel, la méthode fournit des probabilités d'occurrence d'efflorescences cyanobactériennes selon les valeurs de certains paramètres présélectionnés. Ainsi, en ne connaissant que les valeurs de ces quelques paramètres, la « chance » de voir apparaître une fleur d'eau au lac Saint-Charles devient prédictible (Cornillon *et al.*, 2012).

2.2.8 De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre?

Comparaison des richesses spécifiques

La composante biologique est un facteur majeur de l'évolution d'un système, et également un bon indicateur de l'état du milieu. Il s'agit ici d'évaluer la diversité des genres taxonomiques d'algues d'un point du lac à un autre, et entre les deux années (Alard, 2013).

2.2.9 Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces?

Procédure BIO-ENV

Cette méthode permet de discriminer les genres sur la base des paramètres environnementaux. En d'autres termes, la procédure recherche les paramètres expliquant la matrice d'association des espèces (Alard, 2013).

2.2.10 Comment les communautés algales se structurent-elles?

Analyse factorielle des correspondances (AFC)

L'AFC permet de résumer et visualiser un tableau de contingence, c'est-à-dire un tableau croisant deux variables qualitatives ou encore un tableau de relevés d'espèces par station (Alard, 2013). Les données doivent nécessairement avoir la même unité : l'abondance de telle espèce à chaque relevé, par exemple. L'AFC conduit à la visualisation de la composition des communautés par rapport aux conditions environnementales du milieu, permettant ainsi de mieux comprendre les facteurs qui contribuent à la dominance de telle ou telle espèce.

2.3 Résultats et discussion

2.3.1 Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales mesurées?

Les relations entre les paramètres ont d'abord été systématiquement testées, indépendamment de l'année. Certaines relations obtenues étaient prévisibles, comme celle entre la température et la profondeur, fortement anti-corrélée (la température baisse suivant la profondeur).

Par contre, d'autres relations obtenues étaient moins attendues. Par exemple, le pH et la profondeur sont anti-corrélés (Figure 1), alors qu'une corrélation positive notable est observée entre le pH, l'OD et la température. La température et la conductivité sont également bien corrélées. La conductivité et les solides dissous totaux (TDS) présentent une corrélation parfaite (Figure 7, Annexe 2.2).

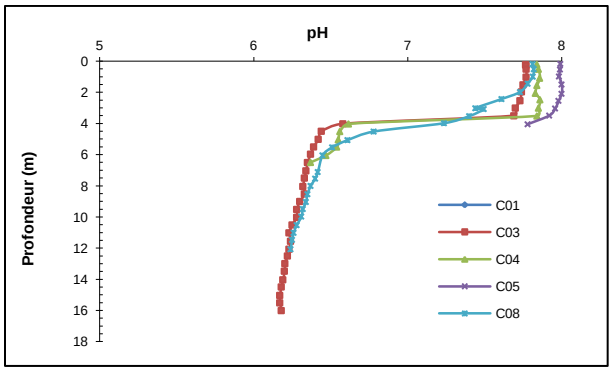


Figure 1 : Exemple d'anti-corrélation observée entre le pH et la profondeur.

2.3.2 De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012?

Nous avons observé l'évolution de la température, de la pluviométrie et du pH sur 2011 et 2012. Les deux premiers paramètres étant recensés comme pouvant affecter la prolifération de cyanobactérie dans le cadre analytique (Figure 12, Annexe). Il est apparu que les valeurs des trois paramètres étaient en moyenne très significativement supérieures en 2012 par rapport à 2011. Il est aussi à noter que davantage de fleurs d'eau ont été observées en 2012.

2.3.3 Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012?

Une variation a été constatée dans l'intensité de la réponse des cyanobactéries à une hausse du pH d'une année à l'autre (Figure 2). En effet, les conditions environnementales de l'année 2012 ont entrainé une croissance plus importante des cyanobactéries lorsque le pH augmentait, comparativement à 2011 (p-value = 0,03).

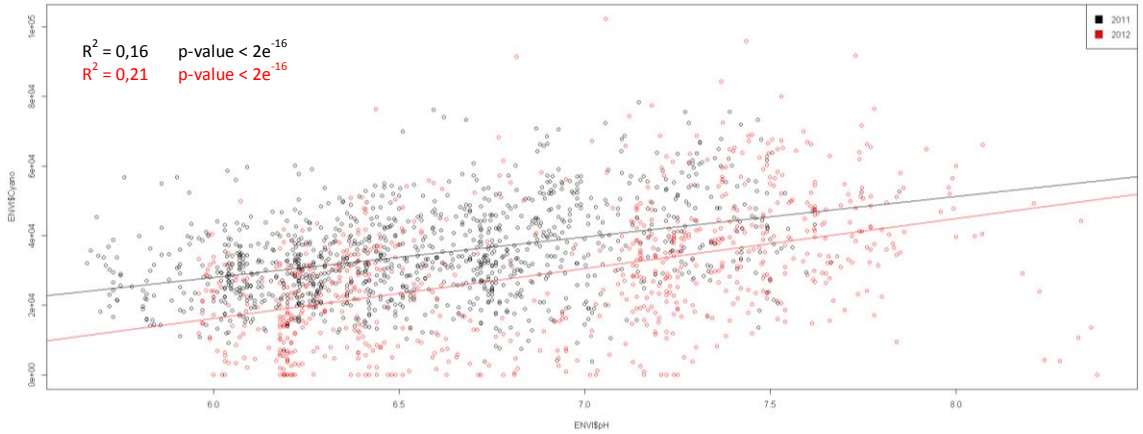


Figure 2 : Covariance de la concentration des cyanobactéries (cell./ml) en fonction du pH, selon les années.

Par ailleurs, l'examen des données de concentrations en cyanobactéries[4] en fonction du temps révèle deux profils différents (Figure 3) :

- En 2011, les concentrations en cyanobactéries ont augmenté progressivement pour atteindre un seuil au début juillet et se maintenir juste en deçà de 40 000 cell./ml par la suite.
- En 2012, les concentrations en cyanobactéries ont connu une expansion très rapide, alors que la hausse du pH était aussi plus intense que l'année précédente. Toutefois, les concentrations n'ont pas connu la même stabilité qu'en 2011 une fois l'été passé. Il est réaliste de penser que les conditions environnementales ont donc été plus favorables à la croissance des cyanobactéries en 2012, à commencer par l'évolution du pH .

[4] Il s'agit ici des concentrations des cyanobactéries mesurées à l'aide d'une sonde YSI 6600 V2 (voir chapitre 4).

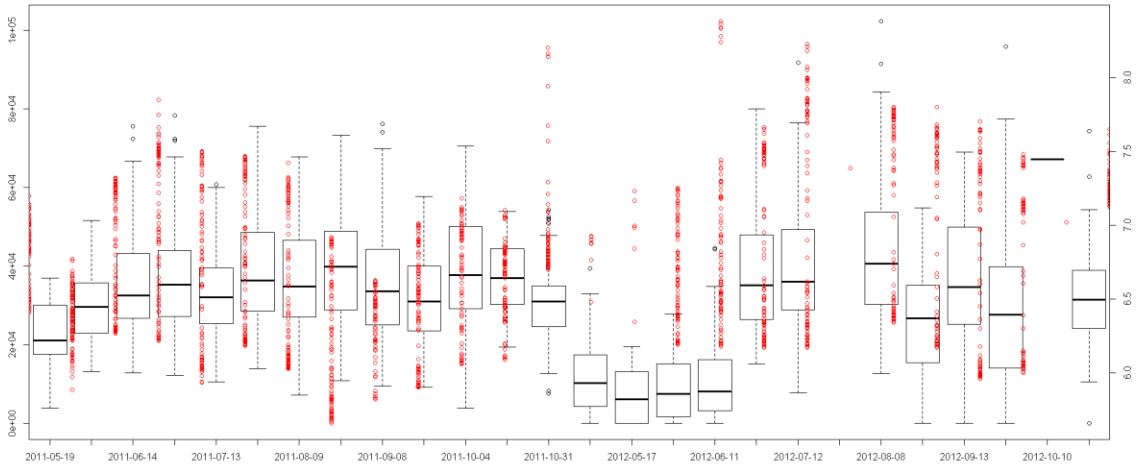


Figure 3 : Évolution des concentrations en cyanobactéries (en noir, échelle à gauche) et du pH (en rouge, échelle à droite) en fonction du temps.

En ce qui concerne l'effet de la température, la Figure 4 permet de constater deux origines différentes entre les deux années (donc des valeurs initiales de concentrations différentes), mais une pente égale. L'effet de la température sur les cyanobactéries a donc été le même d'une année à l'autre (p-value = 0,45).

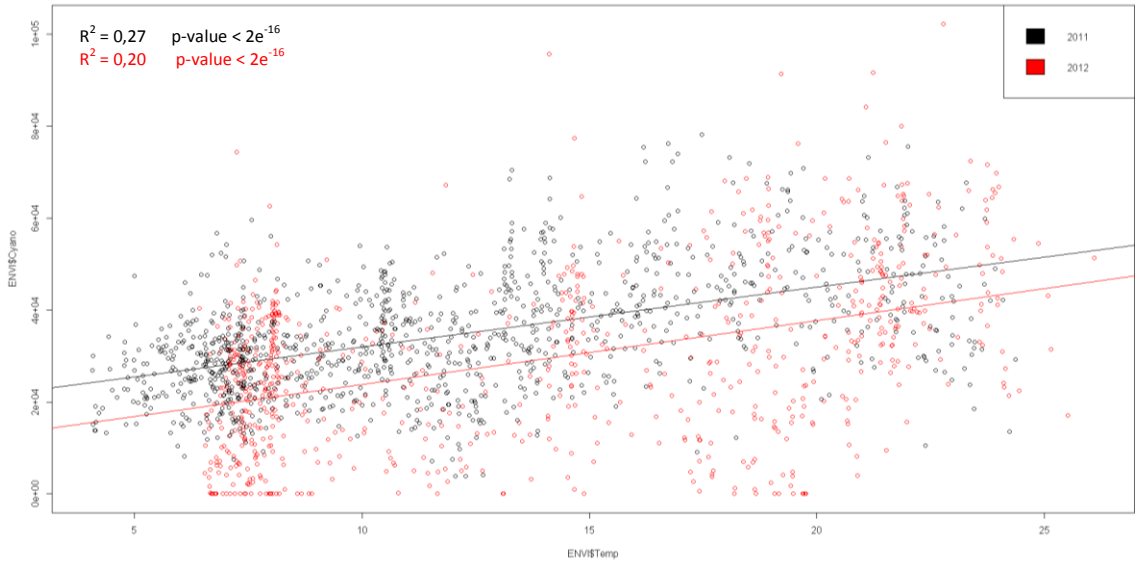


Figure 4 : Covariance de la concentration en fonction de la température, selon les années.

À ce stade, il est déjà possible de faire ressortir une relation entre le pH et la croissance des cyanobactéries en supposant que les pH plus élevés, tirant vers la neutralité et basicité, sont favorables à la prolifération des cyanobactéries. Cette conclusion concorde avec les travaux de Cuicho *et al.* (2013), Mohebbi *et al.* (2012) et Paerl & Hulsman (2009).

Or, ceci n'exclut pas la possibilité que la modification du pH soit causée par les cyanobactéries elles-mêmes, qui peuvent ajuster dans une certaine mesure les conditions environnementales dans lesquelles elles prospèrent (Vincent, 2009).

2.3.4 Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux?

Pour répondre à cette question, les données des deux années de suivi ont été traitées séparément afin d'observer d'éventuelles variations dans les tendances générales.

La première observation confirme les relations établies par les corrélations de Spearman, c'est-à-dire une forte corrélation entre le pH, la température et l'OD, ainsi qu'une anti-corrélation avec la profondeur. Concernant le profil d'abondance des cyanobactéries, il apparait que les concentrations les plus importantes se trouvent généralement en surface. De plus, la présence d'un gradient de concentration lié à l'effet synergique de la température et du pH vient confirmer l'observation mise en évidence par la question précédente.

Dans l'ensemble, les résultats des ACP sont relativement semblables en 2011 et en 2012, si ce n'est que la conductivité contraste grandement en 2012. Puisque l'utilisation de sels de voirie dans l'environnement du lac Saint-Charles est censée favoriser la stratification de la couche d'eau (par gradient de densité) et nuire au développement d'espèces phytoplanctoniques peu tolérantes à la salinité, il peut sembler évident que la conductivité soit corrélée positivement à la concentration en cyanobactéries (Jöhnk *et al.*, 2008). Enfin, les résultats des ACP montrent aussi un effet du niveau d'eau du lac sur les concentrations en cyanobactéries : plus le niveau d'eau est élevé, moins il y a de cyanobactéries (Figure 19 en annexe).

2.3.5 Quelles variables discriminent les données de concentrations de cyanobactéries?

L'analyse appliquée sur l'année 2011 s'est révélée infructueuse. Cependant, l'AFD fournit une discrimination des classes de concentrations de cyanobactéries en 2012 d'après trois variables en particulier : la conductivité, le pH et le niveau d'eau du lac. Il est conseillé à ce stade de rester, à l'avenir, particulièrement attentif à l'évolution du pH dans le lac. De fait, l'effet de la variation du pH sur la dynamique des cyanobactéries est encore mal connu.

2.3.6 Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables par l'APEL?

En raison du degré élevé de perfectionnement de la base de données limnologique de l'APEL, il est possible de mettre au point des modèles mathématiques intégrant tel ou tel paramètre selon la décision de l'opérateur. Le modèle le plus intéressant pour le gestionnaire est généralement le plus simple, celui qui donne par exemple un nombre de cellules seulement en fonction de la température :

$$\text{Abondance}_{\text{Cyanobactérie2012}} = 1342{,}22 \times \textit{Température}_{\textit{eau}} + 10535$$

Ce premier modèle ne nécessite qu'une seule information, la température. En contrepartie, il ne donne qu'un vague aperçu de l'abondance réelle, car il faut aussi prendre en compte l'erreur standard, ainsi que l'effet de tous les autres paramètres.

Ce second modèle est plus réaliste, puisqu'il intègre davantage de variables explicatives :

$$\text{Abondance}_{\text{Cyanobactérie2012}} = 434 \times \textit{Turbidité} + 10\,624{,}60 \times \textit{pH} - 770{,}61 \times \textit{OD} + 847{,}12 \times \textit{Température} - 50847{,}30$$

À terme, un tel modèle construit avec de multiples paramètres et des données prélevées sur plusieurs années permettra de juger si, sur la base des valeurs mesurées, l'abondance réelle des cyanobactéries correspond à l'abondance théorique du modèle. En d'autres termes, il s'agira de vérifier si la concentration de cyanobactéries observée est *normale*, compte tenu des valeurs de paramètres observées. Si les deux valeurs d'abondance diffèrent, il conviendra de chercher le(s) paramètre(s) expliquant cette différence.

2.3.7 Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau?

Les résultats de l'arbre de décision probabiliste obtenu restent préliminaires, car un tel outil repose sur le nombre et la robustesse des observations faites par le passé. Ce genre d'algorithmes est notamment utilisé pour la « prédiction » météorologique. Dans le cas présent, moins d'une dizaine d'observations de fleurs d'eau sur deux ans reste insuffisante pour établir de façon certaine un profil de paramètres favorables à l'émergence d'une fleur d'eau.

Sur les premiers résultats qu'offre l'arbre de décision pour 2011-2012, la température et le pH sont les deux variables qui s'avèrent particulièrement utiles pour prédire des efflorescences. À titre purement informatif, l'arbre prédit l'apparition de fleurs d'eau dans 50 % des cas lorsque la température est supérieure ou égale à 24 °C, et dans 30 % des cas lorsque la température est inférieure à 24 °C et le pH compris entre 6,79 et 6,82 (Figure 20 en annexe).

2.3.8 De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre?

La composante biologique est un facteur essentiel à la compréhension du fonctionnement d'un écosystème. La diversité retrouvée dans un milieu est un bon indicateur de son état. C'est dans cette optique que la richesse spécifique est évaluée, et ce, à plusieurs sites chaque année.

Ainsi, le site C01 (exutoire du lac Saint-Charles, voir chapitre 4, Figure 1) se révèle toujours le plus diversifié, indépendamment de l'année. Autrement, tous les sites étudiés ont gagné en diversité en 2012, et spécialement C04. Ce site, situé dans la baie de l'Écho (bassin nord), a quadruplé son nombre de genres présents en 2012 (Figure 21 en annexe).

2.3.9 Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces?

La procédure BIO-ENV fait appel à l'ensemble des données disponibles, mais sous condition de supprimer chaque ligne contenant une valeur manquante, pour chacune des variables du jeu de données. L'analyse se fait donc sur un nombre réduit de données. Dans le cadre de cette question, l'analyse fonctionne, mais elle n'est pas statistiquement viable. En d'autres termes, il est possible de la lire, mais en restant prudent dans son interprétation.

Pour chaque année, la procédure fournit un groupe de cinq variables expliquant la matrice d'association des espèces : la température, la profondeur, la conductivité, l'oxygène dissous et la pluviométrie. En 2012, le pH a été ajouté.

Pourtant, au final, aucune conclusion formelle ne peut être faite sur la base de cette analyse, même si certains paramètres semblent participer aux proliférations de cyanobactéries (Mohebbi *et al.*, 2012).

2.3.10 Comment les communautés algales se structurent-elles?

Il ne s'agissait pas ici d'appliquer une comparaison interannuelle, mais bien d'observer le comportement des espèces de cyanobactéries entre elles, dans leur milieu. Il faut donc utiliser le jeu de données le plus complet possible en fusionnant les données des deux années.

L'AFC met en évidence une série de points en forme de U : cet artefact graphique, nommé « effet Guttman », est représentatif d'un gradient environnemental. Le genre *Planktothrix* se retrouve ainsi à l'extrême gauche du gradient, tandis qu'*Anabaena* sp. occupe l'extrême droite. Ces genres sont donc les seuls à fréquenter les milieux dans lesquels ils dominent : ils sont tolérants à des conditions généralement défavorables et profitent de l'absence des autres genres plus sensibles. Le centre du gradient est caractérisé par une plus grande diversité en raison des conditions plus favorables aux espèces compétitrices (p. ex. *Woronichinia* sp. et *Merismopedia* sp.) (Figure 22, Figure 23, Annexe 2.2).

Les conditions environnementales à l'origine de cette répartition ont déjà été identifiées à la question précédente. En l'occurrence, de fortes concentrations de *Planktothrix* sp. sont retrouvées dans les milieux profonds, au pH légèrement acide et à de faibles températures. Ces conditions sont habituellement peu favorables au développement des cyanophycées, qui préfèrent globalement des températures élevées, un pH légèrement basique et une plus forte conductivité. Enfin, dans le cas présent, *Anabaena* sp. semble prospérer dans un environnement à plus faible conductivité et à plus forte température.

À partir de cette analyse, et en y ajoutant année après année les données récoltées, il sera possible d'obtenir un profil de dominance de la communauté cyanobactérienne et/ou de la fleur d'eau sur un site à partir des conditions environnementales mesurées.

3 Objectif 3

À titre de rappel, l'objectif 3 vise à étudier l'effet du régime hydrique de la rivière des Hurons ainsi que le temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles sur la fréquence et la densité des floraisons de cyanobactéries.

3.1 Méthodologie

Afin de vérifier les liens entre le régime hydrique de la rivière des Hurons et la présence de cyanobactéries, la méthode graphique et quelques indicateurs statistiques simples ont été utilisés. Les régressions entre les variables ont été tracées avec le logiciel Excel. Le débit de la rivière des Hurons utilisé est celui mesuré à la station 050916 du Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ), étant donné que ce site draine environ la moitié du bassin versant.

Le temps de résidence de l'eau pour le lac Saint-Charles a été calculé de la façon suivante :

$$Temps\ de\ résidence\ (jours) = \frac{Volume\ du\ lac\ (m^3)}{Débit_{exutoire}\ (\frac{m^3}{jour})}$$

Le volume du lac a été calculé pour chaque jour du suivi à partir de la carte bathymétrique et le niveau d'eau enregistré quotidiennement au barrage. Étant donné que le débit à l'exutoire n'est pas disponible, il a été estimé à l'aide de cette équation :

$$Débit_{exutoire}\ (\frac{m^3}{s}) = \frac{Débit_{riv.\ St-Charles}(\frac{m^3}{s}) + 2}{2{,}17}$$

où 2 est la consommation d'eau approximative par les citoyens de la Ville de Québec en m^3/s et 2,17 est le ratio de la superficie du bassin versant de la station hydrométrique 050904 du CEHQ sur celle du bassin versant du lac.

Cette estimation comporte une erreur de décalage temporel causé par l'emmagasinement de l'eau dans les rivières (effet de laminage). La mesure du débit à l'exutoire du barrage améliorerait la précision du calcul du temps de résidence. Tout comme pour le débit, une méthode graphique et des indicateurs statistiques simples (moyenne, médiane et écart-type) ont été utilisés pour les analyses.

3.2 Résultats et discussion

3.2.1 Régime hydrique de la rivière des Hurons (2011-2012)

La rivière des Hurons influence grandement le lac Saint-Charles par les quantités d'eau et de nutriments qu'elle transporte. Il est donc important d'étudier son influence sur les communautés de cyanobactéries.

Les Figure 4 et Figure 5 permettent tout d'abord de situer temporellement les floraisons de cyanobactéries en fonction du débit de la rivière des Hurons en 2011 et 2012.

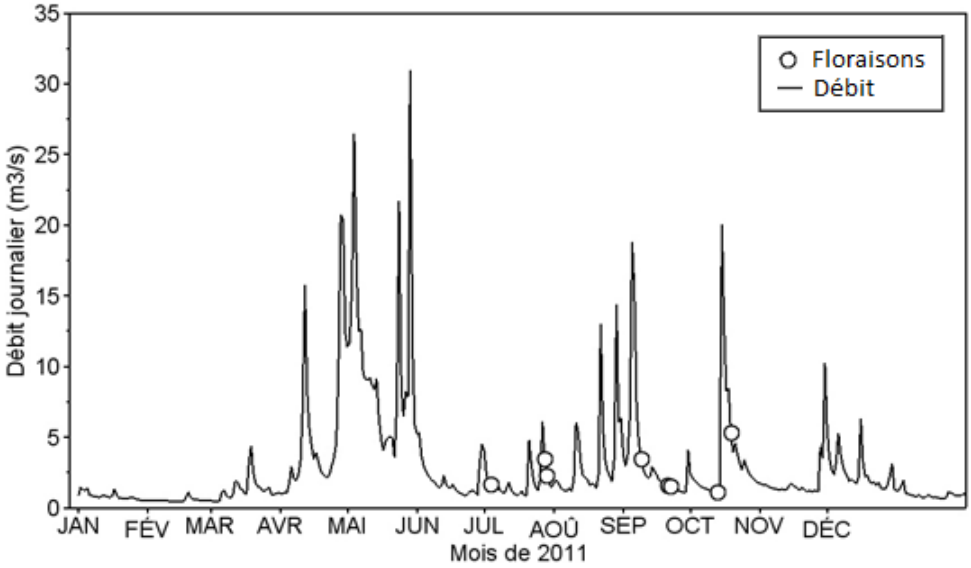


Figure 4 : Floraisons de cyanobactéries sur l'hydrogramme annuel de la rivière des Hurons en 2011.

