

Étude limnologique du lac Saint-Charles

1996-1997

par

Stéphane Légaré

Département de biologie

Université Laval

AOût 1998

APL
Cote B

**Étude limnologique du lac Saint-Charles
1996-1997**

par

**Stéphane Légaré
Département de biologie
Université Laval**

Août 1998

APL
Case B

Avant-propos

Le présent travail est le résultat d'une association entre le laboratoire de limnologie du département de biologie de l'Université Laval et l'Association pour la Protection de l'Environnement du Lac Saint-Charles. Il fait suite au rapport préliminaire intitulé *La sensibilité du lac Saint-Charles à l'eutrophisation*, émis en 1995 et consiste en une version modifiée de la thèse de maîtrise de Stéphane Légaré, *Dynamique de l'oxygène en lac et en rivière dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles*, déposée en juin 1998 à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval.

L'auteur désire remercier les initiateurs de ce projet, soient les membres de l'APEL du lac Saint-Charles, plus particulièrement messieurs Jean-Claude Vallières, Pascal Grenier et Pierre-Jules Lavigne ainsi que madame Lucie Garneau. La grande générosité de monsieur Hervé Audet pour le prêt de son embarcation a également été très appréciée tout au long des deux saisons d'échantillonnage.

L'encadrement scientifique et professionnel de messieurs Warwick Vincent, professeur titulaire au département de biologie, et de monsieur Jean Painchaud, biologiste au ministère de l'Environnement et de la Faune, a considérablement aidé à la réalisation de ce rapport.

Sommaire

	Page
Avant propos	2
Sommaire	3
Liste des figures	4
Liste des tableaux	6
Liste des annexes	7
1. Introduction	8
2. Site d'étude	9
3. Matériel et méthodes	
3.1 Stations d'échantillonnage	15
3.2 Oxygène et température	15
3.3 Hydrologie	16
3.4 Morphométrie	19
3.5 Éléments nutritifs	19
3.6 Chlorophylle a	21
3.7 Transparence de l'eau	22
3.8 pH et conductivité	22
4. Résultats et discussion	
4.1 Hydrologie	23
4.2 Interactions affluent-lac	27
4.3 Dynamique de l'oxygène	29
4.4 Indicateurs physico-chimiques	46
4.5 Bilan de phosphore	62
4.6 Évaluation de la cote trophique	76
5. Recommandations	80
Références	82
Annexes	86

Sommaire

	Page
Avant propos	2
Sommaire	3
Liste des figures	4
Liste des tableaux	6
Liste des annexes	7
1. Introduction	8
2. Site d'étude	9
3. Matériel et méthodes	
3.1 Stations d'échantillonnage	15
3.2 Oxygène et température	15
3.3 Hydrologie	16
3.4 Morphométrie	19
3.5 Éléments nutritifs	19
3.6 Chlorophylle a	21
3.7 Transparence de l'eau	22
3.8 pH et conductivité	22
4. Résultats et discussion	
4.1 Hydrologie	23
4.2 Interactions affluent-lac	27
4.3 Dynamique de l'oxygène	29
4.4 Indicateurs physico-chimiques	46
4.5 Bilan de phosphore	62
4.6 Évaluation de la cote trophique	76
5. Recommandations	80
Références	82
Annexes	86

Liste des figures

	Page
Figure 1: Site d'étude et stations d'échantillonnage	10
Figure 2: Morphométrie du lac Saint-Charles	12
Figure 3: Utilisation du territoire dans le bassin versant du lac Saint-Charles	14
Figure 4: Corrélation des débits moyens mensuels estivaux des rivières Jaune et Portneuf	18
Figure 5: Courbe hypsographique des deux bassins du lac Saint-Charles	20
Figure 6: Débits mensuels moyens de la rivière des Hurons et de l'effluent du lac Delage	24
Figure 7: Répartition mensuelle du temps de résidence des deux bassins du lac Saint-Charles	25
Figure 8 Température de la rivière des Hurons et stratification du lac Saint- Charles en 1996 (A) et 1997 (B)	28
Figure 9: Isothermes du lac Saint-Charles et trajectoire de la rivière des Hurons en 1996 et 1997	30
Figure 10: Variation verticale et temporelle des concentrations d'oxygène dans le bassin nord en 1996 et 1997	32
Figure 11: Variation verticale et temporelle des taux de saturation d'oxygène dans le bassin nord en 1996 et 1997	34
Figure 12: Caractérisation mensuelle du lac Saint-Charles en tant qu'habitat pour l'omble de fontaine et le touladi, selon la température et l'oxygène dissous pendant l'été 1997	37
Figure 13: Variation verticale et temporelle des concentrations d'oxygène dans le bassin sud en 1997	45

Figure 14: Répartition verticale et temporelle des concentrations de phosphore total dans le bassin nord en 1997	48
Figure 15: Profils des indicateurs physico-chimiques dans le bassin nord en août 1997	49
Figure 16: Profils des indicateurs physico-chimiques dans le bassin nord en mars 1997	51
Figure 17: Variation verticale et temporelle des concentration en chlorophylle a dans le bassin nord en 1996 et 1997	56
Figure 18: Profondeur du disque Secchi dans les deux bassins du lac Saint-Charles	58
Figure 19: Profil de lumière dans le bassin nord du lac Saint-Charles	60
Figure 20: Répartition des apports annuels de phosphore (kg) aux deux bassins du lac Saint-Charles. Valeurs obtenues par le modèle et un échantillonnage des affluents	74
Figure 21: Classifications trophiques du lac Saint-Charles en 1980, 1987 et 1997	77

Liste des tableaux

	Page
Tableau 1: Classes d'habitats pour l'omble de fontaine et le touladi selon les conditions thermiques et oxiques	36
Tableau 2: Répartition du potentiel de demande biologique en oxygène	41
Tableau 3: Indicateurs physico-chimiques et biologiques du bassin nord du lac Saint-Charles en 1980, 1987, 1996 et 1997, et de 30 lacs du secteur des Laurentides	47
Tableau 4: Répartition des apports de phosphore au bassin nord obtenus par échantillonnage et modélisation	64
Tableau 5: Apports de phosphore en provenance du sous-bassin de la rivière des Hurons estimés par le modèle et l'échantillonnage.....	65
Tableau 6: Apports de phosphore en provenance du sous-bassin du Lac Delage estimés par le modèle et l'échantillonnage	67
Tableau 7: Apports de phosphore en provenance du sous-bassin Lac Saint-Charles nord estimés par le modèle.....	69
Tableau 8: Répartition des apports de phosphore au bassin sud obtenus par échantillonnage et modélisation	72
Tableau 9: Apports de phosphore en provenance du sous-bassin Lac Saint-Charles sud estimés par le modèle	73

Liste des annexes

	Page
Annexe 1: Répartition mensuelle de la DBO ₅ et des concentrations en phosphore total de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Lac Delage	86
Annexe 2: Données physico-chimiques des deux bassins du lac Saint-Charles pour 1996 et 1997	88
Annexe 3: Caractéristiques physico-chimiques des affluents et de l'effluent du lac Saint-Charles	103

1. Introduction

Le lac Saint-Charles est le plus grand plan d'eau du bassin versant de la rivière Saint-Charles et constitue la source d'eau potable pour plus de 300 000 résidents de la région de Québec (Hébert 1995). Au cours des dernières années, à l'instar de plusieurs lacs de banlieue, la population de son bassin versant a connu une croissance notable si bien que son équilibre écologique semble en péril (Légaré 1997).

Des études effectuées au cours des années 1980 ont mis en évidence la destruction des berges naturelles, l'inefficacité de plusieurs installations septiques et ont montré une baisse marquée de l'oxygène dans les eaux de l'hypolimnion du bassin nord malgré un taux de renouvellement hydraulique élevé. L'oxygène étant reconnu comme une mesure intégrante de l'état général de l'environnement aquatique, une étude complète de sa dynamique annuelle et des causes potentielles de sa déplétion s'avérait un bon point de départ dans l'analyse limnologique du lac Saint-Charles.

La présente étude avait donc comme premier objectif l'acquisition de connaissances sur la dynamique de l'oxygène en instaurant un suivi de ses variations, principalement en période de stratification estivale, mais également avec des mesures supplémentaires pendant le reste de l'année. Plusieurs autres paramètres physico-chimiques ont également été suivis pendant les travaux qui se sont déroulés en 1996 et 1997. Des analyses de température, de pH, de phosphore et de Chl a ont entre autre été effectuées et nous ont permis de compléter une étude limnologique globale du lac Saint-Charles.

L'étude inclut une mise à jour de l'état trophique du réservoir d'eau potable de la ville de Québec permettant ainsi de comparer son état actuel à ceux retrouvés lors d'études antérieures. On y retrouve également une comparaison avec d'autres lacs du secteur des Laurentides dont le bassin versant est demeuré intact. Le travail permet finalement d'émettre certaines recommandations à l'endroit des utilisateurs et des gestionnaires visant à conserver, voire même à améliorer l'état actuel du lac Saint-Charles.

2. Site d'étude

Le lac Saint-Charles est situé à 46° 56' N, 71° 23' O, à une vingtaine de kilomètres au nord de la ville de Québec (figure 1). Formé il y a 12 000 ans par l'action érosive des glaciers, il se situe à la limite du Bouclier canadien et des basses terres du Saint-Laurent (Girardin et Lachance 1997). Recouvert de glace de la mi-novembre à la fin avril, ce lac d'une superficie de 3,6 km² emprunte un axe nord-sud à une altitude de 150 m au-dessus du niveau de la mer.

Malgré qu'il ait conservé le nom de lac, ce plan d'eau est en fait un réservoir destiné à l'alimentation en eau potable pour plus de 300 000 habitants de la région de Québec. Depuis 1934, l'hydrologie naturelle du lac est modifiée par la présence d'un barrage qui a élevé d'environ 1 m le niveau d'eau. Outre le contrôle artificiel du niveau d'eau, la séparation du lac Saint-Charles en deux cuvettes, bassins nord et sud, reliées par un passage étroit et peu profond (<3 m) est sa caractéristique morphologique principale.

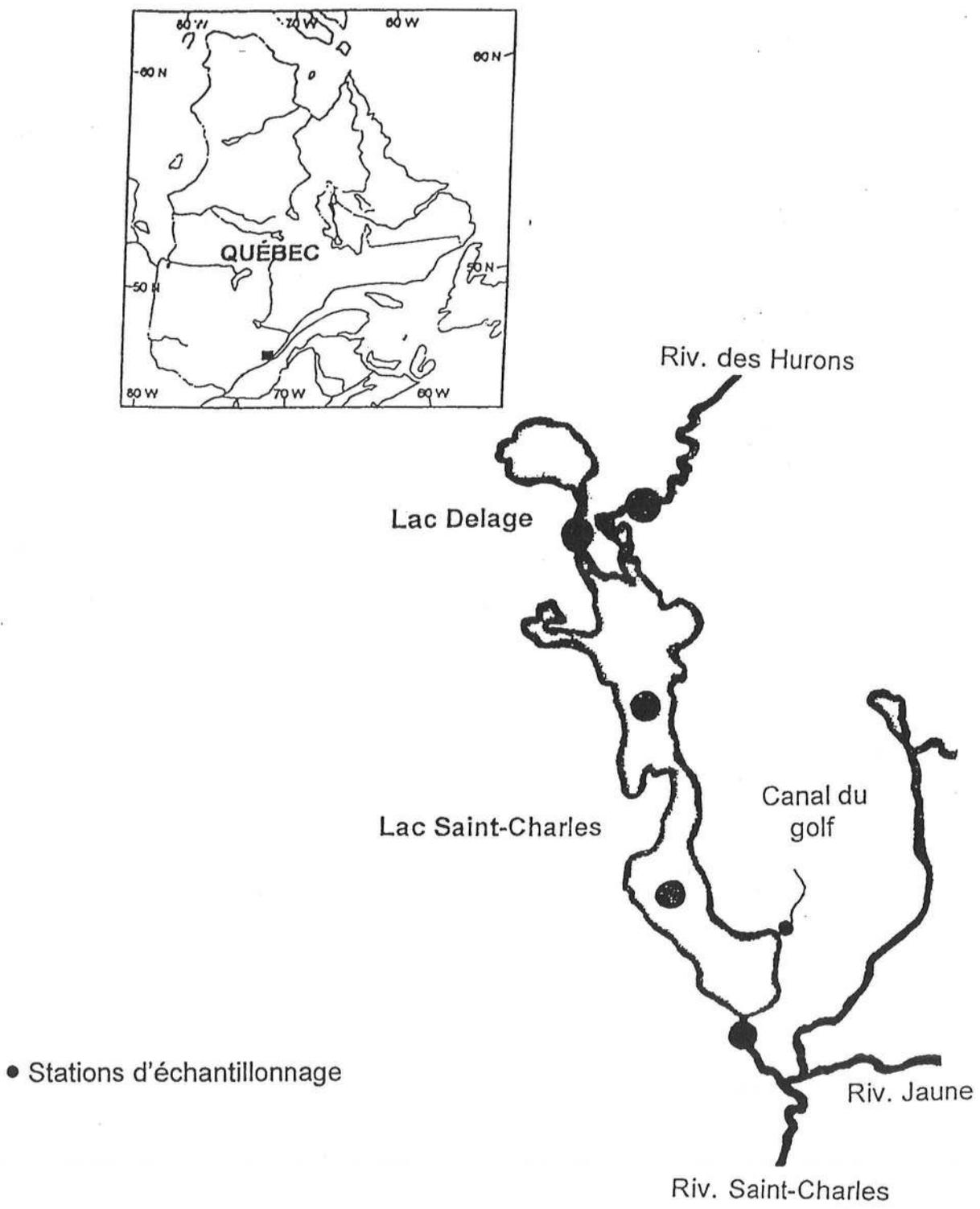


Figure 1 : Site d'étude et stations d'échantillonnage

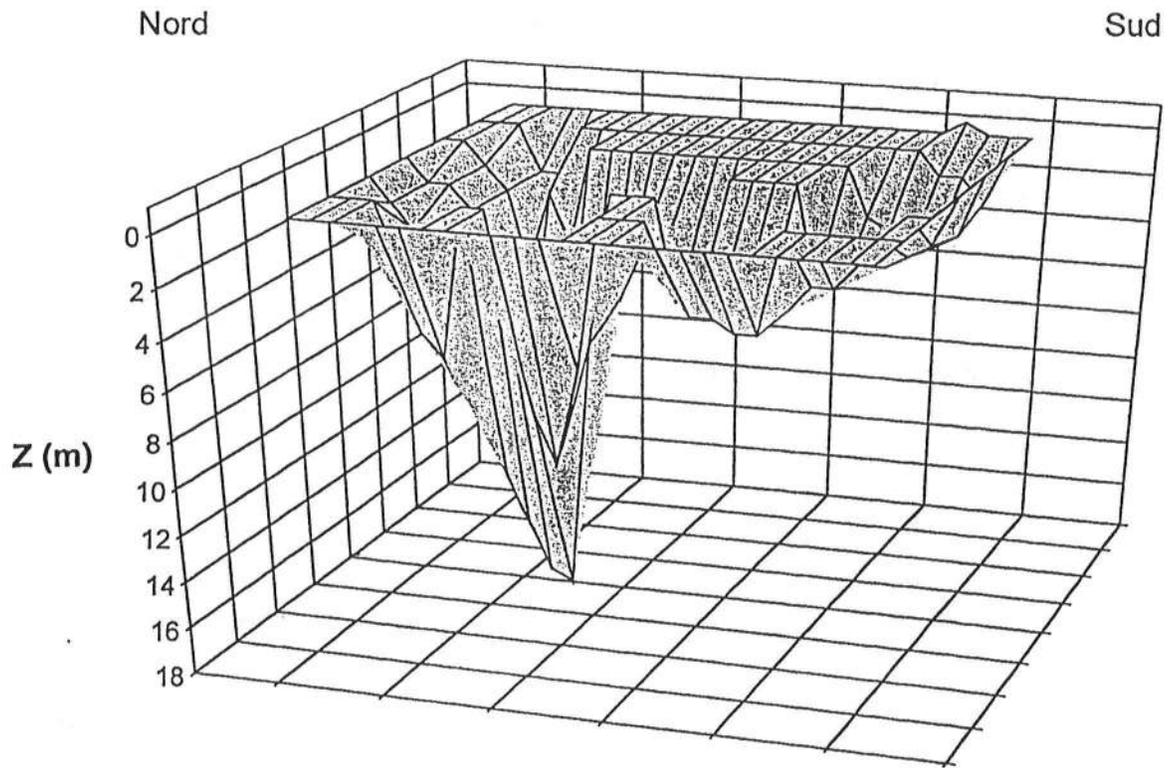


Figure 2: Morphométrie du lac Saint-Charles

Bassin nord

Le bassin nord possède une profondeur moyenne de 5,6 m et une profondeur maximale de 16,5 m. Représentant 51,4 % de la surface totale du lac Saint-Charles, il contient cependant 70 % des 15 millions de m³ du volume total. Son bassin principal est de forme conique avec des pentes abruptes sur les rives est et ouest dans sa partie sud (figure 2). Six petites baies se greffent autour du bassin principal, la plus grande formant l'extrême nord. Cette baie joue un rôle particulièrement important dans l'écosystème puisque c'est à cet endroit que les deux principaux affluents du lac, la rivière des Hurons et la rivière Delage, se déversent. De plus, cette région peu profonde (<2 m) qui occupe environ 10 % de la superficie du bassin est colonisée par des macrophytes et une importante zone marécageuse s'y développe à chaque été. Ces marais sont dominés par le rubanier (*Sparganium*), la brasénie de Schrebe (*Brasenia schreberi*), l'utriculaire (*Utricularia*) et la sagittaire (*Sagittaria*) (Marcotte 1982).

Bassin sud

Le bassin sud du lac Saint-Charles est caractérisé par une profondeur maximale de 4 m, ce qui lui octroie un faible volume d'environ 4,5 millions de m³. La morphométrie du bassin est très homogène et composée d'un fond plat au bordures peu abruptes (figure 2). Deux petits affluents rejoignent directement le bassin sud, dont un canal recueillant les eaux de ruissellement du terrain de golf Le Royal Charbourg.

Bassin versant

Le bassin versant du lac Saint-Charles est de 165,8 km² et composé à 89 % de forêt (figure 3). À elle seule, la rivière des Hurons draine 82 % de ce territoire. Les terres agricoles ne comptent que pour 2 % du bassin versant. Trois municipalités se séparent les zones urbaines, soient Lac Saint-Charles, Lac Delage et Stoneham-Tewkesbury. Cependant, les territoires urbains ne représentent que 4 % de la superficie totale mais connaissent actuellement une expansion importante comme la majorité des villes de banlieue de la région de Québec. La municipalité de Lac Saint-Charles, la plus importante du bassin et la plus près du lac, a vu sa population doubler depuis 1979 alors que l'ensemble de la population du bassin versant en faisait autant pour atteindre 13 000 habitants en 1995 (Statistiques Québec, comm. pers.).

La présence humaine a des effets visibles sur le lac, particulièrement sur la zone riveraine. En 1980, 47 % du périmètre du lac était classé comme fortement affecté en raison de la présence de murs de soutènement, de déboisements excessifs et d'une forte densité de chalets situés trop près du lac (Alain 1981). De plus, selon des inventaires effectués en 1976 et 1983, les populations indigènes de touladi (*Salvelinus namaycush*) et d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) sont en forte régression au profit de la perchaude (*Perca flavescens*) des meuniers noirs et rouges (*Catostomus catostomus* et *Catostomus commersoni*) et plus récemment du grand brochet (*Esox lucius*) (Bissonnette et Leblanc 1983).

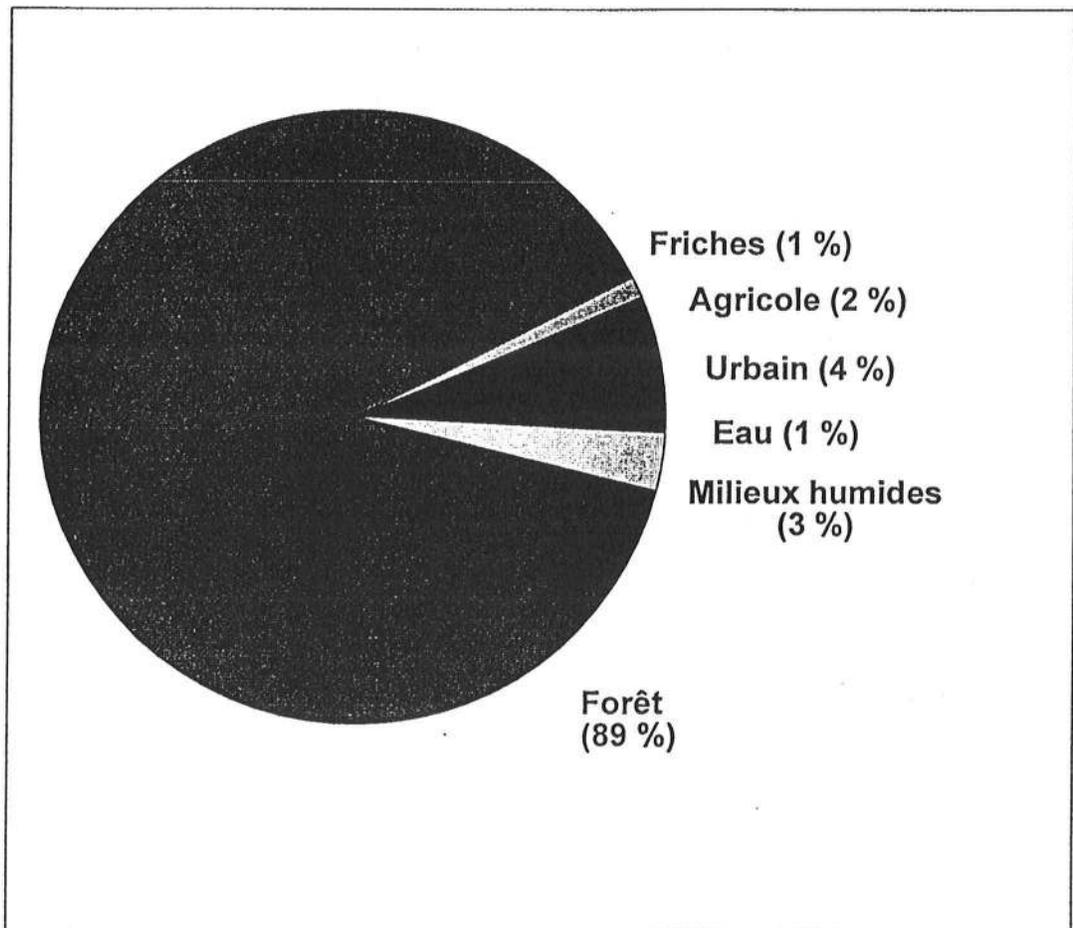


Figure 3: Utilisation du territoire dans le bassin versant du lac Saint-Charles

3. Matériel et méthodes

3.1 Stations d'échantillonnage

L'échantillonnage de cette étude s'est effectué en trois étapes. La première session de terrain a débuté à la mi-juillet pour se terminer à la mi-novembre 1996. En mars 1997, un échantillonnage ponctuel d'une journée était réalisé sous le couvert de glace et composait la deuxième étape. Finalement, la dernière période d'échantillonnage s'est étendue de mai à octobre 1997

Pendant la première session de terrain, les stations lac Saint-Charles nord, rivière des Hurons et rivière Saint-Charles étaient visitées à toutes les deux semaines (figure 1). Ces mêmes stations ont également été visitées pendant l'échantillonnage hivernal. Pour l'été 1997, les stations lac Saint-Charles sud, rivière Delage, et canal du golf ont été ajoutées, alors que l'ensemble des stations étaient suivies de façon mensuelle. Pour les deux périodes estivales, la température de la rivière des Hurons était également suivie en continu au moyen d'un thermomètre automatique.

3.2 Oxygène et température

Les données d'oxygène et de température ont été obtenues au moyen d'une multisonde (Reporter, Hydrolab Corp.) munie d'un mélangeur et d'une boîte de contrôle (Surveyor 3, Hydrolab Corp.). La précision des sondes est de $\pm 0,15$ °C pour la température, $\pm 0,2$ % pour l'oxygène dissous et $\pm 0,45$ m pour la profondeur.

En lac, les profils verticaux de la colonne d'eau étaient réalisés de la surface vers le fond avec un intervalle d'échantillonnage de 50 cm. La thermocline était définie comme la zone où la variation de température était supérieure ou égale à $1\text{ }^{\circ}\text{C m}^{-1}$. En rivière, une seule mesure était prise au centre du cours d'eau et au milieu de la colonne d'eau à partir d'un pont. La multisonde était calibrée avant chaque sortie et les changements d'altitude et de pression étaient pris en considération lors du calibrage de la sonde d'oxygène.

