



Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec

Paleolimnological analysis of changes in the trophic status of Lake Saint-Charles, a drinking water reservoir for the Québec urban community

R. TREMBLAY¹, S. LÉGARÉ¹, R. PIENITZ^{*1}, W.F. VINCENT,¹ R.I. HALL²

Reçu le 9 novembre 2000, accepté le 25 septembre 2001**.

SUMMARY

This study adopted a combined paleolimnological-limnological approach towards evaluating the trophic history of Lake Saint-Charles, the drinking water reservoir for a population of 305,000 in the Québec City (Canada) region. Our limnological measurements indicate that the lake is currently in a state of advanced mesotrophy. Water column profiles during late summer stratification (September) showed that the bottom waters were anoxic, enriched in phosphorus (up to 17 $\mu\text{g total P L}^{-1}$) and had a pH almost 2 units lower than the surface waters. Surface phytoplankton concentrations were high at this time of year with Chlorophyll *a* concentrations of up to 12 $\mu\text{g-L}^{-1}$. At the end of winter stratification, oxygen concentrations were below saturation at all depths, ranging from 72% immediately under the ice to 4% at the bottom of the water column. This tendency towards eutrophic conditions was offset, however, by a rapid flushing rate (mean hydraulic residence time = 23 days). Because there are concerns that the lake has experienced accelerated nutrient enrichment due to increased human activities in its drainage basin, the objectives of our paleolimnological approach were to document the recent trophic history of this lake, to estimate the extent of recent changes in trophic status, and to identify critical periods of past anthropogenic disturbances from the fossils of siliceous algae (diatoms; class Bacillariophyceae) preserved in its sediments. Quantitative estimates of past total phosphorus (TP) concentrations in the water column of Lake Saint-Charles were obtained by applying a diatom-TP reconstruction model developed for 54 lakes located in south-eastern Ontario to fossil diatom assemblages from a 28 cm long sediment core. The timing of changes in the fossil diatom record was estimated by ²¹⁰Pb dating. The study reveals changes in fossil diatom assemblage composition during the past ca. 150 years, with the most striking biolo-

1. Centre d'études nordiques, Université Laval, Québec G1K 7P4, Canada.

2. Department of Biology, University of Waterloo, Waterloo, ON N2L 3G1, Canada.

* Correspondance. E-mail : reinhard.pienitz@cen.ulaval.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 25 novembre 2002.

gical and physico-chemical changes occurring immediately after 1934. This date coincides with the construction of a dam, which raised the lake water level by 1.5-2 m. This modification was accompanied by significant shifts in diatom community structure, especially in the planktonic/benthic ratio (with increases in planktonic diatoms *Cyclotella stelligera* and *Aulacoseira distans*), and by changes in the physico-chemical characteristics of the sediments. Paleoproductivity increased at the same time, but remained more or less stable following conservation efforts between 1950 and 1970 (e.g., construction of a sewage treatment system). The organic matter content of the sediments showed an increase in the order of 20% between 1850 and 1950, after which it remained constant. Fossil diatom community structure indicates that mesotrophic conditions have prevailed during the recent history of Lake Saint-Charles, and that diatoms typical of eutrophic conditions never became established in the lake. The geochemical analysis of phosphorus in the sediments as well as the diatom-inferred quantitative reconstruction of lake water total phosphorus reveals a slight decrease in total phosphorus over time, from close to $17 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ prior to 1887 to about $13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ in recent times. These observations suggest that Lake Saint-Charles has not experienced significant recent changes in trophic status due to increased human activities in its drainage basin. However, our geochemical analyses show a sharp rise in metal concentrations (especially Fe, Mn, Cu, Pb and Zn), beginning in the late 19th century, reaching a plateau by the late 1970s, which may be attributed to increased atmospheric pollution since the beginning of intense human colonization in the lake's catchment and surrounding areas. This in combination with the advanced mesotrophic status of the lake indicates the ongoing need for careful management of the watershed to prevent further changes in this important urban water resource.

Key-words: paleolimnology, diatoms, total phosphorus (TP), transfer function, eutrophication, pollution, Québec.