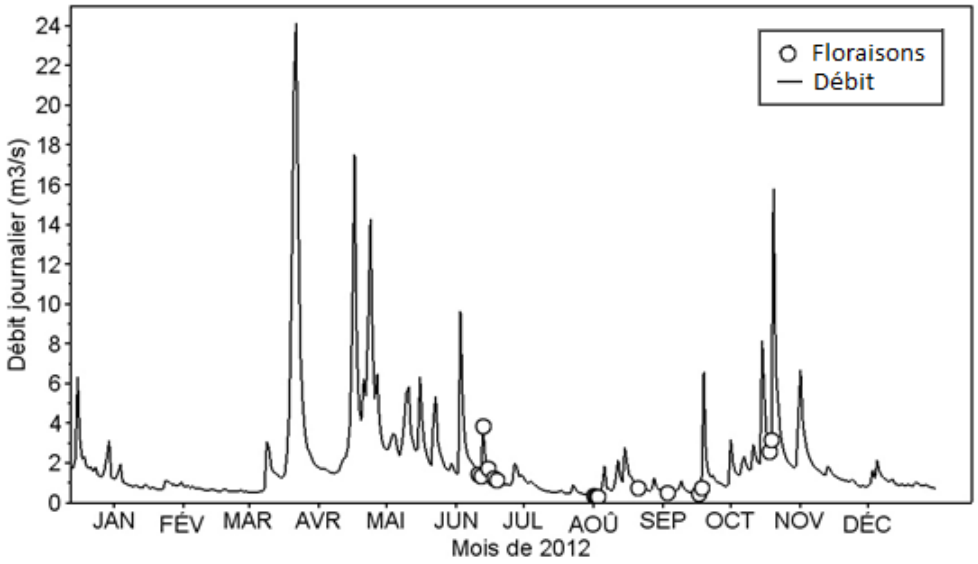


Figure 5 : Floraisons de cyanobactéries sur l'hydrogramme annuel de la rivière des Hurons en 2012.

A priori, il est intéressant de constater que les floraisons de 2011 sont toutes survenues lors de la décrue ou du tarissement de la rivière. De plus, au cours du mois d'août 2011, période marquée par l'instabilité du débit (crues et décrues) et un débit de base élevé, aucune floraison n'a été observée. En 2012, la même tendance était observable, sauf lors d'un évènement de crue mineure survenu en juin et deux épisodes d'augmentation du débit survenus plus tard dans l'été. La probabilité d'observer une fleur d'eau lors de l'augmentation du débit ou lors d'une crue est donc très faible. Étant donné que les étiages favorisent les cyanobactéries, il faut

étudier davantage le facteur du niveau d'eau et en tenir compte éventuellement dans la gestion du barrage Cyrille Delage. Rappelons qu'une crue apporte des nutriments au lac et réduit le temps de résidence de l'eau tandis que l'étiage produit l'effet inverse (APEL, 2009).

Par ailleurs, les campagnes d'échantillonnage des rivières du bassin versant en 2010 et 2011 ont permis d'identifier une relation logarithmique entre le pH de l'eau de la rivière des Hurons et le débit (Figure 6).

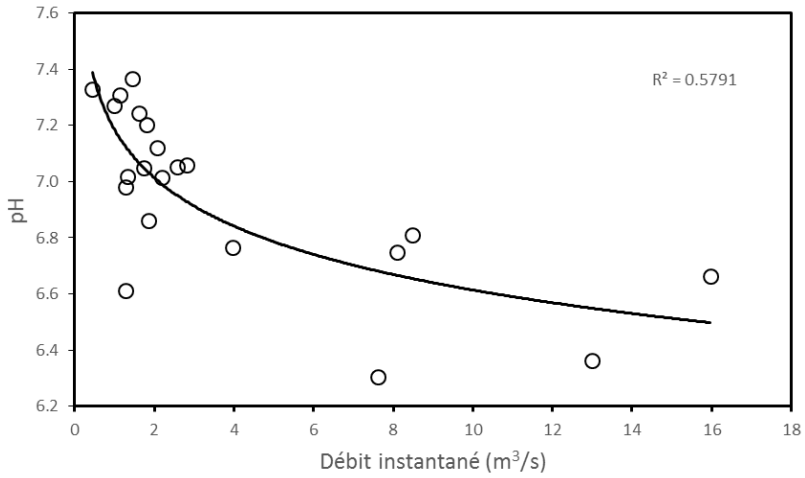


Figure 6 : Relation entre le pH et le débit de la rivière des Hurons.

Tel que discuté précédemment à l'objectif 2, le pH de l'eau est une variable qui module en partie la croissance des cyanobactéries. Celles-ci croissent davantage dans une eau au pH variant entre 7,5 et 9 (Reynolds & Walsby, 1975). Comme le pH est plus faible lorsque le débit est élevé, les crues favoriseraient d'un côté les cyanobactéries en apportant des nutriments, mais limiteraient temporairement leur croissance en abaissant le pH de l'eau, en diminuant le temps de résidence de l'eau et en déstabilisant la colonne d'eau. Cette hypothèse pourrait peut-être expliquer pourquoi des floraisons sont souvent observées soit en période d'étiage prolongée ou en période de décrue. De manière à résumer quantitativement le régime hydrologique, le Tableau 2 présente quelques données de 2011 et 2012 en période sans couvert de glace.

Tableau 2 : Données sur le régime des glaces et le débit de la rivière des Hurons en 2011 et 2012.

	2011	2012
Période sans glace	9 mai au 11 décembre	17 avril au 3 décembre
Nombre de jours en eau libre	216	230
Débit moyen (m^3/s)	3,40	2,16
Débit médian (m^3/s)	1,92	1,38
Écart-type du débit	3,82	2,38
Nombre de fleurs d'eau observées (période d'apparition)	8 (4 juillet au 13 octobre)	15 (11 juin au 19 octobre)

Les données du Tableau 2 montrent que le débit en 2012 a été relativement plus faible, tandis que la variabilité était moindre qu'en 2011. Bien que le régime hydrologique faible et stable de 2012 semble avoir contribué à l'abondance accrue de cyanobactéries, il est difficile de tirer une conclusion. Plusieurs questions persistent :

1) Est-ce qu'il y a davantage de floraisons lorsque le débit est faible à cause des conditions météorologiques favorables (ensoleillement, température, etc.)?
2) Est-ce qu'il y a plus de floraisons lorsque le débit est faible à cause de l'augmentation du pH?
3) Est-ce qu'un débit généralement plus élevé a un impact marqué sur la stratification thermique?
4) Pourquoi n'y a-t-il pas plus de floraisons lorsque le régime hydrologique est plus productif et qu'il y a apport de phosphore au lac (Bourget, 2011)?
5) Est-ce qu'un débit faible favorise la croissance des cyanobactéries à cause de l'augmentation du temps de résidence de l'eau? Cette question sera discutée au prochain point.

Mis à part la relation entre le pH et le débit, le suivi des rivières de 2011 (APEL, 2012) a révélé que le pH est relativement plus faible dans les tronçons de rivières en milieu forestier (voir aussi chapitre 2). Ceci s'explique par le passage de l'eau dans des sols organiques riches en dioxyde de carbone produit par l'activité bactérienne et les acides humiques (Wetzel, 1983).

La Figure 7 montre la progression du pH moyen à trois stations d'échantillonnage sur la rivière Hibou de l'amont vers l'aval. La station P04RH est située à la tête du bassin versant. La rivière traverse ensuite le quartier localisé au pied des pentes du centre de ski Stoneham jusqu'à la station P05RH. Elle longe finalement le Club de Golf Stoneham et un important quartier résidentiel jusqu'à son embouchure à la station E08.

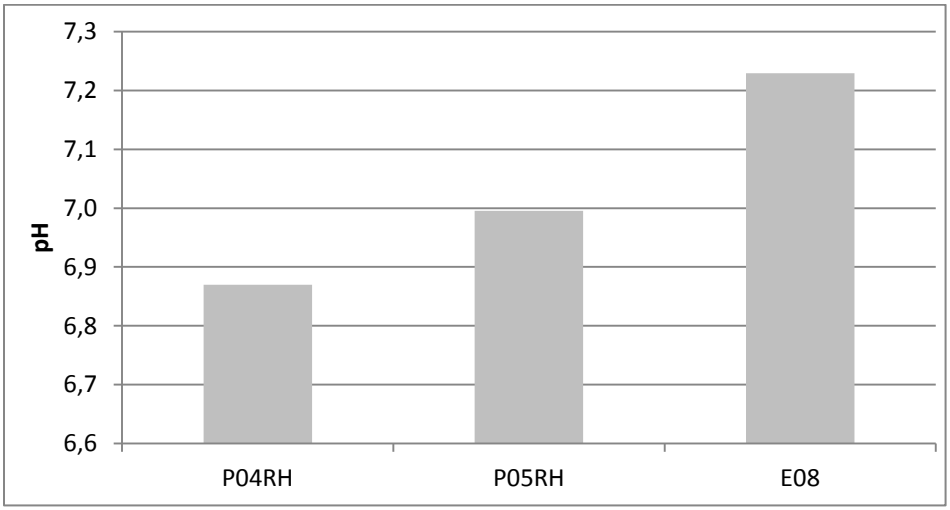


Figure 7 : pH moyen aux stations de la rivière Hibou en 2011, de l'amont vers l'aval.

La Figure 8 montre quant à elle l'évolution du pH sur la rivière Noire. Contrairement à la rivière Hibou, la rivière Noire subissait l'effet de l'anthropisation à la tête de son bassin versant par les

travaux de l'autoroute 73 en 2011 et la présence du boulevard Talbot, puis coule majoritairement en territoire forestier jusqu'à son embouchure.

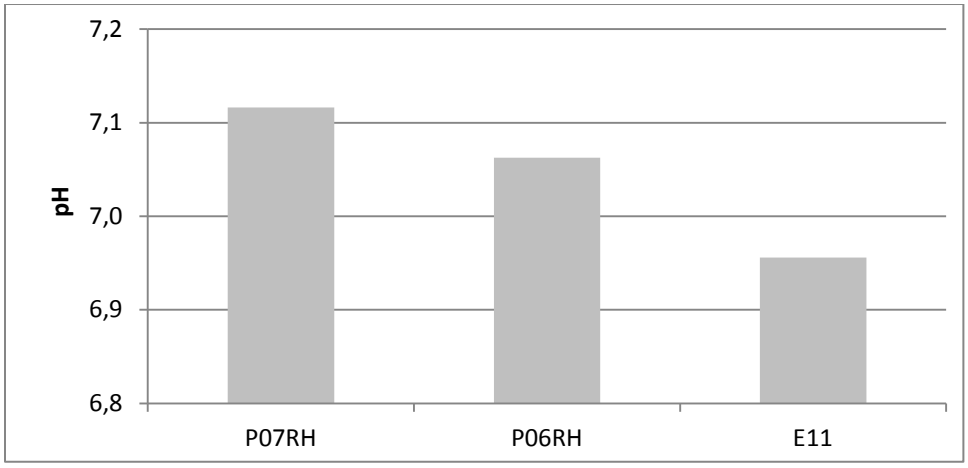


Figure 8 : pH moyen aux stations de la rivière Noire en 2011, de l'amont vers l'aval.

Ces deux exemples illustrent bien l'effet de l'urbanisation et les activités anthropiques sur le pH de l'eau.

En somme, il semble bel et bien y avoir un effet du débit sur les cyanobactéries, mais la variable sous-jacente qui expliquerait cette relation reste incertaine. Puisque le pH des tributaires naturels est influencé par le couvert forestier et les acides humiques associés (Wetzel, 2001), le reboisement permettrait en principe de rétablir le pH naturel des eaux et de maximiser l'infiltration dans les sols.

3.2.2 Temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles (2011-2012)

Le temps de résidence de l'eau est une variable très importante puisque s'il est inférieur à la vitesse de reproduction des cyanobactéries, ces dernières seront expulsées à l'exutoire avant de pouvoir former des fleurs d'eau. La conception de procédés de traitement biologique des eaux usées exploite d'ailleurs cette caractéristique (Metcalf & Eddy, 2003).

Pour un plan d'eau donné, le temps de résidence théorique moyen calculé est toujours inférieur à la réalité puisqu'il ne tient pas compte des zones mortes (Gujer, 2008). En effet, les zones stagnantes (hypolimnion en été, baies, etc.) retiennent l'eau plus longtemps dans le milieu qu'à d'autres endroits. Puisque les particules d'eau ne suivent pas toutes le même parcours, le temps de résidence suit une distribution de probabilité. En d'autres mots, la quasi-totalité de l'eau est renouvelée dans un réservoir, mais selon des échelles temporelles différentes. Par exemple, les Figures 4 et 5 du chapitre 3 illustrent la variabilité spatiale de la température du lac Saint-Charles. Ces figures montrent aussi que l'hypolimnion a un temps de résidence plus long en été causé par la densité de l'eau et l'absence de mélange.

Dans l'analyse qui suit, le temps de résidence est simplifié en omettant les zones stagnantes ainsi que les courants de densité et les mélanges causés par le vent. Un modèle numérique 3D permettrait d'illustrer le temps de résidence sur une carte, mais son élaboration serait complexe et coûteuse à réaliser (Ferrarin *et al.*, 2013).

Dans le cas du lac Saint-Charles, le temps de résidence est directement influencé par la consommation qui contrôle le débit de décharge et par conséquent, le volume d'eau du réservoir. Par ailleurs, puisque le bassin nord et le bassin sud sont en cascade l'un par rapport à l'autre, il importe de calculer leur temps de résidence séparément (Tableau 3, page 29). Les Figure 9Figure 10 situent les floraisons de cyanobactéries par rapport au temps de résidence.

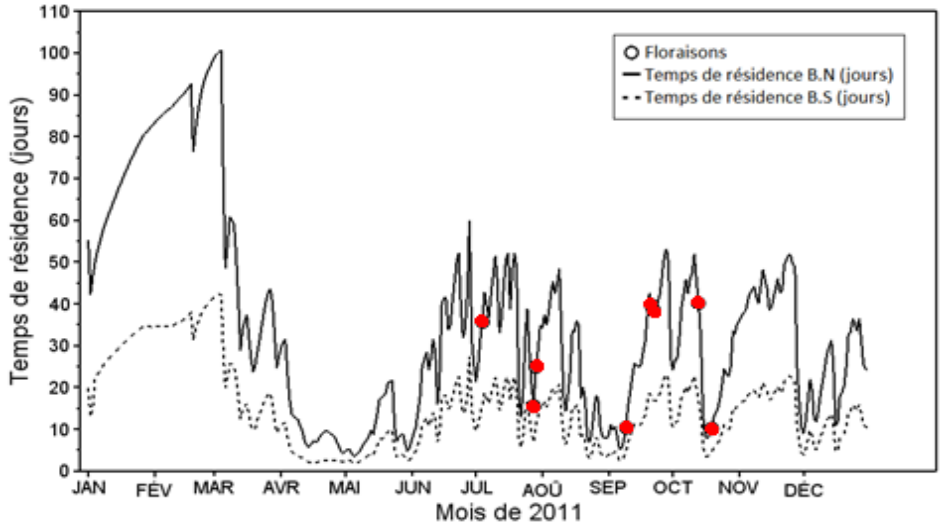


Figure 9 : Floraisons de cyanobactéries selon le temps de résidence en 2011.

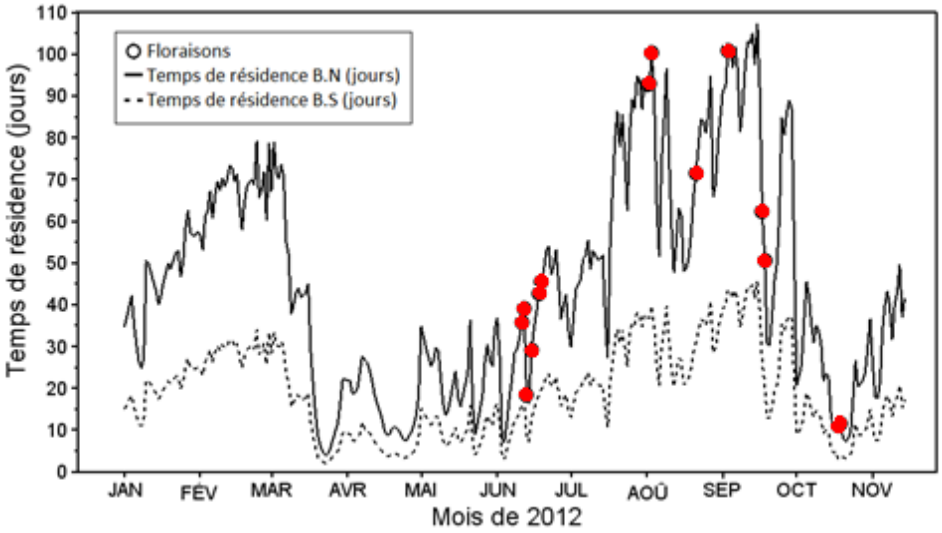


Figure 10 : Floraison de cyanobactéries selon le temps de résidence 2012.

Sur les figures précédentes, le temps de résidence du bassin nord est plus long que celui du bassin sud. Cependant, si le calcul tenait compte des zones stagnantes, des courants de densité et du brassage éolien, le portrait des temps de résidence serait différent. En ce qui a trait aux fleurs d'eau, leur distribution est plutôt aléatoire selon le temps de résidence. Quelques hypothèses à valider peuvent être formulées :

1) Les cyanobactéries ont la capacité de se reproduire plus rapidement que la vitesse à laquelle elles sont éliminées à l'exutoire (Prescott, 2010).
2) L'eau dans certaines zones du lac se renouvelle très lentement et permet, indépendamment du régime hydrique, la reproduction des cyanobactéries (Yoo, 1995; Lavoie *et al.,* 2007).
3) Les cyanobactéries croissent dans des milieux précis qui sont vidangés lors de crues et se retrouvent alors en suspension dans la colonne d'eau.
4) Il y a assez de nutriments dans le lac pour soutenir les cyanobactéries même en période prolongée de résidence.

En outre, le Tableau 3 montre que le temps de résidence moyen a été beaucoup plus élevé en 2012 qu'en 2011 (augmentation de 60 %), ce qui offre aux cyanobactéries une période de reproduction accrue.

Tableau 3 : Données sur les temps de résidence de 2011 et 2012.

	Bassin nord		**Bassin sud**	
	2011	**2012**	**2011**	**2012**
Temps de résidence moyen en eau libre (jours)	28	45	12	19
Temps de résidence médian (jours)	28	38	12	16
Écart-type du temps de résidence (jours)	14	29	6	12

En conclusion, le temps de résidence de l'eau généralement plus long de 2012 aurait pu favoriser la croissance des cyanobactéries (Perry *et al.*, 1990). Par contre, puisque les fleurs d'eau surviennent aléatoirement selon le temps de résidence, une analyse approfondie de l'effet du temps de résidence permettrait de confirmer les hypothèses 1 à 4 formulées plus haut.

4 Conclusions et recommandations

Depuis la mise en place du programme de suivi de la qualité de l'eau des lacs et rivières du bassin versant de la rivière Saint-Charles en 2011, une quantité importante de données comparables et compatibles a été produite. Dans la perspective de les exploiter au maximum et d'orienter le suivi et les analyses dans le futur, trois objectifs furent identifiés. Ces objectifs, ainsi que les principaux résultats, sont présentés dans le Tableau 4, alors que le Tableau 5 résume les recommandations qui en résultent. On y retrouve d'abord les recommandations qui concernent les actions concrètes, puis, dans un deuxième temps, celles qui s'appliquent aux recherches futures. Il est à noter que certaines recommandations contenues dans le Tableau 5 proviennent de la revue de la littérature (objectif 1), dont tous les résultats n'ont pu être présentés en détail ici.

Tableau 4 : Résumé des principaux résultats par objectif.