En plus des données récoltées lors des visites sur le terrain, la température de la station de la rivière des Hurons a fait l'objet d'un suivi en continu pendant les deux périodes d'échantillonnage estival. Installé à environ 30 cm du fond du cours d'eau dans un endroit ombragé et bien mélangé, un thermomètre automatique (Optic StowAway Temp, Onset Computer Inc.) enregistrait la température à toutes les 15 minutes.

3.3 Hydrologie

Afin de calculer le taux de renouvellement hydraulique des eaux du bassin nord du lac Saint-Charles, les débits des principaux affluents doivent être connus. Cependant, les débits des rivières Delage, des Hurons et Saint-Charles aux stations utilisées dans cette étude n'ont jamais fait l'objet d'un suivi complet.

Afin d'estimer le plus correctement possible les débits moyens mensuels des trois cours d'eau qui nous intéressent, les données de débit des bassins versants voisins ont été utilisées. Les débits mensuels moyens estivaux de la rivière Jaune entre 1983 et 1989 (ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF)), une rivière qui occupe le bassin versant immédiatement à l'est de celui de la rivière des Hurons

(même type de sol, même végétation, légèrement plus urbanisée) ont été mis en relation avec ceux de la rivière Portneuf (figure 4) (MRN 1971, 1977 et 1981; MENVIQ 1991; MEF 1995 et 1997), la rivière au débit naturel la plus proche du site d'étude. La forte relation obtenue avec les débits de la rivière située à 60 km à l'ouest de Québec a permis l'estimation des débits d'hiver de la rivière Jaune et de compléter son hydrogramme annuel. Les hydrogrammes annuels des rivières Delage et des Hurons ont été évalués en pondérant les moyennes mensuelles de la rivière Jaune avec la superficie des bassins versants.

Pour la rivière Saint-Charles à l'exutoire du lac Saint-Charles, la modification des débits par le barrage rendait inutilisable la technique utilisée précédemment. La meilleure estimation possible des débits mensuels moyens était la suivante:

Débit exutoire = débit aval (station MEF) + pompage - Nelson - Jaune

où:

Débit aval: débit mensuel moyen de la station du MEF (1960-1996);

pompage: débit mensuel moyen pompé par la Ville de Québec en 1996-1997 (comm. pers.)

Nelson: débit mensuel moyen de la rivière Nelson (MEF 1983-1989, comm. pers.)

Jaune : débit mensuel moyen de la rivière Jaune (MEF 1983-1989, comm. pers.)

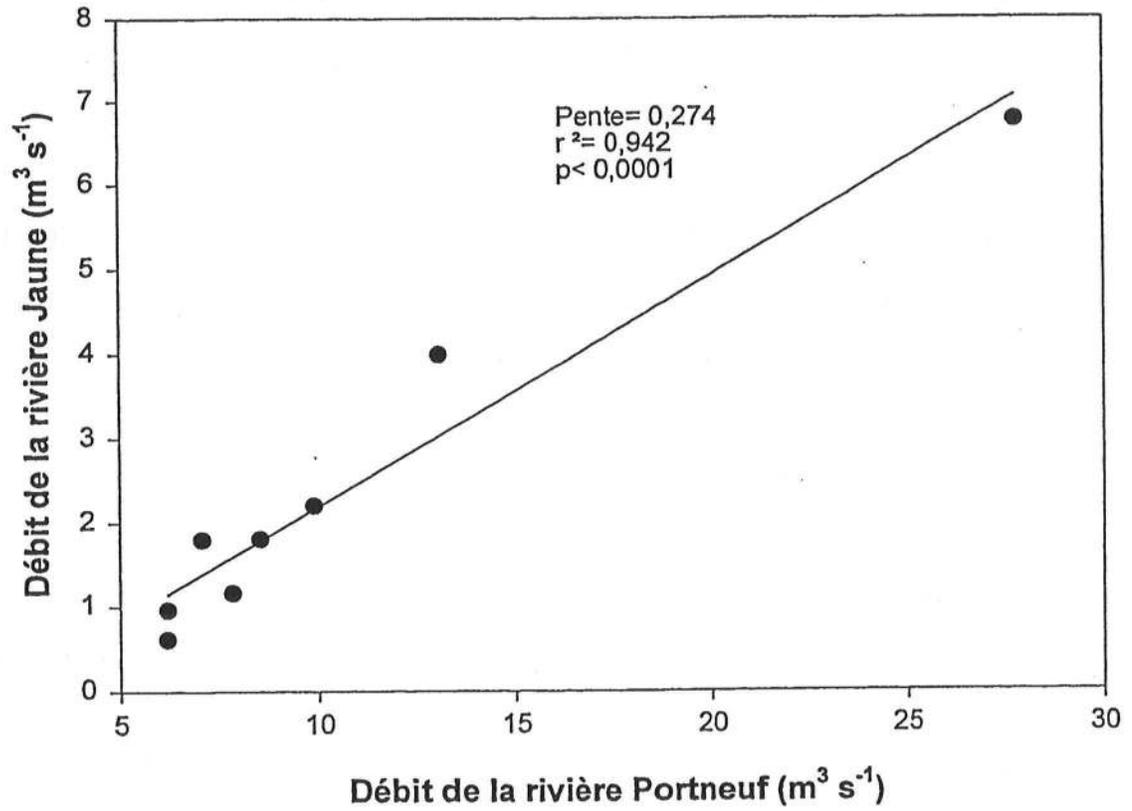


Figure 4: Corrélation des débits moyens mensuels estivaux des rivières Jaune et Portneuf

3.4 Morphométrie

Les données et calculs relatifs à la morphométrie du lac Saint-Charles proviennent de la carte bathymétrique C-9221 d'échelle 1:20 000 du ministère de l'Environnement du Québec datant de 1980. Les courbes isobathes sont d'une équidistance de 2 m. Les volumes pour les couches de 1 m ont été obtenues à partir de la courbe hypsographique (figure 5) construite avec les données de la carte bathymétrique.

3.5 Éléments nutritifs

Lors des deux dernières périodes d'échantillonnage, des analyses de phosphore total (PT), de phosphore total dissous (PTD), d'azote total (NT) et de nitrates ($\text{NO}_3\text{-N}$) ont été effectuées à toutes les stations. L'eau était prélevée au moyen d'une bouteille Kemmerer de 4 litres aux profondeurs de 4, 8, 12 et 16 m à la station nord et à deux mètres de profondeur à la station sud. En rivière et à la surface du lac, l'eau était prélevée à la main. Les échantillons d'eau étaient conservés à l'obscurité et au frais (4 °C) dans des bouteilles de polypropylène de 1 l préalablement rincées à trois reprises.

Les analyses reliées au phosphore ont été effectuées au Laboratoire national des essais environnementaux du Centre canadien des eaux intérieures à Burlington, Ontario (Environnement Canada). Pour le PT, des échantillons de 100 ml d'eau étaient préservés au moyen de 1 ml d'acide sulfurique (30 %) puis envoyés pour analyse. La même quantité d'eau était filtrée sur une membrane d'acétate de cellulose (0,45 μm) de 47 mm de diamètre et conservée de la même façon pour le PTD. La technique d'analyse utilisée consistait en la digestion du phosphore en

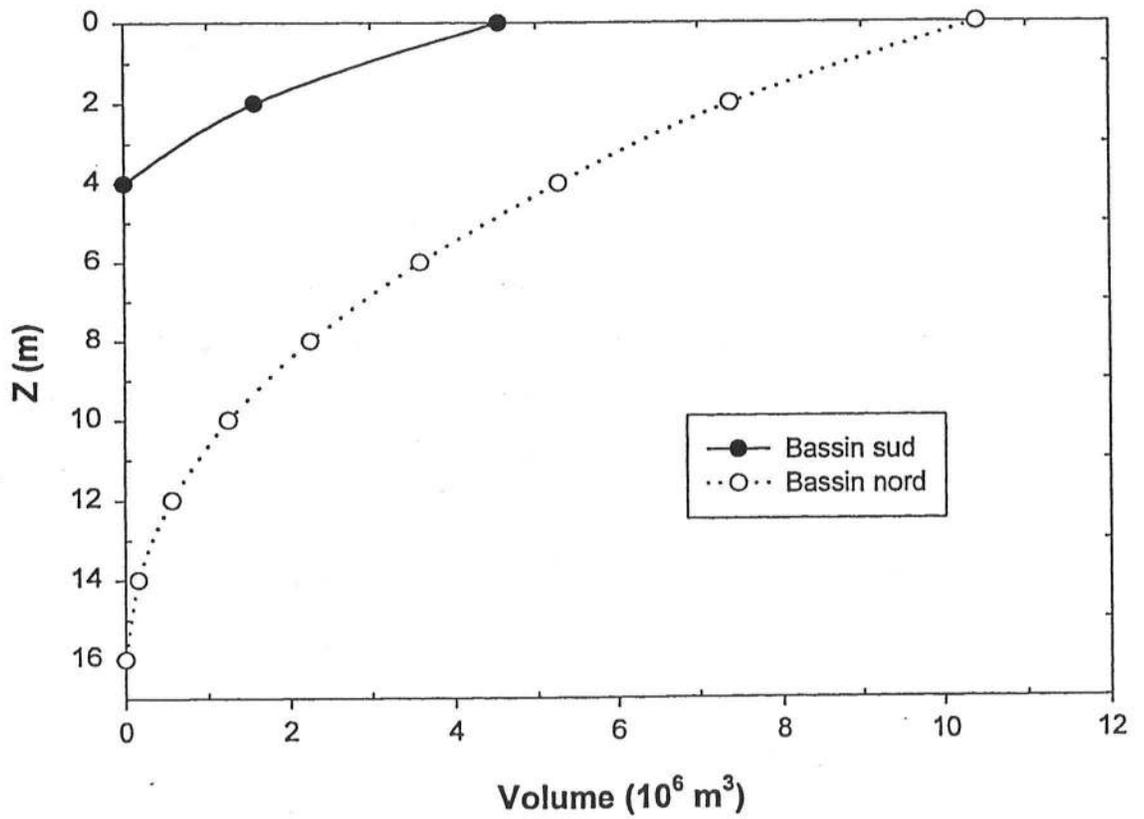


Figure 5: Courbes hypsographiques des deux bassins du lac Saint-Charles

orthophosphate (PO_4^{3-}) par un mélange d'acide sulfurique et de persulfate (NLET, 1994). Sur l'ensemble des échantillons prélevés et analysés, 10 % l'ont été en duplicata.

Les analyses reliées à l'azote et au nitrate ont été effectuées au Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec à Sainte-Foy (ministère de l'Environnement et de la Faune). Les échantillons non préservés étaient analysés dans un bref délai (quelques heures) par dosage colorimétrique. Après une filtration sur GF/C 1,2 μm , suivi d'une acidification du filtrat dans le cas de l'azote total, les nitrates étaient réduits en nitrites par le sulfate d'hydrazine. Les nitrites réagissaient ensuite avec le sulfanilamide et le N-(1 naphthyl)-éthylène diamine pour former un complexe rose.

3.6 Chlorophylle *a* (Chl *a*)

Des échantillons d'eau pour l'analyse de la Chl *a* ont été prélevés aux mêmes sites et profondeurs que les éléments nutritifs (voir section 3.5). Pendant le transport, les bouteilles étaient conservées au frais et à l'obscurité dans une glacière. Moins de 8 heures après le prélèvement, des quantités d'eau de 100 ml étaient filtrées en triplicata à une pression maximale de 20 mm Hg sur des filtres Whatman GF/F de 25 mm de diamètre. Les filtres enveloppés de papier d'aluminium étaient immédiatement mis au congélateur pour une durée maximale de 2 mois.

L'extraction de la Chl *a* s'effectuait au moyen de l'éthanol (95 %) bouillant à 60 °C (Nusch 1980). Les filtres étaient plongés dans des cuvettes contenant 5 ml d'éthanol pendant 8 minutes. L'évaporation était limitée par une bille obstruant l'ouverture de l'éprouvette. Les cuvettes étaient ensuite placées à 4 °C pendant une heure puis

laissées à la température de la pièce pour 20 minutes. La fluorescence était mesurée au moyen d'un fluorimètre (Sequoia Turner 450) muni de filtres de 440 nm (excitation) et 665 nm (émission). Une deuxième mesure était prise quelques secondes après acidification (ajout de deux gouttes de HCL 0,01 N) afin de corriger pour les phaeopigments. La teneur en Chl *a* des échantillons était finalement obtenue par l'utilisation d'une courbe d'étalonnage résultant d'une solution connue de Chl *a* (*Anacystis nidulans*, Sigma Chemical Co.).

3.7 Transparence de l'eau

La transparence de l'eau (seulement pour le lac) était mesurée à chaque visite à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc de 20 cm de diamètre. De plus, en juillet 1996 et septembre 1997, des mesures effectuées avec un photomètre (PUV 500, Biospherical Instruments) ont permis d'obtenir le profil de lumière dans les eaux du bassin nord.

3.8 pH et conductivité

Ces deux variables étaient échantillonnées simultanément à l'oxygène et la température au moyen de la même multisonde. La précision des sondes étaient de $\pm 0,2$ pour le pH et ± 1 % pour la conductivité.

4. Résultats et discussion

4.1 Hydrologie

Bassin nord

Les deux affluents principaux du lac Saint-Charles, la rivière des Hurons et la rivière Delage, se déversent dans le bassin nord. Combiné aux données pluviométriques, le débit moyen des entrées d'eau au bassin nord est de $5,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et les 10,4 millions de m^3 d'eau du bassin sont renouvelés 16 fois par année.

Le renouvellement des eaux n'est pas constant, celui-ci étant particulièrement rapide pendant la période de la crue printanière alors que les cours d'eau sont gonflés par la fonte de la neige. Le débit annuel moyen de la rivière des Hurons ($5,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), qui représente 94,4 % des apports totaux en eau au bassin nord, est élevé de 44 % en mai pour atteindre $7,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et triple en avril pour atteindre $15,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 6). À l'opposé, le débit est considérablement réduit lors des étiages d'été et d'hiver. En août et septembre, le débit moyen n'est que 62,3 % de la moyenne annuelle alors que les $2,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ du mois de février n'en représentent que 40,7 %.

Ces variations d'intensité des débits affectent le temps de résidence mensuel des eaux du lac Saint-Charles (figure 7). Comme 26,3 % des apports annuels surviennent uniquement au mois d'avril, 4 des 16 remplacements d'eau annuels se produisent dans ce même mois. Le mois de mai occupe également une place importante avec 12,2 % des apports et 2 renouvellements complets des eaux du bassin nord. La période de brassage automnale est aussi marquée par une augmentation du taux de renouvellement, alors que du début octobre à la fin novembre le volume d'eau est remplacé 2,5 fois.

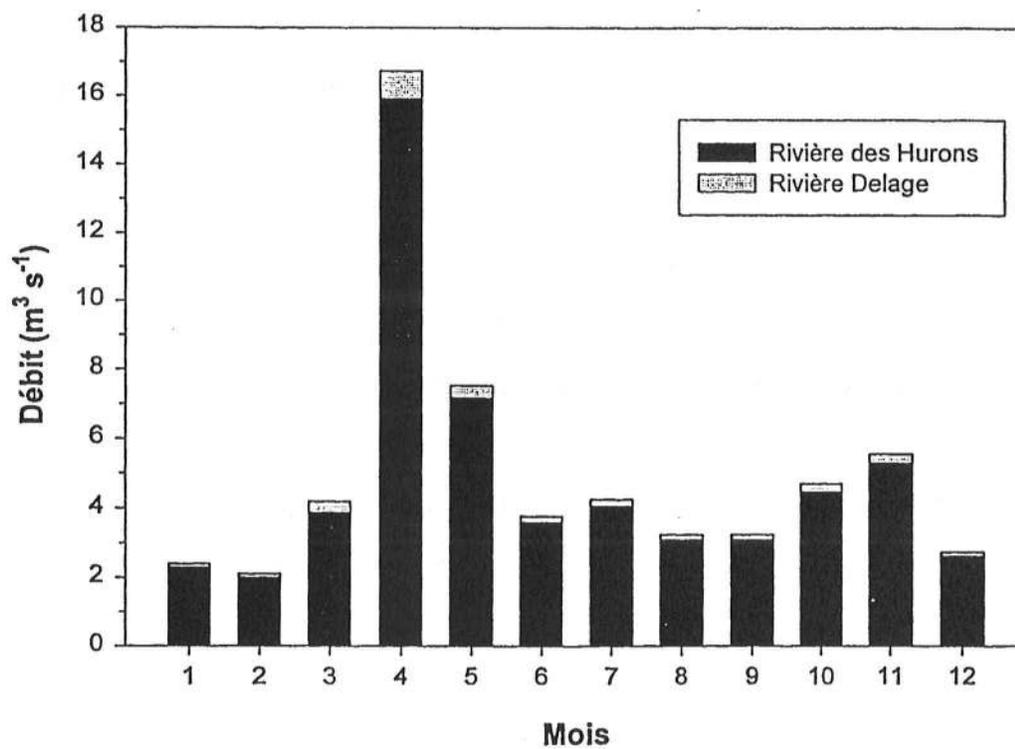


Figure 6: Débits mensuels moyens de la rivière des Hurons et de l'effluent du lac Delage

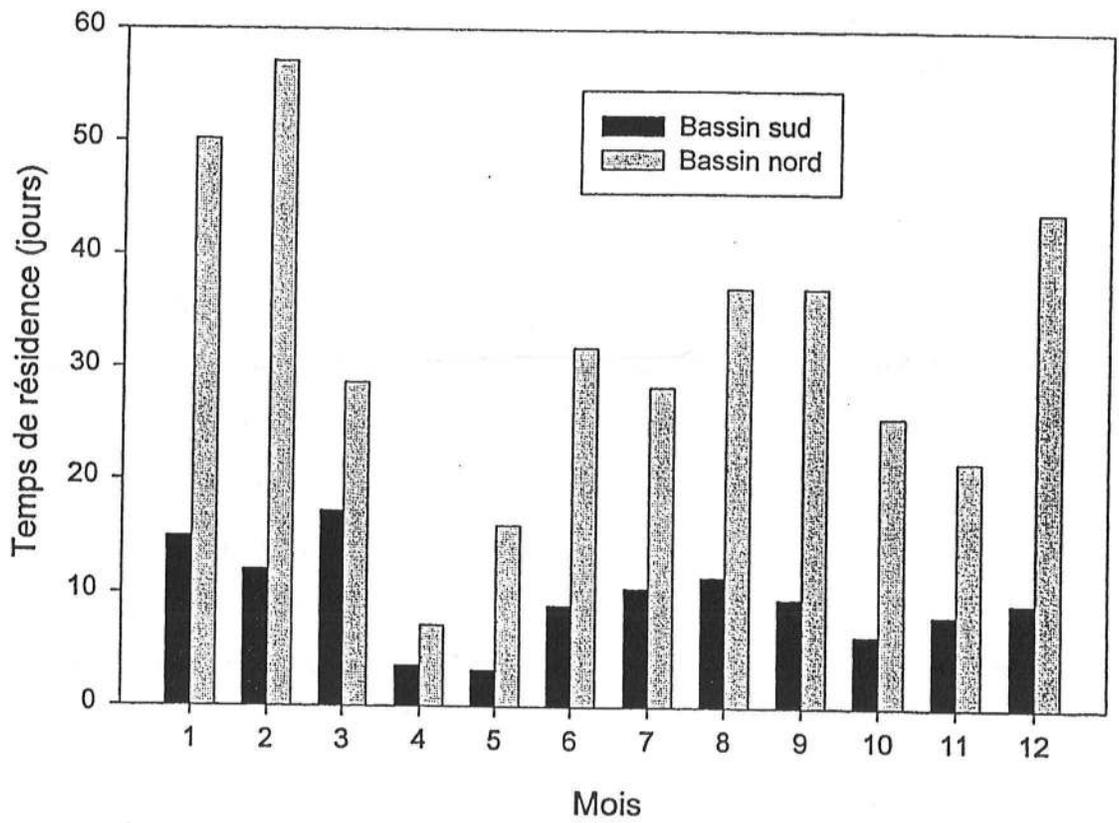


Figure 7: Répartition mensuelle du temps de résidence hydraulique des deux bassins du lac Saint-Charles

La diminution des apports et l'augmentation des temps de séjour des volumes d'eau correspondent aux périodes de stratification thermique. Sous le couvert de glace, le renouvellement est particulièrement lent alors que les temps de séjour peuvent atteindre 2 mois en janvier et février (figure 7). La stratification estivale marque également un ralentissement en ce sens puisque de juin à septembre, le temps de résidence moyen est de 1 mois, la moyenne annuelle étant de 22,7 jours.

Bassin sud

La situation du bassin sud est différente puisqu'il s'agit d'une masse d'eau thermiquement homogène aux berges peu découpées dont la colonne d'eau n'est pas affectée par une stratification. De par sa morphométrie, il ne contient qu'un faible volume (4,6 millions de m³) et pour cette raison, le renouvellement des eaux de ce bassin est très rapide. De plus, il reçoit l'eau rejetée par le bassin nord à laquelle s'ajoutent les eaux du sous-bassin versant sud représentant 12 km². Le débit moyen de la rivière Saint-Charles à l'exutoire du lac est de 6,9 m³ s⁻¹, octroyant au bassin sud un taux de renouvellement de 0,0208 année. Le temps de résidence moyen est donc de seulement 7,6 jours et le nombre de renouvellements du volume d'eau atteint 48,1 par année (figure 7).

Tout comme dans le bassin nord, les variations mensuelles du débit de la rivière Saint-Charles font varier le rythme du renouvellement des eaux du bassin sud. Pendant les périodes de brassage, et particulièrement au printemps, l'eau est remplacée à des vitesses élevées. Aux mois d'avril et mai, le bassin est renouvelé en moins de quatre jours (figure 7). La rivière Saint-Charles connaît son étiage principal en hiver alors que les débits moyens de janvier et mars sont

respectivement de 3,5 et 3,1 m³ s⁻¹. Les temps de résidence atteignent ainsi leur maximum avec 15,0 et 17,2 jours.

4.2 Interactions affluent-lac

Afin de rejoindre les eaux froides de l'hypolimnion, les eaux déversées par les rivières doivent posséder une densité suffisante pour descendre en profondeur. La densité de l'eau étant étroitement liée à sa température, seule une eau fraîche, plus dense que l'eau chaude, peut réussir à atteindre l'hypolimnion. La trajectoire de l'affluent à son entrée dans le lac peut donc être évaluée par la comparaison de sa température avec le profil thermique vertical du lac.

Le suivi en continu de la température de l'affluent principal du bassin nord, la rivière des Hurons, a permis de constater que l'eau de cette rivière n'était pas assez dense pour rejoindre les couches inférieures en période de stratification. Malgré les fluctuations journalières de la température en rivière qui rendaient l'eau plus froide la nuit, les incursions dans l'hypolimnion étaient rares et brèves, ne dépassant pas quelques heures avant la mi-septembre 1996 (figure 8a). Pendant cette saison d'échantillonnage, la rivière des Hurons a présenté une eau suffisamment fraîche pour rejoindre de façon significative l'hypolimnion seulement dans les derniers 12 jours précédant le début du brassage automnal.