RÉSUMÉ

Cette étude utilise une approche paléolimnologique pour reconstituer l'histoire trophique du réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec (CUQ), le lac Saint-Charles. Ce lac manifeste présentement un manque d'oxygène près du fond à la fin de la stratification estivale et hivernale. L'étude révèle des changements dans la communauté diatomifère fossile depuis environ les 150 dernières années. L'événement ayant entraîné le plus de changements biologiques et physicochimiques dans le bassin est la transformation hydrologique engendrée par la construction d'un barrage en 1934 qui éleva le niveau du lac d'environ 1,5 à 2 mètres. Par conséquent, il y eut des changements dans la structure des communautés de diatomées avec des effets sur le ratio espèces planctoniques/benthiques, sur la paléoproduktivité et les caractéristiques physicochimiques des sédiments suivant cette période. Les assemblages diatomifères indiquent que les conditions mésotrophes se sont maintenues pendant toute la période étudiée. L'analyse du phosphore total dans les sédiments et la reconstitution à partir des diatomées fossiles du phosphore total dans l'eau montrent une légère diminution de la concentration en phosphore avec le temps. Ces observations démontrent qu'il n'y a pas eu d'accélération du processus d'eutrophisation engendrée par les activités humaines. En revanche, l'analyse géochimique des sédiments révèle un apport plus important de métaux depuis la fin du XIX^e siècle, qui atteint un plateau vers la fin des années 1970.

Mots clés : paléolimnologie, diatomées, phosphore total (PT), fonction de transfert, eutrophication, pollution, Québec.



1 – INTRODUCTION

L'objectif général de cette étude est de documenter l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec (CUQ) desservant plus de 305 000 personnes. Des informations limnologiques sur ce lac qui remontent à 1981 nourrissent des inquiétudes quant à la dégradation de la qualité de l'eau et l'accélération du processus d'eutrophisation par l'activité humaine (eutrophication) (LÉGARÉ, 1997). Le bassin versant du lac Saint-Charles abrite une population humaine en expansion qui a doublé en 15 ans, passant de 6 000 à 13 000 personnes entre 1976 à 1995 (LA SOCIÉTÉ HISTORIQUE DE LAC-SAINT-CHARLES, 1992). Une occupation de plus en plus forte des berges du lac soit 47 % des berges (ALAIN, 1981), des systèmes de fosses septiques défectueux (LA SOCIÉTÉ HISTORIQUE DE LAC-SAINT-CHARLES, 1992), la contamination bactériologique de l'affluent le plus important du lac, la rivière des Hurons (HÉBERT, 1995), la disparition de la truite et finalement un important déficit en oxygène dans l'hypolimnion (LÉGARÉ, 1998) sont autant de bonnes raisons de s'inquiéter à l'effet d'une eutrophisation effective. Cependant, plusieurs efforts de conservation de la qualité de l'eau ont été initiés suite à la fondation en 1980 de l'Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles (APEL qui s'occupe en premier lieu de la protection des zones marécageuses en amont du lac) et suite à la construction des usines d'épuration des eaux usées de Lac Delage et Stoneham en 1982 et 1992, respectivement.

Il semble inévitable que les activités anthropiques aient engendré des changements sur les composantes abiotiques et biotiques du lac Saint-Charles. À titre d'exemple, il est connu qu'en 1934 la structure du bassin a changé substantiellement suite à la construction du premier barrage qui éleva le niveau du lac d'environ 1,5 à 2 mètres. On fit la construction du deuxième barrage en 1948 qui remplaça le précédent. Cette hausse du niveau d'eau a eu pour effet d'inonder les berges et ainsi accroître les zones marécageuses et l'érosion, de modifier les zones pélagiques du bassin nord et de minimiser les variations saisonnières et annuelles du niveau de l'eau. Finalement, au nombre des changements importants on retrouve aussi le développement résidentiel et la déforestation dans le bassin versant du lac.

Puisque les données limnologiques nécessaires à l'analyse de l'évolution du processus d'eutrophisation avant 1981 ne sont pas disponibles, la présente étude paléolimnologique utilisant les communautés diatomifères fossiles nous a permis de documenter l'histoire trophique du lac Saint-Charles. Les diatomées ont été abondamment utilisées comme bio-indicateurs dans les écosystèmes lacustres et ce aussi pour les reconstitutions de l'état trophique (e.g. ANDERSON *et al.*, 1990 ; HALL et SMOL, 1992, 1996 ; FRITZ *et al.*, 1993 ; REAVIE *et al.*, 1995 ; STOERMER *et al.*, 1996 ; KARST et SMOL, 1998 ; LOTTER, 1998 ; WESSELS *et al.*, 1999 ; CLERK *et al.*, 2000).

Les objectifs de cette étude sont de documenter l'histoire trophique récente du lac Saint-Charles, d'évaluer l'amplitude des changements et de préciser la période critique des perturbations anthropiques. L'approche particulière de cette étude consiste à utiliser les données historiques des activités humaines pour les corrélérer avec les données paléolimnologiques de haute résolution afin d'identifier et de déterminer les causes et les conséquences des perturbations anthropiques sur l'évolution limnologique du lac Saint-Charles.