Objectif	Principaux résultats
1. Développer une stratégie d'étude, basée sur une revue de la littérature, permettant d'intégrer un maximum de paramètres, autant anthropiques que naturels, pouvant perturber l'équilibre écologique du lac Saint-Charles.	La revue de la littérature scientifique a permis de produire une synthèse bibliographique et un réseau conceptuel contribuant à une meilleure compréhension des interactions entre les quatre composantes à considérer lors de l'analyse (c.-à-d. biologique, géochimique, physique et anthropique). La synthèse bibliographique et le réseau conceptuel ont été structurés de façon à servir de source de références et à aider à prioriser l'analyse des variables en fonction de leur degré d'influence sur le lac Saint-Charles. La revue de la littérature s'est aussi intéressée de façon particulière aux impacts des changements climatiques. Il en ressort que les variations du régime de précipitations, de la réduction du temps de couvert de glace et l'augmentation de la température auront un impact certain sur les composantes physiques, chimiques et biologiques du lac, favorisant probablement une eutrophisation accélérée et davantage d'efflorescences de cyanobactéries.
2. Appliquer un ensemble d'analyses statistiques afin de tenter de répondre à certaines questions[5] : 2.1. Quelles sont les relations entre les différentes variables environnementales	Le suivi du lac par l'APEL a mené à la collecte de données fiables appropriées pour des tests statistiques. En plus de valider des relations attendues (corrélation inverse entre profondeur et température/oxygène dissous, p. ex.), ces premières analyses ont révélé des interrelations entre différents paramètres qui suggèrent de prime abord des pistes de compréhension du comportement des cyanobactéries par rapport à leur environnement, et en

[5] Puisque chaque question fait appel à une technique statistique spécifique, les réponses apportées se veulent complémentaires.

mesurées? 2.2. De quelle façon les paramètres ont-ils varié entre 2011 et 2012? 2.3. Le comportement des cyanobactéries par rapport au pH ou à la température est-il le même en 2011 et en 2012? 2.4. Est-ce que des tendances de variations des concentrations en cyanobactéries apparaissent sur la base des variations des paramètres environnementaux? 2.5. Quelles variables discriminent les concentrations de cyanobactéries? 2.6. Est-il possible de modéliser l'évolution de la concentration en cyanobactéries à partir des paramètres mesurables par l'APEL? 2.7. Est-il possible de produire un modèle prédictif des apparitions de fleurs d'eau? 2.8. De quelle manière la richesse spécifique algale varie-t-elle d'une station à une autre, et d'une année à l'autre? 2.9. Est-il possible de dégager un jeu de variables expliquant la distribution des espèces? 2.10. Comment les communautés algales se structurent-elles?	particulier : – Une corrélation positive qui suggère une préférence globale des cyanobactéries pour des températures de l'eau élevées (entre 17 °C et 25 °C). – Des paramètres environnementaux plus favorables en 2012 par rapport à 2011 : des valeurs moyennes de température et de pH significativement plus élevées dans toutes les couches d'eau du lac, p. ex. Les quantités de précipitations étaient également plus importantes en 2012, mais distribuées de façon plus ponctuelle et intense et conséquemment entrecoupées de plus longues périodes de sécheresse. Ce schéma de pluviométrie correspond aux prédictions faites dans un contexte de réchauffement climatique global (Huntington, 2010). Les efflorescences de cyanobactéries ont aussi été plus nombreuses en 2012. – Les analyses révèlent un changement dans la prolifération des cyanobactéries en fonction du pH d'une année à l'autre : en 2012, l'augmentation de pH était associée à davantage de cyanobactéries. L'effet de la température est constant pour les deux années. – On constate un effet notable du niveau d'eau lac sur la concentration en cyanobactéries. Ce paramètre est un bon intégrateur de l'effet potentiel du réchauffement climatique sur l'état sanitaire du lac : les périodes de fortes chaleurs et de sécheresse prolongée, en plus de favoriser la croissance des algues bleu-vert, abaissent la cote du lac, contribuant encore à la prolifération des cyanobactéries (Paerl & Hulsman, 2009). Nos observations et analyses contribuent aussi à caractériser les facteurs qui influencent la composition des communautés : – La dominance de *Planktothrix* sp. est associée à un pH faible et aux couches d'eau plus profondes. – *Snowella* sp. tolère la présence de nombreuses autres espèces dans la course aux ressources disponibles. – La dominance d'*Anabaena* sp. s'observe en présence de fortes concentrations en nutriments et de températures plus élevées. Les données restent toutefois trop peu nombreuses après seulement deux années de collecte. Malgré cela, il est possible de développer un modèle préliminaire prédictif de l'évolution de la concentration en cyanobactéries et des phénomènes d'efflorescences dans les années à venir.
3. Étudier l'effet du régime hydrique et du pH de la rivière des Hurons, ainsi que le temps de résidence de l'eau du lac Saint-Charles sur la fréquence des floraisons	Premièrement, cette analyse a permis de découvrir que les fleurs d'eau surviennent généralement en décrue ou en tarissement de la rivière des Hurons (résultats de 2011 et 2012). La probabilité d'observer une fleur d'eau lors de l'augmentation du débit ou en période de crue serait donc

de cyanobactéries.	très faible. De plus, le pH de l'eau de la rivière des Hurons est anti-corrélé avec le débit : un débit faible s'accompagne généralement d'un pH plus élevé. Ainsi, les débits faibles semblent contribuer à la prolifération de cyanobactéries en raison de l'augmentation du pH du lac. Le reboisement permettrait probablement d'abaisser le pH de l'eau, puisque les tributaires naturels sont légèrement acides. Le socle rocheux n'offrant pas de pouvoir tampon dans la région, le pH est sensible aux impacts humains. D'autre part, les fleurs d'eau surviennent peu importe le temps de résidence théorique de l'eau. Des hypothèses ont été formulées pour vérifier quel phénomène permet la croissance des cyanobactéries lors d'un temps de résidence court. La création d'une carte des temps de résidence serait utile à la compréhension des zones propices à la croissance des cyanobactéries.

Tableau 5 : Recommandations.

Catégorie	Description
Actions concrètes	Installation d'une station météorologique au lac Saint-Charles.
	Faire des analyses aux stations d'épuration des eaux usées dont les effluents se déversant dans le bassin versant du lac Saint-Charles, en particulier celle de Lac-Delage, afin de trouver l'inoculum (lieux propices au développement) de cyanobactéries du lac.
	Vérifier si les deux stations d'épuration des eaux usées situées en amont du lac Saint-Charles utilisent du chlorure de fer ($FeCl_3$) afin de précipiter le phosphate, car ceci pourrait être considéré comme une source de Fe dans l'eau, pouvant ainsi favoriser l'apparition de certaines espèces de cyanobactéries (Wurtsbaugh *et al.,* 1984; Hyenstrand *et al.*, 1998-1999; Amé & Wunderlin, 2005; Lavoie *et al.,* 2007).
	Identifier des solutions pour diminuer les rejets de PT et de NT par les stations d'épuration des eaux usées de Lac-Delage et de Stoneham-et-Tewkesbury.
	Échantillonner le tributaire du lac Saint-Charles qui draine le club de Golf Royal Charbourg et doser les pesticides et les nutriments.
	Conserver au maximum les sols forestiers et faire du reboisement sélectif dans l'ensemble du bassin versant pour abaisser le pH des tributaires et réduire les apports en nutriments (Eisalou *et al.*, 2013) (voir aussi chapitre 2).
	Limiter les surfaces imperméables et s'assurer que les eaux pluviales des zone anthropisées soient infiltrées adéquatement.

Recherches futures	Effectuer un projet de modélisation du climat local, incluant le régime des précipitations, des vents et des températures.
	Effectuer des recherches supplémentaires sur les facteurs suivants : les mouvements de l'eau (courants, vagues et seiches), les concentrations en carbonate, la conductivité de l'eau, le pH et l'influence de la présence et la gestion du barrage.
	Étudier l'impact des changements climatiques sur les interactions entre les différents milieux environnementaux (terrestre, atmosphérique et aquatique). Par exemple, les changements dans la composition du substrat d'un sol en raison d'un climat plus sec perturberont la diversité de la biomasse, diminuant potentiellement l'azote foliaire (intégré au feuillage), et, conséquemment, l'apport en azote dans un lac donné (Overpeck *et al.*, 1990).
	Effectuer une étude sur les quantités d'herbicides et de pesticides utilisés dans le bassin versant du lac Saint-Charles, notamment pour mettre en relation ces données avec la règlementation de la Ville de Québec et ainsi vérifier si les quantités utilisées sont règlementaires.
	Tester l'hypothèse d'un lien entre la nature des sédiments et de la matière organique dans le lac Saint-Charles et leur capacité d'accumuler et de relarguer des nutriments.
	Considérant l'impact prévu des changements climatiques sur le taux d'oxygène en profondeur (Magnuson *et al.,* 1997), il serait intéressant d'évaluer les quantités de phosphore pouvant être emmagasinées dans les sédiments du lac, ainsi que les quantités pouvant être relâchées en période d'anoxie.
	Vérifier la relation entre les précipitations de neige dans le bassin versant et les quantités d'azote présentes dans le lac-réservoir au printemps.
	Évaluer la probabilité d'occurrence d'une remontée des eaux à la baie de l'Écho favorisant le transport d'éléments nutritifs.
	Étudier l'influence des profils de répartition des différents composés azotés.
	Effectuer des recherches sur l'impact des prédateurs naturels des cyanobactéries (virus et bactéries, p. ex.) sur la régulation de leur prolifération.
	Intégrer les interactions biotiques intra- et inter-spécifiques, notamment en relevant régulièrement l'abondance de chaque espèce (durant et en dehors des blooms).
	Réaliser une modélisation hydrodynamique du lac Saint-Charles pour cartographier les temps de résidence. Ceci pourrait aussi aider à comprendre les effets de la gestion des niveaux d'eau du barrage sur le lac.

	Étudier les interactions allélopathiques entre les différentes espèces de cyanophycées, algues vertes et macrophytes : les travaux de Zheng *et al.* (2013), Kaardinal *et al.* (2007), Pakdel *et al.* (2013), Nakai *et al.* (2012) et Mello *et al.* (2012) mettent en évidence l'importance de la compréhension des composés allélopathiques pour une gestion possible et durable des efflorescences de cyanobactéries.

Références

Note : la liste bibliographique suivante inclut autant les auteurs cités dans ce chapitre que les articles qui ont été consultés pour la réalisation de la revue de la littérature.

Ait Yahia, A., 2005. « Impacts de la dénitrification et de la fixation biologique de l'azote par les cyanobactéries sur la chaîne trophique aquatique de la Baie Missisquoi (Lac Champlain) », Université du Québec à Montréal, Mémoire de Maîtrise.

Amé M. V., M. Del Pilar Diaz et D. A. Wunderlin. 2003. Occurrence of Toxic Cyanobacterial Blooms in San Roque Reservoir (Cordoba, Argentina): A Field and Chemometric Study. *Environmental toxicology*, Vol. 18, n° 3, p. 192-201.

Amé, M. V. et Wunderlin, D. A. 2005. "Effects of iron, Ammonium and Temperature on Microcystin Content by a Natural Concentrated Microcystis Aeruginosa Population", *Water, Air, & Soil Pollution,* Vol. 168, n°1, p. 235-248.

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

APEL (2010) *Suivi du lac Clément – Évaluation de la contamination par les sels de voirie.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec; 46 p.

APEL (2011) *Suivi des cyanobactéries au lac Saint-Charles, rapport d'étape 2010*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 31p.

APEL (2012a) (Document non publié à ce jour) *Diagnose du lac Saint-Charles et du lac Clément, Les herbiers aquatiques 2012.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 153p.

APEL (2012b) *Suivi des cyanobactéries et évolution de l'état trophique au lac Saint-Charles, rapport d'étape 2011.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 130 p.

APEL (2012c) *Suivi des rivières du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Campagne 2011*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 119 p.

Bates, B. C., Z. W. Kundzewicz, S. Wu et J.P. Palutikof. éd. 2008. « *Le changement climatique et l'eau »*, document technique publié par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Secrétariat du GIEC, Genève, 236 p.

Bird, D., A. Pannard, Y. Prairie et P. Chevalier. 2009. « Changements climatiques au Québec méridional, Conséquences des changements climatiques sur le comportement de la

prolifération des cyanobactéries au Québec », Résumé. Institut national de la santé publique du Québec. 12 p.

Blenckner, T., A. Omstedt et M. Rummukainen. 2002. “A Swedish case Study of Contemporary and Possible Future Consequences of Climate Change on Lake Function”, *Aquatic Sciences,* Vol. 64, p. 171-184.

Blomqvist, P., A. Patterson et P. Hyenstrand. 1994. “Ammonium-nitrogen : a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems”, *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 132, n°2, p. 141-164.

Bouchard Valentine, M. 2004. « Floraisons de cyanobactéries au lac Saint-Augustin : dynamique à court terme et stratification », Université Laval, Département de biologie, Mémoire de maîtrise. 140 p.

Bourget, S. 2011. « Limnologie et charge en phosphore d’un réservoir d’eau potable sujet à des fleurs d’eau de cyanobactéries », Lac Saint-Charles, Québec, Département de biologie, Université Laval, Mémoire de maîtrise. 144 p.

Bucka, H. et E. Wilk-Wozniak. 2005. “A Contribution to the Knowledge of some Potentially toxic Cyanobacteria Species forming blooms in water bodies: chosen exemples”, University of Gdansk, p. 43-53.

Carignan, R., P. D'Arcy et S. Lamontagne. 2000. “Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 57, n°2, p. 105-117.

Casa, N. et P. Polan. 2000. Impacts environnementaux reliés à la présence de terrains de golf. Régie régionale de la santé et des services sociaux de l’Estrie. Direction de la santé publique et de l’évaluation. Sherbrooke, 64 p.

Chen, C. Y. et C. L. Folt. 1996. “Consequences of fall warming for zooplankton overwintering success” *Limnology and Oceanography,* Vol. 41, p. 1077-1086.

Chorus, I. et J. Bartram. 1999. “Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management”, London, New York, E & FN Spon.

Cohen, Y., B.B. Jorgensen, N.P. Revbech et R. Poplawski. 1986. “Adaptation to Hydrogen sulfide of oxygenic and anoxygenic Photosynthesis among Cyanobacteria”, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 51, p. 398-407.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999) *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — oxygène dissous (eau douce),* dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Cornillon, *et al.* 2012. “Statistiques avec R, 3^{e} édition revue et augmentée”, Presses Universitaires de Rennes.

Cronberg, G. et H. Annadotter. 2006. *Manual on aquatic cyanobacteria. A photo guide and a synopsis of their toxicology*, International Society for the Study of Harmful Algae and the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation, 106 p.

Cuichao, P. Jie, Z. Xiuji, Z. Shiqiang, W. 2013. "*Experimental Study on the influence of pH value, Illumination, Nutrient, and Temperature Factors on Cyanobacteria growth",* Third International Conference on Intelligent System Design and Engineering Applications.

De Figueiredo, D. R., A. M. M. Gonçalves, B. B. Castro, F. Gonçalves, M. J. Pereira et A. Correia. 2011. *"Differential inter- and intra-specific responses of Aphanizomenon stains to Nutrient Limitation and Algal growth Inhibition"*, *Journal of Plankton Research*. Vol. 33, n°10, p. 1606-1616.

De Noyelles, F. JR et W.D Kettle. 1983. *Site Studies of Determine the Extent and Potential Impact of Herbicide Contamination in Kansas Waters,* Springfield, Water Resources Research Institute Contribution, National Technical Information Service, nº 239, 37 p.

De Stasio, B. T., D. K. Hill, J. M. Kleinhans, N. P. Nibbelink et J. J. Magnuson. 1996. "Potential Effects of Global Climate Change on small North temperate Lakes: Physics, fish and plankton", *Limnology and Oceanography,* Vol. 41, n°5, p.1136-1149.

Dupont, J. 2004. « La problématique des lacs acides au Québec », Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq n^{o} ENV/2004/0151, collection n^{o} QE/145, 18 p.

Duy, T.N., P. K. S. Lam, G. R. Shaw et D. W. Connell. 2000. "Toxicology and risk assessment of Freshwater Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water", *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 163, p. 113-186.

Dokulil, M.T. et K. Teubner. 2000. "Cyanobacterial Dominance in Lakes", *Hydrobiologia,* Vol. 438, p. 1–12.

Douma, M., Y. Ouahid, FF. Del Campo, M. Loudiki, KH. Mouhri et B. Oudra. 2010. "Identification and quantification of cyanobacterial toxins (mycrosystins) in two Moroccan drinking-water reservoirs (Mansour Eddahbi, Almassira)", *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 160, p. 439-450.

Dow. C et U. K. Swoboda. 2003. "*Cyanotoxin".* Chapitre 22 : The ecology of Cyanobacteria : Their diversitu in Time and Space, Whitton, B. et Potts, M. (eds), Dordrecht London Boston, Kluwert Academic Publisher.

Downing, J. A., S. B. Watson et E. McCauley. 2001. "Predicting Cyanobacteria dominance in lakes", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* Vol. 58, p.1905-1908.

Eisalou, H.K., Şengönül, K., Gökbulak, F., Serengil, Y., Uygur, B. 2013. *"Effects of forest canopy cover and floor on chemical quality of water in broad leaved and coniferous forests of Istanbul, Turkey"*, Forest Ecology and Management. Vol. 289, p. 371-377

Ferrarin C., Bergamasco A., Umgiesser G., Cucco A. 2013. "Hydrodynamics and spatial zonation of the Capo Peloro coastal system (Sicily) through 3-D numerical modeling", Journal of Marine Systems. Vol. 117-118, p. 96-107.

Germain, H. 1981. « Flores des diatomées eaux douces et saumâtres », Boubée. 444 p.

GRIL (2007) *Les cyanobactéries dans les lacs québécois : Un portrait de la situation selon les chercheurs du GRIL*. Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique, 10 p.

Grimard, Y. et H. G. Jones. 1982. "Trophic upsurge in new Reservoirs: a model for Total phosphorus concentrations", *Cananadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 39, p. 1473-1483.

Groupe scientifique sur l'eau (2008) *Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives)*, Dans : Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine, Institut national de santé publique du Québec, 20 p.

Guger, W. 2008. "Systems Analysis for Water Technology", Springer, Zurich, Switzerland, 462 p.

Hairston, N. G. 1996. "Zooplankton Egg Banks as Biotic Reservoirs in changing Environments", *Limnology and Oceanography,* Vol. 41, n°5, p. 1087-1092.

Havens, K.E., J. Philips, F. Mary, C. Li et B-L. Li. 2002. "Light availability as a Possible Regulator of Cyanobacteria species composition in a Shallow subtropical lake". *Freshwater Biology*, Vol. 39, p. 547-556.

Havens, K.E., R.T. James, T.L. East et V.H. Smith. 2003. "N:P ratios, Light limitation, and Cyanobacterial dominance in a Subtropical lake impacted by Non-point source Nutrient pollution". *Environmental Pollution*, Vol. 122, p. 379-390.

Hondzo, M. et H. G. Stefan. 1991. "Three case Studies of lake Temperature and Stratification response to Warmer Climate", *Water Resources Research,* Vol. 27, n°8 p.1837-1846.

Hondzo, M. et H.G. Stefan. 1993. "Regional water temperature characteristics of lakes subjected to climate change", *Climatic Change*, Vol. 24, 187-211.

Huisman, J. et F.D. Hulot. 2005. "*Population Dynamics of harmful Cyanobacteria: Factors affecting species composition*". Dans : HUISMAN, J., H.C.P. Matthijs et P.M. VISSTER (eds.). 2005. Harmful Cyanobacteria, p. 143-176. Netherlands, Springer.

Hundnell, H.K., Ed. 2008. "Cyanobacterial harmful Algal Blooms State of the Science and Research Needs", Advances in Experimental Medecin and Biology. New York, Springer.

Huntington, T.G. 2010. "Climate Warming-Induced Intensification of the Hydrologic Cycle: An assessment of the Published Record and Potential Impacts on Agriculture", Advances in Agronomy, Vol. 109, 1-53.

Hyenstrand, P., P. Blomqvist et A. Patterson. 1998. "Factors determining Cyanobacterial success in Aquatic systems - a literature review", *Archiv für Hydrobiologie Special Issues in Advanced Limnology*, Vol. 51, p. 41-62.

Hyenstrand, P., E. Rydin et M. Gunnerhed. 1999. ''Response of Pelagic Cyanobacteria to Iron additions - enclosure experiments from Lake Erken''. *Journal of Plankton Research*, Vol. 22, n°6, p. 1113-1126.

Ibelings, B. W. et S. C. Maberly. 1998. “Photoinhibition and the availability of Inorganic Carbon restrict Photosynthesis by surface blooms of Cyanobacteria”. *Limnology and Oceanography,* Vol. 43, n°3, p. 408-419.

INSPQ (2003) *Coliformes fécaux*. Institut national de santé publique du Québec, Groupe scientifique sur l’eau, Fiche Coliforme fécaux, 3p.

IPCC (2007) *Climate change 2007 : The Physical Science Basis*. Summary for policy Markers. Geneva, Switzerland, Intergovernmental Panel on Climate Change, WMO, 18 p.

Ishikawa, K., M. Kumagai, W. F. Vincent, S. Tsujimura et H. Nakahara. 2002. “Transport and Accumulation of Bloom-forming Cyanobacteria in a Large, mid-latitude lake: The gyre-Microcystis hypothesis”, *Limnology,* Vol. 3, p. 87-96.

Jacoby, J. M., D. C. Collier, E. B. Welch, F. J. Hardy et M. Crayton. 2000. “Environmental factors associated with a Toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*” , *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 57, p. 231-240.

Jöhnk, K. D. Huisman, J. Sharples, J. Sommeijer, B. Visser, P. M. Stroom, J. M. 2008. “*Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria”*, Global Change Biology, Vol. 14, p.495-512.

Kaebernick, M. et B. A. Neilan. 2001. “Ecological and Molecular investigations of Cyanotoxin production”, *FEMS Microbiology Ecology,* Vol. 35, p. 1-9.

Kalff, J. 2002. Limnology – Inland Water Ecosystem. Prentice Hall, New Jersey. 592 p.

Lacasse, L. (2012). *Élaboration d’un cadre analytique intégrée à l’échelle du bassin versant du lac Saint-Charles (Québec) : Mieux comprendre la floraison des cyanobactéries* (essai de maîtrise, Université Laval, Québec, Canada).

Lampert, W. 1987. “Laboratory studies on Zooplankton - Cyanobacteria interactions”. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*. Vol, 21, p. 483-490.

Lathrop, R. C. 1988. “Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green algal blooms in a hypereutrophic lake”. *Canadian Journal of Fisheries and Aquat*ic *Sciences,* Vol. 45, p. 2061-2075.

Lavoie, I., I. Laurion, A. Warren et W. F. Vincent. 2007. Les fleurs d’eau de cyanobactéries, revue de littérature. INRS rapport n° 916, 124 p.

Légaré, S. 1996. « La sensibilité à l’eutrophisation du lac Saint-Charles », Rapport d’initiation à la recherche, Département de Biologie, Université Laval, Québec, 45 p.

Légaré, S. 1998a. Dynamique de l’oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant versant de la rivière Saint-Charles. M. Sc. thesis. Faculté des sciences et de genie, Université Laval : Québec, 146 p.

Légaré, S. 1998b. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98- 238, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, 106 p.

Legendre, P., Legendre, L. 2012. “Numerical Ecology. Third English Edition”, Elsevier edition, Oxford, UK.

Lindenschmidt, K. E. et I. Chorus. 1997. “The effect of aeration on stratification and phytoplankton populations in Lake Tegel, Berlin”, *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 139, n° 3, p. 317- 346.

Lürling, M. et I. Roessink. 2006. “On the way to Cyanobacterial blooms: Impact of the Herbicide metribuzin on the Competition between a green alga (*Scenedesmus*) and a cyanobacterium (*Microcystis*)”, *Chemosphere*, Vol. 65, p.618-626.