En 1997, les conditions météorologiques ayant permis l'établissement d'une stratification rapide de la colonne d'eau et le maintien d'une température plus froide dans l'hypolimnion, ont aussi affecté la température moyenne de l'affluent qui gagnait 1 °C de plus qu'en 1996 (de 14,3 à 15,3 °C). Ainsi, l'eau de la rivière des Hurons n'a jamais eu une température assez froide pour franchir la limite

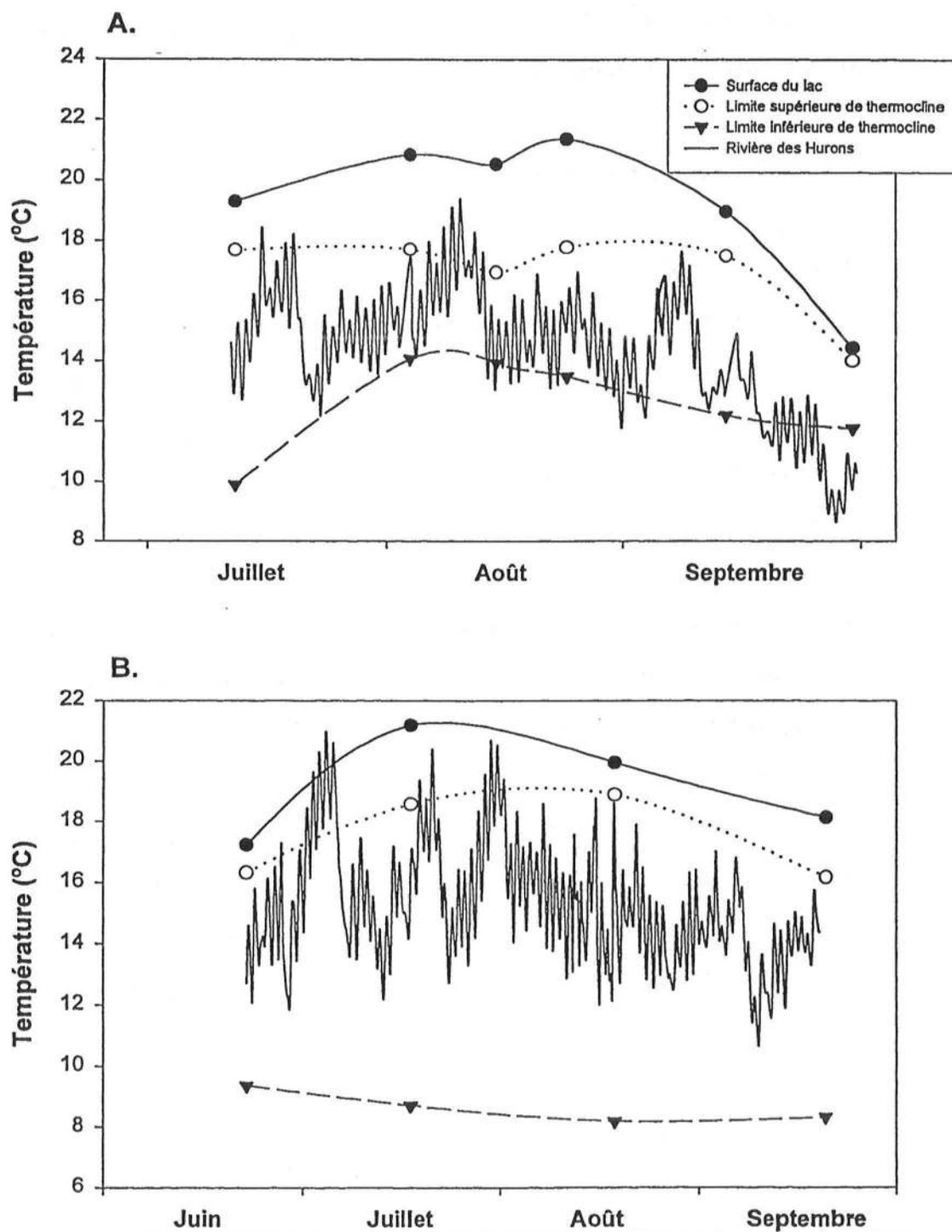


Figure 8: Température de la rivière des Hurons et stratification du lac Saint-Charles en 1996 (A) et 1997 (B).

inférieure de la thermocline (figure 8 B). Mis à part l'équivalent de 7 jours passés dans l'épilimnion, le reste des volumes d'eau déversés pendant la période estivale de 1997 l'ont été dans les limites du métalimnion.

En période hivernale, un profil du lac et une mesure de température de l'affluent ont été obtenus. Ces observations conservent la même tendance qu'en été puisque la température de la rivière était aussi froide ($0,15\text{ }^{\circ}\text{C}$) que celle enregistrée immédiatement sous le couvert de glace du lac.

Pendant les périodes de stratification, le jumelage de la densité de la rivière des Hurons avec la structure thermique du bassin nord occasionne donc un écoulement intermédiaire de l'affluent au niveau du métalimnion ou un flottement dans l'épilimnion (figure 9). Sur une base annuelle, l'hypolimnion du lac Saint-Charles est donc isolé du reste du bassin pendant presque 36 semaines.

4.3 Dynamique de l'oxygène

4.3.1 Bassin nord

Situation estivale

Au lac Saint-Charles, des relevés avaient déjà mis en évidence de faibles concentrations en oxygène dans le bassin nord en période estivale (Alain 1980; Belzile 1987). Les résultats de la présente étude confirment la tendance au dépérissement des conditions oxiques dans les couches d'eau profondes alors que les concentrations en oxygène passent rapidement sous la barre des 4 mg l^{-1} , limite inférieure permettant la survie de la plupart des espèces de poissons.

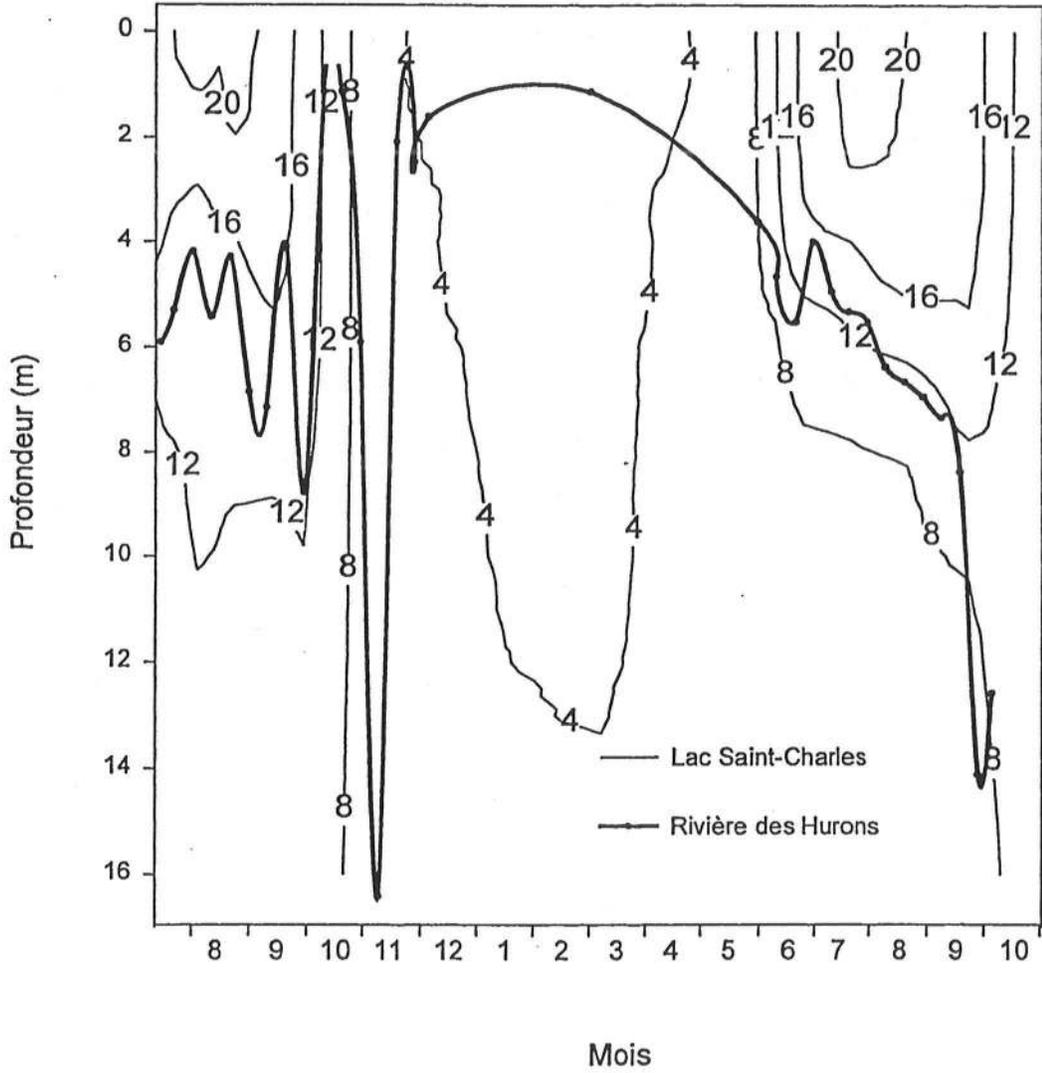


Figure 9: Isothermes du lac Saint-Charles et trajectoire de la rivière des Hurons en 1996 et 1997

Dès le premier août 1996, les concentrations d'oxygène subissaient une baisse progressive dans l'hypolimnion alors que les derniers mètres affichaient des concentrations inférieures à 3 mg l^{-1} (figure 10). Plus la stratification avançait, plus les concentrations en oxygène diminuaient dans l'ensemble de l'hypolimnion mais particulièrement dans les couches les plus profondes. Graduellement, le métalimnion était touché par le phénomène si bien qu'au 11 septembre 1996, la limite supérieure de cette couche affichait une concentration en oxygène de $7,7 \text{ mg l}^{-1}$ alors que la limite inférieure n'était que de $1,0 \text{ mg l}^{-1}$.

Pendant le démantèlement de la stratification, alors qu'une légère variation de température remplaçait la thermocline à une profondeur de 8 mètres, le brassage encore incomplet de la colonne d'eau a permis de constater la pire situation oxique de la saison: le 26 septembre, la moitié inférieure de la colonne d'eau présentait des concentrations sous les 3 mg l^{-1} et l'ensemble de l'hypolimnion était anoxique et possédait une moyenne de saturation en oxygène de 1 %. Le 10 octobre, il ne restait plus aucune trace du déficit en oxygène à la suite du brassage et les concentrations étaient légèrement inférieures à 8 mg l^{-1} au fond du lac.

Les mêmes tendances ont été observées en 1997. D'abord en mai, le brassage complet et la température fraîche induisaient des quantités élevées d'oxygène partout dans la colonne d'eau (figure 10). La saturation de l'eau était cependant à la baisse vers les profondeurs du lac, de 97,6% à la surface elle passait à 83,5% au fond. Avec l'établissement de la thermocline en juin, les trois couches d'eau se sont différenciées. Au début de la stratification, l'oxygène augmentait au milieu de la colonne d'eau en raison des températures plus froides qu'on y rencontrait et de la présence possible de photosynthèse. Cette élévation fut brève puisque les processus de consommation ont causé une diminution graduelle de l'oxygène vers

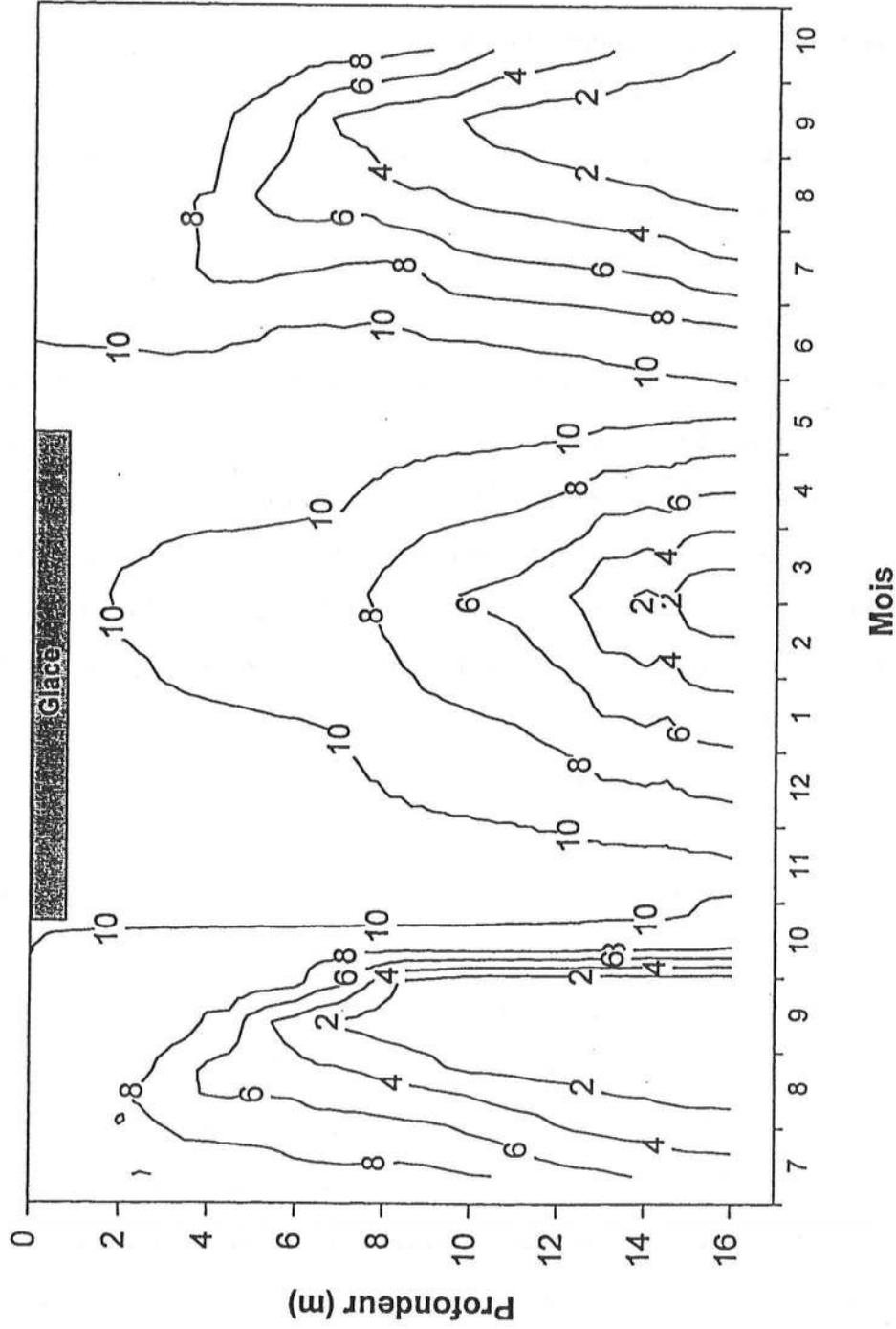


Figure 10: Variation verticale et temporelle des concentrations d'oxygène dans le bassin nord en 1996 et 1997

le fond. En juillet et août, le déficit prenait de l'ampleur dans l'hypolimnion alors qu'une baisse d'oxygène suivie d'une légère hausse photosynthétique caractérisaient le métalimnion.

La fin de la période de stratification est demeurée le temps le plus critique de la saison et le déficit de 1997 y a atteint son point culminant. À la mi-septembre, l'hypolimnion était saturé en oxygène à 4% et le métalimnion marquait une diminution rapide de l'oxygène de 76 à 14% entre 5 et 10 m de profondeur (figure 11). En octobre, le brassage automnal était à l'oeuvre et la moitié de la colonne d'eau avait déjà retrouvé des concentrations en oxygène supérieures à 8 mg l⁻¹. Les huit derniers mètres montraient une diminution graduelle de l'oxygène atteignant 1,9 mg l⁻¹ au fond. Le transfert verticale de l'oxygène avait cependant commencé puisque la concentration de la mi-septembre affichait 0,1 mg l⁻¹ à l'interface eau-sédiments.

Situation hivernale

La baisse d'oxygène observée en été est aussi susceptible de se produire en hiver alors que le lac est affecté par la stratification inverse. Le profil d'oxygène effectué en mars 1997 confirmait cette affirmation et démontrait clairement une diminution de l'oxygène à partir de 7 m de profondeur (figure 10). Les concentrations minimales qu'on y retrouvait étaient de 0,5 mg l⁻¹ et représentaient un taux de saturation en oxygène de 4 %. Comme ces données ont été récoltées au milieu de la période hivernale de stratification du lac Saint-Charles, la diminution des concentrations d'oxygène s'est fort probablement poursuivie jusqu'à la rupture du couvert de glace. Des conditions anoxiques plus prononcées sont donc prévisibles en avril et encore plus en mai, lorsque le printemps se fait attendre comme ce fut le cas en 1997.

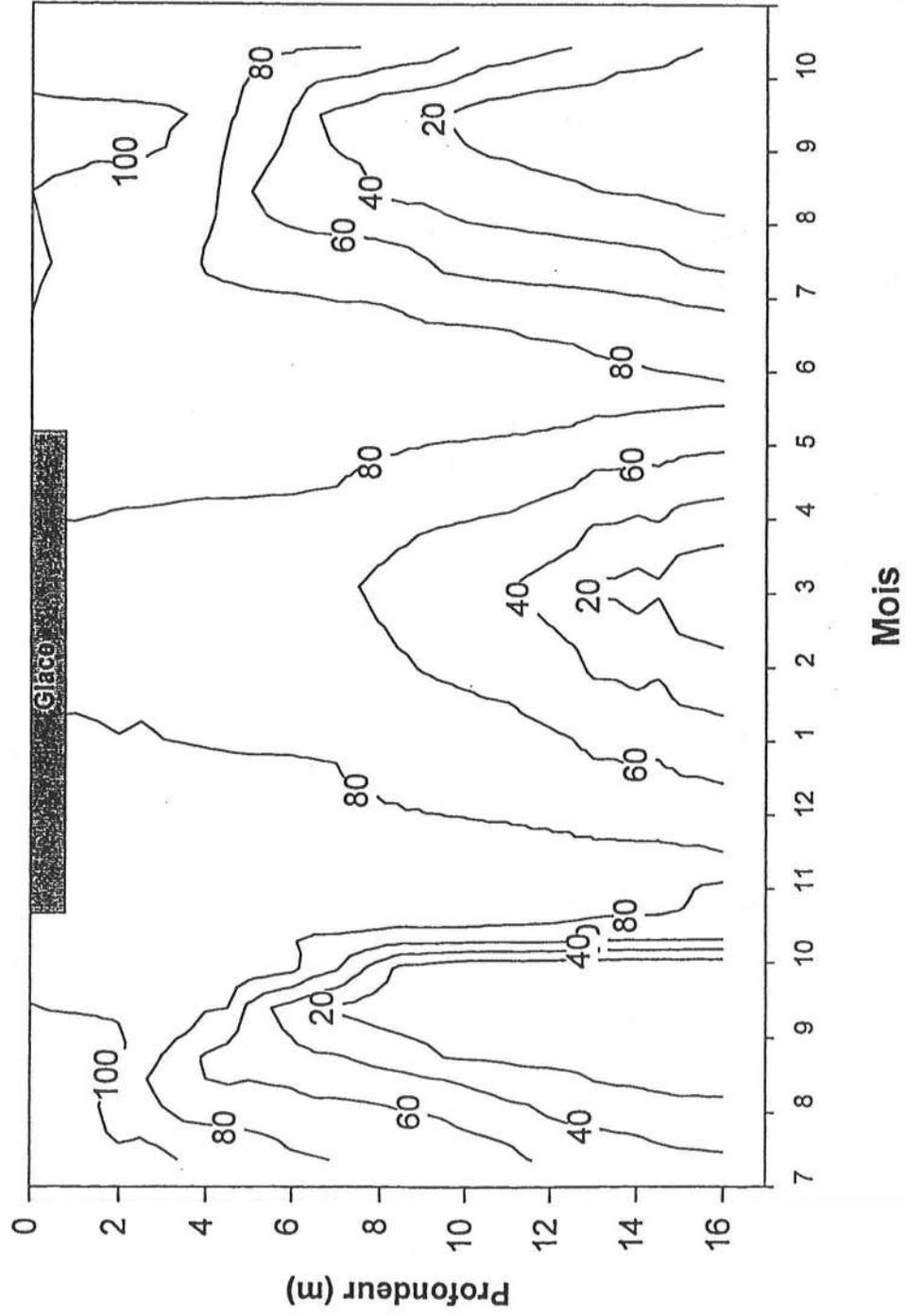


Figure 11: Variation verticale et temporelle des taux de saturation d'oxygène dans le bassin nord en 1996 et 1997

4.3.1.1 Répercussions sur l'habitat des salmonidés

La disparition progressive des salmonidés, qui étaient autrefois abondants dans le lac Saint-Charles, est une préoccupation majeure des résidents de Lac Saint-Charles. L'étude de l'oxygène et le suivi des températures effectués au cours de ce travail nous permettent maintenant d'évaluer la qualité de l'écosystème du lac Saint-Charles en tant qu'habitat pour les populations d'omble et de touladi, en relation avec les exigences particulières de ces poissons pour les eaux froides et bien oxygénées.

Par un jumelage des concentrations d'oxygène et des températures, 4 types d'habitat, présentés au tableau 1, ont été établis en fonction des exigences de l'omble de fontaine et du touladi (Davis 1975; Peterson et coll. 1978; Jobling 1981; Schlesinger et Regier 1983; Christie et Regier 1988; Spoor 1990). À partir de ces critères, le volume d'eau du lac Saint-Charles a été divisé selon le type d'habitat offert pour chaque mois, de juin à septembre.

D'un habitat totalement optimal pour les salmonidés en juin, grâce à des températures fraîches et une eau bien oxygénée, les conditions au lac Saint-Charles deviennent rapidement restreignantes en surface et en profondeur (figure 12). La déplétion de l'oxygène au fond du bassin nord et l'élévation de la température dans les premiers mètres de la colonne d'eau modifient significativement l'habitat de l'omble de fontaine et du touladi pendant les mois d'août et de septembre. L'habitat optimal est absent en août, alors qu'en septembre, les dix derniers mètres de la colonne d'eau (35 % du volume d'eau) présentent des conditions critiques ou létales en raison des concentrations trop faibles en oxygène.

Température (°C)		Oxygène dissous (mg l ⁻¹)	Habitat
14-17	et	> 7	Optimal
8-20	et	> 5	Suboptimal
6-24	et	> 3	Critique
> 24	ou	< 3	Létal

Tableau 1: Classes d'habitats pour l'omble de fontaine et le touladi selon les conditions thermiques et oxiques.

Description des types d'habitat:

optimal: habitat thermique et oxique idéal pour le développement et la reproduction.

suboptimal: habitat acceptable mais ne présentant pas les caractéristiques thermiques ou oxiques idéales.

critique: habitat présentant une sévère limitation thermique ou oxique pouvant causer la mort à long terme (quelques jours).

létal: habitat caractérisé par une température ou une concentration d'oxygène pouvant causer la mort des individus à court terme (quelques heures).

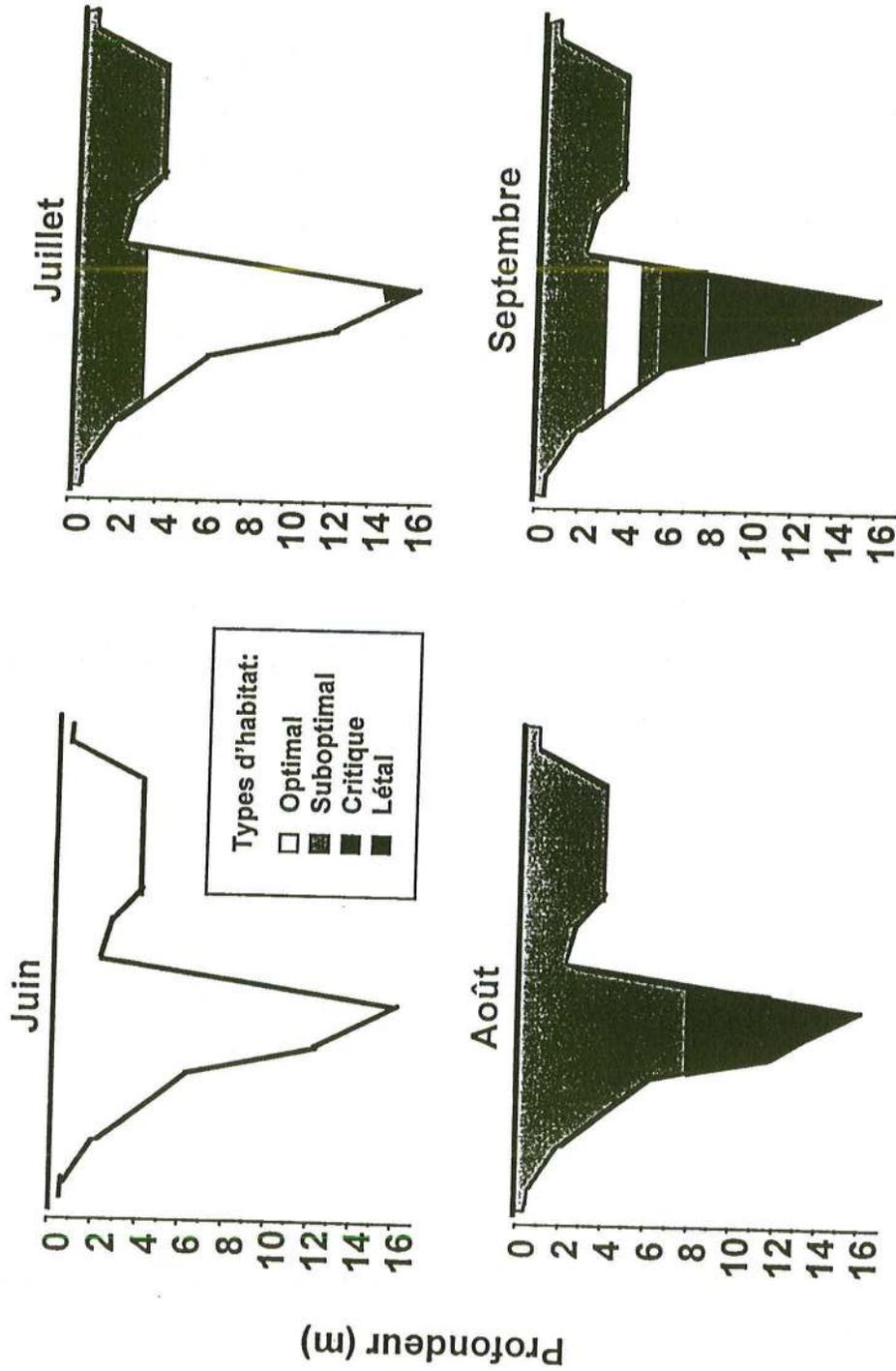


Figure 12: Caractérisation mensuelle des eaux du lac Saint-Charles en tant qu'habitat pour l'omble de fontaine et le touladi, selon la température et l'oxygène dissous pendant l'été 1997

Ces résultats suggèrent que le lac Saint-Charles ne constitue pas un habitat propice pour les salmonidés au cours de la saison chaude. Il est possible que la dégradation de l'habitat soit en partie responsable de la diminution des populations de salmonidés en affectant leur croissance et leur reproduction. Par contre, les données recueillies démontrent également qu'un minimum de 75 % du volume du lac Saint-Charles demeure un habitat suboptimal permettant la survie des salmonidés pendant l'été. Les populations ne seraient donc probablement pas en danger d'extinction s'il ne s'agissait que des conditions thermiques et oxiques.