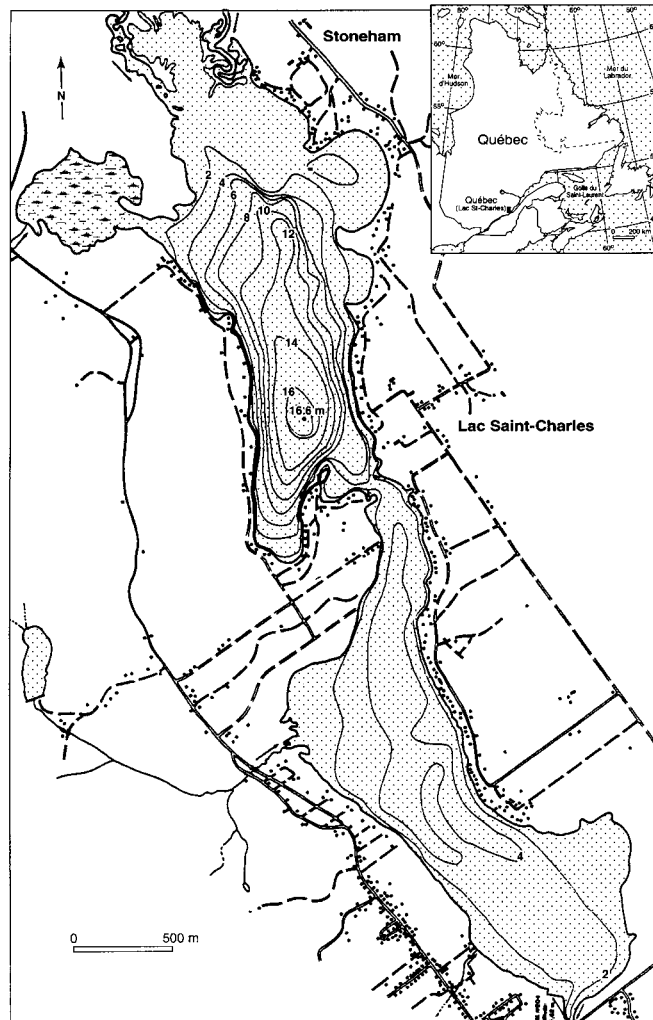


Figure 1 Carte bathymétrique et topographique du lac Saint-Charles, Québec. Le site d'échantillonnage est identifié par un « X » ; les courbes de profondeur sont en mètres.

Map showing the topography and bathymetry of Lake Saint-Charles, Québec. The coring site is marked by an "X"; depth contours are in meters.

2 – SITE D'ÉTUDE

Le lac Saint-Charles (46°56'N, 71°23'O) est situé à environ 20 km au nord de la ville de Québec, au sein des municipalités de Lac-Saint-Charles et Stoneham (figure 1). Le lac a une superficie totale d'environ 3,6 km² et le taux moyen



de renouvellement hydraulique est de 23 jours (LÉGARÉ, 1998). Les deux sous-bassins sud et nord qui forment le lac Saint-Charles occupent une ancienne vallée glaciaire située dans la province géologique de Grenville, province d'âge Précambrien du Bouclier canadien. L'altitude des collines entourant le bassin du lac Saint-Charles se situe entre 150 m et 425 m (APEL, 1981). Le relief est moins accidenté dans le bassin immédiat du lac ce qui a permis le développement résidentiel limitrophe. La vallée du lac Saint-Charles a été inondée par la mer postglacière de Champlain entre environ 12 400 et 11 300 années avant l'actuel (LASALLE *et al.*, 1977 ; POIRIER, 1980 ; FULTON, 1989). Les sédiments meubles autour du lac sont donc pour la plupart composés de sables et de limons (APEL, 1981).

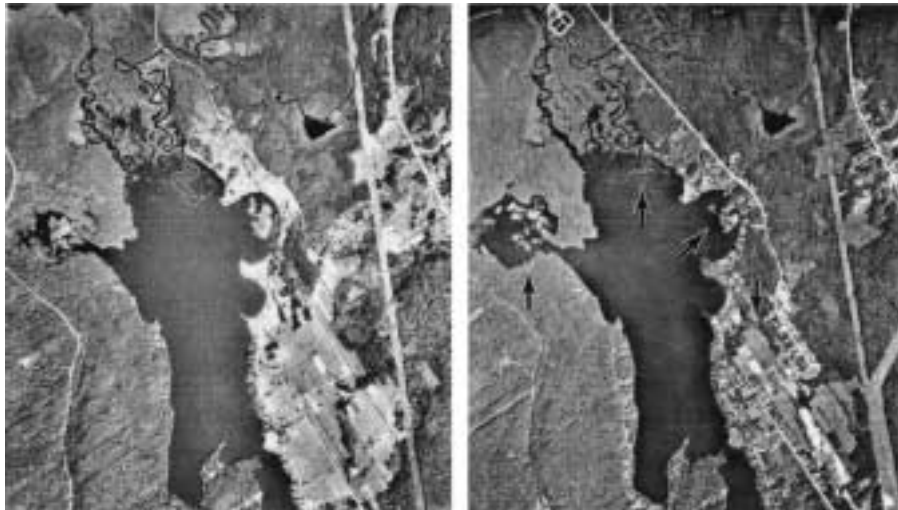


Figure 2 Photos aériennes montrant la situation des marais et des berges du bassin nord en 1965 (a) et en 1993 (b).