Magnuson, J. J., K. E. Webster, R. A. Assel, C. J. Bowser, P. J. Dillon, J. G. Eaton, H. E. Evans, E. J. Fee, R. I. Hall, L. R. Mortsch, D. W. Schindler et F. H. Quinn. 1997. “Potential Effects of Climate Changes on Aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian shield region”, *Hydrological Processes*, Vol. 11, p. 825-871.

Magnuson, J. J., D. M. Robertson, B. J. Benson, R. H. Wynne, D. M. Livingstone, T. Arai, R. A. Assel, R. G. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N. G. Granin, T. D. Prowse, K. M. Stewart, V. S. Vuglinski. 2000. “Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere », *Science*, Vol. 289, p. 1743-1746.

Meisner, J. D., J.S. Rosenfeld et H.A. Regier. 1988. “The role of Groundwater in the impact of Climate warming on Stream salmonines”, *Fisheries*, Vol. 13, n°3, p.2-8.

Mello, M.M.E., Soares, M.C.S. , Roland, F., Lürling, M. 2012. “*Growth inhibition and colony formation in the cyanobacterium Microcystis aeruginosa induced by the cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii*”, Journal of Plankton Research, Vol. 34, p. 987-994.

Metcalf et Eddy, 2003. “Wastewater engineering: treatment and reuse”, 4ed, McGraw-Hill, New York, USA, 1819 p.

McCormick, M. J. 1990. “Potential changes in Thermal structure and Cycle of Lake Michigan due to Global warming”, *Transaction of American Fisheries Society,* Vol. 119, n°2, p.183-195.

Mochizuki, J. 2011. Évaluation de la contamination du lac Clément, de son bassin versant et de la nappe phréatique par les sels de voirie - Charlesbourg, Québec. Université Laval, Département de Géographie, Mémoire de maîtrise, 140 p.

Mohebbi, F., Mohsenpour, A., Heidari, M., Asem, A. 2012. “Cyanobacterium Microcystis aeruginosa bloom in Aras dam reservoir”, *International Journal of Environmental Research*, Vol. 6, p. 309-312.

Nakai, S., Zou, G., Okuda, T., Nishijima, W., Hosomi, M., Okada, M. 2012. “*Polyphenols and fatty acids responsible for anti-cyanobacterial allelopathic effects of submerged macrophyte Myriophyllum spicatum”,* Water Science and Technology, Vol. 66, p. 993-999.

Nakano, K., T. J. Lee et M. Matsumura. 2001. “In situ Algal bloom control by the integration of Ultrasonic radiation and Jet circulation to Flushing”, *Environmental Science and Technology*, Vol. 35, p. 4941-4946.

Nature Québec (2007) *Caractérisation des sols des champs domestiques d'épuration situés à proximité de la bande riveraine d'un lac*. Revue de la littérature, Québec, 23 p.

Nõges, T, P. Nõges et R. Laugaste. 2003. Water level as the Mediator between Climate change and Phytoplankton composition in a large Shallow temperate lake. *Hydrolobiologia*, Vol. 506-509, n°1-3, p. 257-263.

Obersholster, P. J., A.-M. Botha et T. E. Cloete. 2006. Toxic Cyanobacterial Blooms in a Shallow, Artificially Mixed Urban Lake in Colorado, USA", *Lakes & Reservoirs: Research & Management,* Vol. 11, n°2, p. 111-123.

Oliver, R. L. et G. G. Ganf. 2000. *Freshwater blooms*. Dans : The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space, Chapitre 6. WHITTON, B.A. and M. POTTS, Boston, Kluwer Academic Publishers.

Overpeck, J. T., Rind, D., et R. Goldberg. 1990. "Climate-induced Changes in Forest disturbance and Vegetation", *Nature*, Vol. 343, p. 51-53.

O'Sullivan, P. E. et C. S. Reynolds (Eds.) 2003. "*The Lakes Handbook Volume 1: Limnology and Limnetic Ecology"*. Blackwell Science, Malden, MA, 699 p.

Paerl, H., n.d. "Global Proliferation of Harmful Cyanobacterial Blooms : The connections to Human-Induced and Climatic Change". UNC-CH Institute of Marine Sciences, Morehead City, NC 28557.

Paerl, W. H. et Hulsman J. 2009. "*Climate change : a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms"*, Environmental Microbiology Reports, p. 27-37.

Pakdel, F. M., Sim, L., Beardall, J., Davis, J. 2013. "*Allelopathic inhibition of microalgae by the freshwater stonewort,Chara australis, and a submerged angiosperm, Potamogeton crispus"*, Aquatic Botany.

Perry, S. A., Perry, W. B., Simmons, G. M. 1990. "Bacterioplankton and phytoplankton populations in a rapidly-flushed reservoir", *Hydrobiologia*, Vol. 75, p. 27-44.

Pertre, M. C., A. Dutartre, J. Barbe, J. Haury, S. Muller et M. Olliver. 2002. « Les proliférations végétation aquatiques en France : Caractères biologique et écologiques des principales espèces et milieux propices. II. Impact sur les écosystèmes et intérêts pour le contrôle des proliférations », *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, n° 365-366, p. 256-280.

Pick, F. R. et D. R. S. Lean. 1987. "The role of Macronutrients (C, N, P) in controlling Cyanobacterial Dominance in Temperate lakes", *New Zealand Journal of Marine of Freshwater Research*, Vol. 21, p.425-434.

Posch, T., O. Köster, M. M. Salcher et J. Pernthaler. 2012. "Harmful filamentous cyanobacteria favored by reduced water turnover with lake warming", *Nature climate change,* Vol. 2, p. 809-813.

Prepas, E. E., B. Pinel-Alloul, D. Planas, G. Méthot, S. Paquet et S. Reedyk. 2001. "Forest harvest impacts on Water quality and Aquatic biota on the Boreal Plain: introduction to the TROLS lake program", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 58, p. 421-436.

Prescott, Lansing M. 2010. “Microbiologie”. De Boeck, Bruxelles, 1088p.

Ramakrishna, D. M. et T. Viraraghavan. 2005. Environmental impact of Chemical deicers – a Review. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 166, p. 49-63.

Reynolds, C. S. 1992. “Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes”, *Archiv für Hydrobiologie*, Vol. 35, p. 13-31.

Reynolds, C. S. et A.E. Walsby. 1975. “Water Blooms”, *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, Vol. 50, p. 437-481.

Reynolds, C.S., R. L. Oliver, R.L. et A. E. Walsby. 1987. “Cyanobacterial dominance: The role of Buoyancy regulation in Dynamic lake Environments”, *New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 21, n°3, p. 379-390.

Robarts, R.D. et T. Zohary. 1987. “Temperature effects on Photosynthetic capacity, Respiration, and Growth rates of Bloom-forming cyanobacteria”. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 21, n°3, p. 391-399.

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, and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972”, *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 30, n°10, p. 1415-1440.

Schindler, D. W., S. E. Bayley, B.R. Parker, K. G. Beaty, D. R. Cruikshank, E. J. Fee, E. U. Schindler et M. P. Stainton. 1996. “The effects of Climatic warming on the properties of Boreal lakes and Streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario”, *Limnology and Oceanography,* Vol. 41, n°5, p. 1004-1017.

Schindler, D. W. , P. J. Curtis, S. E. Bayley, B. R. Parker, K. G. Beaty et M. P. Stainton. 1997. “Climate-induce changes in the Dissolve organic Carbon budgets of Boreal lakes”, *Biogeochemistry*, Vol. 36, p. 9-28.

Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K.G. BEATY, M. Lyng et S. E. M. Kasian. 2008. “Eutrophication of Lakes cannot be controlled by Reducing Nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment”, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS),* Vol. 105, n°32, p.11254-11258.

Shapiro, J. 1973. “Blue-green Algae: why they become Dominant”, *Science*, Vol. 179, p.382-384.

Shapiro, J. 1997. “The role of Carbon dioxide in the Initiation and Maintenance of blue-green Dominance in lakes”, *Freshwater Biology*, Vol. 37, p. 307-323.

Sivonen, K. et G. Jones. 1999. “Cyanobacterial Toxins, chapitre 3 dans: Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, Chorus, I. et Bartram, J (eds), E & FN Spon, Londre et New York, p. 40-110.

Smith, V. H. 1982. “The nitrogen and phosphorus depcndcnce of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis”, *Limnology and Oceanography,* Vol. 27, p.110-112.

Smith, V. H. 1983. “Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton”, *Science*, Vol. 221, p.669-671.

Smith, V. H. 1986. “Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton”, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 43, p.148-153.

Steinberg, C. 2003. *Regulatory Impacts of Humic Substances in Lakes*. Dans : O’Sullivan, P.E. and C.S. Reynolds (Eds.) (2003)”, *The Lakes Handbook Volume 1: Limnology and Limnetic Ecology* (pp. 153-196). Blackwell Science, Malden, MA.

Stocker J. G., C. Callieri et G. Cronberg. 2000. *Pioplankton and other non-bloom formers*. Chapitre 7 : The Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in Time and Space, Whitton, B.A.& Potts, M. (eds), Dordrecht London Boston, Kluwer Academic Publisher pp. 195-231.

Talling, J. F. 1976. “The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton”, *Journal of Ecology,* Vol. 64, n°1, p.79-121.

Tang, E.Y. et W. F. Vincent. 1999. “Strategies of thermal adaptation by High latitude Cyanobacteria”, Centre d’études Nordiques, Université Laval, *New Phytologist,* Vol. 142, p. 315-323.

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, *Journal of Water Science*, Vol. 14, n°4, p. 489-510.

Van Dolah, F. M. 2000. “Marine algal Toxins: origins, health effects, and their Increased occurrence”, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 108, n°1, p. 133-141.

Vasconcelos, V., J, Morais et M, Vale. 2011. “Microcystins and Cyanobacterial trends in 14 years monitoring of a Temperate eutrophic Reservoir (Anguieira, Portugal)”, *Journal of Environment Monitoring*, Vol. 13, n°3, p. 668-672.

Visser, P. M., B. W. Ibelings, B. Van Der Veer, J. Koedood et L. R . Mur. 1996. “Artificial mixing prevents Nuisance blooms of the Cyanobacterium Microcystis in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands”, *Freshwater Biology*, Vol. 36, p. 435-450.

Vincent, W.F. 2009. “Cyanobacteria In Encyclopedia of Inland Water” Vol.3 Likens, G.E. (ed). Oxford : Elsevier, pp. 226-232.

Watson, S. B., E. McCauley et J. A. Downing. 1997. “Patterns in Phytoplankton Taxonomic composition across Temperate lakes of differing Nutrient status”, *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, p. 487-495.

Weiner, E. R. 2000. “Applications of Environmental Aquatic Chemistry: A practical guide”. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York. 436 p.

Wetzel, R.G. 2001. “Limnology : lake and river ecosystems”, 3ème éd. Academic press. London. 1006 p.

Weyhenmeyer, G. 2001. “Warmer winters: Are planktonic algal populations in Sweden's largest lakes affected?”, *AMBIO: Journal of the Human Environment*, Vol. 30, n°8, p. 565-571.

Whitton, B.A. et M. Potts (éd.) 2000. “The ecology of cyanobacteria : their diversity in time and space”, Boston, Kluwer Academic Publishers.

Wurtsbaugh, W., W. F. Vincent, R. A. Tapia, C. L. Vincent et P. J. Richerson. 1984. “Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, Lake Titicaca (Peru-Bolivia)”, *Freshwater Biology,* Vol. 15, n°2, p. 185-195.

Yoo, R. S., 1995. *Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: a resource guide*, United States, American Water Works Association.

Zheng, G., Xu, R., Chang, X., Hilt, S. Wu, C. 2013. “*Cyanobacteria can allelopathically inhibit submerged macrophytes: Effects of Microcystis aeruginosa extracts and exudates on Potamogeton malaianus*”. Aquatic Botany, Vol. 109, p. 1-7.

Znachor, P., E, Zapomélov, K. Rehàkovà, J. Nedoma et K. Simek. 2008. “*The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir*”. *Aquatic Sciences*, Vol. 70, n° 1, p. 77-86.

Sites Internet

Aquaportail (2012) [En ligne] http://www.aquaportail.com/, pages consultées à plusieurs reprises au cours de l’essai.

Dictionnaire Larousse (2012) [En ligne] http://www.larousse.fr/, pages consultées à plusieurs reprises au cours de l’essai.

Environnement Canada (2008) Menaces pour les sources d’eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada, 13. Effets de l’utilisation des terres pour l’agriculture et l’exploitation forestière. [En ligne] http://www.ec.gc.ca/inre-nwri/default.asp?lang=Fr&n=235D11EB-1&offset=14&toc=hide, pages consultées le 28 janvier 2013.

Environnement Canada (2011) Phosphore et prolifération d’algues. [En ligne] http://www.ec.gc.ca/grandslacs-greatlakes/default.asp?lang=Fr&n=6201FD24-1, pages consultées le 13 février 2013.

Environnement Canada (2012) Ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans l'eau se trouvant dans les effluents d'eaux usées. [En ligne] http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=B7CE1A5E-1&offset=1&toc=show, pages consultées le 16 octobre 2012.

Groupe Hémisphère (2013) Album photo, Mesure de la transparence – disque de Secchi. [En ligne] http://www.hemis.ca/realisations/conservation-des-lacs-et-cours-deau/etat-de-sante-des-lacs-de-la-ville-desterel/, pages consultées le 11 février 2013.

Portail Québec (2012) Climat. [En ligne] http://www.gouv.qc.ca/portail/quebec/pgs/commun/portrait/geographie/climat/?lang=fr, pages consultées le 16 octobre 2012.

Santé Canada (2008) L'ammoniac. [En ligne] http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/ammonia-ammoni/index-fra.php, pages consultées le 13 février 2013.

Santé Canada (2009) Le nitrite et le nitrate. [En ligne] http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/nitrate_nitrite/index-fra.php, pages consultées le 13 février 2013.

Ville de Québec (2011) Système d'alimentation en eau potable de la Ville de Québec. [En ligne] http://www.ville.quebec.qc.ca/environnement/eau/docs/systeme_alimentation_eau_potable.pdf, pages consultées le19 février 2013.

Consultations de professionnels

Anctil, F. (2012) *Professeur dans le Département de génie civil et de génie des eaux*, Université Laval, Québec.

Bartosiewicz, M. (2012) *Candidat au doctorat en biologie*, Université Laval, Québec.

Behmel, S. (2013) *Chargée de projet en limnologie*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL).

Bourget, S. (2012) *Professionnel de recherche à l'Université Laval*, Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP), Québec.

Deslongchamps, M. (2012) *Directrice*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL).

Leduc, R. (2013) *Météorologiste*, AirMet Science inc. Québec

Magnan, S. *Chargé de projet*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL).

Morneau, F. (2012) *Coordonnateur de l'expertise scientifique pour le Bureau du sous-ministre associé, Direction générale de la sécurité civile et sécurité incendie*, Québec.

Rolland, D. (2012) *Étudiante au doctorat en biologie*, Université Laval, Québec.

Tremblay, R. (2012) *Chargée de projet chez Cima + et candidate au doctorat en géographie*, Université Laval, Québec.

Annexes

Facteurs clés potentiellement impliqués dans la prolifération de cyanobactéries

Catégories de facteurs	Inventaire des paramètres
Composantes physiques	Morphologie du bassin Niveau de l'eau Débit de l'eau Apports et débit de la rivière des Hurons État de la décharge du lac Delage État des petits tributaires Temps de résidence Température Rayonnement solaire Vent (vitesse et direction) Courants Seiche Mélange de la colonne d'eau Transparence Turbidité Stratification thermique Propriétés physiques des sédiments Période de couvert de glace Quantité de neige tombée dans le bassin versant Précipitations
Composantes géochimiques	Phosphore Relargage de phosphore par les sédiments Azote Ratio azote total sur phosphore total (NT:PT) Oxygène dissous Potentiel hydrogène (pH) Forme de carbone inorganique dissous (CID) Matières organiques dissoutes colorées (MODC) Micronutriments (molybdène, fer) Salinité Matières en suspension (MES) Solides totaux dissous (STD) Coliformes fécaux (CF)

	Conductivité
Composantes biologiques	Diversité et structure de la communauté planctonique Espèces envahissantes Inoculum Structure et composition du réseau trophique Écostratégies
Composantes anthropiques	Utilisation d'engrais Précipitations acides Installations sanitaires Érosion Présence d'un barrage (réservoir) Utilisation de sels de déglaçage (ions chlorures) Station d'épuration des eaux usées Anthropisation du territoire Utilisation de pesticides et d'herbicides Présence de terrains de golf Coupe forestière
Changements climatiques	Modifications climatiques Modification du cycle hydrologique Modifications biologiques

Réseau conceptuel

Le cadre analytique créé permet de visualiser les principaux liens entre les éléments clés identifiés comme ayant un impact sur la prolifération des cyanobactéries au lac Saint-Charles. Cet outil est divisé selon les quatre composantes principales de l'environnement : biologiques, physiques, anthropiques et géochimiques. Chacune des composantes regroupe plusieurs éléments en interaction. Ces derniers ont été classés selon un niveau d'influence permettant de mettre au premier plan les facteurs les plus importants dans la compréhension du phénomène de la prolifération des cyanobactéries. Les facteurs entourés d'un rouge foncé sont les plus déterminants dans le phénomène des « blooms », allant jusqu'au jaune pâle, où ceux-ci ont été identifiés comme ayant un niveau d'influence faible (Figure 11 à 17).

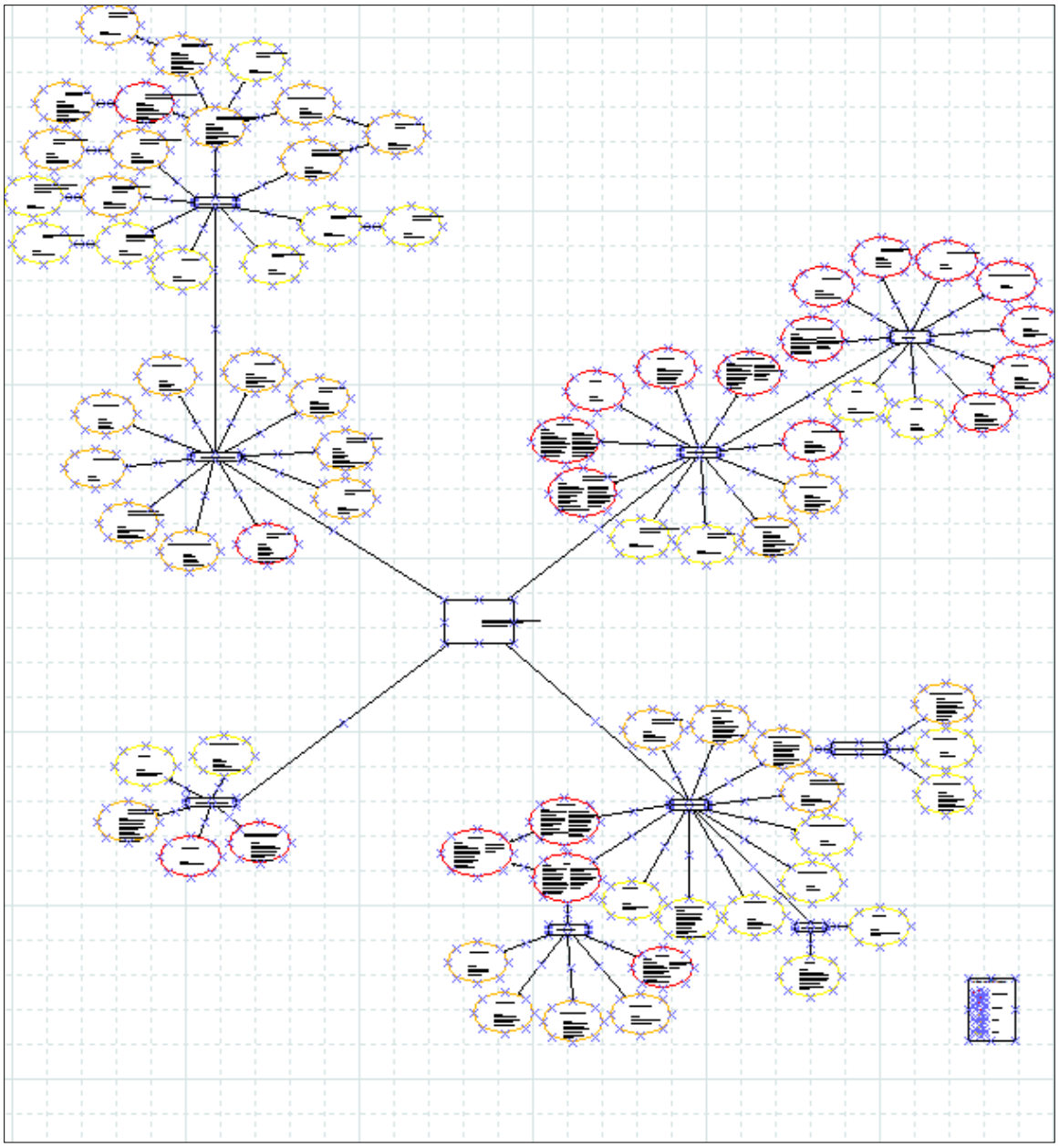


Figure 11 : Vue d'ensemble du réseau conceptuel du cadre analytique.