Il est donc probable que d'autres facteurs aient contribué à la baisse des populations de salmonidés. La présence de nouvelles espèces dans l'écosystème, telles la perchaude et les meuniers, peut affecter négativement la truite en augmentant la prédation sur les sites de ponte et les jeunes individus. La disparition de l'habitat optimal en eaux profondes peut également causer certains déplacements vers les eaux de surface plus oxygénées, endroit où rôdent plusieurs prédateurs dont le balbuzard et le brochet, espèce prédatrice récemment introduite dans le lac Saint-Charles et qui constitue une sérieuse menace pour les individus juvéniles.

L'omble de fontaine est également une espèce qui fraie sur des substrats de gravier en eaux peu profondes. L'élévation du niveau d'eau, à la suite de la construction du barrage à l'exutoire du lac, a peut être rendu certains sites de reproduction inopportuns pour cette espèce. En somme, l'état actuel des populations de salmonidés indigènes est probablement le résultat global de plusieurs phénomènes de natures diverses. Le développement d'une zone anoxique au fond du lac est en mesure d'affecter la croissance et le comportement de ces espèces et de contribuer, d'une certaine façon, au dépérissement des populations indigènes. Il semble cependant exister d'autres types de pression dont l'importance demeure inconnue.

4.3.1.2 Causes de la déplétion d'oxygène dans le bassin nord

Les résultats de cette étude démontrent que la déplétion rapide des concentrations d'oxygène dans le bassin nord pendant les périodes de stratification est en mesure d'affecter la qualité de l'habitat de la faune piscicole indigène. L'identification des causes de cette diminution d'oxygène devient donc la première étape pouvant mener à l'amélioration des conditions oxiques et ainsi diminuer le stress exercé sur les populations des espèces d'eaux froides.

Isolement de l'hypolimnion

D'abord, l'analyse des interactions affluent-lac (section 4.2) a démontré un isolement complet de l'hypolimnion pendant presque 36 semaines par année, soit pendant les périodes de stratification thermique. Cela signifie que les apports en oxygène dans les couches profondes sont pratiquement nuls pendant ces périodes. Les quantités d'oxygène retrouvées au printemps à la suite du brassage complet de la colonne d'eau ne sont donc pas renouvelées, l'hypolimnion agissant comme un système fermé.

Le fait qu'il n'y ait pas de gains d'oxygène n'implique pas nécessairement qu'il y ait une déplétion si importante. Les conditions anoxiques observées ont nécessité d'importantes pertes d'oxygène par respiration. La décomposition bactérienne est un processus qui peut consommer d'importantes quantités d'oxygène lorsque la charge de matériel organique à décomposer est importante. Dans l'écosystème du lac Saint-Charles, trois sources principales de matériel organique sont présentes et chacune d'elle a fait l'état d'une analyse afin d'estimer la demande en oxygène qui peut leur être attribuée.

Effet du phytoplancton

En raison de la sédimentation, le matériel phytoplanctonique produit dans la zone euphotique du bassin nord représente une charge organique potentielle pour l'hypolimnion. Même si le taux de sédimentation et le nombre de générations estivales de phytoplancton du lac Saint-Charles sont inconnus, il demeure utile de calculer une charge potentielle pour estimer l'impact maximal que pourrait causer une sédimentation complète du matériel phytoplanctonique sur la concentration d'oxygène de l'hypolimnion.

En tenant compte des concentrations maximales de Chl *a* mesurées au cours du mois d'août 1997 (12 mg l⁻¹), la sédimentation complète du phytoplancton dans l'hypolimnion occasionnerait une charge de 2,5 tonnes de carbone ce qui équivaut à une demande en oxygène de 3,9 mg l⁻¹ (tableau 2). Ainsi, si le phytoplancton était l'unique source de matière organique causant la déplétion d'oxygène, les concentrations rencontrées dans l'hypolimnion ne seraient pas inférieures à 6 mg l⁻¹ pendant les périodes de stratification.

Effets des macrophytes

Une estimation de la biomasse produite dans la zone marécageuse permet de mesurer l'impact des macrophytes sur la déplétion de l'oxygène. Selon des données présentées par Wetzel (tableau 18-5, 1983), deux tiers des études effectuées sur la quantité de biomasse des marais dominés par les macrophytes submergés ont obtenu des valeurs de biomasses variant entre 80 et 500 g m⁻² à la fin de la période de croissance.

Source	Demande biologique en oxygène (mg l ⁻¹)
Phytoplancton	3,9
Macrophytes	11,6 - 72,5
Activités humaines directes	0,8 - 0,9

Tableau 2 : Répartition du potentiel de demande biologique en oxygène

Considérant cet écart et un ratio de 50 % de carbone dans la biomasse totale (Strickland 1960), un éventuel transfert de la totalité de la biomasse des marais du nord du lac Saint-Charles dans l'hypolimnion du bassin nord équivaldrait à une charge de 7 à 46 tonnes métriques de carbone. Une telle arrivée de matériel organique pourrait ainsi occasionner, sur quelques saisons (en raison du temps plus long requis pour la décomposition des macrophytes), une demande d'oxygène variant entre 11,6 et 72,5 mg l⁻¹ dans l'hypolimnion (tableau 2).

Effets anthropiques

Les activités anthropiques sont également un problème potentiel pour les concentrations d'oxygène en raison des rejets de matières organiques qu'elles occasionnent. Ces rejets peuvent atteindre les plans d'eau de deux façons différentes, selon qu'ils soient du type diffus ou ponctuel. La pollution diffuse, qui origine principalement des fuites de fosses septiques et du ruissellement est très difficile à quantifier et demande un échantillonnage intensif de la totalité du bassin, ce qui la rend également très coûteuse. L'estimation des apports ponctuels est par contre plus accessible puisque ces rejets parviennent au lac par les affluents. Dans la présente étude, les effets anthropiques ont été restreints au apports ponctuels en considérant la demande biologique en oxygène (DBO₅) des deux affluents principaux.

En utilisant les valeurs de DBO₅ des mois de mai et octobre 1997 de l'effluent de la station d'épuration des eaux de la municipalité de Lac Delage (annexe 1) et la valeur maximale mesurée dans la rivière des Hurons, deux moyennes de DBO₅ pondérées par les débits ont été obtenues. La première, issue de la DBO₅ du mois de mai du lac Delage et du maximum de la rivière des Hurons, représente la DBO₅

induite dans le bassin nord par les deux affluents au printemps, soit celle qui causera une diminution de l'oxygène pendant la stratification estivale.

La deuxième, issue de la DBO_5 d'octobre du lac Delage et du maximum de la rivière des Hurons, est celle qui affectera les concentrations d'oxygène pendant l'hiver. Alors que les valeurs de DBO_5 de mai et octobre de la station du lac Delage sont respectivement de 8 et 5 $mg\ l^{-1}$ (annexe 1), le maximum de la rivière des Hurons est de 0,6 $mg\ l^{-1}$ (Hébert 1995). En considérant un renouvellement complet du bassin avec l'eau des affluents, la demande d'oxygène anthropique directe apportée par les rivières serait de 0,9 $mg\ l^{-1}$ pour la période estivale. En hiver, cette valeur serait légèrement plus faible, soit 0,8 $mg\ l^{-1}$ (tableau 2).

Ces résultats représentent l'effet direct des activités humaines sur la demande en oxygène. Par l'augmentation des apports en nutriments au lac, les activités humaines peuvent également causer indirectement une demande en oxygène. Un apport supplémentaire de nutriments de source anthropique peut occasionner des augmentations de la croissance phytoplanctonique et un développement accéléré des marais. Une augmentation de la croissance de ces deux éléments pourrait éventuellement occasionner une déplétion plus rapide des concentrations d'oxygène et des périodes anoxiques plus longues.

Alors que les marais sont considérés, avec raisons, comme de précieux éléments de filtration extrêmement riche en biodiversité, leur présence aux abords de milieux lacustres est également un signe de grande productivité et d'abondance de nutriments. Les marais du nord du lac Saint-Charles jouent probablement un rôle important dans l'épuration estivale des eaux en provenance des rivières Delage et des Hurons et du maintien de faibles concentrations en nutriments dans le lac Saint-Charles. Par contre, la biomasse qui s'y développe est si importante qu'elle

peut affecter gravement les conditions d'oxygène du bassin nord et affecter la qualité de l'habitat des populations de poissons.

Afin de conserver l'effet filtrant des macrophytes pendant l'été et de diminuer leur impact sur les concentrations d'oxygène à la suite de leur décomposition dans le milieu, la récolte d'une partie de la biomasse des marais en période automnale pourrait représentée une solution. Par contre, cette méthode demeure très coûteuse et occasionne une grande libération de phosphore des sédiments suite au brassage du fond. Pour cette raison, elle demeure une option peu désirable. Il existe également d'autres méthodes de contrôle des macrophytes telles que l'ajout de bactéries et l'aération par éoliennes, leur utilisation dans le contexte d'un réservoir d'eau potable reste cependant à être étudiée.

4.3.2 Bassin sud

Le bassin sud a été épargné des grands déficits en oxygène en raison du caractère homogène de sa colonne d'eau et de sa faible profondeur. Malgré ces caractéristiques auxquelles s'ajoute un renouvellement hydraulique extrêmement élevé, une légère diminution de l'oxygène au contact des sédiments était tout de même observée pendant les mois de juillet, août et septembre (figure 13). En juillet, la saturation atteignait son plus bas seuil avec 71 % à 4,5 m de profondeur et démontrait que l'intense activité respiratoire était aussi présente dans le bassin sud.

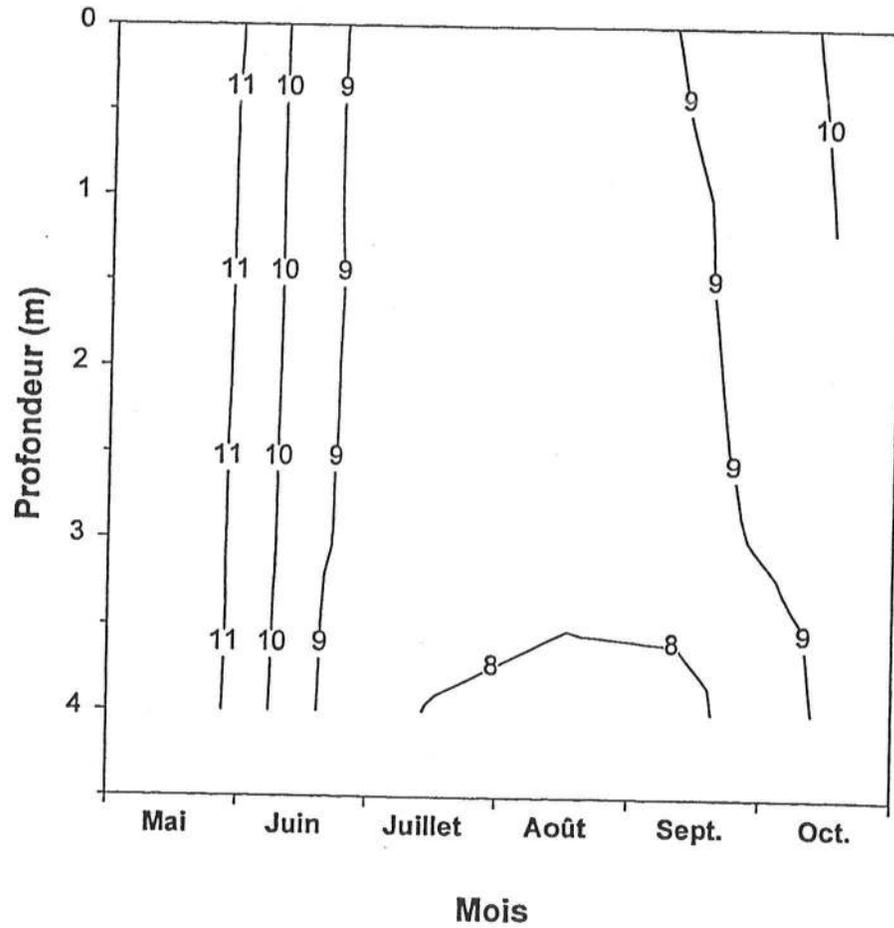


Figure 13: Variation verticale et temporelle de l'oxygène (mg l⁻¹) dans le bassin sud du lac Saint-Charles en 1997

4.4 Indicateurs physico-chimiques

4.4.1 Phosphore

Le rapport azote total (NT):phosphore total (PT) au lac Saint-Charles était de 28:1 dans le bassin nord et 25:1 dans le bassin sud, ce qui suggère que le phosphore est l'élément limitant la croissance des algues dans les deux bassins. Dans le bassin nord, les concentrations de phosphore mesurées étaient variables selon la profondeur et la date d'échantillonnage mais demeuraient tout de même assez faibles avec une moyenne globale de $10,2 \pm 1,7 \mu\text{g l}^{-1}$ (tableau 3 ; voir annexe 2 pour données brutes), valeur représentant la limite inférieure des lacs mésotrophes (Cooke et coll. 1993) et légèrement plus élevée que la moyenne des lacs des Laurentides au nord de Québec, soit $8,7 \mu\text{g l}^{-1}$ (D'Arcy et Carignan 1997). La moyenne de phosphore total de l'épilimnion était légèrement plus faible avec $9,5 \pm 1,6 \mu\text{g l}^{-1}$.

Au printemps, comme le reste des paramètres chimiques, les concentrations en phosphore tendaient vers l'homogénéité verticale (figure 14). Ainsi, le maximum de phosphore en mai était mesuré à 4 m et était de $9,5 \mu\text{g l}^{-1}$ alors que le minimum de $8,0 \mu\text{g l}^{-1}$ était observé à une profondeur de 8 m. Ces concentrations sont inférieures à celle mesurée par Alain (1981) en mai 1980, soit $12 \mu\text{g l}^{-1}$.

Dès le mois de juin, une tendance mensuelle était détectée soit l'augmentation des concentrations de phosphore total vers le fond du bassin nord. En juin, les couches inférieures du bassin présentaient une concentration en phosphore totale 30 % plus élevée qu'en surface. Cet écart était de 60 % en juillet, 59 % en août, 68 % en septembre et en octobre. La concentration maximale était atteinte en août à 16 m de profondeur et elle était de $17,3 \mu\text{g l}^{-1}$ (figure 15).

Indicateurs	1980	1987	1996	1997	Lacs des Laurentides
Phosphore total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	12,0	-	-	$10,2 \pm 1,7$	$8,7 \pm 3$
Azote total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	-	-	331 ± 48	271 ± 23	-
Nitrate ($\mu\text{g l}^{-1}$)	-	-	114 ± 37	129 ± 51	$22,1 \pm 18,3$
Seston (mg m^{-3})	170	123,2	-	318,4	-
Chl <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0,9	-	$2,7 \pm 1,2$	$5,8 \pm 4,1$	$2,7 \pm 1,7$
Profondeur de Secchi (m)	2,5	3,1	$2,5 \pm 0,5$	$3,2 \pm 0,3$	$4,7 \pm 2,2$
pH	-	-	$7,5 \pm 0,2$	$7,0 \pm 0,3$	-
Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	60	-	$69,5 \pm 9,2$	$62,5 \pm 13,5$	-
Oxygène au fond (mg l^{-1})	0,4	0,1	0,1	0,1	-

Tableau 3: Indicateurs physico-chimiques et biologiques du bassin nord du lac Saint-Charles pour 1980 (Alain, 1981), 1987 (Belzile), 1996 et 1997, et de 30 lacs du secteur des Laurentides (D'Arcy et Carignan 1997).

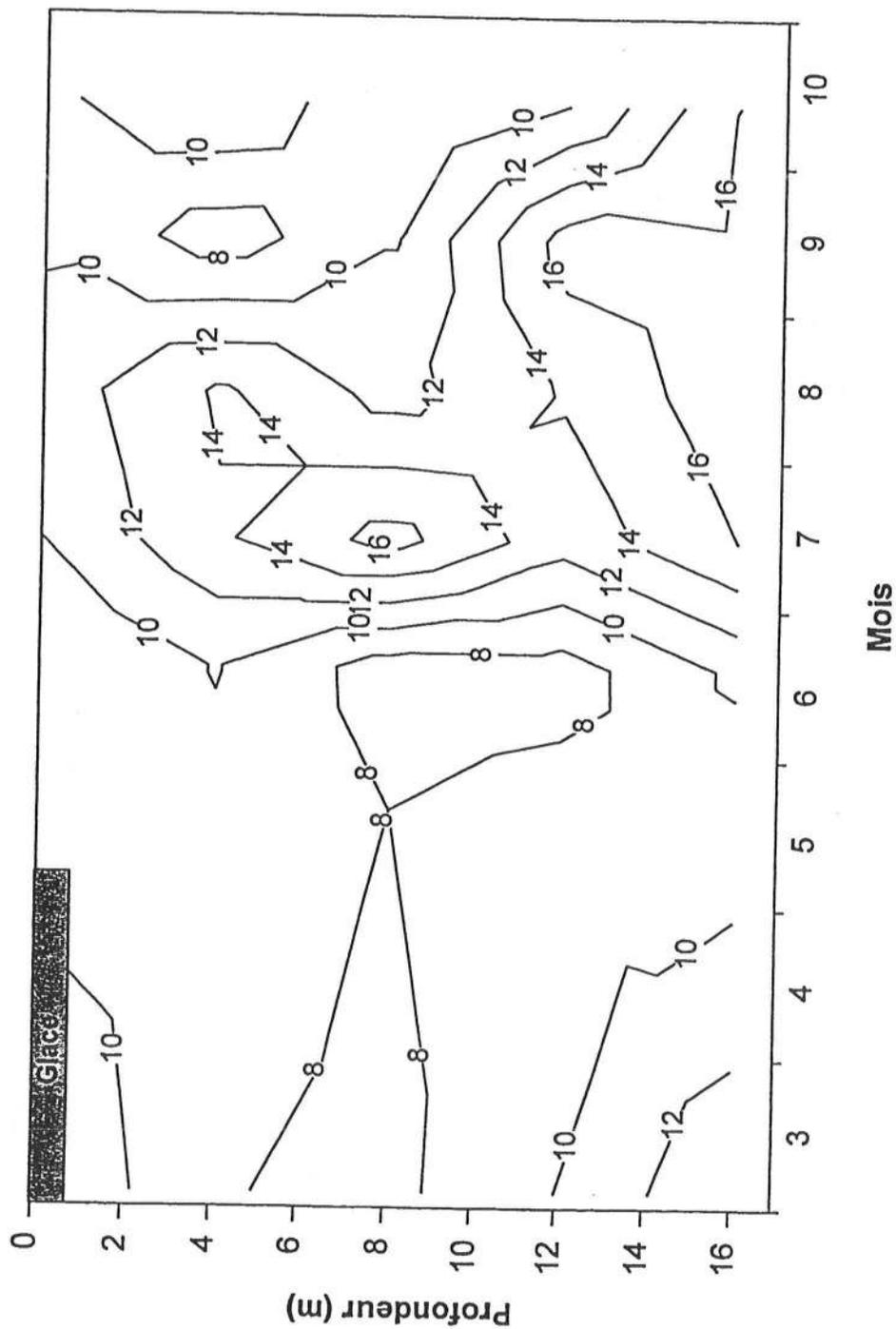


Figure 14: Répartition verticale et temporelle des concentrations de phosphore total dans le bassin nord en 1997

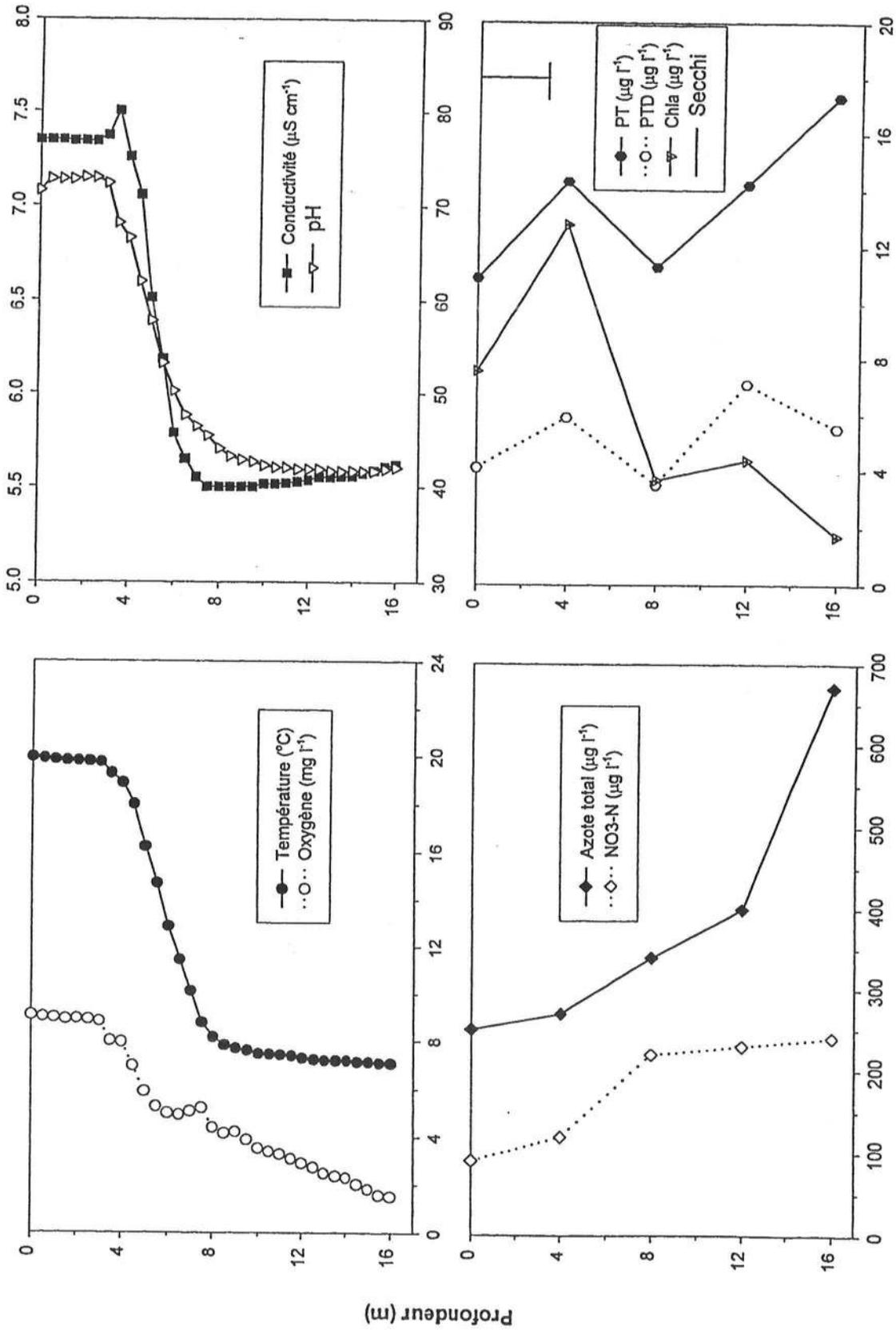


Figure 15: Profils des indicateurs physico-chimiques dans le bassin nord au mois d'août 1997.

Cette augmentation du phosphore dans le fond du lac était aussi observée en hiver alors que le maximum de $14,0 \mu\text{g l}^{-1}$ était enregistré à 16 m (figure 16).

La proportion du phosphore total dissous sur le phosphore total était en moyenne de 49,6 % pour l'ensemble des échantillons analysés au bassin nord. Le ratio connaissait une baisse en juillet et août pour atteindre 38 % alors qu'il était supérieur à 55 % en mai, septembre et octobre. Aucune tendance verticale n'était observée pour le phosphore total dissous (figure 15) alors que la moyenne était de $5,6 \pm 1,2 \mu\text{g l}^{-1}$.

Le bassin sud a aussi connu des variations de concentration en phosphore total pendant l'été, passant de 9,3 en juin à $12,7 \mu\text{g l}^{-1}$ en août. La moyenne était de $10,7 \pm 1,2$. La présence de phosphore dissous y était moins importante que dans le bassin nord avec un ratio PTD/PT de 37,4 % qui variait de 27,0 à 48,6 % et une moyenne de $4,0 \pm 0,9 \mu\text{g l}^{-1}$.