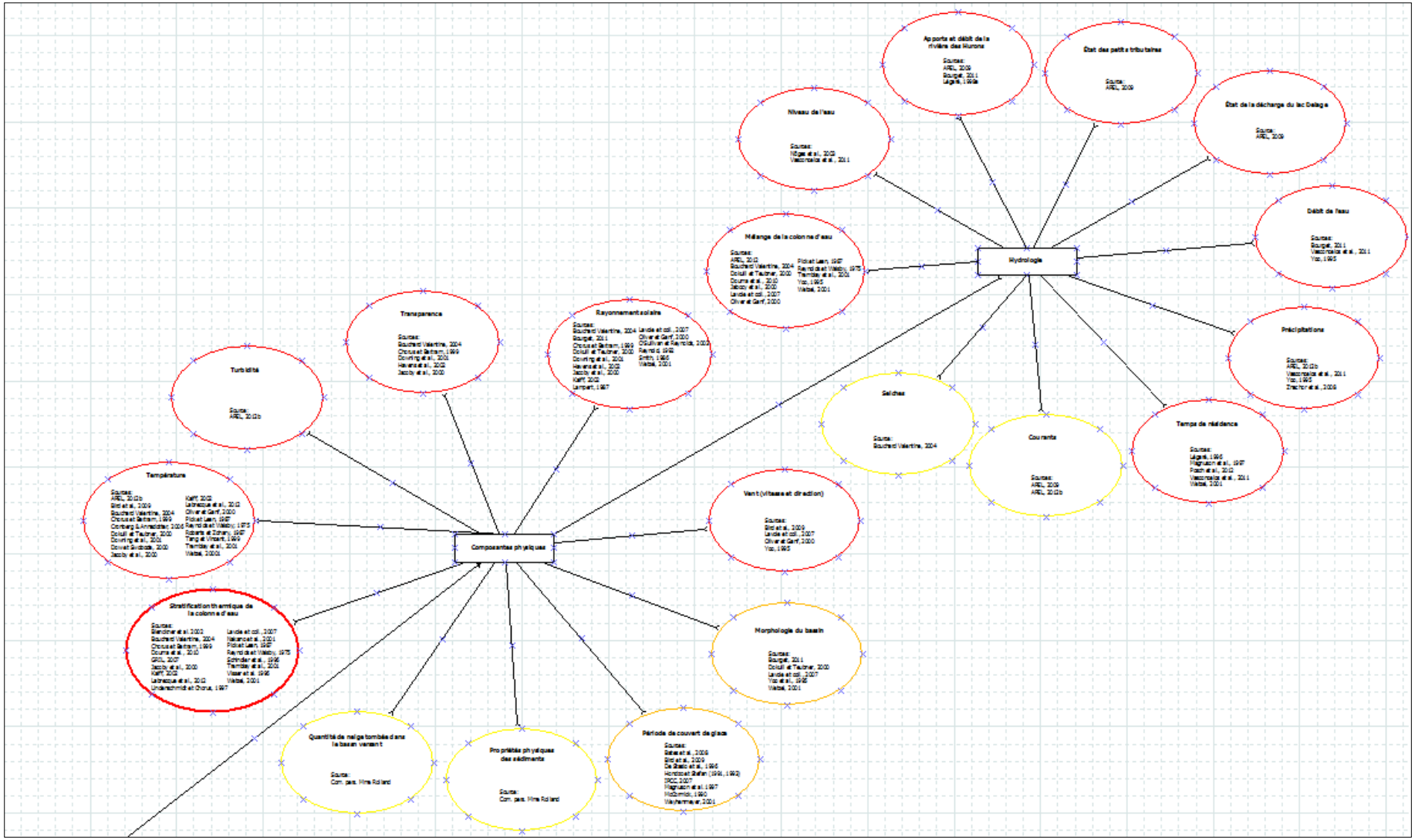


Figure 12 : Section sur les composantes physiques du cadre analytique.

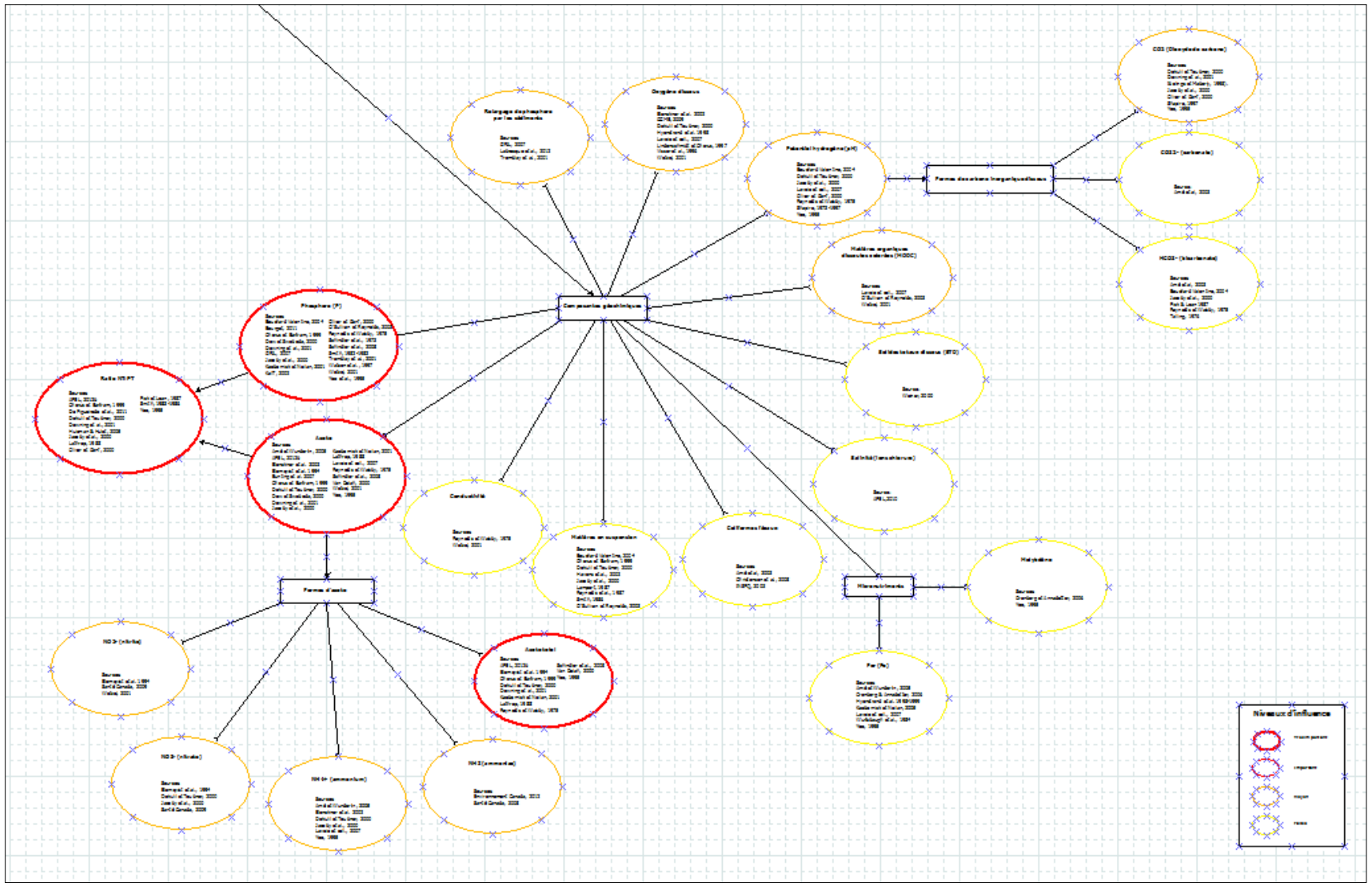


Figure 13 : Section sur les composantes géophysiques du cadre analytique.

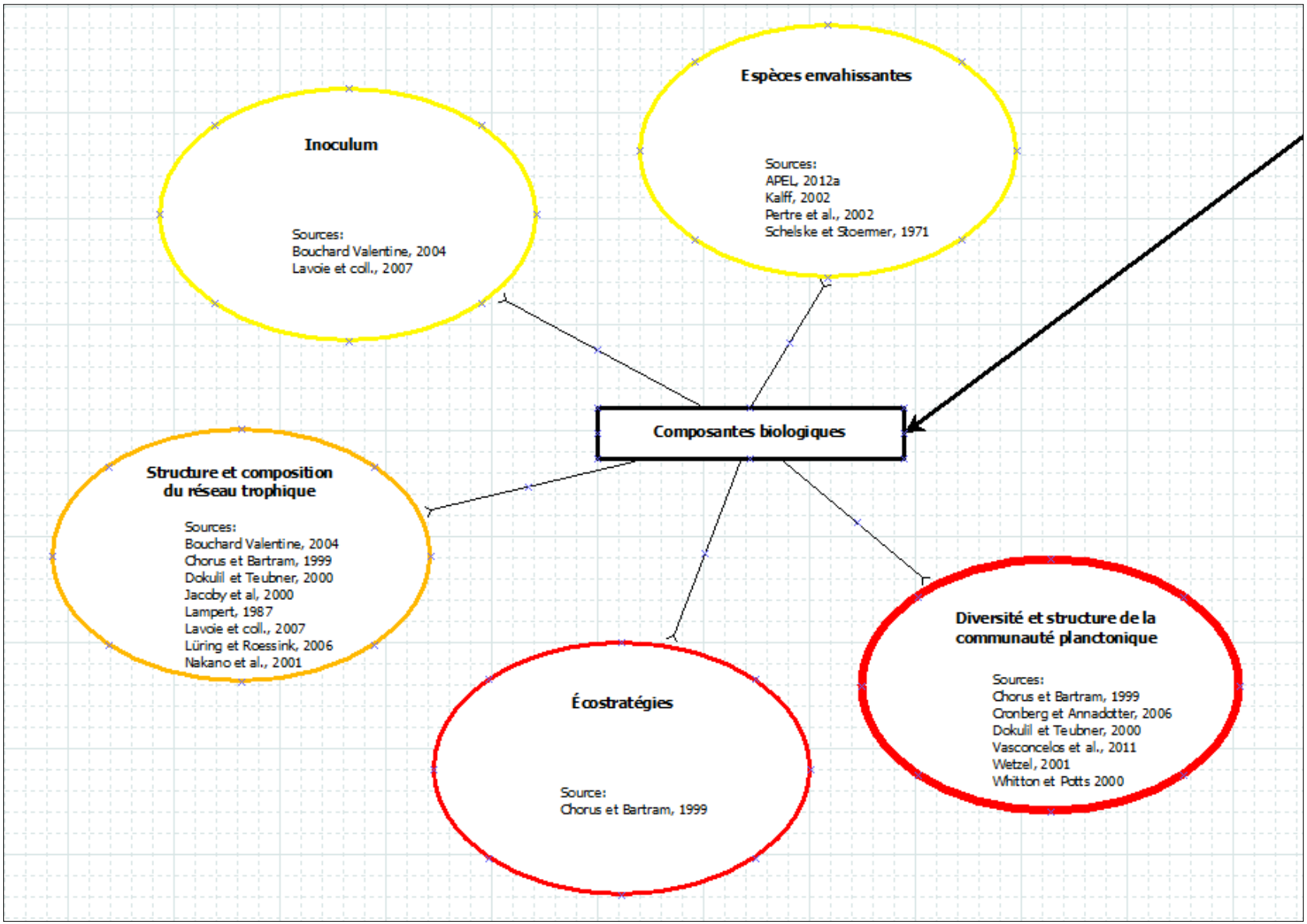


Figure 14 : Section sur les composantes biologiques du cadre analytique.

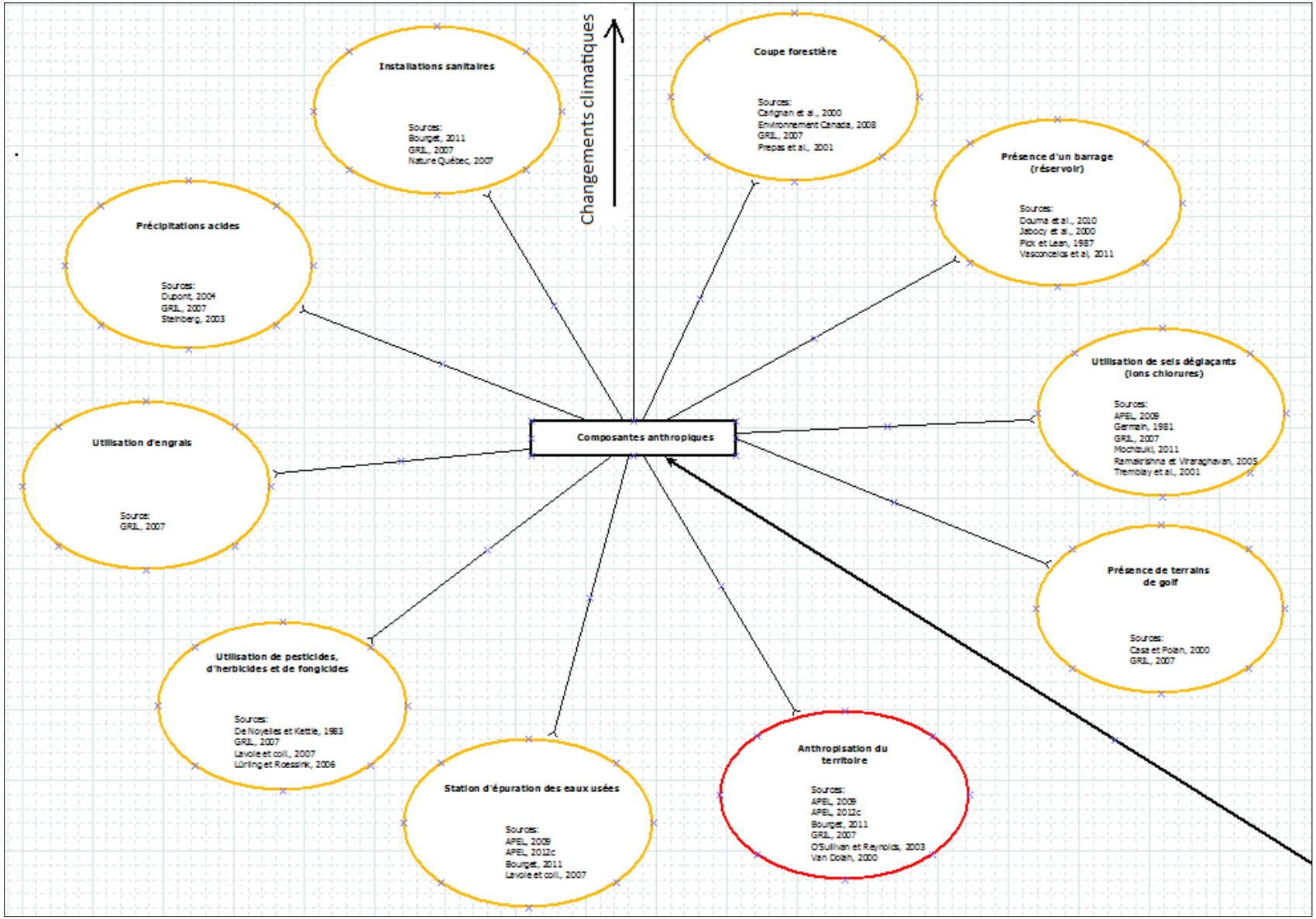


Figure 15 : Section sur les composantes anthropiques du cadre analytique.

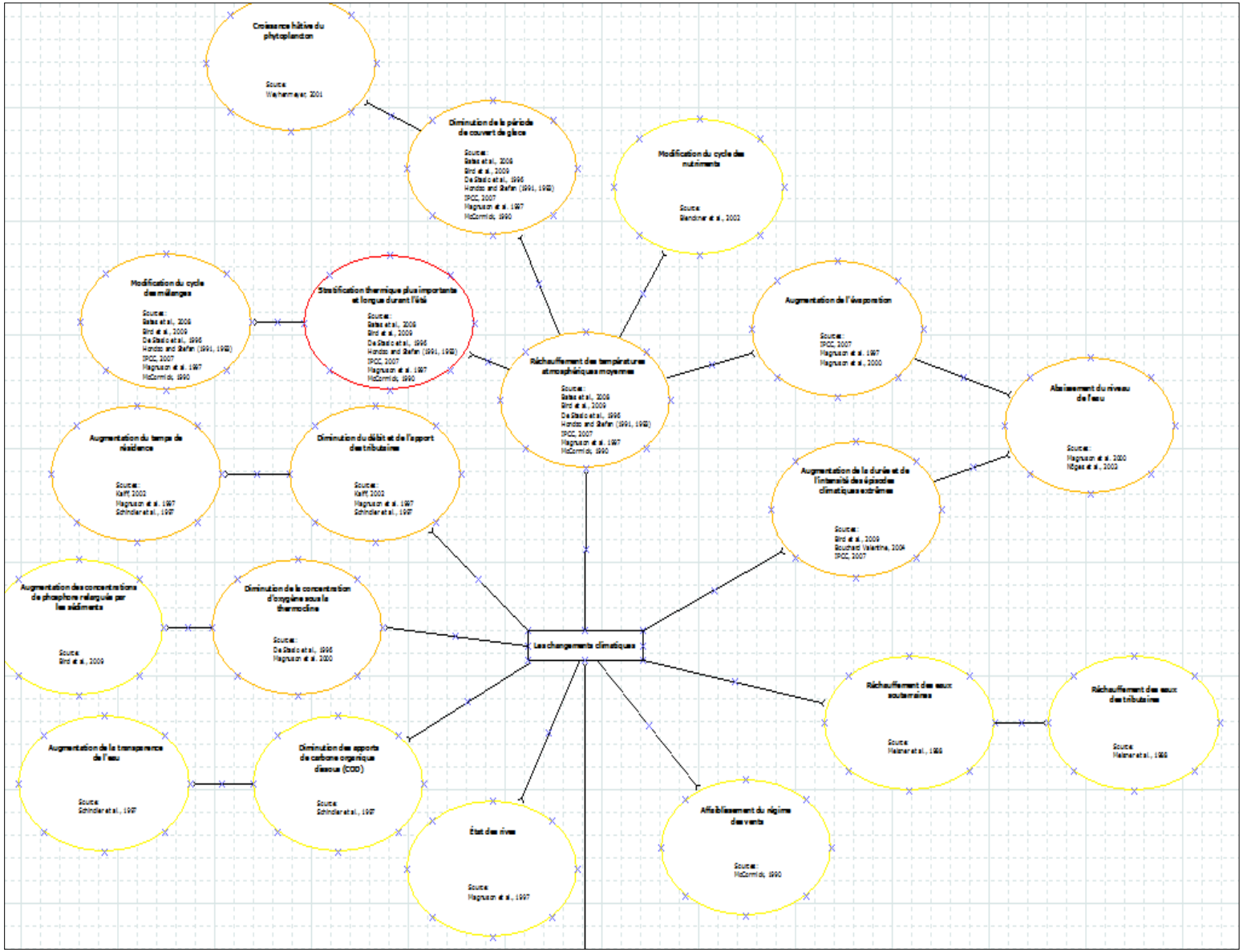


Figure 16 : Section sur les changements climatiques du cadre analytique (reliée à la section sur les composantes anthropiques).

Résultats des analyses

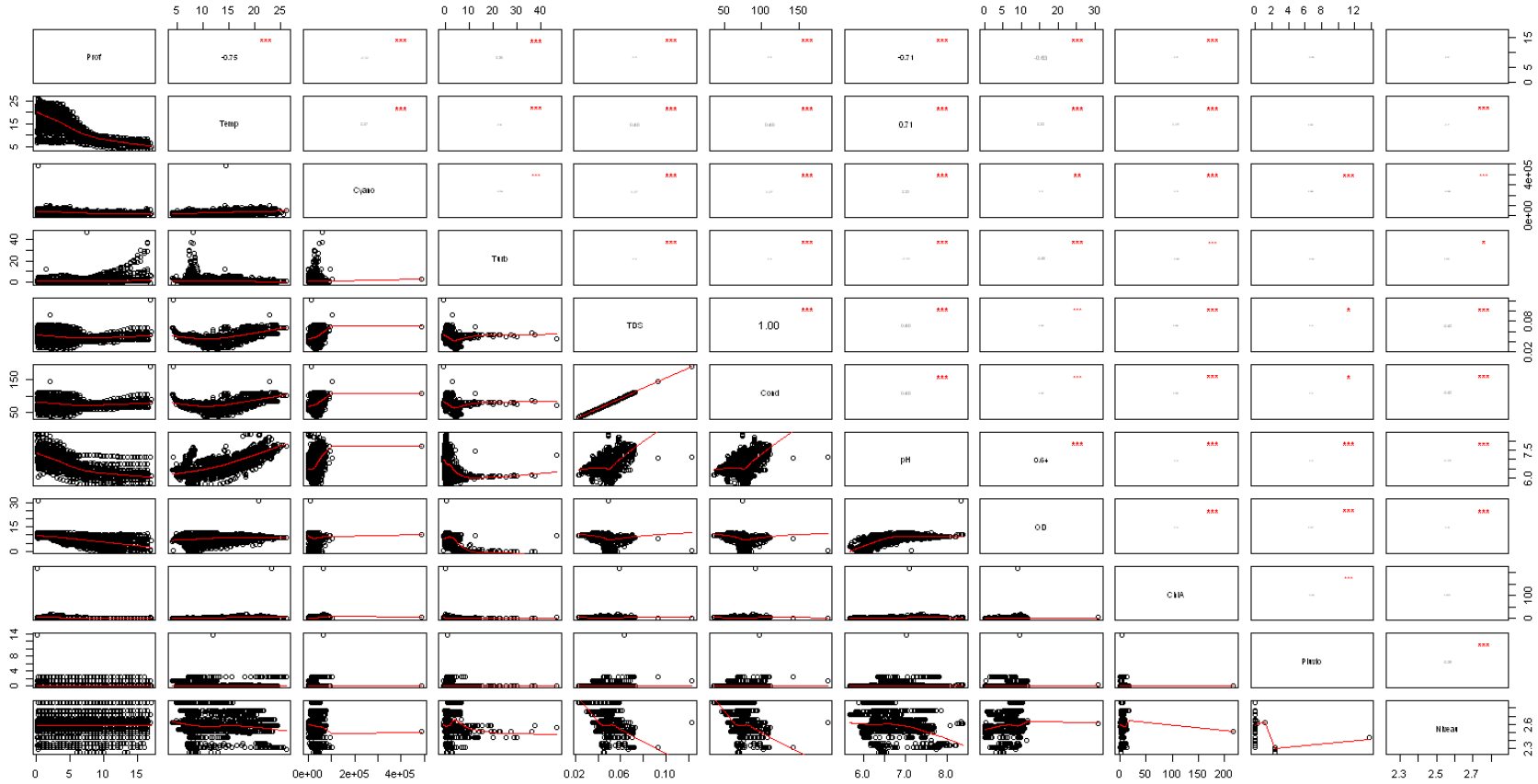


Figure 17 : Résultats graphiques de l'application de la corrélation de Spearman sur les paramètres deux à deux.

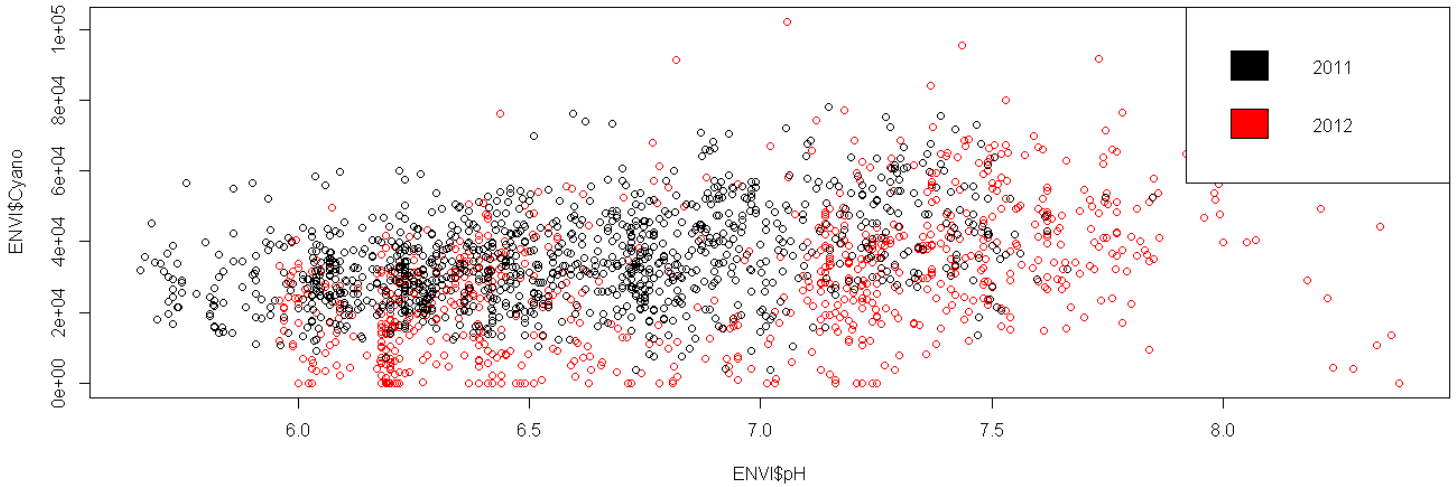


Figure 18 : Évolution des concentrations en cyanobactéries en fonction du pH et de l'année.

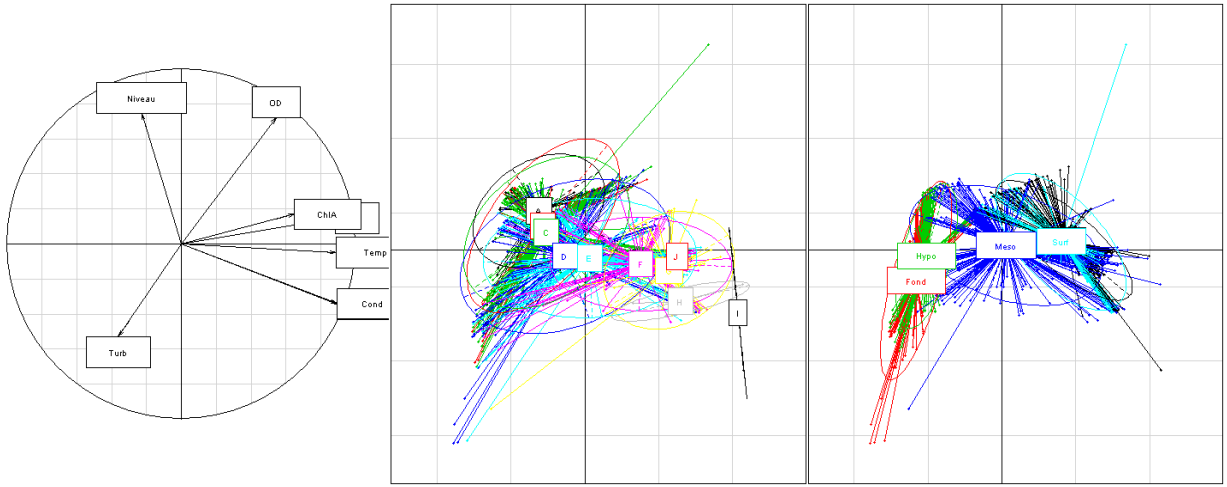


Figure 19 : ACP sur les données de 2012 (de g. à d. : cercle des corrélations, regroupement des stations sur les plans factoriels en fonction des groupes de concentrations et de la couche d'eau).

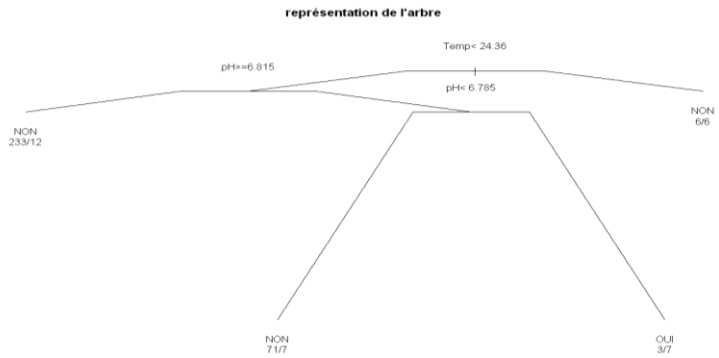


Figure 20 : Représentation sommaire de l'arbre de décision, « OUI » correspond un événement de fleur d'eau.

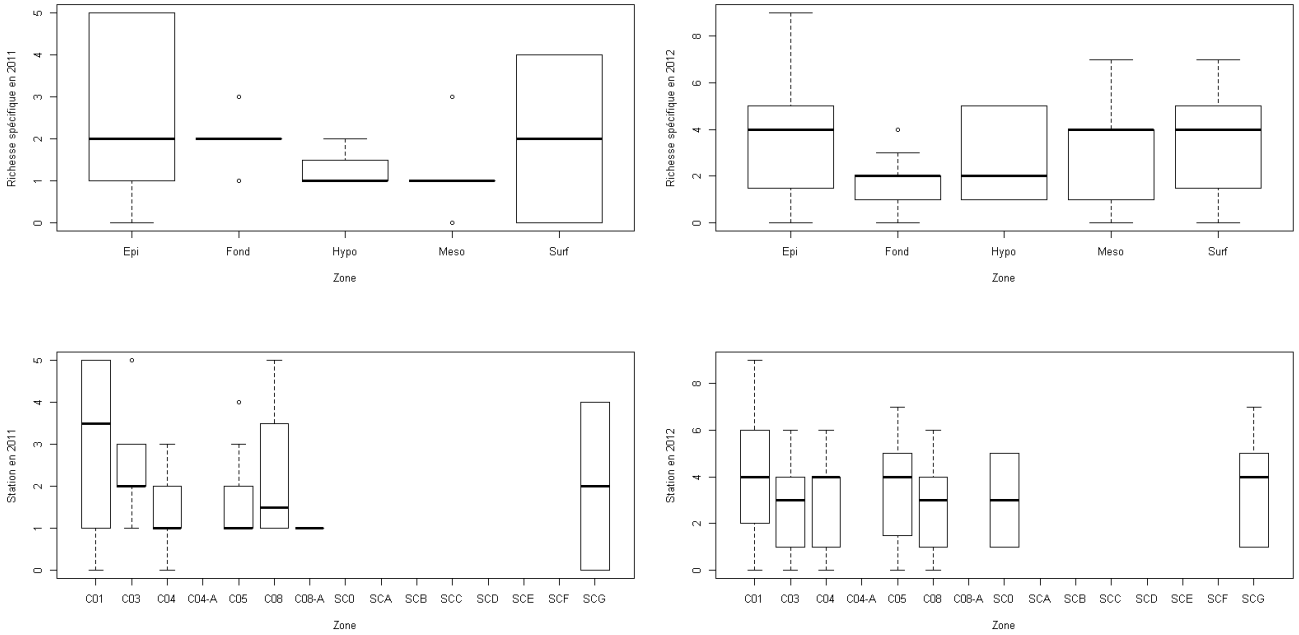


Figure 21 : Représentation sommaire des richesses spécifiques en 2011 (à g.) et 2012 (à d.), selon les couches (en haut) et les stations (en bas). Les échelles diffèrent.

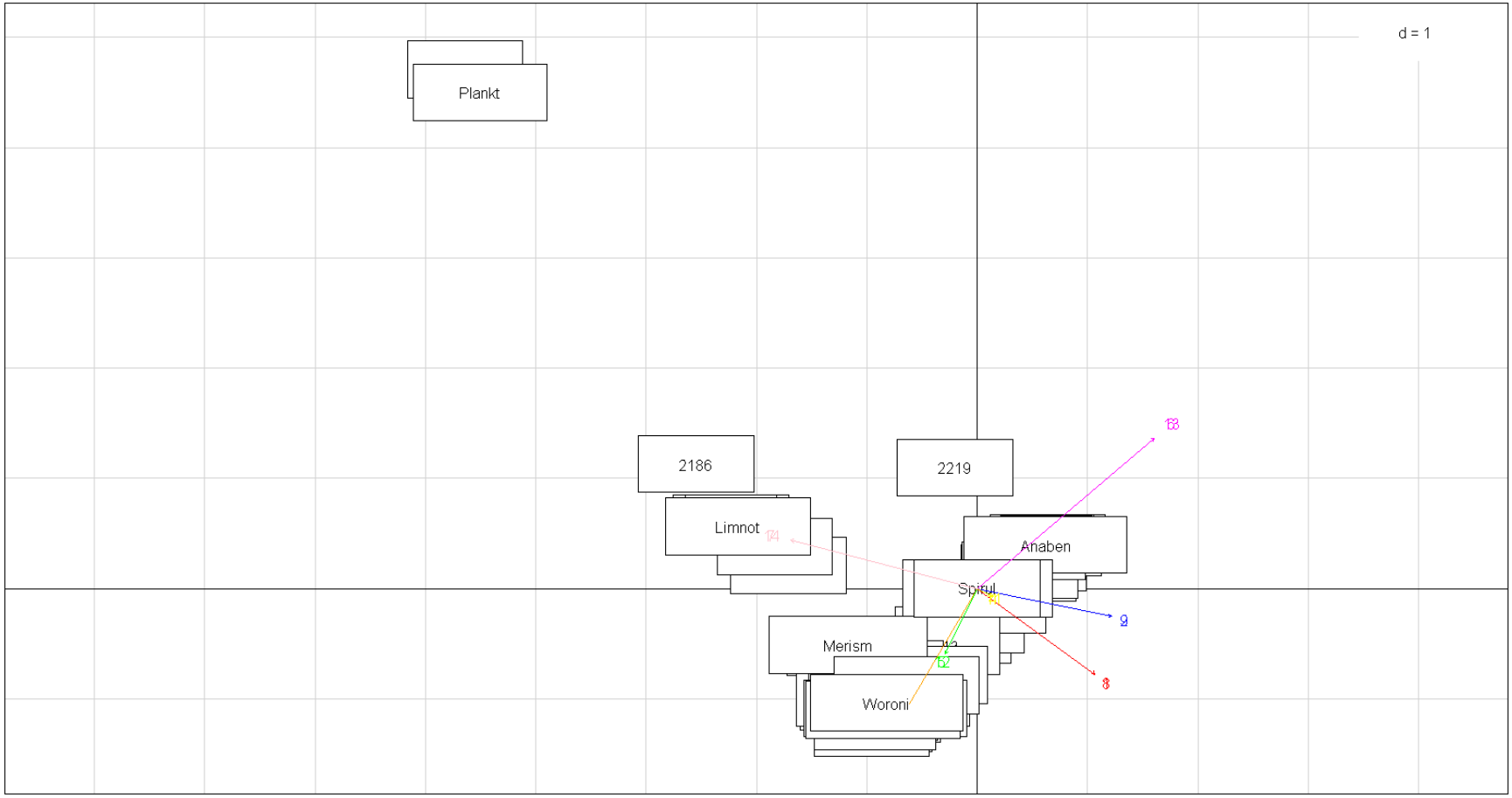


Figure 22 : Représentation de l'AFC, avec projection de variables supplémentaires en couleur.

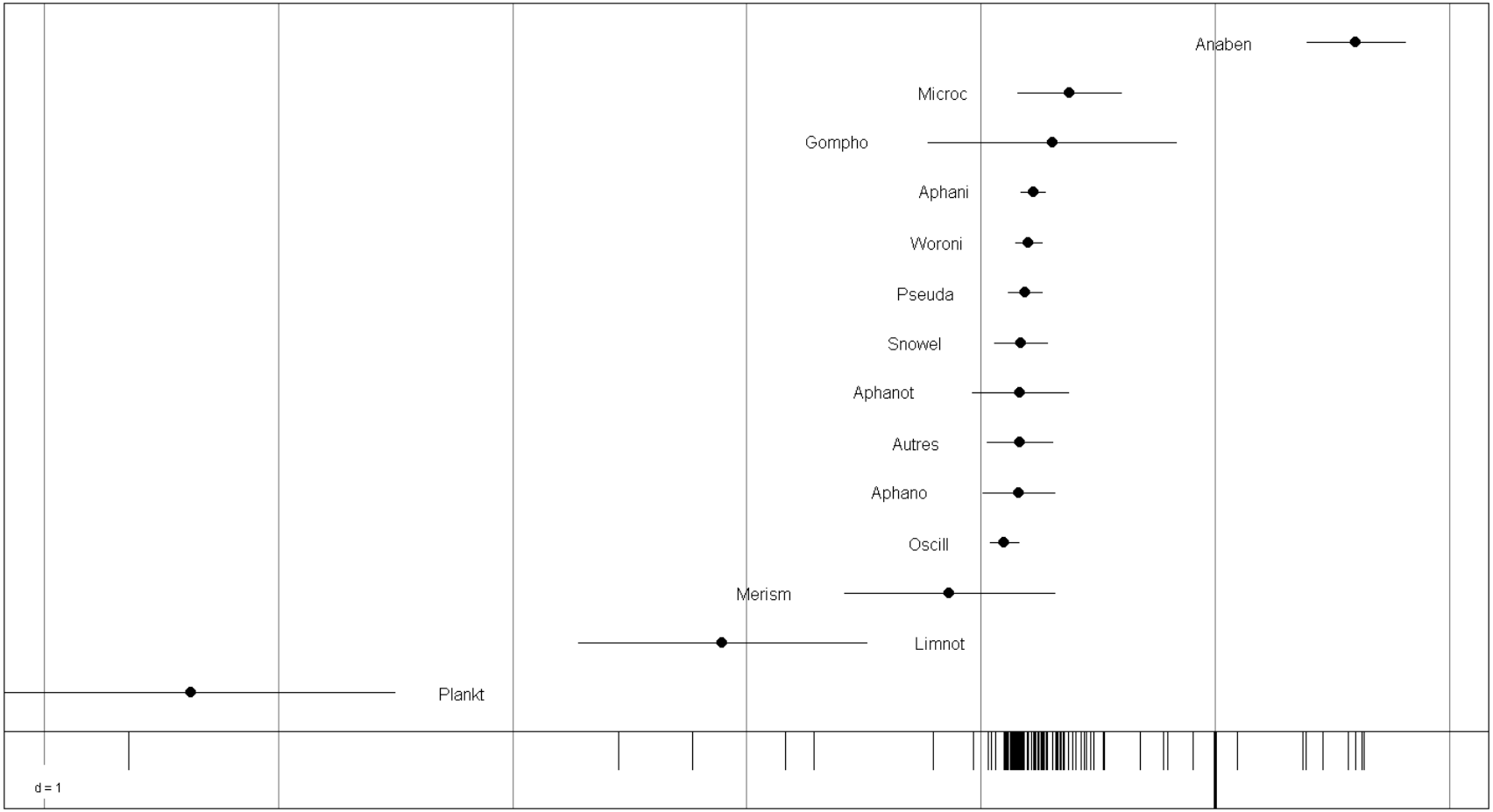


Figure 23 : Représentation de la largeur et du chevauchement des niches écologiques occupées par les différentes espèces peuplant le lac en 2012.

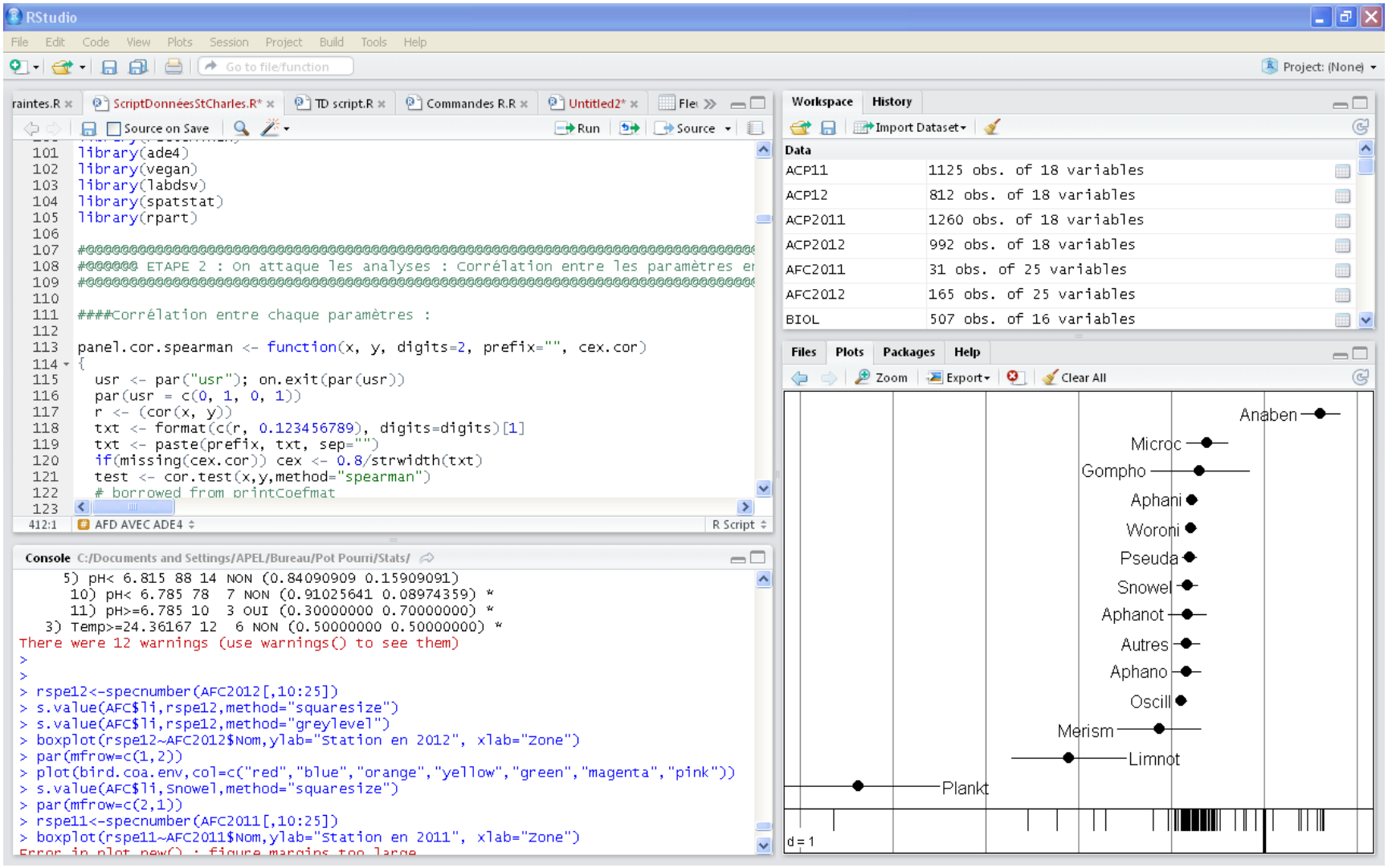


Figure 24 : Aperçu de la fenêtre de travail du logiciel R, à travers l'interface graphique RStudio.

APEL 2014

Chapitre 8

Conclusions et recommandations

Rédaction

Sonja Behmel, *Géographe, M.Sc., Chargée de projets en limnologie,* APEL

Révision

Mélanie Deslongchamps, *Directrice générale,* APEL

François Côté, *Biologiste, M.Sc., Adjoint de direction,* APEL

William Verge, *ing. jr, Chargé de projets en drainage urbain et environnement*, APEL

Table des matières

1 Rappel du contexte de l'étude 5
2 Conclusions 6
3 Recommandations 7
Références 16

Liste des figures

Figure 1: Recommandations principales visant la protection du lac Saint-Charles. ..... **Error! Bookmark not defined.**

Liste des tableaux

Tableau 1 : Recommandations en termes d'actions concrètes. 8

Tableau 2 : Recommandations en termes d'activités d'acquisition de connaissances. 13

1 Rappel du contexte de l'étude

Depuis de nombreuses années, le lac Saint-Charles fait l'objet d'une attention particulière de la part des autorités de la Ville de Québec, soucieuses de la qualité de son eau en raison de son rôle de principal réservoir d'eau potable.

De 2007 à 2009, l'APEL a réalisé une vaste étude limnologique dans l'ensemble du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles, en partenariat avec la Ville de Québec, l'Université Laval, la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury, la Ville de Lac-Delage et l'Institut national de la recherche scientifique (INRS). Cette étude avait été entreprise suite à d'importants événements d'efflorescence de cyanobactéries au lac Saint-Charles en 2006, signe de déséquilibre écologique et d'eutrophisation.

Les résultats et recommandations de l'étude limnologique ont notamment incité les municipalités du bassin versant à mettre en place des règlements visant la protection de l'eau des lacs et des rivières du haut-bassin de la rivière Saint-Charles. Parmi ceux-ci figurent les mesures visant la restauration des rives dégradées, ainsi que le règlement visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency[1].

De plus, la Ville de Québec travaille sur le développement et la mise en place de pratiques de gestion optimale (PGO) des eaux pluviales. La Ville de Québec et la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury collaborent aussi avec l'APEL pour réaliser des programmes de sensibilisation à la restauration et au reboisement des berges des principaux cours d'eau du haut-bassin versant de la rivière Saint-Charles.

En parallèle, deux programmes de suivi ont été élaborés par l'APEL afin de récolter des informations et suivre les tendances à court, moyen et long terme concernant la qualité de l'eau : le programme de suivi de la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant de la rivière Saint-Charles et le programme de suivi des cyanobactéries au lac Saint-Charles. Ces programmes, développés pour la Ville de Québec, font suite à l'étude limnologique dans une perspective à plus long terme.