4.4.2 Azote

La variation des concentrations d'azote totale (NT) et de nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) était sensiblement la même que pour le phosphore dans le bassin nord avec également une hausse des concentrations vers le fond du lac en période de stratification estivale (annexe 2). Les concentrations moyennes d'azote et de nitrate observées dans l'épilimnion des deux bassins étaient typiques de celles rencontrées dans les lacs mésotrophes. À titre de comparaison, la concentration de nitrate du lac Saint-Charles était cependant 5 fois plus élevée que dans les 30 lacs du secteur des Laurentides échantillonnés par D'Arcy et Carignan (1997) (tableau 3).

4.4.3 pH

Le bassin nord présentait un pH variable selon la profondeur. En moyenne, le pH à la surface était neutre (7,0) en 1997 et légèrement basique (7,5) en 1996 mais, pendant les périodes de stratification estivale, il diminuait graduellement avec la profondeur (annexe 2). Par exemple, au mois d'août 1997, on enregistrerait un pH de 7,1 à la surface et 5,6 au fond (figure 15). En général, les 6 à 8 derniers mètres de la colonne d'eau possédaient des pH inférieurs ou égaux à 6,5 en période de stratification. On considère qu'une exposition continue à des pH sous les 6,5 résulte en une diminution de la reproduction et de la croissance de l'omble de fontaine (Duchesne et Fortin 1994). La libération de gaz carbonique causée par l'activité respiratoire bactérienne, elle-même associée à la décomposition de la matière organique, était probablement la source de l'acidification de l'hypolimnion.

En raison de sa faible profondeur, on n'a pas retrouvé pareil phénomène dans le bassin sud dont l'ensemble de la colonne d'eau demeurerait neutre (annexe 2). Par contre, au même titre que le bassin nord, le bassin sud était affecté par le choc acide printanier qui a causé une baisse généralisée du pH. En mai 1997, le bassin nord affichait un pH moyen de 6,3 alors que celui du bassin sud se situait à 6,5.

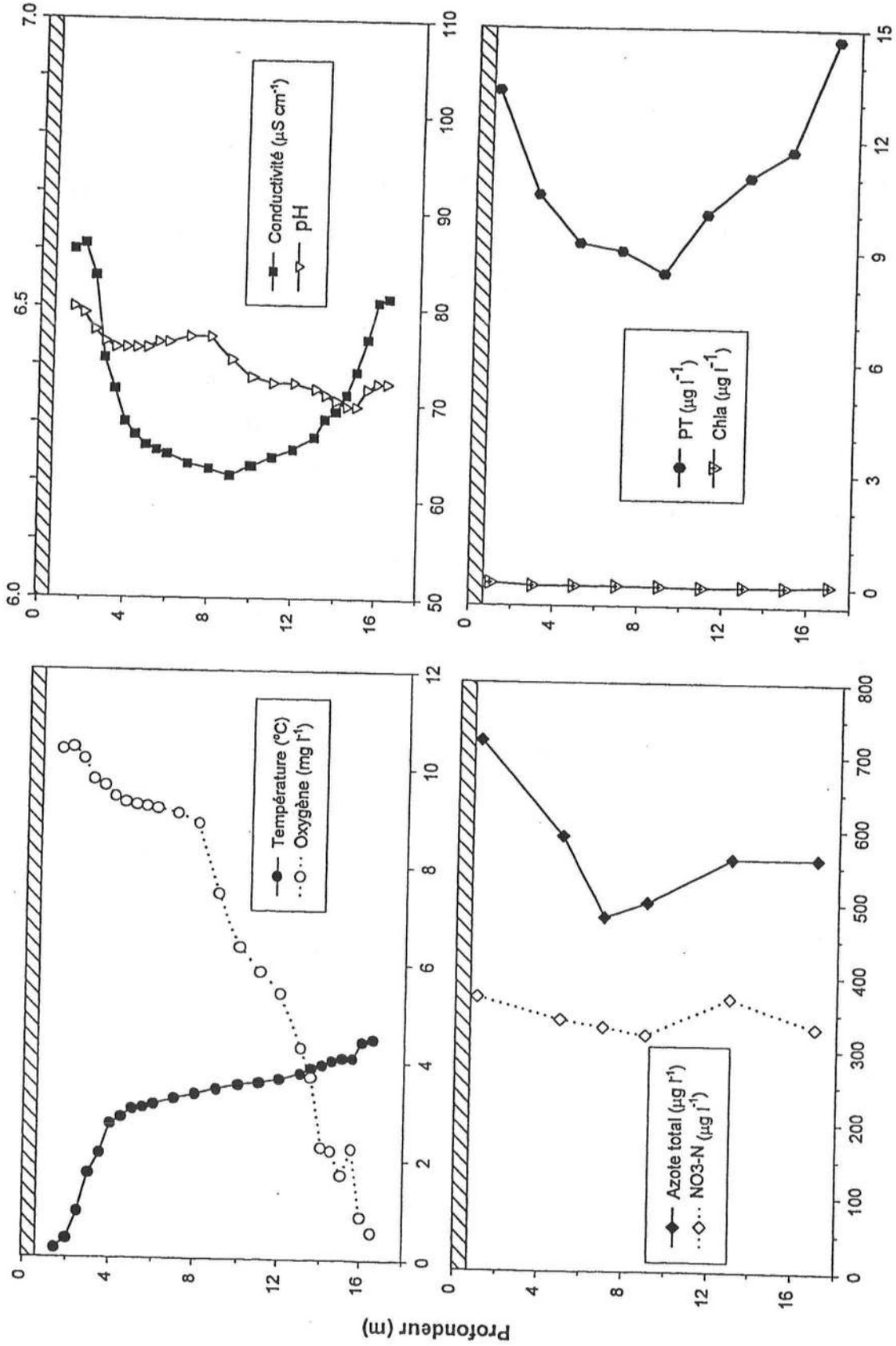


Figure 16: Profils des indicateurs physico-chimiques dans le bassin nord en mars 1997

4.4.4 Conductivité

De façon générale, la conductivité observée au lac Saint-Charles était moyenne (annexe 2) et se situait au centre de l'étendue acceptable pour l'omble de fontaine (20-200 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (Duchesne et Fortin 1994). Comme pour la majorité des variables étudiées, la conductivité démontrait des variations verticales dans le bassin nord. En période de stratification, elle était plus élevée en surface qu'en profondeur, mettant encore une fois en relief la différence de l'eau de surface et celle des couches plus profondes (figure 15). Les eaux profondes, déposées dans le bassin nord au printemps alors que l'apport en eau était élevé, possédaient une faible conductivité puisqu'ils les ions étaient dissous dans un plus grand volume d'eau dans les affluents. La plus grande conductivité en surface était due à l'effet inverse, soit la dissolution des ions dans un petit volume d'eau pendant l'été alors que les débits des affluents sont faibles. De plus, la conductivité était légèrement plus élevée en 1997 qu'en 1996 (différence non significative), situation aussi explicable par une différence du régime hydrique, l'été 1997 ayant été plus sec. Il ne semble cependant pas y avoir eu d'augmentation significative de la conductivité depuis 1980, comme le démontre le tableau 3.

En hiver, la conductivité était élevée sous la glace, diminuait au milieu de la colonne d'eau et augmentait à nouveau vers les sédiments (figure 16). Les eaux surnageantes de la rivière des Hurons représentaient une importante source d'ions, probablement en raison des épandages de sel effectués sur son bassin versant. La hausse près des sédiments était plutôt due au relargage d'éléments chargés par les sédiments, phénomène stimulé par la faible concentration d'oxygène.

4.4.5 Seston et phytoplancton

Seston

L'unique mesure de seston effectuée au lac Saint-Charles en août 1997 démontrait une biomasse très élevée dans les deux bassins. Le bassin nord était particulièrement riche et affichait une concentration de $318,4 \text{ mg m}^{-3}$ en poids sec de seston dans les 4,5 premiers mètres de la colonne d'eau. Le bassin sud possédait également une teneur très élevée avec $239,5 \text{ mg m}^{-3}$ dans les 3,5 premiers mètres (tableau 3). Les valeurs de seston obtenues dans cette étude sont beaucoup plus élevées que celles obtenues en 1980 (Alain 1980) et 1987 (Belzile 1987) (tableau 3).

Phytoplancton

Une observation qualitative du phytoplancton au microscope a révélé qu'environ 90% des organismes photosynthétiques récoltés à 4 m dans le bassin nord en août 1996 étaient des chrysophytes. Cette domination des chrysophytes résultait en une abondance des types *Mallomonas* et *Synura*, alors que le 10% restant était partagé entre des diatomées telles *Asterionella* et du dinoflagellé *Ceratium hirudinella*. La présence de cyanobactéries, algues bleu-vertes indésirables ayant la capacité de former des blooms, était très limitée. Par contre, une trop grande présence de *Synura* peut occasionner une dégradation de l'eau qui prend alors une odeur poissonneuse (Nicholls et Gerrath 1985). Une telle odeur n'a cependant pas été détectée lors de l'échantillonnage.

4.4.6 Chlorophylle *a*

Bassin nord

La Chl *a* est une mesure de l'abondance du phytoplancton dans la colonne d'eau. Les mesures effectuées au lac Saint-Charles ont permis de constater des variations verticales des populations de microalgues ainsi que des fluctuations temporelles au cours de l'été. En 1996, la Chl *a* atteignait généralement son maximum à une profondeur de 4 m puis diminuait graduellement en profondeur (figure 17).

Toujours en 1996, la plus grande concentration ponctuelle ($6,8 \mu\text{g l}^{-1}$) était observée le 21 août à 4 m, alors que l'ensemble de la colonne d'eau détenait une moyenne de $3,2 \mu\text{g l}^{-1}$. De juillet à octobre 1996 ($n=7$), la zone de croissance (i.e. zone euphotique) a maintenu une concentration de $2,7 \pm 1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (tableau 3).

L'été 1997 a montré des teneurs en Chl *a* plus élevées que 1996 avec une concentration moyenne de la zone euphotique de $5,8 \pm 4,1 \mu\text{g l}^{-1}$ ($n=4$) pendant la stratification, valeur typique des lacs mésotrophes (de 2 à 10 mg l^{-1}). Le minimum était rencontré en mai alors que les concentrations de Chl *a* ne dépassaient pas $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$. Le maximum observé pendant l'étude était de $12,8 \mu\text{g l}^{-1}$ et fut mesuré à la mi-août (figure 15). Il s'agit d'une valeur élevée qui dépassait le seuil maximal du stade mésotrophe pour ce critère (10 mg l^{-1}).

En hiver, la présence de Chl *a* est beaucoup plus faible en raison de la limitation de la lumière. Les concentrations mesurées en mars étaient en moyenne de $0,04 \mu\text{g l}^{-1}$ et le maximum ($0,1 \mu\text{g l}^{-1}$) était enregistré immédiatement sous la glace (figure 16)

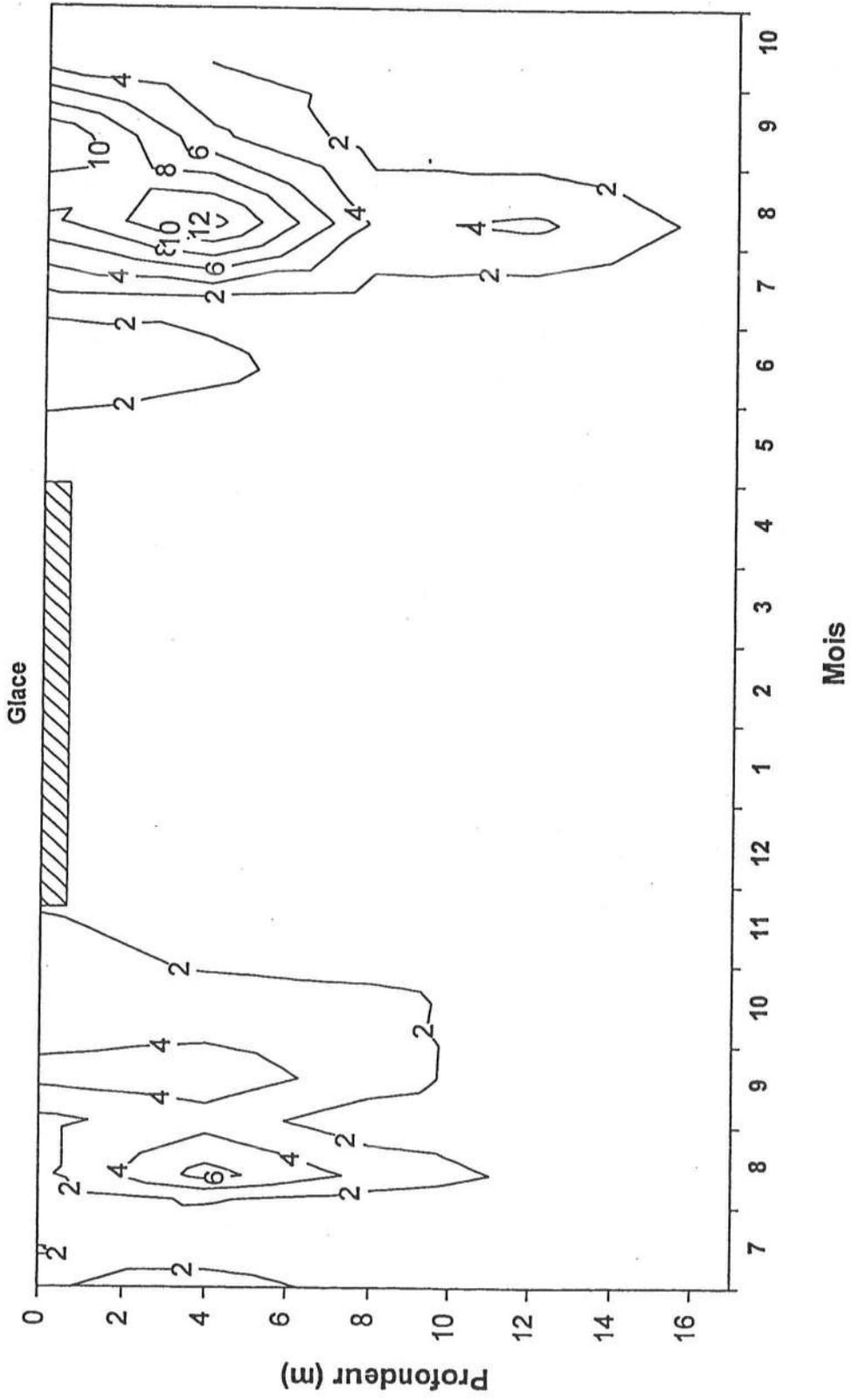


Figure 17: Variation verticale et temporelle de la chlorophylle a ($\mu\text{g l}^{-1}$) dans le bassin nord du lac Saint-Charles en 1996 et 1997

Bassin sud

Dans l'ensemble, les concentrations de Chl *a* observées dans ce bassin sont inférieures à celles du bassin nord. En 1997, la moyenne de mai à octobre était de $4,4 \pm 3,4 \mu\text{g l}^{-1}$ et un maximum de $10,2 \mu\text{g l}^{-1}$ était atteint en septembre. Les concentrations en phytoplancton y étaient donc de niveau mésotrophe.

4.4.7 Transparence de l'eau

4.4.7.1 Profondeur de Secchi

Bassin nord

En 1996, les profondeurs enregistrées avec le disque de Secchi ont varié entre 2 et 3,2 m dans le bassin nord pour une moyenne de $2,5 \pm 0,5$ m (figure 18). La turbidité de l'eau a connu des hausses en deux occasions soit de la fin de juillet au début d'août et de la fin de septembre jusqu'à la prise des glaces. Des périodes plus claires permettant une pénétration plus grande de lumière sont survenues à la mi-juillet puis de la fin d'août à la mi-septembre.

Les conditions de 1997 étaient plus clémentes et la rareté de la pluie semble avoir contribué à l'augmentation de la clarté générale de l'eau. Ainsi, le disque de Secchi a oscillé entre 2,8 et 3,7 m dans le bassin nord pour une moyenne de $3,2 \pm 0,3$ m de mai à octobre (figure 18). La moyenne compilée des deux années était donc de $2,8 \pm 0,5$ m.

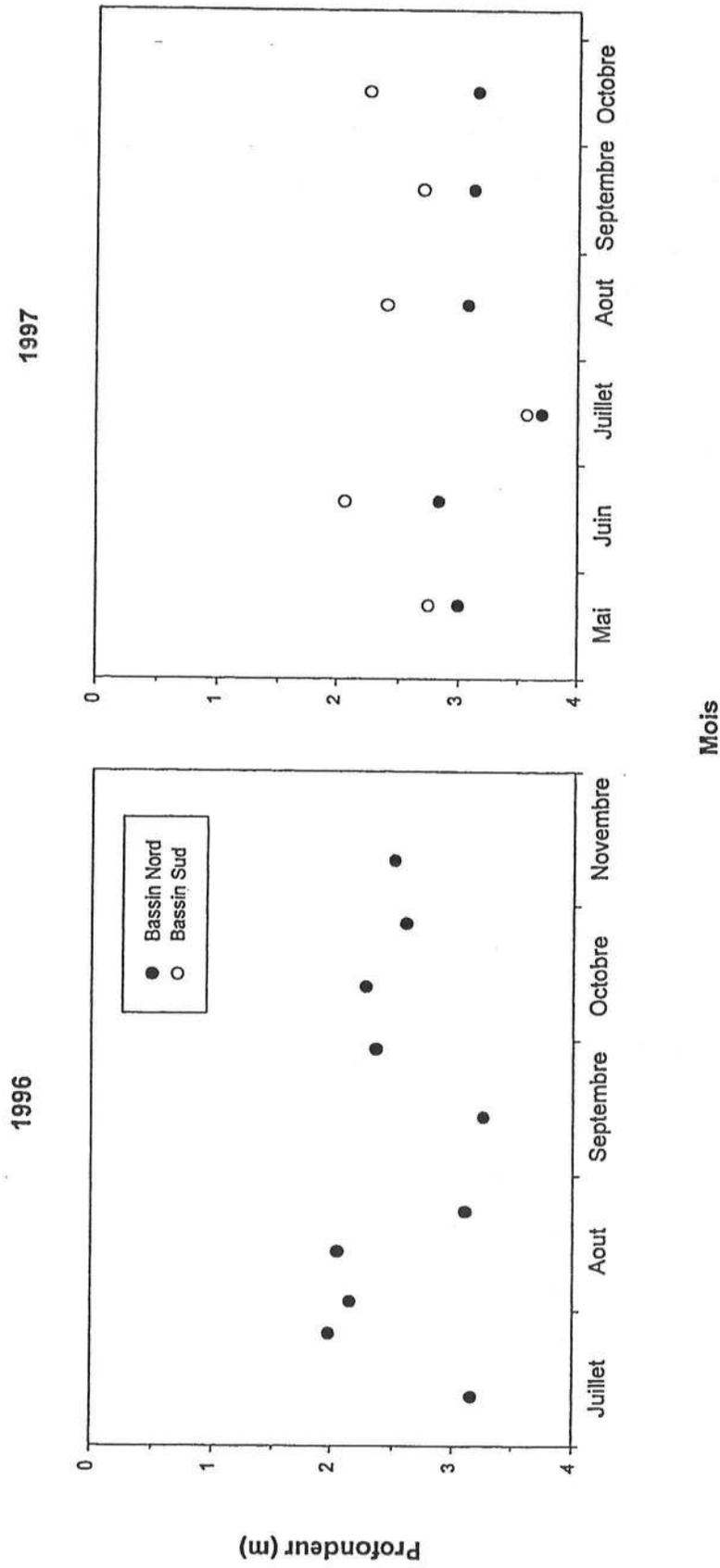


Figure 18: Profondeur du disque de Secchi dans les deux bassins du lac Saint-Charles

La transparence des eaux du lac Saint-Charles est donc faible si on la compare à la moyenne des lacs du Bouclier canadien du secteur des Laurentides, soit 4,7 m (D'Arcy et Carignan 1997). Elle ne semble cependant pas avoir diminué depuis 1980 (tableau 3), montrant plutôt une variabilité annuelle probablement associée aux conditions climatiques.

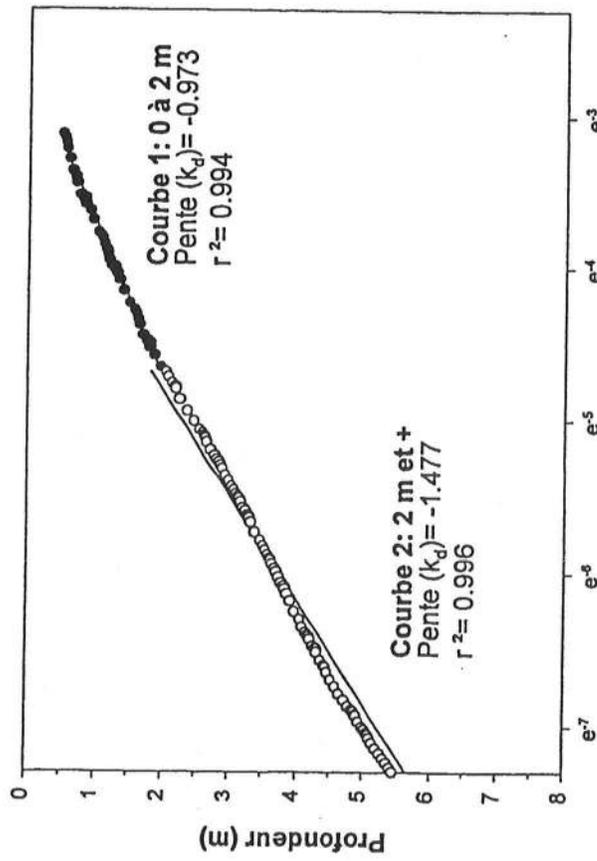
Bassin sud

Dans le bassin sud, la faible profondeur diminue la pénétration de la lumière en raison du brassage complet de la colonne d'eau qui remet en suspension des sédiments. Par conséquent, les profondeurs du disque de Secchi étaient en moyenne de $2,6 \pm 0,5$ m soit 0,6 m plus faibles que dans le bassin nord pour la même période. Les variations suivaient cependant celles du bassin nord avec un maximum de pénétration en juillet (3,6 m) et un minimum en juin (2,1 m). Tout comme pour le bassin nord, il n'y a pas eu de variations significatives de la transparence dans le bassin sud depuis l'étude effectuée en 1987 par Belzile (tableau 3).

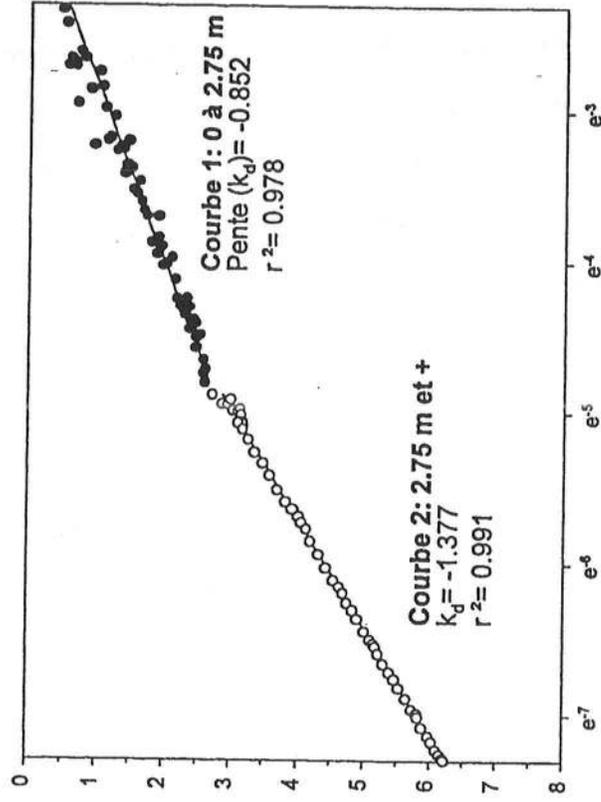
4.4.7.2 Profils de lumière

L'atténuation de la lumière dans les eaux du bassin nord est présentée à la figure 19 pour chacune des années. Les données démontrent que la stratification thermique du bassin a occasionné la formation de deux masses d'eau possédant des caractéristiques optiques différentes. En surface, le coefficient d'atténuation de la lumière (k_d) était plus faible ($-0,97 \text{ m}^{-1}$ en 1996 et $-0,85 \text{ m}^{-1}$ en 1997) qu'en profondeur (respectivement $-1,48$ et $-1,38 \text{ m}^{-1}$).

12 juillet 1996



5 septembre 1997



ln PAR ($\mu E\ cm^{-2}\ s^{-1}$)

Figure 19: Profil vertical de la lumière visible dans le bassin nord du lac Saint-Charles en 1996 et 1997

L'eau était donc plus claire dans les premiers mètres de la colonne d'eau que dans le métalimnion et l'hypolimnion. La zone de croissance des algues, soit la couche entre la surface et la profondeur à laquelle il ne reste que 1 % de la lumière en surface, se situait dans les 5 et 4,8 premiers mètres de la colonne d'eau, respectivement pour les deux périodes.