[1] Voir chapitre 1 pour la liste complète des règlements.

2 Conclusions

Depuis l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009), plusieurs actions, règlements et démarches visant la protection du lac Saint-Charles ont été entrepris.

Malgré ces efforts, les résultats de la campagne d'échantillonnage de 2011 et de 2012 démontrent que le lac Saint-Charles continue à s'eutrophiser. Plusieurs signes sont manifestes : la propagation des herbiers aquatiques, la prolifération d'espèces caractéristiques comme le myriophylle à épis et l'élodée du Canada, l'augmentation des concentrations d'azote, le volume du lac en anoxie pendant des périodes prolongées aux mois d'août et septembre, ainsi que la présence et les efflorescences récurrentes de cyanobactérie à potentiel toxique. Aussi, il a été constaté que les affluents du lac Saint-Charles dont le bassin versant subit une forte anthropisation connaissent une dégradation importante de la qualité de leur eau. Cette dégradation, qui varie d'un sous-bassin versant à l'autre, se manifeste par le dépassement du seuil établi par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) pour un ou plusieurs paramètres impliqués dans qualité de l'eau. En fait, les activités humaines dans la ceinture du lac Saint-Charles sont source de chlorures (issus des sels de voirie et des abat-poussières), de coliformes fécaux, de matières en suspension, d'apports en éléments nutritifs (l'azote et le phosphore, notamment), et sont responsables de l'augmentation des eaux de ruissellement et d'altérations du pH des plans d'eau.

3 Recommandations

À la lumière de ces principaux constats, il est possible de formuler plusieurs recommandations générales, à l'échelle du bassin versant du lac Saint-Charles, qui s'inscrivent dans la continuité de celles énoncées dans l'étude limnologique de 2007-2009 (APEL 2009) et de ROCHE (2010). Ces recommandations visent notamment l'encadrement de l'urbanisation dans le bassin versant, les installations septiques, le réaménagement du cadre bâti existant (notamment dans les bassins versants immédiats du lac Saint-Charles), ainsi que les stations de traitement des eaux usées de la Ville de Lac Delage et des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury.

Les tableaux 1 et 2 des pages suivantes résument les recommandations issues des chapitres 2 à 7. Lorsqu'opportun, nous faisons référence aux recommandations de l'*Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles* (APEL, 2009)[2] et à l'état d'avancement des actions posées depuis sa publication.

Il est à noter que les recommandations détaillées peuvent être consultées dans les chapitres respectifs.

[2] Les recommandations tirées de cette étude sont identifiées par une étoile.

Tableau 1 : Recommandations en termes d'actions concrètes[3].

	Recommandations	Zone d'application	Chapitre(s)	État d'avancement et recommandations supplémentaires
	Actions			
Amélioration de la gestion des eaux pluviales	Augmenter la capacité de **rétention** en implantant des aménagements permettant l'**infiltration, la rétention et la filtration** des eaux pluviales générées par les surfaces imperméables existantes et projetées (jardins de pluie, tranchées d'infiltration, bassins d'infiltration, de rétention et de sédimentation, stationnements verts, etc.).*	Les bassins versants des affluents du lac Saint-Charles subissant une pression anthropique	Chapitre 2	Réalisation d'un projet de proposition de concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans les bassins versants des petits affluents (APEL, 2011). L'étude de faisabilité technique des aménagements alternatifs des fossés est en cours (Ville de Québec). Poursuite de la collaboration avec les Services de l'ingénierie et de l'environnement de la Ville de Québec pour la réalisation de projets issus des deux rapports. Réalisation de deux fossés écologiques par l'APEL et la Ville de Québec : • rue des Épinettes-Rouges en 2010; • chemin de la Grande-Ligne en 2012. *Il est à noter que la plupart des petits affluents du lac Saint-Charles subissent encore une dégradation importante de la qualité de leur eau. L'implantation d'aménagements alternatifs semble donc une solution intéressante pour pallier ce problème. Il est donc important de poursuivre les études, de mettre en place des projets concrets et de réduire l'épandage des sels de voirie et des abat-poussières dans l'environnement immédiat du lac Saint-Charles.*
	Réaménager le système de **drainage** urbain (fossés et conduites pluviales) afin de favoriser l'infiltration, la rétention et la sédimentation.*			
	Limiter le déboisement et l'imperméabilisation des sols (rues, toits, pelouses, stationnements, etc.) dans le bassin versant et réduire les surfaces imperméables existantes, lorsque possible.*			

[3] Note : Il s'agit ici d'un résumé des principales recommandations. Il est important de consulter les chapitres respectifs pour les recommandations spécifiques, détaillées et ciblées en fonction du ou des secteurs visés.

	Mettre sur pied un plan intégré de lutte à l'**érosion et au transport des sédiments**. Par exemple : renaturaliser les rives, restreindre la mise à nu des sols sur les chantiers de construction, valoriser la végétation dans les fossés, etc. Ramasser rapidement les sables de voirie accumulés sur la chaussée et dans le réseau de drainage.*	L'ensemble du bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitres 2 et 6	Le règlement de contrôle intérimaire visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency (RCI) ne permet pas de répondre à la recommandation en raison de nombreuses exemptions. *Les municipalités devraient intégrer des mesures de contrôle de l'érosion sur les chantiers de construction à même leur propre réglementation et avoir le personnel compétent pour en faire le suivi.*
	Conserver et remettre à l'état naturel une **bande riveraine** de 10 à 15 m de profondeur sur les rives des lacs et des cours d'eau, stabiliser les rives érodées en favorisant l'établissement d'une végétation dense et recouvrir de végétation les matériaux inertes présents sur les rives (enrochements et murets).*	Lac Saint-Charles[4]	Chapitres 2 et 6	Lac Saint-Charles : une règlementation a été mise en place pour les rives du lac Saint-Charles sur les territoires de la Ville de Québec et de la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Cette règlementation est appliquée depuis 2012 et a été renforcée en 2013. *Cependant, 43 % de la bande riveraine est encore dans l'impossibilité de remplir sa fonction écologique naturelle. Des efforts supplémentaires de végétalisation et d'application du règlement sont essentiels.* Il est à noter que la Ville de Québec collabore avec l'APEL depuis 2011 et la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury depuis 2013 dans le cadre de programmes de sensibilisation à la revégétalisation des rives. *Il est essentiel de poursuivre ces programmes et de mettre en place un règlement visant une obligation d'arrêt de tonte sur 5*

[4] Cette recommandation issue de l'étude limnologique visait également les rivières Hibou, des Hurons, Noire et Trois Petits Lacs. Dans le cadre de la présente diagnose, les bandes riveraines de ces rivières n'ont pas été caractérisées.

				à 10 m de la rive selon la pente.
	Rechercher les **branchements inversés** dans les quartiers environnant le **lac Saint-Charles.***	Lac Saint-Charles	Chapitre 2	La vérification a été effectuée par la Ville de Québec.
	Sensibiliser la population à l'importance de ne pas déverser de produits toxiques ou dommageables pour l'environnement dans le réseau d'égout pluvial, ni sur les terrains.	Bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitre 2	Sensibilisation en cours par la Ville de Québec par le biais d'un programme avec des écoles primaires.
Protection du lac Saint-Charles	Limiter le développement dans l'ensemble des petits bassins versants du lac Saint-Charles et encadrer davantage le développement dans le bassin versant de la rivière des Hurons.	Bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitre 2	Le règlement de contrôle intérimaire visant à limiter les interventions humaines dans les bassins versants des prises d'eau de la Ville de Québec installées dans la rivière Saint-Charles et la rivière Montmorency vise notamment à répondre à cette recommandation.
	Utiliser seulement des mélanges sel-pierre contenant une proportion de sels inférieure à 10 % dans la zone des petits bassins versants du lac Saint-Charles. Cesser l'épandage d'abat-poussières dans l'ensemble des bassins versants et sensibiliser les usagers à réduire leur vitesse sur les routes et chemins non asphaltés.	Bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitre 2	Bien que l'épandage de ces produits soit déjà restreint dans l'environnement immédiat du lac Saint-Charles, les résultats démontrent qu'il y a toujours des zones où l'épandage de sels de voirie se poursuit. En ce qui a trait aux abat-poussières, quelques rues municipalisées et privées sont encore traitées avec ces produits en période estivale.
	Rechercher les sources de la **contamination fécale** observée en temps de pluie dans le ruisseau **Courte-Botte** afin de les éliminer.****	Bassin versant du ruisseau de la Courte-Botte (K)	Chapitre 2	*Identifier les toits connectés au réseau d'égout pour les débrancher.*

	Réduire la charge en **phosphore* et d'azote** en provenance des **stations d'épuration** des eaux usées de Lac-Delage et des cantons-unis de Stoneham-et-Tewkesbury.	Stations d'épuration des eaux usées	2, 3, 4, 5	La Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury à mandaté, en 2013, la firme BPR pour réaliser une étude visant à identifier les possibilités de réduire les rejets en phosphore. La Municipalité est en attente de financement par les ministères concernées (MAMROT et MDDEFP) (Communication Jean Pierre Coache 2014). À ce jour, aucune action dans ce sens n'a été entreprise par la Ville de lac Delage. *Il est impératif que la Communauté urbaine de Québec, en collaboration avec la Ville de Québec, les autres municipalités et les ministères concernés, soutienne et mette en place des projets visant l'amélioration de la performance des stations de traitement des eaux usées.*
	Vérifier la conformité des installations septiques individuelles avec la réglementation (Q-2, r.8).*	Bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitre 2	La Ville de Québec et la Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury ont procédé à une telle vérification entre 2009 et 2013. Des avis de mise à niveau d'installations désuètes ont été émis depuis. *Il est important de continuer la sensibilisation de la population quant à une utilisation adéquate des installations septiques afin d'augmenter leur performance. La mise en place de bandes riveraines filtrantes doit également être assurée.*

	Aménager des passages à embarcations dépourvus de **myriophylle à épis** à l'aide d'un géotextile. Délimiter les herbiers de myriophylle afin d'y interdire la pratique de sports nautiques qui contribuent à déchiqueter la plante et ainsi aider à sa dissémination. Sensibiliser les utilisateurs.*	Lac Saint-Charles	Chapitre 5	Aucune action n'a été entreprise depuis 2009. *La propagation du myriophylle à épis (dans le bassin sud) et de l'élodée du Canada (dans le bassin nord) a tellement avancé que de telles mesures ne sont plus suffisantes. Il est donc impératif de diminuer les apports de phosphore et d'azote, de réhabiliter les bandes riveraines dans l'ensemble du bassin versant du lac Saint-Charles et de restreindre la circulation dans les zones de prolifération de ces deux espèces.*
Détection des cyanobactéries	Suivre les populations de **cyanobactéries** à l'aide d'un fluorimètre (sonde) dès le mois de mai, et ce, jusqu'à l'automne.*	Lac Saint-Charles	Chapitre 4	Un tel suivi est en place depuis 2011. Le suivi quotidien des cyanobactéries au lac Saint-Charles a été ajouté pour alerter les autorités en cas de floraison. Il a également été observé que les seuils décisionnels pour lancer une alerte établis par le MDDEFP devraient être révisés étant donné que le lac Saint-Charles héberge de cyanobactéries à potentiel toxique en tout temps et que des fleurs d'eau de faibles concentrations ont tout autant un potentiel toxique que celles de grande envergure.
	En se fiant aux profils réalisés avec le fluorimètre, échantillonner le phytoplancton aux profondeurs d'intérêt afin de réaliser une analyse floristique par microscopie. Cette démarche permettrait de **détecter la présence des cyanobactéries ayant un potentiel toxique et de statuer sur le dépassement des seuils décisionnels.***			*Le suivi dans sa forme actuelle devrait être poursuivi. Les seuils décisionnels du MDDEFP doivent être révisés. Les tests de toxicité (limités depuis 2010 à la seule détection de la microcystine graĉe à un kit développé par la compagnie Abraxis) devraient être rétablis de manière systématique par le MDDEFP dans le cas de chaque fleur d'eau, et ce, pour les différents types de toxines (comme c'était le cas de 2006 et 2009).*
	*Note: * Les recommandations tirées de l'Étude limnologique du haut bassin versant de la rivière Saint-Charles (APEL 2009) sont identifiées par une étoile.*			

Tableau 2 : Recommandations en termes d'activités d'acquisition de connaissances.

	Recommandations	Zone d'application	Chapitre (s)	État d'avancement et recommandations supplémentaires
	Acquisition de connaissances et suivis			
Suivi des plans d'eau	Réaliser un **suivi** des concentrations de **phosphore** et de **MES** dans la rivière des **Hurons**, et ce, spécialement en période de pluies.*	Bassin versant du lac Saint-Charles	Tous les chapitres	Toutes ces mesures sont en place et ont été intégrées dans les deux programmes de suivi, soit celui du suivi des lacs et des rivières du bassin versant de la rivière Saint-Charles et celui du suivi des cyanobactéries. *Poursuivre les activités de ces deux programmes.*
	Réaliser un suivi régulier de l'évolution du niveau trophique des lacs selon une méthodologie standardisée.*			
	Échantillonner les **tributaires** des lacs pour permettre de mieux localiser les sources externes de phosphore.*			
	Quantifier les **apports en phosphore* et en azote** provenant du bassin versant des lacs.	Bassin versant du lac Saint-Charles	Tous les chapitres	Aucun avancement. Une analyse de la matière organique dans le bassin nord du lac est prévue pour l'été 2013.

	Améliorer la compréhension des variations dans les apports sédimentaires et dans la conductivité observées au lac Saint-Charles par le passé. Ceci implique l'analyse de la granulométrie de la carotte de sédiments et la reconstitution historique de l'évolution de l'utilisation du sol dans le bassin versant du lac.* Améliorer la compréhension des phénomènes de sédimentation de la matière organique observés aujourd'hui dans le bassin nord du lac.*			

Recherches futures	Des études sont nécessaires afin de mieux comprendre : • le cycle hydrologique du lac Saint-Charles; • le cadre climatologique et l'impact des changements climatiques; • la chaîne trophique, c'est-à-dire les interactions biotiques du lac. Voir la liste complète des recommandations dans le chapitre 7.	Bassin versant du lac Saint-Charles	Chapitre 7	Une collaboration à des études universitaires est essentielle afin d'accroître le niveau de compréhension de l'environnement du lac Saint-Charles. Il est à noter que l'APEL a collaboré à des projets de maîtrise dans le cadre de l'étude limnologique. Les collaborations se sont poursuivies depuis 2009, notamment dans le cadre de la thèse de doctorat de Mme Delphine Rolland (2013) intitulée : *La prolifération de cyanobactéries en réservoir tempéré nordique (le lac Saint-Charles, Québec Canada) : variabilité et facteurs de contrôle*. Depuis 2012, l'APEL participe au projet de thèse de doctorat de M. Maciek Bartosiewicz intitulé : *Carbon footprint of a senecing lak: case study on the shallow, eutrophic and macrophyte dominated lake Saint-Charles*. Cette dernière collaboration inclut notamment la réalisation d'une partie de l'échantillonnage de l'étudiant par le personnel de l'APEL en échange de résultats d'analyses, de données et de connaissances. *Il est important de poursuivre les collaborations et de faire la promotion de projets de recherche porteurs dans le but de valoriser les données recueillies par l'APEL dans le cadre des programmes de suivi.*

Références

APEL (2009) *Étude limnologique du haut-bassin de la rivière Saint-Charles, rapport final*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 354 p.

APEL (2011) *Soutien technique au processus décisionnel relatif à la transformation de fossés et concepts d'amélioration de la gestion des eaux pluviales dans le bassin versant de la prise d'eau potable de Château-d'Eau.* Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 198 p.

Aménagements alternatifs des fossés (PPD 2011498) (Ville de Québec, 2012).

Coache, Jean Pierre. Directeur des travaux publiques, Municipalité des cantons unis de Stoneham-et-Tewkesbury. Communication personnelle, janvier 2014.

ROCHE (2010) *État de la situation du bassin versant de la prise d'eau de la rivière Saint-Charles.*Rapport final. Présenté à la Communauté métropolitaine de Québec, 221 p. + cartes et annexes.

Résumé des méthodes analytiques utilisées dans les laboratoires de la Ville de Québec dans le cadre du projet de suivi de la qualité de l'eau des affluents du lac Saint-Charles (Campagne 2012) (Source: Ville de Québec, Service de l'Environnement 2014).

Secteur	Paramètre	Méthode	Principe analytique	Interférence	LDM	Accréditation CEAEQ ISO-17025
Chimie	Azote ammoniacal	ILQ-NH3-AA/SE§	L'échantillon est distillé dans un premier temps en milieu alcalin (pH > 12) pour l'libérer l'ion ammonium sous forme d'ammoniac gazeux. Ce dernier est récupéré dans une solution d'acide sulfurique. L'ion ammonium contenu dans le distillat est analysé au moyen d'un analyseur automatisé par colorimétrie; l'ammoniac réagit avec le salicylate de sodium et l'hypochlorite de sodium en milieu basique tamponné (pH 12.8-13), en présence de nitroferricyanure de sodium, pour former un complexe	La plupart des interférences sont retirées par le processus de distillation.	0.1 mg N/l	Domaine 42

			analogue à l'indophénol bleu. La couleur bleu-verte produite est mesurée à 660 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.			
Chimie	Azote NTK	ILQ-NTK-AA/SE§	Dans un premier temps, l'échantillon est digéré en milieu fortement acide pour hydrolyser l'azote organique et favoriser la transformation en ion ammonium. La liqueur de digestion est constituée d'acide sulfurique, de sulfate de potassium et le sulfate de cuivre (utilisés comme catalyseur). L'échantillon est distillé par la suite en milieu alcalin (pH > 12) pour libérer l'ion ammonium sous forme d'ammoniac gazeux. Ce dernier est récupéré dans une solution d'acide sulfurique. L'ion ammonium contenu dans le distillat est analysé au moyen d'un analyseur automatisé par colorimétrie;	La plupart des interférences sont retirées par le processus de distillation.	0.3 mg N/l	Domaine 42

			l'ammoniac réagit avec le salicylate de sodium et l'hypochlorite de sodium en milieu basique tamponné (pH 12.8-13), en présence de nitroferricyanure de sodium, pour former un complexe analogue à l'indophénol bleu. La couleur bleuverte produite est mesurée à 660 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.			
Chimie	Chlorures	ILQ-Chlorures-AA/SE§	Analyse basée sur la substitution du chlorure présent dans l'échantillon au groupement thiocyanate dans la molécule du réactif (thiocyanate de mercure). Les ions thiocyanate libérés réagissent avec des ions ferriques pour former un complexe coloré [Fe(SCN)]2+. La concentration de complexe formé est directement proportionnelle à la concentration en chlorure	A priori, il n'y a pas d'interférence significative à cette méthode. Toutefois, il est fortement recommandé de filtrer les échantillons turbides avant l'analyse.	2 mg/l	Domaine 60

			présent dans l'échantillon. L'absorbance de ce complexe est mesurée à 480 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.			
Chimie	Huiles et graisses totales	OLQ-C10 - C50/SE§	Les huiles et graisses présentes sont extraites avec de l'hexane. L'extrait hexanique de l'échantillon est traité au gel de silice pour retirer les hydrocarbures polaires, puis évaporé grâce à une évaporateur rotatif. Le résidu est pesé sur une balance analytique pour connaître la quantité d'huiles et graisses totales extraites.L'analyse quantitative est effectuée par pesée gravimétrique.	Pour les hydrocarbures pétroliers, le traitement de l'extrait avec du gel de silice permet de retirer les composés les plus polaires pouvant biaiser la teneur en C10C50.	2 mg/l	Domaine 66

Chimie	Hydrocarbures pétroliers	OLQ-C10 - C50/SE§	Les hydrocarbures pétroliers sont extraits avec de l'hexane. L'extrait hexanique de l'échantillon est traité au gel de silice pour retirer les hydrocarbures polaires. L'analyse par chromatographie gazeuse couplée à un détecteur FID (GC-FID) de cet extrait traité permet d'obtenir la teneur en hydrocarbures C10-C50 dans l'échantillon.L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	Les composés extractibles n'appartenant pas à la famille des huiles et des graisses sont co-extraites. Il n'y a aucun moyen de retirer ces interférences.	0.10 mg/l	Domaine 109
Chimie	Matières en suspension	ILQ-MES/SE§	Une portion de l'échantillon est filtrée à travers un filtre Whatman 934-AH préalablement conditionné (lavé, séché à 105 °C et pesé). Lorsque la filtration est terminée, le filtre et le résidu piégé sur le filtre sont séchés à 105 °C puis repesés. La quantité de matières en suspension (MES) est	Les échantillons contenant plusieurs phases sont sujets à des erreurs de mesure. La présence de résidu hygroscopique peut induire des	2 mg/l	Domaine 41

			obtenue en faisant la différence des poids. Pour déterminer le taux de matières en suspension volatiles (MESV), le filtre et le résidu sec sont placés dans un four à moufle réglé à 550 °C pendant 2 heures. Le taux de MESV s'obtient en faisant la différence entre le poids à 550 °C et celui à 105 °C.	biais positifs.		
Chimie	Métaux solubles à l'acide (incluant Magnésium)	ILQ-Métaux/SE §	Les échantillons sont acidifiés avec de l'acide nitrique (pH < 2) avant leur analyse par spectrophotométrie d'émission au plasma optique. La mesure des intensités du signal se fait par un détecteur CCD selon des longueurs d'onde spécifiques à l'élément analysé. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage pour chacun des éléments analysés.	Les principales interférences liées à cette méthode sont d'ordres spectrales, physiques (obstruction du nébuliseur), chimiques (composés ou oxydes réfractaires) et liés à une forte teneur en solides totaux	Relative à l'élément Mg: 0.001 mg/l	Dom. 11 et 16 (Mg non-accrédité)

				dissous de l'échantillon.		
Chimie	Nitrites-Nitrates	ILQ-NO2+NO3-AA/SE§	Les ions nitrate présents dans l'échantillon sont réduits en ions nitrite lors de leur passage dans une micro-colonne de cadmium granulaire. Les ions nitrite réagissent en milieu acide avec le sulfanilamide et le produit de la réaction est couplé en milieu acide avec le N-(1-naphthyl) éthylènediamine pour former un complexe azonium de couleur rosée. La couleur rose produite est mesurée à 520 nm. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe d'étalonnage.	La turbidité et les matières en suspension peuvent restreindre le débit dans la colonne de réduction. Des concentrations élevées en fer, cuivre et en d'autres métaux réduisent l'efficacité de la réaction. Les huiles et les graisses peuvent recouvrir la surface du cadmium et nuire à la	0.03 mg N/l	Domaine 21

				réduction des nitrates en nitrites. La présence de chlore résiduel peut interférer en oxydant le cadmium. Les échantillons contenant du sulfure ne peuvent être analysés par cette méthode sans enlever préalablement les sulfures par précipitation avec des sels de cadmium.		

Chimie	Phosphore total	ILQ-Ptotal-AA/SE§	L'échantillon est d'abord digéré en milieu acide (acide sulfurique et persulfate de potassium) afin d'hydrolyser les formes complexes du phosphore et les transformer en ions orthophosphates. Par la suite, les ions orthophosphates réagissent en milieu acide avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium pour former l'acide phosphomolybdique. L'acide phosphomolybdique réagit par la suite avec l'acide ascorbique pour former le bleu de molybdène. L'intensité de la couleur est mesurée par spectrophotométrie et est directement proportionnelle à la teneur en ions orthophosphates dans l'échantillon. L'analyse quantitative est effectuée par le biais d'une courbe	Les ions arséniates (à des teneurs de l'ordre de 0,1 mg/l et plus) réagissent avec le réactif de molybdate pour former une coloration semblable à celle produite par l'ion orthophosphate. Le chrome hexavalent et les nitrites interfèrent négativement pour des concentrations aussi faibles que 1 mg/l. Des concentrations aussi élevées que 50 mg/l de	4 ug P/l	non-accrédité

			d'étalonnage.	Fe3+, 10 mg/l de Cu et 10 mg/l de SiO2 peuvent être tolérées. Des concentrations plus élevées en silicate causent une interférence positive.		
Microbiologie	Coliformes fécaux	MLQ-Coliformes fécaux/CA §	Différents volumes de l'échantillon sont filtrés sur une membrane stérile de porosité 0,45 µm. Les membranes filtrantes sont ensuites transférer sur des boîtes de Pétri contenant de la gélose m-Fc. Les boîtes de gélose sont ensuite incubé à 44,5 °C ± 0,2 °C pendant 24 heures ± 2 heures. Les colonies typiques bleues foncées sont dénombrées après la période d'incubation, les calculs sont effectués et les résultats sont exprimés en	La présence de matière en suspension en grande quantité peut colmater les membranes filtrantes et ainsi augmenter la limite inférieure de quantification.	0 UFC/100 ml ou selon les spécifications du projet.	Domaine 30

			UFC/100 ml, où UFC signifie unitée formant des colonies.			
Microbiologie	Cyanobactéries	MA. 800 - Cya.dep 1.0	Les échantillons sont conservés dans des bouteilles de verre avec du lugol 1 % comme préservatif jusqu'au moment de l'analyse. Le volume d'échantillon déterminé est décanté par sédimentation dans une chambre de Utermölh. Le dénombrement et l'identification se font ensuite avec un microscope inversé sous un éclairage CID (contraste interférentiel différentiel) à un grossissement de 400 X. Dans les cas où les cyanobactéries sont très petites, le grossissement utilisé peut	La présence de matière en suspension en grande quantité peut rendre le dénombrement et l'identification difficile.	0 algue/ml	NA

			aller jusqu'à 600 X.			

Abréviations

AABV	Autres algues bleu vert
ACP	Analyse en composantes principales
AFC	Analyse factorielle des correspondances
AFD	Analyse factorielle discriminante
APEL	Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord
BDTQ	Base de données topographiques du Québec
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CEHQ	Centre d'expertise hydrique du Québec
CF	Coliformes fécaux
Chl *a*	Chlorophylle *a*
CID	Carbone inorganique dissous
COD	Carbone organique dissous
CRT	Chlore résiduel total
INRS	Institut national de la recherche scientifique
IQBP	Indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau
IQBR	Indice de qualité des bandes riveraines
MAMROT	Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MES	Matières en suspension
MO	Matière organique
MODC	Matière organique dissoute colorée
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
NT	Azote total

NTK	Azote total Kjeldahl
OD	Oxygène dissous
PGO	Pratiques de gestion optimale
ppb	Partie par milliard
PT	Phosphore total
RFU	Unité relative de fluorescence
RSVL	Réseau de surveillance volontaire des lacs
STD	Solides totaux dissous
TDS	Solides totaux dissous
UFC	Unité formant une colonie, unité utilisée aussi pour le dénombrement bactérien
UV	Rayons ultra-violets

Glossaire

Abat-poussière : produit sous forme solide (en flocon) ou liquide destiné à être appliqué sur les routes non asphaltées pour garder le sol humide, empêcher la poussière de s'élever et diminuer la perte d'agrégats. Ces produits, composés de molécules qui ont la propriété de capter l'humidité ambiante comme les chlorures de calcium et de magnésium, doivent être certifiés par le BNQ.

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

Alcalin (basique) : milieu aquatique riche en bases. Une base est un composé chimique capable de neutraliser les acides en capturant un ou plusieurs protons ou, réciproquement, en fournissant des électrons.

Alluvionnement : formation d'alluvions.

Alluvions : dépôts de sédiments dans un cours d'eau ou un lac.

Analyse floristique : Identification des espèces de végétaux (microalgues).

Anoxie : absence totale d'oxygène dissous dans un environnement aquatique. La plupart des formes de vie consommant de l'oxygène disparaissent alors au profit de bactéries et d'organismes fongiques.

Anthropique : relatif à l'action de l'homme.

Anthropisation : transformation des milieux naturels par l'homme.

Aquascope : lunette d'observation particulière faite à partir d'un cylindre et d'une vitre de plexiglas permettant de mieux observer, à partir d'une embarcation, le fond du plan d'eau pour la caractérisation des herbiers aquatiques.

Atterrissement : phénomène de comblement d'un plan d'eau.

Bande riveraine : zone qui ceinture une étendue d'eau. La *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables* prévoit que la bande riveraine doit être composée d'un couvert végétal permanent et avoir une largeur minimale de 10 à 15 mètres selon la pente, afin de réduire les apports de certains contaminants dans l'eau de ruissellement (fonction d'assainissement) et de protéger les habitats aquatiques et riverains (fonction écologique).

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

Bathymétrie : mesure des profondeurs dans le but de déterminer la topographie du fond d'un lac.

Benthique : relatif au fond des mers ou des eaux douces, peu importe la profondeur.

Benthos : ensemble des organismes vivant au fond des eaux ou à proximité, en opposition au plancton.

Bio-indicateur : espèce végétale ou animale dont la présence renseigne sur certaines caractéristiques écologiques, physico-chimiques, microclimatiques, biologiques ou fonctionnelles d'un écosystème. Ainsi, en étudiant les communautés biotiques d'un milieu aquatique, il est possible de montrer l'existence de perturbations et d'évaluer la qualité de l'eau.

Biomasse : masse totale de l'ensemble des êtres vivants occupants, à un moment donné, un biotope bien défini. 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*.

Biotope : en écologie, le biotope est une aire géographique offrant des conditions climatiques et écologiques ainsi que des caractéristiques physicochimiques stables ou cycliques aux espèces qui y vivent en équilibre.

Bistratifié (peuplement de macrophytes) : présence d'espèces végétales sur deux niveaux d'étagement vertical (plan inférieur et plan supérieur) dans l'espace de la zone littorale.

Branchement inversé (raccordement inversé ou égouts croisés) : branchement de service fautif entre un immeuble et le réseau d'égout public qui entraîne les eaux usées sanitaires dans le réseau d'égout pluvial, sur le sol, dans un fossé ou dans un cours d'eau. C'est la principale cause des rejets d'eaux usées dans l'environnement par temps sec.

Changements climatiques : modifications durables du climat à l'échelle mondiale (hausse des températures, changement de la configuration des pluies et progression de certains types de conditions météorologiques dangereuses, notamment) qui sont principalement liées à l'accumulation de gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Selon la communauté scientifique, les activités humaines sont la source majeure de ces gaz.

Chlorophylle a (Chl a) : principal pigment des organismes photosynthétiques, permettant de capter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique. La Chl *a* utilise des longueurs d'onde rouges et bleues de la lumière, et reflète les longueurs d'onde vertes, d'où la couleur caractéristique des végétaux.

Clinograde : configuration de la courbe de l'oxygène dissous en fonction de la profondeur dans les lacs productifs où les niveaux d'oxygène tombent à zéro dans l'hypolimnion. Cette courbe est le signe d'une répartition inégale de l'oxygène dans les différentes couches de la colonne d'eau.

Coefficient de corrélation r de Pearson : mesure de l'intensité de la liaison qui peut exister entre deux variables numériques. La valeur de *r* est comprise entre -1 et 1 : plus elle se rapproche de ±1, plus la relation linéaire est forte, et plus elle est voisine de 0, plus la relation linéaire est faible.

Colonne d'eau : volume d'eau compris entre le fond et la surface d'un lac.

Communauté végétale : groupe de plantes appartenant à un certain nombre d'espèces différentes qui coexistent dans un même habitat ou zone et qui interagissent directement ou indirectement.

Compétition : concurrence entre des organismes, des populations ou des espèces pour l'utilisation d'une ressource ou l'appropriation d'un habitat.

Cyanotoxine : molécule toxique produite par certaines espèces de cyanobactéries.

Cycle hydrologique : phénomène de circulation incessante de l'eau, sous ses différentes formes (solide, liquide et gazeux), entre les grands réservoirs de la planète.

Débit de base : associé à l'écoulement qui se produit dans un cours d'eau pendant les périodes sans précipitations, dont l'apport provient essentiellement des nappes souterraines.

Décrue : baisse du niveau des eaux après une crue. Correspond à la partie descendante d'un hydrogramme après une pointe de débit.

Diagnose écologique d'un lac : étude scientifique visant à évaluer l'état de santé d'un lac et à identifier toutes les problématiques pouvant compromettre sa survie, ainsi que ses usages, à long terme. L'analyse des composantes physiques et humaines du bassin versant et des caractéristiques hydrologiques, biologiques et physico-chimiques du lac mènent éventuellement à l'évaluation de son niveau trophique.

Droite de régression : droite qui décrit le mieux une relation linéaire dans un nuage de points qui représente une distribution de mesures de deux ou plusieurs variables liées.

Effluent : cours d'eau qui s'écoule d'une source et qui s'en éloigne.

Épilimnion : couche supérieure d'un lac stratifié, située au-dessus du métalimnion. Cette couche est chaude, riche en oxygène et homogène, car elle peut être mélangée par l'action du vent.

Eutrophe : état d'un plan d'eau dont les eaux enrichies en matières organiques et en nutriments subissent une désoxygénation prononcée en profondeur due à la prolifération végétale et bactérienne. 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).

Eutrophisation : processus de vieillissement d'un lac causé par un enrichissement en nutriments. Ce processus peut être accéléré par l'action humaine.

Évapotranspiration : désigne l'eau transférée vers l'atmosphère, par l'évaporation au niveau du sol et par la transpiration des plantes.

Exutoire : voie d'évacuation des eaux d'un lac, d'un étang, d'un réservoir, d'un bassin versant, etc.

Facteur limitant : désigne un facteur écologique dont la carence entrave ou empêche un phénomène biologique ou la vie d'une espèce.

Fleur d'eau (floraison ou efflorescence, blooms en anglais) : prolifération excessive de cyanobactéries. En général, les fleurs d'eau sont visibles à la surface du milieu aquatique affecté.

Genre : subdivision de la classification des êtres vivants qui se situe au-dessous de la famille et au-dessus de l'espèce. Un même genre regroupe donc un ensemble d'espèces ayant en commun plusieurs caractères similaires. Le nom scientifique des espèces est toujours composé de deux mots latins (ou latinisés) et écrits en italique : le nom du genre avec une majuscule, suivi d'une épithète spécifique. C'est la nomenclature binominale. Quand le genre est connu mais que l'espèce n'est pas déterminée, comme il arrive souvent pour les analyses des communautés cyanobactériennes du lac Saint-Charles, il est d'usage d'utiliser comme épithète l'abréviation « sp », du latin *species*.

Granulométrie : mesure des dimensions des particules de sédiments.

Herbier aquatique : peuplement de plantes aquatiques dans le littoral d'un lac.

Homoscédasticité : propriété statistique caractéristique d'une distribution d'observations pour lesquelles il existe une uniformité de la dispersion des valeurs autour de la moyenne.

Hydrologie : étude des eaux et de leurs propriétés physiques (distribution, circulation, débit, etc.).

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

Hypoxie : carence d'oxygène dissous dans un environnement aquatique (1 % à 30 % du seuil de saturation). Le stade hypoxique précède l'anoxie. Les organismes vivants naturellement présents dans un milieu oxygéné peuvent être perturbés ou tués par l'hypoxie.

Ichtyologique (ichtyen) : relatif aux poissons.

Indice de la qualité bactériologique et physicochimique (IQBP) : l'IQBP est un indice développé par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) qui sert à évaluer la qualité générale de l'eau. Cet indice est basé sur des descripteurs conventionnels de

la qualité de l'eau et intègre normalement 10 variables : le phosphore total, les coliformes fécaux, la turbidité, les matières en suspension, l'azote ammoniacal, les nitrites-nitrates, la chlorophylle *a*, le pH, la DBO_5 et le pourcentage de saturation en oxygène dissous. Dans certains cas, en raison de l'indisponibilité de certaines données ou de particularités régionales naturelles, un nombre inférieur de descripteurs peut être utilisé.

Indigène : qualifie un organisme ou une espèce qui est naturellement originaire d'un écosystème ou d'une région.

Ion : atome ou molécule chargée électriquement suite à l'acquisition ou à la perte d'un ou de plusieurs électrons. Des ions apparaissent lorsque des sels se dissocient au cours de la dissolution dans des phases liquides. Plus l'eau contient des ions (p. ex. Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-} et Cl^{-}), plus elle est apte à conduire un courant électrique et plus la conductivité mesurée est élevée. Des valeurs de conductivité élevées peuvent donc être le signe d'une augmentation des apports de substances dissoutes provenant du bassin versant (des minéraux naturels ou des polluants, notamment). La conductivité est donc un paramètre intégrateur qui permet de déceler des variations et des perturbations dans la qualité de l'eau.

Lacustre : relatif aux lacs.

Laminage : effet atténuateur d'une crue par la répartition du volume d'eau dans le temps et dans l'espace (capacité de stockage temporaire des cours d'eau ou des ouvrages de retenue).

Lentique : relatif aux écosystèmes d'eaux calmes continentales à renouvellement lent (lacs, marécages, étangs, mares, etc.) par opposition aux écosystèmes lotiques (fleuves, rivières et ruisseaux, etc.).

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

Littoral : partie d'un lac où s'établit le contact entre l'eau et la rive. En d'autres mots, c'est la bande d'eau peu profonde située le long d'un rivage.

Lotique : relatif aux écosystèmes d'eaux courantes continentales (ruisseaux, rivières, fleuves, etc.) par opposition aux écosystèmes lentiques (marécages, étangs, mares, etc.).

Macrophyte : plante aquatique de grande taille.

Mélange (des eaux d'un lac) : fait référence au comportement thermique et mictique de plans d'eau où s'établit une stratification thermique. Le mélange est important sur le plan écologique, car il favorise l'aération, le renouvellement des nutriments et la production photosynthétique dans la zone photique. Le nombre de brassages annuels varie selon différents facteurs environnementaux (profondeur maximale, surface, température de l'air, situation géographique, etc.).

Mésotrophe : niveau intermédiaire d'eutrophisation d'un lac.

Métalimnion : couche intermédiaire d'un lac stratifié où le gradient de température est très élevé. Cette couche se situe entre l'épilimnion et l'hypolimnion.

Métaphyton : ensemble des algues, généralement microscopiques, qui s'agrègent entre les macrophytes et les débris de la zone littorale à la suite de mouvements de l'eau provoqués par le vent. Le métaphyton n'est ni fixé à un substrat ni vraiment suspendu.

Microcystine : toxine produite par certaines cyanobactéries ayant un effet nocif pour de nombreux invertébrés aquatiques et terrestres. Substance hépatotoxique pour les mammifères : une exposition ou une consommation chronique d'eaux contaminées par de faibles concentrations en microcystine peut entraîner des hépato-entérites, des cancers du foie ou des dermatites.

Morphométrie : étude quantitative des formes de relief et des propriétés géométriques (périmètre, profondeur, etc.) d'un plan d'eau.

Mucilage : substance végétale produite par certaines algues. Constitué de polysaccharides (glucides), le mucilage se gonfle au contact de l'eau et prend une consistance visqueuse et gélatineuse, parfois collante.

Niveau (stade) trophique : degré d'eutrophisation d'un lac; stade de vieillissement dû aux apports en nutriments.

Non paramétrique (analyse statistique) : test utilisé lorsque la population d'où provient l'échantillon a une distribution très asymétrique (p. ex. le revenu annuel de la population nord-américaine est généralement de l'ordre de 20 000 à 40 000 $, mais il existe une petite quantité de millionnaires et de milliardaires). Dans ce cas, les paramètres définissant une population normale (telles la moyenne et la variance) ne peuvent être utilisés par plusieurs tests statistiques (paramétriques), car leurs postulats de base sont invalidés.

Normalité des données : comportement d'un ensemble de valeurs issues d'un échantillonnage aléatoire dont la densité de distribution a une forme en cloche centrée sur la moyenne.

Nutriments : ensemble des composés organiques et minéraux nécessaires aux organismes vivants pour assurer et entretenir la vie. En écologie aquatique, on parle surtout de phosphore et d'azote, éléments essentiels à la croissance des végétaux.

Oligotrophe : Premier stade d'eutrophisation. Milieu pauvre en substances nutritives, caractérisé par 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.

Origine (ordonnée à l'origine) : dans un plan cartésien, valeur de la variable y lorsque l'abscisse x vaut 0. En d'autres termes, c'est la valeur de l'ordonnée du point d'intersection entre la courbe de la fonction et la droite d'équation x = 0, aussi appelée axe des ordonnées.

Orthophoto : photo aérienne géoréférencée d'un territoire.

Paléolimnologie : science qui s'intéresse à la reconstitution des états passés des systèmes lacustres, notamment par l'étude de leurs sédiments.

Pélagique (zone) : partie d'un lac qui comprend toute la colonne d'eau excluant la zone littorale.

Périphyton : ensemble des algues, généralement microscopiques, qui vivent dans l'eau fixées à un substrat quelconque.

Perturbation écologique : détérioration naturelle et souvent provisoire de l'environnement ou d'un écosystème.

Photique (zone) : couche d'eau comprise entre la surface et la profondeur à laquelle l'intensité lumineuse devient suffisante pour permettre la photosynthèse. La profondeur de la zone photique est affectée par la turbidité de l'eau.

Photosynthèse : réaction biochimique des végétaux et de certaines bactéries caractérisés par une transformation, en présence de lumière, de molécules minérales et gazeuses simples (CO_2, H_2O…) en produits organiques glucidiques et oxygène dissous.

Phycocyanine : complexe protéine-pigment bleu clair associé aux cyanobactéries. La phycocyanine émet une fluorescence à une certaine longueur d'onde, ce qui permet la détection des cyanobactéries à l'aide d'une sonde immergeable.

Phytoplancton : ensemble des organismes végétaux flottants ou en suspension dans l'eau disposant de moyens de locomotion limités.

Planctonique : relatif aux organismes microscopiques vivant en suspension dans l'eau.

Polymictique : lac dont la colonne d'eau se mélange au complet plusieurs fois par année.

Régime de précipitations : classification pluviométrique générale basée sur les données annuelles de la chute d'eau provenant de l'atmosphère sous forme liquide ou solide.

Régime hydrique : modèle des variations cycliques de l'état et des caractéristiques de circulation et d'écoulement de l'eau d'un écosystème aquatique sur une période donnée.

Réseau conceptuel (carte conceptuelle ou schéma de concept) : méthode de représentation d'un problème, d'une situation ou d'un concept d'une manière imagée tout en permettant un traitement assez poussé de l'information. Le savoir y est organisé et découpé sous forme d'unités conceptuelles schématisées mises en relation les unes avec les autres par des traits.

Réseau hydrographique : ensemble hiérarchisé et structuré des plans et cours d'eau naturels ou artificiels, permanents ou intermittents, qui assurent le drainage d'un bassin versant.

Richesse spécifique : nombre d'espèces faunistiques ou floristiques présentes dans l'espace étudié. La richesse spécifique est une mesure de la biodiversité dans un écosystème donné.

Signification statistique : établissement d'un seuil (*p-value*, en anglais), en pourcentage (généralement 5 ou 1 %), correspondant à la probabilité que l'événement ou le résultat recherché soit dû au hasard.

Stratification haline ou thermique : présence de couches distinctes dans une masse d'eau, causée par une différence de densité due à la salinité (haline) ou à la température (thermique).

Substrat : matériau à la surface duquel est déposée une couche de matière et qui sert de support à celle-ci en la retenant ou en l'adsorbant.

Subsurface : masse d'eau qui n'est pas directement en contact avec l'interface air/eau (surface).

Tarissement : assèchement d'un cours d'eau ou diminution du débit lors de périodes prolongées sans précipitations.

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

Temps de résidence : temps de séjour, exprimé en jours, de l'eau dans un plan d'eau. Il se calcule à l'aide de l'équation suivante : T = Volume du lac / Somme des flux entrants ou sortants.

Test statistique (ou test d'hypothèse) : démarche consistant à tester une hypothèse concernant un phénomène ou une population à partir d'un sous-ensemble d'informations disponibles, celles qui proviennent d'un échantillon de données obtenues dans des conditions expérimentales. Il est important de tenir compte qu'il existe un risque de se tromper en rejetant ou non une hypothèse statistique (appelée hypothèse nulle), en fonction du jeu de données (échantillon).

Thermocline : zone du métalimnion où la transition thermique est la plus marquée.

Turbidité : paramètre qui correspond à l'inverse de la transparence de l'eau. Peut être causée par la présence de matières dissoutes, matières en suspension, carbone organique dissoutes, etc.

Urbanisation : Phénomène démographique caractérisé par une concentration croissante de la population dans les agglomérations de type urbain.

Végétation ornementale : qui n'est pas indigène au milieu et qui est entretenue par l'humain (p. ex. gazon, plates-bandes).