4.5 Bilan de phosphore

Les apports de phosphore qui arrivent à un lac ou à une rivière sont de deux catégories: ponctuels et diffus. Comme l'indique leur nom, les apports ponctuels se déversent en un point précis et leur quantité peut être mesurée directement par des analyses en phosphore et une connaissance du débit de déversement. Au lac Saint-Charles, la rivière des Hurons, la rivière Delage (bassin nord) et le canal du golf (bassin sud) sont les sources ponctuelles principales.

Les apports diffus comprennent l'ensemble des phénomènes de ruissellement, d'infiltration souterraine et de précipitation. Le type de sol ainsi que l'utilisation qui en est faite influencent l'apport total d'un territoire. Au lac Saint-Charles, les sources diffuses sont les territoires situés près des berges du lac qui ne sont pas drainés par les affluents principaux ayant fait l'objet d'un suivi. La mesure *in situ* de ces apports est très difficile et le recours aux modèles est le meilleur moyen de les évaluer.

L'approche utilisée dans cette étude pour estimer les apports en phosphore au lac Saint-Charles consiste en une utilisation conjointe des mesures de phosphore prises en 1997 dans les principaux affluents du lac et du modèle d'apports en phosphore utilisé par le MEF. Pour ce faire, le bassin versant du lac Saint-Charles a été divisé en quatre sous-bassins: rivière des Hurons, lac Delage, lac Saint-Charles nord et lac Saint-Charles sud. Les deux bassins (nord et sud) ont été considérés séparément afin de mieux mettre en évidence les processus affectant le bassin nord qui semble le plus sensible des deux.

4.5.1 Bassin nord

Sous-bassin rivière des Hurons

Les apports totaux de phosphore de ce sous-bassin ont été obtenus par mesures directes puisqu'ils atteignent le lac Saint-Charles de façon ponctuelle par la rivière des Hurons (annexe 3). À l'intérieur même du sous-bassin, la répartition des apports de phosphore selon leur sources a été obtenue par le modèle, lui-même basé sur l'utilisation du territoire et les coefficients d'exportation associés aux utilisations.

Les résultats démontrent que le sous-bassin de la rivière des Hurons est la plus importante source de phosphore du bassin nord étant à lui seul responsable de 59,4 % des apports annuels (tableau 4). La grandeur de ce territoire, 136 km² soit plus de 82 % du bassin versant total du lac Saint-Charles, est la principale cause de l'importante charge puisque près de 97 % (1714,5 des 1 769,5 kg du sous-bassin) des apports de phosphore sont liés à l'utilisation du sol (tableau 5). Quoique les activités anthropiques ne soient directement responsables que de 3 % de la charge de phosphore (55 des 1 769,5 kg du sous-bassin), l'utilisation du territoire à des fins agricoles, urbaines et de friches a causé une hausse de 91 % des apports en provenance du sol qui se chiffraient à 898,5 kg a⁻¹ avant la colonisation de ce sous-bassin et qui sont aujourd'hui de 1 714,5 kg.

Le déversement de l'effluent de la station de traitement des eaux usées de Stoneham-Tewkesbury dans la rivière des Hurons ne semble donc pas causer d'apports importants de phosphore au lac Saint-Charles, soit environ 55 kg (tableau 5). Les quelques 5 km qui séparent la station et le lac Saint-Charles pourraient permettre au phosphore d'être incorporé dans la chaîne alimentaire et d'avoir un impact moindre sur le plan d'eau.

Sous-bassin	Activités	Quantité de P kg a ⁻¹	% de la charge totale
Riv. des Hurons	Affectation agricole	185,0	6,2
	Affectation urbaine	585,0	19,6
	Zones improd.	122,5	4,1
	Forêt	784,0	26,3
	Surface d'eau	38,0	1,3
	Population	55,0	1,9
	Sous-total	1 769,5	59,4
Lac Delage	Affectation urbaine	90,0	3,0
	Zones improd.	20,0	6,7
	Forêt	29,7	1,0
	Surface d'eau	19,0	0,6
	Population	447,6	15,0
	Sous-total	606,3	20,3
Lac St-Charles Nord	Zones improd.	45,0	1,5
	Forêt	44,7	1,5
	Population	434,7	14,6
	Sous-total	524,4	17,6
Précipitation sur le lac		70,3	2,4
Charge interne		9,9	0,3
Total		2980,4	100,0

Tableau 4 : Répartition des apports de phosphore au bassin nord obtenus par échantillonnage et modélisation.

Tableau 5 : Apports de phosphore en provenance du sous-bassin de la rivière des Hurons, estimés à l'aide du modèle et de l'échantillonnage

Utilisation du sol	Situation naturelle				Situation actuelle			
	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹
Affectation agricole	-	-	50	-	3,7	2,7	50	185,0
Affectation urbaine	-	-	150	-	3,9	2,9	150	585,0
Zones improductives	-	-	25	-	4,9	3,6	25	122,5
Forêt substrat igné	108,5	79,8	5	542,5	98,0	72,1	5	490,0
Forêt subs. sédimentaire	26,5	19,5	12	318,0	24,5	18,0	12	294,0
Eau	1,0	0,7	38	38,0	1,0	0,7	38	38,0
Total	136,0	100,0	-	898,5	136,0	100,0	-	1 714,5

Source	Débit moyen m ³ s ⁻¹	P _{l moy} µg l ⁻¹	Apport total ([P] x débit) kg P a ⁻¹	Apports du territoire kg P a ⁻¹	Apports anthropiques (total-territoire) kg P a ⁻¹
Rivière des Hurons	5,01	11,2	1 769,5	1 714,5	55,0

Sous-bassin lac Delage

La détermination des apports totaux de phosphore en provenance du lac Delage est également le résultat de mesures directes prises à l'entrée de la rivière Delage dans le bassin nord du lac Saint-Charles (annexe 3). Tout comme pour la rivière des Hurons, la répartition des apports dans le sous-bassin résulte de l'utilisation du modèle alors que l'apport anthropique est obtenu par la différence entre les apports totaux et ceux provenant de l'utilisation du territoire.

Malgré qu'il représente la deuxième source de phosphore en importance pour le bassin nord, la petite superficie de ce sous-bassin (7 km²) limite les apports en provenance du sol à moins de 160 kg a⁻¹ (tableau 6). Contrairement au sous-bassin de la rivière des Hurons, la grande majorité des apports de phosphore de ce territoire, soit près de 75 %, sont plutôt d'origine anthropique directe. Le déversement de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées dans l'effluent du lac Delage, à moins de 500 m en amont du lac Saint-Charles, est sans aucun doute la source principale de ces apports anthropiques. En dépit de l'efficacité du traitement effectuée par cette station (cote moyenne de A par le MEF depuis sa mise en fonction), les concentrations en phosphore de son effluent sont environ 100 fois plus élevées que celle du lac Saint-Charles et responsables de 15 % de la charge totale de phosphore au bassin nord (tableau 4).

Le raccordement des égouts de la Municipalité de Lac Delage à celui de la Communauté Urbaine de Québec serait donc souhaitable pour la diminution des apports en phosphore au lac Saint-Charles.

Tableau 6 : Apports de phosphore en provenance du sous-bassin du Lac Delage, estimés à l'aide du modèle et de l'échantillonnage.

Utilisation du sol	Situation naturelle				Situation actuelle			
	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹
Affectation agricole	-	-	50	-	-	-	50	-
Affectation urbaine	-	-	150	-	0,6	8,6	150	90,0
Zones improductives	-	-	25	-	0,8	11,4	25	20,0
Forêt substrat igné	5,3	75,7	5	26,5	4,5	64,2	5	22,5
Forêt subs. sédimentaire	1,2	17,1	12	14,4	0,6	8,6	12	7,2
Eau	0,5	7,2	38	19,0	0,5	7,2	38	19,0
Total	7,0	100,0	-	59,9	7,0	100,0	-	158,7
Source	Débit moyen m ³ s ⁻¹	[P] _{mo} µg l ⁻¹	Apport total ([P] x débit) kg P a ⁻¹	Apports du territoire kg P a ⁻¹	Apports anthropiques (total-territoire) kg P a ⁻¹			
Rivière Delage	0,22	86,6	606,3	158,7	447,6			

Sous-bassin lac Saint-Charles nord

La totalité des apports de ce sous-bassin est de type diffus et, de ce fait, estimée par le modèle. Tout comme pour le sous-bassin du lac Delage, la petite superficie de ce territoire résulte en une faible charge de phosphore en provenance du sol, soit moins de 90 kg a⁻¹ (tableau 7).

Les apports anthropiques de ce territoire représentent presque 15 % de la charge totale du bassin nord (tableau 4) et originent principalement des habitations qui entourent le lac. Les eaux usées de ces bâtiments sont en très grande majorité recueillies dans des fosses septiques. De façon générale, il est reconnu que l'efficacité des fosses diminue lorsque l'entretien des installations n'est pas effectué de façon conforme. De plus, plusieurs habitations construites avant l'entrée en vigueur de normes plus sévères sont situées près du lac, parfois en raison de la superficie minimale des terrains. Les fosses septiques et les champs d'épuration de ces bâtiments sont donc également à proximité du lac et plus sujets à contaminer le plan d'eau.

Une attention particulière devrait donc être accordée à la bande riveraine des terrains privés entourant le lac. La conservation et la remise en place de végétation dans ces secteurs permettraient de limiter les apports diffus de phosphore occasionnés par les fuites de fosses. L'installation de fosses étanches permettrait également de réduire considérablement l'apport anthropique des habitations construites sur les berges même du lac. L'épandage de fertilisants sur les pelouses devrait également être réduit au minimum, voire même être éliminé afin de réduire le transfert de nutriments vers le lac, particulièrement aux endroits où la bande riveraine est affectée.

Tableau 7 : Apports de phosphore en provenance du sous-bassin Lac Saint-Charles nord, estimés à l'aide du modèle.

Utilisation du sol	Situation naturelle				Situation actuelle			
	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹
Affectation agricole	-	-	50	-	-	-	50	-
Affectation urbaine	-	-	150	-	-	-	150	-
Zones improductives	-	-	25	-	1,8	19,6	25	45,0
Forêt substrat igné	7,8	84,8	5	39,0	6,3	68,5	5	31,5
Forêt subs. sédimentaire	1,4	15,2	12	16,8	1,1	11,9	12	13,2
Eau	-	-	38	-	-	-	38	-
Total	9,2	100,0	-	55,8	9,2	100,0	-	89,7

Résidences	Habitants (résidence x 3,5)	Formule d'exportation	Apports anthropiques kg P a ⁻¹
207	724,5	Hab. x 0,8 x 0,75	434,7

Charge interne

Une petite charge de phosphore (9,9 kg) était issue des sédiments en raison des conditions anoxiques estivales. Calculée en soustrayant la quantité de phosphore de l'hypolimnion au printemps à celle de la fin de la période de stratification, la charge interne était faible en raison de la petite superficie de contact entre l'eau anoxique de l'hypolimnion et les sédiments. Cette estimation est cependant très conservatrice puisque le phosphore relargué dans les couches supérieures (métalimnion et épilimnion) est rapidement capté par les algues et difficilement mesurable.

4.5.2 Bassin sud

Apports en provenance du bassin nord

En raison de l'écoulement nord-sud qui caractérise le lac Saint-Charles, une partie des quantités de phosphore reçues par le bassin nord sont transmises au bassin sud. Le ratio des quantités transmises sur les quantités reçues est intimement lié au taux de sédimentation des particules du bassin nord et au taux de renouvellement hydraulique. Un renouvellement hydraulique élevé permet de restreindre la sédimentation et de transmettre une plus grande partie des apports reçus en diminuant la rétention de phosphore dans le bassin.

La rétention de phosphore dans le bassin nord est donc faible, soit 0,135, résultat obtenu par l'équation de Nurnberg (1984) pour les lacs anoxiques:

$$R = (L_{\text{ext}} \times R_{\text{pred}} - L_{\text{int}}) / L_{\text{ext}}$$

où: R: taux de rétention

L_{ext} : charge externe (2 970,5 kg)

L_{int} : charge interne (9,9 kg)

R_{pred} : rétention prédite (0,139)

Alors que $R_{\text{pred}} = 15 / (18 + q_s)$

où: q_s : charge d'eau (90,2 m)

Ainsi, 86 % ($1 - R$) du phosphore reçu par le bassin nord est éventuellement transmis au bassin sud, ce qui en fait la principale source de phosphore de ce bassin avec 2 577,4 kg a⁻¹, soit deux tiers des apports annuels (tableau 8).

Sous-bassin lac Saint-Charles sud

Tout comme pour le bassin nord, les apports de phosphore des territoires situés en marge du bassin sud ont été obtenus par le biais du modèle. Les résultats démontrent que l'urbanisation de ce sous-bassin occasionne une charge importante de phosphore malgré la petite superficie du territoire (12,5 km²). Alors qu'à l'état naturel les apports se chiffraient à un peu plus de 100 kg a⁻¹, ils sont aujourd'hui de 1 124,5 kg a⁻¹ et représentent 29 % des apports totaux du bassin sud (tableaux 8 et 9 ; figure 20).

Sous-bassin	Activités	Quantité de P kg a ⁻¹	% de la charge totale
Lac St-Charles Sud	Affectation urbaine	420,0	10,9
	Zones improd.	102,5	2,7
	Forêt	47,6	1,2
	Population	554,4	14,4
	Sous-total	1 124,5	29,2
Bassin nord	Ch. totale x (1-0,1352)	2 577,4	66,8
Canal du golf		90,0	2,3
Précipitation sur le lac		66,5	1,7
Total		3 858,4	100,0

Tableau 8 : Répartition des apports de phosphore au bassin sud obtenus par échantillonnage et modélisation.

Tableau 9 : Apports de phosphore en provenance du sous-bassin Lac Saint-Charles sud, estimés par le modèle.

Utilisation du sol	Situation naturelle				Situation actuelle			
	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹	Superficie km ²	% superficie	Coefficient d'exportation kg P km ⁻² a ⁻¹	Apports kg P a ⁻¹
Affectation agricole	-	-	50	-	-	-	50	-
Affectation urbaine	-	-	150	-	2,8	22,3	150	420,0
Zones improductives	-	-	25	-	4,1	32,7	25	102,5
Forêt substrat igné	6,2	49,6	5	31,0	2,8	22,4	5	14,0
Forêt subs. sédimentaire	6,3	50,4	12	75,6	2,8	22,4	12	33,6
Eau	-	-	38	-	-	-	38	-
Total	12,5	100,0	-	106,6	9,2	100,0	-	570,1
Résidences	Habitants (résidence x 3,5)	Formule d'exportation		Apports anthropiques				
264	924	Hab. x 0,8 x 0,75		kg P a ⁻¹ 554,4				
Affluent	Débit moyen m³ s⁻¹	[P]_{moj} µg l⁻¹		Apport total ([P] x débit) kg P a⁻¹				
Canal du Golf	0,007*	67,9*		90,0*				

* Pour les mois de mai, juin, juillet, septembre et octobre

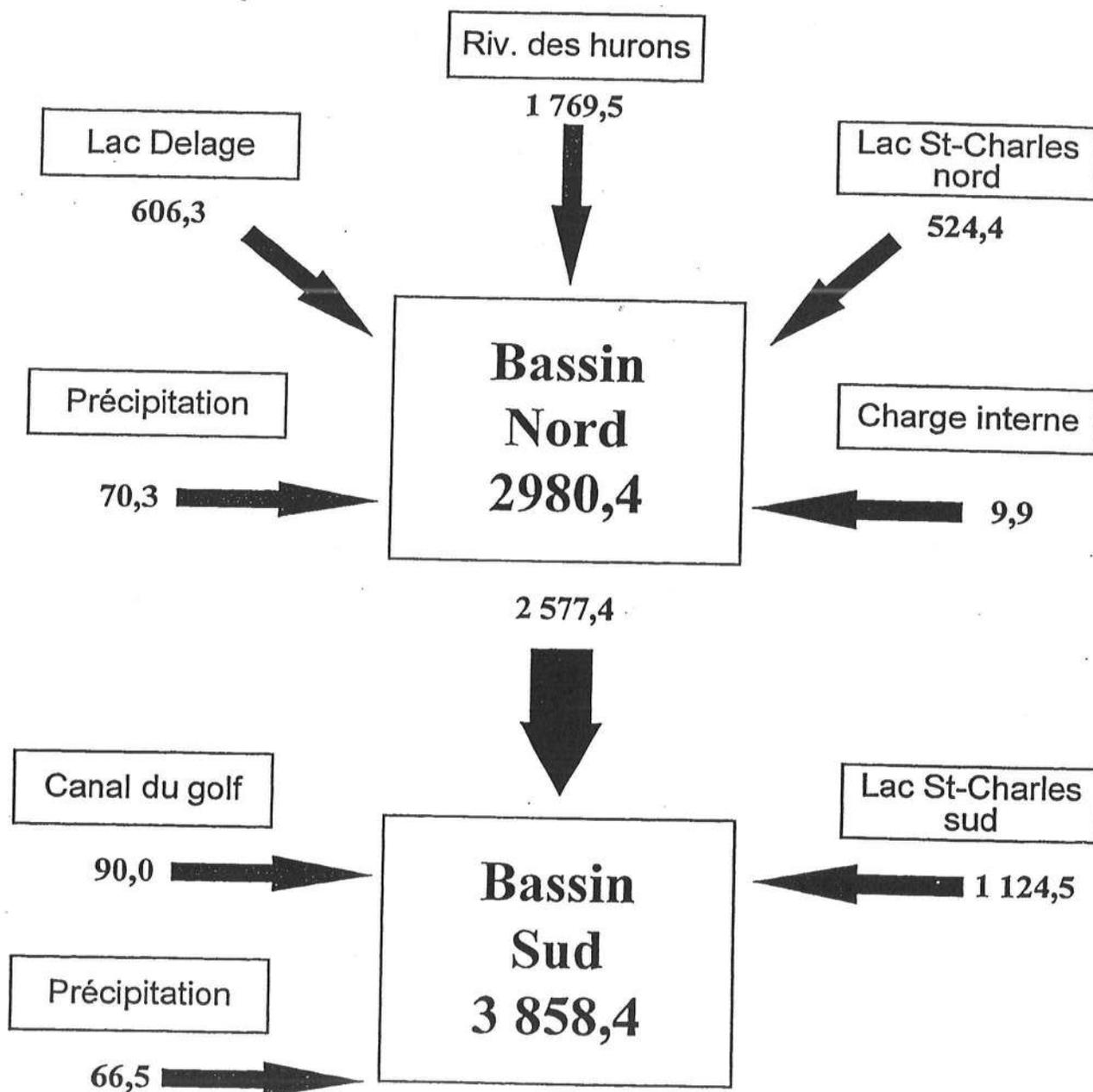


Figure 20: Répartition des apports annuels de phosphore (kg) aux deux bassins du lac Saint-Charles. Valeurs obtenues à l'aide du modèle et d'un échantillonnage des affluents.

Les recommandations pour le sous-bassin lac Saint-Charles nord sont aussi applicables pour ce sous-bassin. L'entretien régulier des fosses septiques et la préservation de la bande riveraine étant les principales actions à encourager. La présence de fossés de drainage des quartiers résidentiels peut également représenter une nuisance pour l'état du lac puisqu'elle facilite et accélère le transport des nutriments et autres substances indésirables vers le bassin lacustre.

Canal du golf

Plusieurs interrogations ont émergé dernièrement sur les impacts du terrain de golf Le Royal Charbourg sur le lac Saint-Charles. Les mesures effectuées pendant l'été 1997 dans le canal prenant source au terrain de golf alors qu'il atteint le bassin sud (annexe 3) ont permis d'y associer des apports annuels en phosphore de 90 kg (tableau 9), soit environ 2 % des apports totaux du bassin sud. Cette charge relativement faible est due en majeure partie au faible débit du canal qui devient presque complètement à sec en juillet et août.

Par contre, la concentration moyenne de phosphore total mesurée dans cet affluent était très élevée ($67,9 \mu\text{g l}^{-1}$), soit plus du double du critère lié à l'eutrophisation du MEF ($30 \mu\text{g l}^{-1}$) (MEF 1990). Des valeurs maximales de $165,0 \mu\text{g l}^{-1}$ de phosphore et $660 \mu\text{g l}^{-1}$ d'azote y ont été enregistrées en 1997. Il semble donc probable qu'une partie de l'engrais répandu sur le terrain de golf se retrouve dans le bassin sud via ce canal.

Les concentrations élevées jumelées au faible débit font que les impacts de ce cours d'eau demeurent localisés à son embouchure par le développement d'une zone de macrophytes à l'entrée du canal. Le renouvellement rapide du bassin sud et la

proximité de l'embouchure du canal à l'exutoire du lac limitent également l'effet de cet affluent sur le reste du lac puisque les nutriments déversés dans le bassin lacustre sont rapidement rejetés dans la rivière. Il en serait autrement si le terrain de golf était situé dans le bassin versant du bassin nord.

4.6 Évaluation de la cote trophique

Le lac Saint-Charles présente un intérêt certain pour un éventail d'utilisations allant des activités de plein air à la consommation d'eau potable. La préservation de la qualité de cet écosystème touche donc directement et indirectement un nombre élevé de personnes, qu'ils soient gestionnaires ou simple consommateurs d'eau. Afin d'évaluer l'état général des écosystèmes lacustres, on utilise le système de la cote trophique qui permet de visualiser rapidement le stade d'eutrophisation du plan d'eau.

Déjà en 1980 et 1987, la cote trophique du lac Saint-Charles avait été évaluée selon l'échelle de Mathieu et coll. (1979). La première étude effectuée par le Ministère de l'Environnement du Québec discernait une cote de 7,3 situant le lac Saint-Charles au stade mésotrophe avancé (Alain 1981). La firme Gilles Schooner et Associés confirmait le stade mésotrophe de la première étude avec une seconde évaluation à 6,5 pour l'ensemble du lac en 1987 (Belzile 1987). Les bassins nord et sud se voyaient alors donner des cotes respectives de 6,4 et 6,3 en 1987.

En utilisant la même échelle de classification, la présente étude note une détérioration de la qualité de l'écosystème en 1997 avec une élévation de la cote qui situe maintenant l'ensemble du lac Saint-Charles à 8,1, soit au stade eutrophe primaire (figure 21).

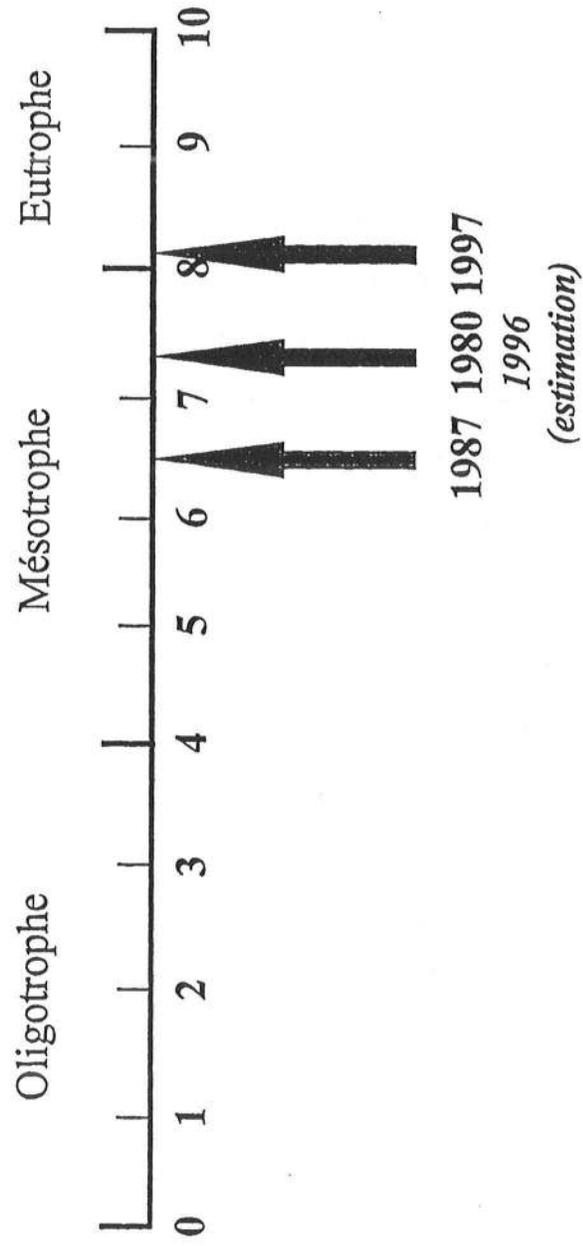


Figure 21: Classifications trophiques du lac Saint-Charles en 1980, 1987 1996 et 1997

Les deux bassins affichent respectivement des cotes de 8,0 pour le nord et 8,1 pour le sud. L'élévation de la cote trophique enregistrée en 1997 est en grande partie due au poids sec de seston, i.e. la biomasse organique en suspension dans la colonne d'eau. Les 318 mg m⁻³ de seston mesurés dans le bassin nord en 1997 signifient une hausse de 261 % par rapport à 1987, l'augmentation est de 187 % dans le bassin sud. Les autres indicateurs pris en considération, soit l'oxygène en profondeur, la transparence et la profondeur moyenne n'ont pas démontré de détérioration significative avec les études précédentes.

Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation des résultats trophiques puisque la cote résulte d'une compilation de quatre paramètres dont trois (oxygène, seston, et transparence) sont sujets à d'importantes variations temporelles. Les conditions particulièrement sèches de l'été 1997 ont probablement causé une croissance planctonique plus élevée en diminuant le renouvellement hydraulique et en augmentant le temps d'insolation, causant en bout de ligne une augmentation du seston. La différence entre les concentrations de Chl *a* de 1996 (3,2 µg l⁻¹) et 1997 (5,8 µg l⁻¹) est l'exemple parfait de la variabilité inter-annuelle que peut subir le lac Saint-Charles. En estimant le seston de 1996 sur la base des concentrations de Chl *a* de 1996 et 1997, on obtient une valeur de 175 mg m³ et une cote trophique de 7,3 (figure 21). Les différences de niveau trophique observées entre 1980 et 1997 pourraient donc résulter de la variabilité naturelle du lac Saint-Charles dont la cote oscillerait entre les stades mésotrophe avancé et eutrophe primaire.

De telles variations montrent cependant la fragilité et la sensibilité du lac Saint-Charles face aux changements de son environnement. La croissance démographique et l'augmentation des apports de phosphore pourraient causer une augmentation progressive de l'oscillation dans les limites du stade eutrophe. De même, si le phénomène de réchauffement global de la planète devait suivre les

prévisions annoncées par plusieurs chercheurs, des répercussions directes et permanentes pourraient également se faire sentir sur la qualité de l'eau. Un réchauffement du climat pourrait, entre autre, diminuer les apports de précipitation et prolonger la période de stratification estivale (Schindler et coll. 1996). Ainsi, le renouvellement hydraulique serait réduit permettant une plus grande croissance des microalgues, particulièrement dans le bassin sud. Une stratification plus longue causerait des déficits d'oxygène encore plus sévères dans l'hypolimnion du bassin nord. Dans ce cas, la valeur des paramètres trophiques pourrait alors adopter une tendance à la hausse.

Pour assurer le maintien et envisager une amélioration globale de la qualité de l'écosystème, une gestion sévère du phosphore doit être entreprise dans l'ensemble du bassin versant du lac Saint-Charles afin de limiter les apports de cet élément responsable de la croissance algale. La grande superficie du bassin versant du lac Saint-Charles lui procure déjà, de façon naturelle, un apport important de nutriments. Pour cette raison, tout ajout supplémentaire de phosphore est susceptible d'affecter la qualité de l'eau, surtout lors des périodes de sécheresse. Une réduction maximale de ces apports doit donc être envisagée afin de mettre un frein à l'évolution du lac Saint-Charles vers le stade eutrophe.

5. Recommandations

Afin de stabiliser et, éventuellement, améliorer la qualité de l'eau du lac Saint-Charles, diverses mesures devraient être entreprises dans le but ultime de réduire la charge de phosphore au plan d'eau.

Au niveau municipal:

- 1- Instaurer un programme de suivi des vidanges des fosses septiques pour les résidences de l'ensemble du bassin, principalement pour celles situées près des berges du lac Saint-Charles et de ses tributaires.
- 2- Accentuer les efforts visant la conservation et le rétablissement de la bande riveraine du lac Saint-Charles en protégeant celle qui persiste et en encourageant la plantation d'arbustes aux endroits dénudés.
- 3- Garder intactes les zones riveraines appartenant à la ville de Québec
- 4- Explorer la possibilité d'un raccordement futur des réseaux de collectes des eaux usées de la municipalité de Lac Delage et des cantons unis de Stoneham-Tewkesbury au réseau de la CUQ.
- 5- Instaurer des normes environnementales sévères pour d'éventuels développements résidentiels, récréo-touristiques ou industriels dans le bassin versant du lac Saint-Charles, particulièrement s'ils sont situés près des affluents et des berges du lac.

6- Éviter d'élever le niveau du lac, ce qui aurait comme effet d'augmenter le temps de résidence hydraulique et permettre un développement plus important de la biomasse organique en suspension.

7- Minimiser l'utilisation de l'eau des affluents du lac Saint-Charles afin de préserver le renouvellement hydraulique rapide du lac, l'élément clef du maintien de la qualité de l'eau de ce réservoir d'eau potable.

Au niveau du citoyen:

1- Encourager la diminution et l'utilisation raisonnée d'engrais naturels (compost) au détriment des mélanges chimiques pour les pelouses. Les épandages inopportuns, déséquilibrés ou excessifs doivent également être éliminés.

2- Encourager l'entretien régulier des installations septiques.

3- Conscientiser la population à la fragilité du lac Saint-Charles et à la dégradation de la qualité de vie associée à une éventuelle détérioration de la qualité de l'eau.

Références

- Alain, J. 1981. Projet assainissement: diagnose du lac Saint-Charles. Direction générale des inventaires et de la recherche, MENVIQ; 25p.
- Belzile, L. 1987. Évaluation de la cote trophique du lac Saint-Charles, près de Québec. Schooner et Associés Inc. 12p.
- Bissonnette J. & C. Leblanc. 1983. Synthèse et étude de la qualité de l'eau et du potentiel faunique au lac Saint-Charles. 210 p.
- Christie, G. C., & H. A. Regier. 1988. Measures of optimal thermal habitat and their relationship to yields for four commercial fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 301-314.
- Cooke, D. B., E. B. Welch, S. A. Peterson & P. R. Newroth. 1993. Restoration and management of lakes and reservoirs, 2nd edition. Lewis Publishers; 548 p.
- D'Arcy, P. & R. Carignan. 1997. Influence of catchment topography on the water chemistry in southeastern Quebec Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2215-2227.
- Davis, J. C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on canadian species: a review. *Journal of Fisheries Research Board Can.* 32: 2295-2332.

Duchesne, J.-F. & C. Fortin. 1994. Facteurs affectant le cycle vital de quelques espèces de poisson d'intérêt sportif au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec; 35p.

Girardin, V. & Y Lachance. 1997. Vers une gestion intégrée des bassins versants. Atlas du cadre écologique de référence du bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada. Min. de l'Environnement et de la Faune du Québec - Min. de l'Environnement du Canada; 58 p.

Hébert, S. 1995. Qualité des eaux du bassin de la rivière Saint-Charles, 1979-1995. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec; 41p.

Jobling, M. 1981. Temperature tolerance and the final preferendum - rapid methods for the assessment of optimum growth temperature. *Journal of Fish Biology* 19: 439-455.

Légaré, S. 1997. L'eutrophisation des lacs: le cas du lac Saint-Charles. *Le Naturaliste Canadien*, 121: 65-68.

Marcotte, F. 1982. Lac Saint-Charles: synthèse des données biophysiques et recommandations de conservation. Direction des réserves écologiques et des sites naturels, Min. de l'Environnement du Québec; 31p.

Mathieu, P., P. Gentes & J.-P. Gauthier. 1979. L'âge de nos lacs; méthode numérique d'évaluation de l'état trophique des lacs. Min. des Richesses Naturelles du Québec; 57p.

- Ministère de l'Environnement du Québec. 1990. Critères de qualité de l'eau. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau; 432p.
- Ministère de l'Environnement du Québec. 1991. Annuaire hydrologique 1989-1990. Direction du milieu hydrique.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1995. Annuaire hydrologique 1993-1994. Direction du milieu hydrique.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1997. Annuaire hydrologique 1994-1995. Direction du milieu hydrique.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 1971. C. Direction du milieu hydrique.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 1977. Annuaire hydrologique 1975-1976. Direction du milieu hydrique.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 1981. Annuaire hydrologique 1979-1980. Direction du milieu hydrique.
- Nicholls, K. H. et J. F. Gerrath. 1985. The taxonomy of *Synura* (*chrysophyceae*) in Ontario with special reference to taste and odor in water supplies. Canadian J. Bot. 63 : 1482-1493

NLET. 1994. Method for the analysis of total phosphorus in precipitation, surface and ground waters by automated colorimetric, stannous chloride technique. Environnement Canada; 31p.

Nusch, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. Hydrobiolo. Beith. Ergebn. Limnol. 14: 14-36.

Peterson, R. H., A. M. Sutterlin & J. L. Metcalfe. 1979. Temperature preference of several species of *Salmo* and *Salvelinus* and some of their hybrids. Journal of Fisheries Research Board Can. 36: 1137-1140.

Schindler, D. W., P. J. Curtis, B. R. Parker & M. P. Stainton. 1996. Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. Nature, 379: 705-708.

Schlesinger, D. A. & H. A. Regier. Relationship between environmental temperature and yields of subarctic and temperate fish species. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 40: 1829-1837.

Spoor, W. A. 1990. Distribution of fingerking brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in dissolved oxygen gradients. Journal of Fish Biology 36: 363-373.

Annexe 1

Répartition mensuelle de la DBO_5 et des concentrations en phosphore total de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Lac Delage

Mois	DBO ₅ totale (mg l ⁻¹)	Phosphore total (µg l ⁻¹)
Janvier	6	1 000
Février	4	1 100
Mars	5	800
Avril	-	-
Mai	8	335
Juin	6	860
Juillet	14	790
Août	7	870
Septembre	9	580
Octobre	5	780
Novembre	6	750
Décembre	7	1 000

Source: Municipalité de Lac Delage

Annexe 2

Données physico-chimiques des deux bassins du lac Saint-Charles
pour 1996 et 1997

Abréviation	Variable	Unité
Z	profondeur	m
T	température	°C
O ₂	oxygène dissous	mg l ⁻¹
O ₂ %	taux de saturation en oxygène	%
Cond	conductivité	µS cm ⁻¹
NT	azote total	µg l ⁻¹
NO ₃ -N	nitrate	µg l ⁻¹
PT	phosphore total	µg l ⁻¹
PTD	phosphore total dissous	µg l ⁻¹
Chl <i>a</i>	chlorophylle a	µg l ⁻¹

Bassin nord

11 juillet 1996

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
0.0	19.30	9.56	105.7	7.50	40.0	470	90			1.69
0.5	19.40	9.58	106.2	7.30	67.0					
1.0	19.00	9.70	106.7	7.30	67.0					
1.5	19.00	9.73	107.0	7.30	67.0					
2.0	18.60	9.80	106.9	7.33	67.0					
2.5	17.70	10.10	108.1	7.20	64.0					
3.0	17.10	9.90	104.7	7.10	61.0					
3.5	16.80	9.30	97.7	7.00	62.0					
4.0	16.40	9.30	96.9	6.90	64.0	340	90			3.25
4.5	15.90	9.30	95.9	6.90	68.0					
5.0	15.10	9.30	94.3	6.85	64.0					
5.5	13.90	9.10	89.9	6.80	63.0					
6.0	13.00	8.60	83.3	6.70	60.0					
6.5	12.50	8.50	81.3	6.65	57.0					
7.0	12.00	8.40	79.5	6.58	56.0					
7.5	11.70	8.40	78.9	6.54	55.0					
8.0	10.60	8.50	77.9	6.49	51.0	300	110			1.10
8.5	9.90	8.60	77.5	6.43	50.0					
9.0	9.50	8.50	75.9	6.40	49.0					
9.5	9.20	8.30	73.6	6.35	49.0					
10.0	9.00	8.10	71.5	6.32	49.0					
10.5	8.80	8.00	70.2	6.29	49.0					
11.0	8.80	7.70	67.6	6.28	49.0					
11.5	8.60	6.90	60.3	6.25	49.0					
12.0	8.60	6.70	58.5	6.21	49.0	290	150			0.73
12.5	8.50	6.50	56.7	6.20	49.0					
13.0	8.40	6.40	55.7	6.19	50.0					
13.5	8.40	6.10	53.0	6.17	50.0					
14.0	8.30	5.90	51.2	6.16	50.0					
14.5	8.30	5.30	46.0	6.16	50.0					
15.0	8.30	5.10	44.2	6.15	50.0					
15.5	8.30	5.00	43.4	6.14	51.0					
16.0	8.30	4.90	42.5	6.15	51.0	350	160			0.70
16.5	8.20	4.80	41.5	6.14	51.0					

1 août 1996

0.0	20.85	9.65	110.1	7.12	55.5	240	190			2.05
0.5	20.60	9.60	109.0	7.19	55.5					
1.0	20.22	9.54	107.5	7.24	55.6					
1.5	19.92	9.17	102.7	7.23	56.7					
2.0	17.72	7.85	84.1	6.93	68.4					
2.5	17.11	8.39	88.6	6.90	62.2					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
3.0	15.80	7.75	79.7	6.82	53.0					
3.5	14.66	7.25	72.8	6.74	50.4					
4.0	14.26	7.17	71.4	6.70	49.9	420	210			0.55
4.5	14.08	7.01	69.5	6.68	50.0					
5.0	13.84	6.90	68.0	6.66	49.8					
5.5	13.73	6.81	67.0	6.65	50.0					
6.0	13.65	6.64	65.2	6.62	50.0					
6.5	13.54	6.47	63.4	6.60	50.2					
7.0	13.40	6.57	64.2	6.59	50.2					
7.5	13.30	6.48	63.1	6.59	50.5					
8.0	13.12	6.27	60.9	6.57	50.1	430	120			0.14
8.5	12.92	6.07	58.7	6.55	50.2					
9.0	12.83	6.00	57.9	6.54	50.0					
9.5	12.54	5.83	55.9	6.52	50.1					
10.0	12.18	5.38	51.1	6.49	49.8					
10.5	11.83	5.04	47.5	6.46	49.8					
11.0	11.38	4.59	42.8	6.42	50.2					
11.5	11.20	4.42	41.1	6.40	50.3					
12.0	10.74	3.86	35.5	6.36	50.4	440	180			0.11
12.5	10.39	3.49	31.8	6.32	50.6					
13.0	10.20	3.27	29.7	6.30	50.7					
13.5	10.00	3.03	28.0	6.29	50.7					
14.0	9.90	2.95	26.6	6.28	50.7					
14.5	9.83	2.90	26.1	6.28	50.9					
15.0	9.70	2.72	24.4	6.27	50.9					
15.5	9.70	2.74	24.6	6.26	50.9					
16.0	9.72	2.75	24.7	6.26	50.9	330	230			0.00
16.5	9.60	2.60	23.3	6.26	51.2					

12 août 1996

0.0	20.53	9.05	102.6	7.52	66.1	280	90			1.25
0.5	20.11	9.05	101.7	7.48	65.9					
1.0	19.80	9.00	100.6	7.45	65.5					
1.5	19.71	9.00	100.4	7.45	65.6					
2.0	19.54	8.85	98.4	7.44	65.4					
2.5	18.30	7.65	82.9	7.16	64.0					
3.0	16.94	6.85	72.2	7.00	61.7					
3.5	16.30	6.21	64.6	6.85	57.6					
4.0	15.40	5.89	60.1	6.75	54.6	290	100			2.18
4.5	14.50	5.77	57.7	6.68	51.9					
5.0	14.18	6.00	59.6	6.66	50.7					
5.5	13.93	5.88	58.1	6.63	50.7					
6.0	13.77	5.82	57.3	6.62	50.4					
6.5	13.50	5.41	52.9	6.58	50.5					
7.0	13.19	5.10	49.6	6.53	50.8					
7.5	13.01	4.85	46.9	6.51	51.0					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
8.0	12.71	4.83	46.4	6.50	50.6	310	120			1.16
8.5	12.54	4.70	45.0	6.49	50.6					
9.0	12.33	4.44	42.3	6.47	50.7					
9.5	12.05	4.23	40.1	6.45	50.8					
10.0	11.85	3.90	36.8	6.43	50.8					
10.5	11.67	3.51	33.0	6.42	51.0					
11.0	11.48	3.29	30.8	6.40	51.1					
11.5	11.26	3.08	28.7	6.38	51.2					
12.0	11.11	2.91	27.0	6.37	51.4	440	200			0.85
12.5	10.95	2.69	24.9	6.36	51.6					
13.0	10.63	2.11	19.4	6.34	51.8					
13.5	10.49	1.95	17.8	6.34	52.0					
14.0	10.39	1.90	17.3	6.34	52.0					
14.5	10.17	1.62	14.7	6.33	52.5					
15.0	10.15	1.42	12.9	6.33	52.8					
15.5	10.06	1.37	12.4	6.32	52.8					
16.0	10.01	1.21	10.9	6.33	53.1	350	180			0.77
16.5	9.97	1.06	9.6	6.33	53.5					

21 août 1996

0.0	21.37	9.21	106.1	7.54	69.5	290	80			1.53
0.5	21.02	9.25	105.9	7.59	69.5					
1.0	20.93	9.27	105.9	7.62	69.3					
1.5	20.86	9.27	105.8	7.65	69.5					
2.0	19.89	9.23	103.3	7.65	69.6					
2.5	17.79	8.55	91.7	7.36	70.9					
3.0	17.06	7.48	79.0	7.16	71.7					
3.5	16.30	6.41	66.7	7.01	67.2					
4.0	15.88	5.65	58.2	6.85	61.2	320	120			6.76
4.5	15.41	5.19	52.9	6.77	57.8					
5.0	14.95	4.90	49.5	6.70	53.1					
5.5	14.35	4.70	46.9	6.66	51.4					
6.0	13.95	4.55	45.0	6.60	50.9					
6.5	13.50	4.30	42.1	6.59	50.8					
7.0	13.39	4.24	41.4	6.56	50.7					
7.5	13.04	3.94	38.2	6.54	50.8					
8.0	12.56	3.57	34.2	6.51	51.0	320	130			3.50
8.5	12.30	3.21	30.6	6.48	51.2					
9.0	12.02	2.85	27.0	6.46	51.2					
9.5	11.38	2.15	20.1	6.43	52.2					
10.0	11.34	2.00	18.6	6.42	52.2					
10.5	11.33	1.94	18.1	6.42	52.2					
11.0	11.21	1.78	16.5	6.42	52.2					
11.5	11.00	1.52	14.1	6.40	52.6					
12.0	10.85	1.33	14.0	6.40	52.8	380	190			1.50
12.5	10.83	1.27	11.7	6.40	52.9					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
13.0	10.82	1.27	11.7	6.40	52.9					
13.5	10.80	1.23	11.3	6.40	52.9					
14.0	10.75	1.19	10.9	6.40	52.9					
14.5	10.70	1.11	10.2	6.40	53.1					
15.0	10.67	1.06	9.7	6.40	53.0					
15.5	10.61	1.02	9.3	6.40	53.1					
16.0	10.56	0.86	7.9	6.40	53.4	400	100			1.31

11 septembre 1996

0.0	18.97	9.15	100.5	7.77	81.6	280	80			1.53
0.5	18.71	9.10	99.5	7.77	81.2					
1.0	18.56	9.10	99.2	7.77	81.2					
1.5	18.51	9.08	98.8	7.76	81.2					
2.0	18.49	9.04	98.4	7.77	81.1					
2.5	18.46	9.01	98.0	7.77	81.0					
3.0	18.44	8.99	97.7	7.76	81.1					
3.5	18.42	8.87	96.4	7.75	81.2					
4.0	17.50	7.68	81.9	7.58	85.4	350	110			3.14
4.5	17.20	7.57	80.2	7.43	86.6					
5.0	16.50	5.32	55.5	7.12	75.1					
5.5	15.56	3.95	40.4	6.94	66.3					
6.0	15.02	3.23	32.7	6.82	61.7					
6.5	14.33	2.27	22.6	6.72	57.2					
7.0	13.74	1.77	17.4	6.67	56.1					
7.5	13.04	1.43	13.9	6.60	53.8					
8.0	12.33	1.05	10.0	6.54	53.5	390	140			0.79
8.5	12.20	0.84	8.0	6.51	53.7					
9.0	11.93	0.52	4.9	6.50	54.4					
9.5	11.79	0.54	5.1	6.49	53.8					
10.0	11.59	0.43	4.0	6.48	54.0					
10.5	11.44	0.32	3.0	6.48	54.2					
11.0	11.31	0.23	2.1	6.48	54.3					
11.5	11.26	0.19	1.8	6.47	54.4					
12.0	11.20	0.14	1.3	6.48	54.0	340	150			1.15
12.5	11.08	0.10	0.9	6.48	54.7					
13.0	11.05	0.10	0.9	6.48	54.8					
13.5	11.03	0.10	0.9	6.49	55.1					
14.0	11.02	0.10	0.9	6.50	55.7					
14.5	10.98	0.10	0.9	6.51	55.7					
15.0	10.92	0.10	0.9	6.51	56.2					
15.5	10.87	0.10	0.9	6.53	57.2					
16.0	10.83	0.10	0.9	6.55	58.4	330	130			0.35

26 octobre 1996

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
0.0	14.43	9.64	96.3	7.72	78.2	310	90			2.48
0.5	14.40	9.49	94.7	7.70	78.3					
1.0	14.30	9.43	93.9	7.69	78.2					
1.5	14.21	9.34	92.9	7.66	78.3					
2.0	14.20	9.27	92.1	7.66	78.2					
2.5	14.18	9.23	91.7	7.64	78.2					
3.0	14.18	9.22	91.6	7.64	78.2					
3.5	14.17	9.17	91.1	7.64	78.2					
4.0	14.17	9.15	90.9	7.63	78.1	310	90			2.45
4.5	14.15	9.13	90.7	7.63	78.1					
5.0	14.15	9.12	90.5	7.63	78.1					
5.5	14.12	8.98	89.1	7.62	78.1					
6.0	14.02	8.62	85.3	7.58	78.1					
6.5	13.73	7.11	69.9	7.45	76.6					
7.0	13.27	6.41	62.4	7.32	76.7					
7.5	13.06	4.61	44.7	7.14	72.9					
8.0	12.84	3.06	29.5	6.96	67.8	390	110			2.38
8.5	12.46	1.42	13.6	6.75	61.4					
9.0	12.26	1.18	11.2	6.72	61.3					
9.5	12.07	0.66	6.3	6.68	59.3					
10.0	11.95	0.25	2.4	6.66	57.2					
10.5	11.77	0.16	1.5	6.64	56.3					
11.0	11.57	0.14	1.3	6.63	56.1					
11.5	11.34	0.13	1.2	6.64	56.0					
12.0	11.29	0.13	1.2	6.63	55.9	340	60			1.39
12.5	11.25	0.12	1.1	6.63	55.8					
13.0	11.21	0.12	1.1	6.63	56.1					
13.5	11.16	0.12	1.1	6.64	56.0					
14.0	11.16	0.12	1.1	6.64	56.0					
14.5	11.15	0.10	0.9	6.64	56.0					
15.0	11.10	0.10	0.9	6.64	56.0					
15.5	11.00	0.10	0.9	6.65	56.7					
16.0	10.92	0.10	0.9	6.67	60.0	250	10			1.62
16.5	10.90	0.10	0.9	6.73	61.2					

10 novembre 1996

0.0	10.65	10.12	92.8	7.80	67.2					2.38
0.5	10.67	9.27	85.1	7.63	67.5					
1.0	10.67	9.19	84.3	7.57	67.4					
1.5	10.64	9.16	84.0	7.55	67.5					
2.0	10.62	9.08	83.2	7.54	67.3					
2.5	10.62	9.04	82.9	7.53	67.3					
3.0	10.61	9.02	82.7	7.53	67.3					
3.5	10.61	9.00	82.5	7.52	67.3					
4.0	10.61	8.97	82.2	7.52	67.3					1.89

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
4.5	10.57	8.94	81.9	7.51	67.3					
5.0	10.56	8.91	81.6	7.50	67.3					
5.5	10.46	8.88	81.1	7.49	67.4					
6.0	10.41	8.86	80.8	7.49	67.4					
6.5	10.39	8.79	80.1	7.48	67.3					
7.0	10.39	8.76	79.9	7.47	67.2					
7.5	10.38	8.69	79.2	7.46	67.2					
8.0	10.13	8.63	78.2	7.44	66.8					
8.5	10.00	8.53	77.1	7.42	66.9					1.64
9.0	9.90	8.57	77.3	7.41	67.0					
9.5	9.88	8.59	77.4	7.40	67.0					
10.0	9.79	8.60	77.3	7.39	68.8					
10.5	9.75	8.55	76.8	7.38	68.8					
11.0	9.74	8.53	76.6	7.38	68.8					
11.5	9.67	8.51	76.3	7.37	68.8					
12.0	9.60	8.51	76.2	7.36	67.0					1.73
12.5	9.52	8.40	75.0	7.35	67.0					
13.0	9.39	8.24	73.4	7.33	67.4					
13.5	9.28	8.12	72.1	7.31	67.6					
14.0	9.26	8.09	71.8	7.29	67.6					
14.5	9.26	8.08	71.7	7.29	67.7					
15.0	9.24	8.04	71.3	7.28	67.7					
15.5	9.24	8.01	71.1	7.28	67.7					
16.0	9.19	7.94	70.4	7.27	67.9					1.73
16.5	9.19	7.83	69.4	7.26	67.9					

24 novembre 1996

0.0	7.11	11.13	93.8	7.65	67.4	330	130			
0.5	7.08	11.06	93.1	7.49	67.0					
1.0	7.08	11.00	92.6	7.51	66.8					
1.5	7.08	10.89	91.7	7.53	66.8					
2.0	7.06	10.88	91.5	7.54	66.8					
2.5	7.08	10.85	91.3	7.54	66.8					
3.0	7.06	10.80	90.9	7.54	66.8					
3.5	7.04	10.80	90.8	7.55	66.8					
4.0	7.04	10.78	90.7	7.56	66.8	300	120			
4.5	7.04	10.78	90.7	7.56	66.6					
5.0	7.06	10.77	90.6	7.56	66.8					
5.5	7.06	10.78	90.7	7.57	66.7					
6.0	7.06	10.79	90.8	7.57	66.8					
6.5	7.05	10.76	90.5	7.57	66.7					
7.0	7.06	10.76	90.5	7.58	66.7					
7.5	7.06	10.75	90.5	7.58	66.6					
8.0	7.06	10.76	90.5	7.58	66.6	270	120			
8.5	7.06	10.74	90.4	7.58	66.7					
9.0	7.04	10.69	89.9	7.58	66.6					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
9.5	7.04	10.68	89.8	7.59	66.6					
10.0	7.04	10.64	89.5	7.59	66.6					
10.5	7.03	10.60	89.1	7.58	66.6					
11.0	6.98	10.50	88.2	7.57	66.6					
11.5	6.99	10.52	88.4	7.57	66.6					
12.0	6.99	10.47	87.9	7.56	66.6	340	120			
12.5	6.96	10.44	87.6	7.56	66.6					
13.0	6.94	10.34	86.7	7.54	67.5					
13.5	6.93	10.32	86.6	7.53	67.9					
14.0	6.90	10.32	86.5	7.52	68.2					
14.5	6.88	10.27	86.0	7.51	68.9					
15.0	6.86	10.00	83.6	7.49	68.1					
15.5	6.75	8.99	75.1	7.46	67.3					
16.0	6.65	8.98	74.8	7.36	67.0	300	120			

7 décembre 1996

0.0	4.44	11.54	90.8	7.47	65.4	450	130			
0.5	4.43	11.45	90.1	7.44	65.1					
1.0	4.43	11.40	89.7	7.44	65.1					
1.5	4.43	11.37	89.5	7.44	65.0					
2.0	4.43	11.31	89.0	7.45	65.1					
2.5	4.43	11.32	90.8	7.46	65.2					
3.0	4.43	11.29	88.8	7.47	65.2					
3.5	4.41	11.28	88.7	7.48	65.1					
4.0	4.41	11.26	88.6	7.48	65.1	320	120			
4.5	4.43	11.22	88.3	7.49	65.1					
5.0	4.42	11.20	88.1	7.49	65.2					
5.5	4.43	11.16	88.1	7.49	65.2					
6.0	4.41	11.19	88.0	7.49	65.1					
6.5	4.41	11.19	88.0	7.50	65.1					
7.0	4.41	11.17	87.9	7.50	65.1					
7.5	4.41	11.16	87.8	7.50	65.1					
8.0	4.43	11.14	87.7	7.50	65.2	350	130			
8.5	4.41	11.15	87.7	7.50	65.2					
9.0	4.41	11.17	87.9	7.51	65.2					
9.5	4.41	11.15	87.7	7.51	65.2					
10.0	4.39	11.16	87.7	7.51	65.2					
10.5	4.41	11.11	87.4	7.51	65.1					
11.0	4.38	11.13	87.5	7.51	65.2					
11.5	4.39	11.11	87.3	7.51	65.3					
12.0	4.33	11.13	87.3	7.51	65.4	380	130			
12.5	4.31	11.11	87.1	7.51	65.4					
13.0	4.24	11.10	86.9	7.50	65.5					
13.5	4.23	11.11	87.0	7.50	65.5					
14.0	4.21	11.08	86.7	7.50	65.5					
14.5	4.18	11.08	86.6	7.50	65.6					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
15.0	4.18	11.02	86.1	7.49	65.6					
15.5	4.16	11.01	86.0	7.49	65.5					
16.0	4.13	10.81	84.4	7.48	65.9	330	130			
16.5	4.14	10.75	84.0	7.45	66.0					

11 mars 1997

0.0	0.31	10.81	74.5	6.56	86.7	720	370	12.3		0.10
0.5	0.19	10.36	71.2	6.50	86.0					
1.0	0.37	10.41	71.9	6.49	86.6					
1.5	0.92	10.17	71.1	6.46	83.3					
2.0	1.69	9.75	69.9	6.44	74.7			9.5		0.04
2.5	2.11	9.63	69.9	6.43	71.5					
3.0	2.71	9.40	69.3	6.43	68.1					
3.5	2.84	9.30	68.8	6.43	66.8					
4.0	3.01	9.24	68.2	6.43	65.7	590	340	8.2		0.03
4.5	3.05	9.21	68.0	6.44	65.2					
5.0	3.11	9.17	67.8	6.44	64.8					
6.0	3.23	9.07	67.8	6.45	63.8	480	330	8.0		0.04
7.0	3.33	8.87	66.5	6.45	63.3					
8.0	3.42	7.43	55.8	6.41	62.6	500	320	7.4		0.03
9.0	3.51	6.34	47.7	6.38	63.6					
10.0	3.56	5.84	44.0	6.37	64.5			9.0		0.04
11.0	3.64	5.40	40.8	6.37	65.3					
12.0	3.76	4.29	32.5	6.36	66.6	560	370	10.0		0.03
12.5	3.88	3.68	28.0	6.35	68.5					
13.0	3.94	2.26	17.2	6.34	69.3					
13.5	4.03	2.20	16.8	6.33	71.0					
14.0	4.08	1.70	13.0	6.33	73.4			10.7		0.02
14.5	4.08	2.24	17.1	6.36	76.8					
15.0	4.42	0.86	6.6	6.37	80.7					
15.5	4.48	0.55	4.2	6.37	81.1	560	330	13.7		0.07

21 mai 1997

0.0	6.48	12.00	97.6	6.66	42.8	310	180	8.8	5.9	0.53
0.5	6.42	11.86	96.3	6.54	42.6					
1.0	6.40	11.81	95.8	6.46	42.6					
1.5	6.42	11.74	95.3	6.44	42.6					
2.0	6.38	11.71	95.0	6.40	42.6					
2.5	6.38	11.64	94.4	6.38	42.5					
3.0	6.38	11.64	94.4	6.36	42.5					
3.5	6.38	11.58	93.9	6.35	42.5					
4.0	6.38	11.58	93.9	6.34	42.4	300	180	9.5	6.0	0.48
4.5	6.37	11.61	94.1	6.33	42.5					
5.0	6.37	11.59	94.0	6.32	42.5					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
5.5	6.25	11.55	93.4	6.30	43.1					
6.0	6.23	11.52	93.1	6.29	43.1					
6.5	6.14	11.48	92.5	6.28	43.2					
7.0	6.00	11.46	92.1	6.26	43.4					
7.5	5.94	11.48	92.1	6.25	43.5					
8.0	5.86	11.45	91.7	6.24	43.4	550	190	8.0	4.3	0.04
8.5	5.83	11.43	91.4	6.23	43.4					
9.0	5.74	11.43	91.2	6.22	43.5					
9.5	5.63	11.40	90.7	6.21	43.7					
10.0	5.59	11.41	90.7	6.20	43.8					
10.5	5.58	11.38	90.4	6.20	44.0					
11.0	5.56	11.33	90.0	6.19	44.0					
11.5	5.53	11.34	90.0	6.18	44.1					
12.0	5.40	11.30	89.4	6.17	44.0	390	200	8.9	3.8	0.44
12.5	5.31	11.30	89.2	6.17	43.8					
13.0	5.13	11.05	86.8	6.15	44.8					
13.5	5.06	11.10	87.0	6.13	45.0					
14.0	5.01	10.94	85.7	6.11	45.5					
14.5	5.00	10.83	84.8	6.10	45.6					
15.0	4.98	10.81	84.6	6.10	45.6					
15.5	4.95	10.73	83.9	6.09	46.1					
16.0	4.95	10.68	83.5	6.08	46.2	340	190	8.5	4.2	0.41

19 juin 1997

0.0	17.23	9.60	99.8	6.77	52.6	250	140	8.0	3.9	3.96
0.5	17.23	9.48	98.5	6.88	52.6					
1.0	17.21	9.48	98.5	6.91	52.5					
1.5	17.18	9.44	98.0	6.94	52.6					
2.0	17.07	9.44	97.8	6.94	53.0					
2.5	16.56	9.32	95.5	6.92	54.3					
3.0	16.32	9.20	93.8	6.90	57.3					
3.5	15.60	9.36	94.0	6.86	57.8					
4.0	14.95	9.35	92.6	6.84	57.5	270	150	10.1	4.2	2.45
4.5	13.75	9.65	93.1	6.73	44.7					
5.0	12.19	9.75	90.8	6.66	40.7					
5.5	9.79	10.17	89.6	6.53	37.1					
6.0	9.36	10.18	88.8	6.43	35.9					
6.5	8.97	10.24	88.5	6.40	35.7					
7.0	8.49	10.13	86.5	6.38	35.4					
7.5	7.98	10.27	86.7	6.34	36.1					
8.0	7.62	10.20	85.3	6.32	36.4	240	170	7.1	3.3	0.92
8.5	7.38	10.04	83.5	6.29	36.5					
9.0	7.33	9.85	81.8	6.27	36.7					
9.5	7.23	9.82	81.3	6.25	36.7					
10.0	7.16	9.80	81.0	6.24	36.7					
10.5	7.06	9.71	80.1	6.24	36.8					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
11.0	7.01	9.66	79.6	6.23	36.8					
11.5	6.91	9.53	78.3	6.22	37.0					
12.0	6.83	9.48	77.8	6.21	37.1	250	180	7.1	4.1	0.57
12.5	6.80	9.42	77.2	6.21	37.0					
13.0	6.78	9.24	75.7	6.20	37.1					
13.5	6.70	9.07	74.1	6.19	37.3					
14.0	6.68	8.97	73.3	6.18	37.3					
14.5	6.65	8.83	72.1	6.17	37.4					
15.0	6.63	8.74	71.3	6.16	37.5					
15.5	6.63	8.67	70.8	6.15	37.6					
16.0	6.62	8.43	68.8	6.14	37.7	260	190	10.4	3.8	0.55
16.5	6.57	7.96	64.9	6.13	38.1					

15 juillet 1997

0.0	21.20	8.94	100.7	7.15	60.7	300	290	10.0	5.0	1.23
0.5	21.20	8.87	99.9	7.13	60.6					
1.0	21.15	8.85	99.6	7.12	60.6					
1.5	20.82	8.81	98.5	7.12	60.6					
2.0	20.66	8.85	98.6	7.11	60.4					
2.5	20.17	8.69	95.9	7.07	60.2					
3.0	18.58	8.44	90.2	6.90	66.4					
3.5	17.88	8.12	85.6	6.81	57.6					
4.0	16.00	7.60	77.0	6.62	50.9	160	10	13.7	5.1	1.49
4.5	14.87	7.52	74.4	6.52	48.5					
5.0	14.08	7.50	72.9	6.44	47.5					
5.5	12.48	7.72	72.4	6.36	44.0					
6.0	11.64	7.86	72.3	6.24	41.6					
6.5	10.15	7.97	70.8	6.17	39.8					
7.0	8.71	8.21	70.5	6.11	37.2					
7.5	8.16	8.27	70.1	6.06	37.3					
8.0	7.87	8.40	70.7	6.03	37.0	170	10	7.7	3.3	1.05
8.5	7.51	8.22	68.6	6.00	37.3					
9.0	7.28	7.56	62.7	5.94	37.8					
9.5	7.08	6.85	56.5	5.89	37.9					
10.0	7.03	6.68	55.1	5.87	38.0					
10.5	7.01	6.50	53.6	5.85	38.1					
11.0	7.00	6.40	52.7	5.84	38.3					
11.5	6.98	6.31	51.9	5.83	38.1					
12.0	6.96	6.26	51.5	5.83	38.3	230	10	12.7	4.9	0.64
12.5	6.95	6.11	50.3	5.82	38.4					
13.0	6.91	6.06	49.8	5.81	38.4					
13.5	6.88	5.92	48.6	5.81	38.5					
14.0	6.87	5.74	47.1	5.80	38.5					
14.5	6.85	5.60	46.0	5.79	38.7					
15.0	6.77	4.93	40.4	5.78	39.1					
15.5	6.75	4.59	37.6	5.77	39.4					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
16.0	6.73	4.46	36.5	5.76	39.6	240	10	16.0	3.8	0.59
16.5	6.73	4.18	34.2	5.76	39.8					

14 août 1997

0.0	19.96	9.10	100.0	7.08	77.0					
0.5	19.91	9.03	99.1	7.14	77.0					
1.0	19.86	9.00	98.7	7.14	77.0					
1.5	19.82	8.93	97.9	7.14	76.9					
2.0	19.81	8.96	98.2	7.15	76.9					
2.5	19.79	8.92	97.7	7.15	76.9					
3.0	19.74	8.84	96.7	7.12	77.5					
3.5	19.29	8.02	87.0	6.91	80.1					
4.0	18.89	7.96	85.6	6.83	75.2	270	120	14.3	5.9	12.78
4.5	18.00	6.96	73.5	6.60	71.2					
5.0	16.24	5.92	60.3	6.39	60.3					
5.5	14.70	5.29	52.1	6.16	53.7					
6.0	12.88	5.01	47.4	6.01	45.7					
6.5	11.45	4.94	45.3	5.88	42.9					
7.0	10.12	5.09	45.2	5.82	41.0					
7.5	8.79	5.23	45.0	5.77	39.8					
8.0	8.18	4.41	37.4	5.70	39.8	340	220	11.3	3.5	3.66
8.5	7.85	4.17	35.1	5.66	40.0					
9.0	7.70	4.23	35.4	5.64	39.8					
9.5	7.62	3.90	32.6	5.63	40.0					
10.0	7.47	3.53	29.4	5.61	40.3					
10.5	7.46	3.39	28.2	5.60	40.3					
11.0	7.42	3.29	27.4	5.60	40.4					
11.5	7.39	3.09	25.7	5.59	40.5					
12.0	7.29	2.90	24.1	5.59	40.7	400	230	14.2	7.1	4.35
12.5	7.23	2.73	22.6	5.59	41.0					
13.0	7.19	2.48	20.5	5.58	41.0					
13.5	7.18	2.36	19.5	5.58	41.1					
14.0	7.18	2.30	19.0	5.58	41.1					
14.5	7.13	2.03	16.8	5.58	41.4					
15.0	7.11	1.82	15.0	5.58	41.7					
15.5	7.08	1.58	13.0	5.59	42.1					
16.0	7.06	1.51	12.4	5.60	42.3	670	240	17.3	5.5	1.70

15 septembre 1997

0.0	18.15	9.87	104.6	7.35	76.6	250	40	9.7	5.9	11.93
0.5	18.15	9.80	103.8	7.39	76.7					
1.0	18.17	9.76	103.4	7.39	76.6					
1.5	18.15	9.76	103.4	7.41	76.7					
2.0	18.14	9.75	103.3	7.42	76.7					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
2.5	18.14	9.73	103.1	7.43	76.7					
3.0	18.09	9.69	102.5	7.43	76.6					
3.5	17.71	9.53	100.0	7.38	76.6					
4.0	17.12	8.57	89.0	7.07	78.0	320	50	7.0	6.8	4.40
4.5	16.80	7.89	81.3	6.90	77.3					
5.0	16.19	7.49	76.2	6.78	74.5					
5.5	15.82	6.95	70.1	6.65	75.0					
6.0	14.94	5.80	57.4	6.48	68.9					
6.5	13.89	4.24	41.0	6.23	60.8					
7.0	13.33	3.67	35.1	6.13	56.5					
7.5	12.90	3.27	31.0	6.02	53.9					
8.0	11.27	2.66	24.3	5.87	47.4	390	150	9.9	3.9	1.03
8.5	9.95	2.55	22.6	5.72	42.7					
9.0	9.40	2.23	19.5	5.67	42.8					
9.5	8.85	2.24	19.3	5.63	41.7					
10.0	8.31	1.65	14.0	5.59	42.2					
10.5	7.97	1.25	10.5	5.56	42.2					
11.0	7.84	1.13	9.5	5.56	42.2					
11.5	7.64	0.81	6.8	5.56	42.7					
12.0	7.57	0.76	6.3	5.55	42.8	570	240	16.9	7.8	0.51
12.5	7.52	0.67	5.6	5.55	42.9					
13.0	7.44	0.58	4.8	5.55	42.7					
13.5	7.41	0.43	3.6	5.55	43.3					
14.0	7.33	0.30	2.5	5.55	43.5					
14.5	7.30	0.21	1.7	5.56	43.9					
15.0	7.26	0.15	1.2	5.57	44.1					
15.5	7.23	0.11	0.9	5.58	45.8					
16.0	7.22	0.11	0.9	5.61	46.6	1130	210	16.3	13.5	0.43

13 octobre 1997

0.0	10.95	9.81	88.8	7.11	65.6	280	140	9.6	6.0	3.20
0.5	10.92	9.76	88.3	7.06	65.6					
1.0	10.89	9.71	87.8	7.03	65.7					
1.5	10.84	9.67	87.7	7.00	65.7					
2.0	10.79	9.60	86.6	6.97	65.7					
2.5	10.72	9.45	85.1	6.93	65.4					
3.0	10.72	9.38	84.5	6.91	65.4					
3.5	10.69	9.36	84.3	6.89	65.2					
4.0	10.66	9.28	83.5	6.86	65.2	290	120	11.8	9.5	1.98
4.5	10.66	9.25	83.2	6.84	65.2					
5.0	10.64	9.19	82.6	6.82	65.1					
5.5	10.59	9.12	81.9	6.81	65.0					
6.0	10.53	9.05	81.2	6.78	65.1					
6.5	10.48	8.98	80.4	6.73	64.9					
7.0	10.45	8.95	80.1	6.72	64.9					
7.5	10.41	8.95	80.0	6.72	65.0					

Z (m)	T	O2	% O2	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chl a
8.0	10.25	8.53	76.0	6.67	64.6	300	120	8.0	4.9	1.26
8.5	10.12	8.16	72.5	6.61	63.4					
9.0	9.99	8.00	70.8	6.57	63.6					
9.5	9.69	7.27	63.9	6.50	62.2					
10.0	9.43	6.54	57.1	6.43	59.2					
10.5	9.38	5.82	50.8	6.36	58.9					
11.0	9.26	5.64	49.1	6.29	58.2					
11.5	9.21	5.24	45.5	6.24	57.3					
12.0	9.13	4.84	42.0	6.20	56.7	330	140	10.0	5.1	0.83
12.5	9.02	4.60	39.8	6.18	55.6					
13.0	8.94	4.27	36.9	6.14	55.4					
13.5	8.84	3.41	29.4	6.10	54.5					
14.0	8.77	3.32	28.6	6.05	54.1					
14.5	8.69	3.17	27.2	6.04	53.6					
15.0	8.62	2.66	22.8	6.00	52.7					
15.5	8.56	2.33	19.9	5.98	52.5					
15.8	8.51	1.93	16.5	5.97	52.6	330	140	16.1	5.0	0.77

Bassin sud

mai 1997

0.0	6.93	11.77	96.8	6.77	45.8					
0.5	6.85	11.65	95.6	6.64	45.5					
1.0	6.75	11.63	95.2	6.58	45.2					
1.5	6.75	11.61	95.0	6.55	45.2					
2.0	6.40	11.58	94.0	6.47	43.9	320	180	9.5	3.1	0.51
2.5	6.55	11.52	93.8	6.44	43.8					
3.0	6.34	11.52	93.3	6.43	43.6					
3.5	6.29	11.54	93.4	6.41	43.3					
4.0	6.29	11.50	93.1	6.40	43.2					

juin 1997

0.0	18.39	9.08	96.7	6.66	46.4					
0.5	18.07	9.07	95.9	6.82	46.5					
1.0	17.97	9.07	95.7	6.87	46.7					
1.5	17.95	9.09	95.9	6.90	46.8					
2.0	17.93	9.07	95.7	6.94	46.9	90	70	11.1	3.8	3.69
2.5	17.92	9.06	95.5	6.95	46.8					
3.0	17.91	9.05	95.4	6.96	46.8					
3.5	17.85	8.93	94.0	6.96	46.9					
4.0	17.75	8.87	93.2	6.95	47.4					
4.5	17.10	9.05	93.8	6.93	51.8					

Z (m)	T	O2	O2%	pH	Cond	NT	NO3-N	PT	PTD	Chla
15 juillet 1997										
0.0	21.97	8.48	96.9	7.21	61.8					
0.5	21.97	8.44	96.5	7.19	61.8					
1.0	21.93	8.43	96.3	7.18	61.7					
1.5	21.86	8.44	96.3	7.17	61.8					
2.0	21.82	8.44	96.2	7.17	61.8	100	10	10.5	5.1	1.87
2.5	21.79	8.45	96.2	7.16	61.6					
3.0	21.25	8.23	92.8	7.10	61.1					
3.5	20.35	8.46	93.7	7.04	60.2					
4.0	20.12	7.89	87.0	6.88	61.7					
4.5	19.27	6.58	71.3	6.74	61.2					
14 août 1997										
0.0	20.71	8.63	96.2	7.01	73.7					
0.5	20.71	8.58	95.7	7.02	73.7					
1.0	20.57	8.50	94.5	7.02	73.7					
1.5	20.07	8.45	93.1	7.02	72.3					
2.0	20.00	8.42	92.6	7.02	72.3	250	40	12.7	5.1	5.68
2.5	19.96	8.38	92.1	7.02	72.4					
3.0	19.93	8.15	89.5	7.00	72.8					
3.5	19.86	8.03	88.1	6.97	72.7					
4.0	19.81	7.46	81.7	6.92	72.7					
15 septembre 1997										
0.0	18.24	9.14	97.0	7.13	77.7					
0.5	18.26	9.09	96.5	7.13	77.7					
1.0	18.26	9.01	95.7	7.11	77.7					
1.5	18.24	8.99	95.4	7.10	77.7					
2.0	18.21	8.91	94.5	7.09	77.7	200	10	11.1	3.0	10.17
2.5	18.10	8.83	93.4	7.08	77.7					
3.0	18.00	8.72	92.1	7.05	77.7					
3.5	17.81	8.09	85.1	6.91	79.0					
4.0	17.68	7.96	83.5	6.86	77.7					
4.5	17.42	7.45	77.7	6.75	79.0					
13 octobre 1997										
0.0	11.88	10.16	94.0	7.37	72.0					
0.5	11.60	10.08	92.7	7.32	72.0					
1.0	11.55	10.02	92.0	7.29	72.2					
1.5	11.51	9.97	91.5	7.27	72.3					
2.0	11.46	9.97	91.4	7.23	72.0	590	100	9.3	3.9	4.25
2.5	11.42	9.89	90.5	7.20	71.1					
3.0	11.24	9.60	87.5	7.10	68.2					
3.5	11.03	9.27	84.1	7.02	66.4					
4.0	11.01	9.18	83.3	6.98	66.3					

Annexe 3

Caractéristiques physico-chimiques des affluents et de l'effluent du lac
Saint-Charles

Rivière des Hurons (au pont de la Grande Ligne)

Variable	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Phosphore total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7	11,2	2,3	7,2	14,0
Phosphore total dissous ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	5,5	2,7	2,8	9,7
Azote total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	431	126	280	790
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	229	73	130	400
Chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	1,25	1,20	0,18	4,17
pH	16	7,01	0,46	5,96	7,62
Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	16	80,2	18,7	31,8	111,9

Rivière Delage

Variable	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Phosphore total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	86,6	97,6	10,5	276,8
Phosphore total dissous ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	20,0	15,1	3,6	39,4
Azote total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	465	375	140	1 190
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	157	255	10	670
Chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	19,73	28,45	1,45	75,79

Canal du golf

Variable	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Phosphore total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	5	67,9	57,4	14,6	165,0
Phosphore total dissous ($\mu\text{g l}^{-1}$)	5	14,0	6,5	5,5	21,9
Azote total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	5	344	183	200	660
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	5	122	101	30	290
Chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	5	10,57	7,03	1,57	19,38

Rivière St-Charles (à l'exutoire du lac Saint-Charles)

Variable	n	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Phosphore total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7	12,0	4,9	9,0	22,5
Phosphore total dissous ($\mu\text{g l}^{-1}$)	6	6,0	3,3	3,6	7,5
Azote total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	286	95	130	550
$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	95	83	10	360
Chl a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	17	3,33	1,88	0,03	6,79
pH	16	7,26	0,53	6,07	7,98
Conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	16	67,5	11,7	45,9	79,0