Aerial photographs showing catchment characteristics in 1965 (a) and 1993 (b).

Le bassin versant du lac Saint-Charles occupe une superficie d'environ 166 km² et la municipalité de Lac-Saint-Charles est la plus peuplée. Les deux affluents importants du lac Saint-Charles sont la rivière des Hurons et l'effluent du lac Delage qui se déversent tous les deux dans le bassin nord du lac (*figure 2*). La rivière des Hurons draine la partie nord du bassin versant principalement recouvert d'un milieu forestier. Complètement en amont de ce bassin se trouve un marais (*figure 2*), où des sentiers ont été aménagés. Le seul effluent d'importance est la rivière Saint-Charles dont le débit est géré par un barrage depuis 1934 situé à l'extrémité sud du bassin sud pour stabiliser l'apport en eau potable de la CUQ.

3 - MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Analyses limnologiques

Les données d'oxygène et de température ont été obtenues au moyen d'une multisonde (Hydrolab) en mars et septembre 1997. Au centre du bassin nord du lac, les profils verticaux de la colonne étaient réalisés de la surface vers le fond avec un intervalle d'échantillonnage de 50 cm (figure 3). Pour les analyses chimiques et de chlorophylle *a* (Chl_a), l'eau était prélevée au moyen d'une bouteille Kemmerer de 4 litres. Les analyses de phosphore ont été effectuées en 1997 au Centre canadien des eaux intérieures à Burlington, Ontario (Environnement Canada). Les analyses d'azote ont été effectuées au Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec à Sainte-Foy (ministère de l'Environnement).

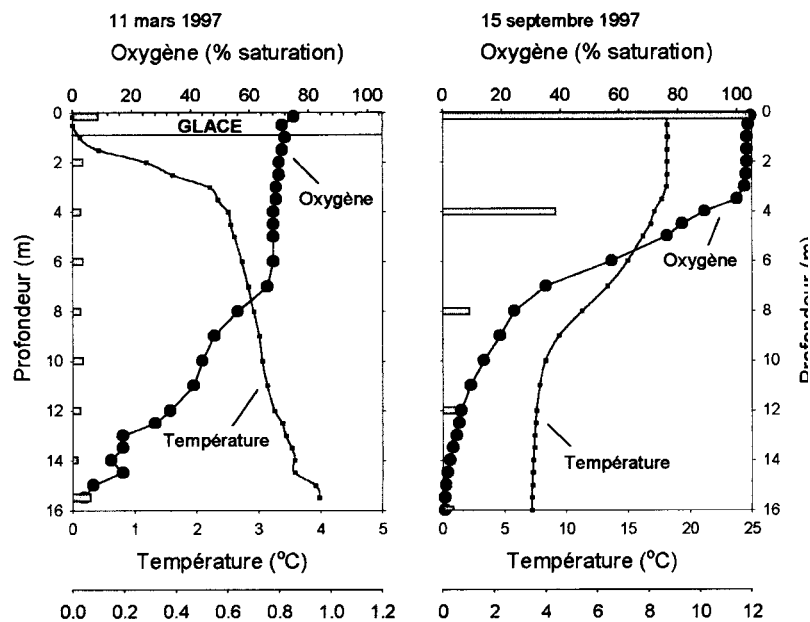


Figure 3 Diminution des concentrations en oxygène dans les couches inférieures de la colonne d'eau du lac Saint-Charles à la fin de la stratification hivernale (a, 11 mars 1997) et estivale (b, 15 septembre 1997).

Les profils de température (petits carrés) et d'oxygène (grands cercles), de même que les valeurs de chlorophylle *a* (barres) proviennent de la région la plus profonde du bassin nord. À noter la différence des échelles de température et de chlorophylle *a* entre les deux graphiques.

Bottom-water oxygen depletion in Lake Saint-Charles at the end of winter (a, 11 March 1997) and summer (b, 15 September 1997) stratification.

*The profiles of temperature (small squares), oxygen (large circles) and Chlorophyll *a* (bars) are for the deepest part of the North Basin. Note the difference in scales for temperature and Chlorophyll *a* between the two dates.*



Pour l'estimation des concentrations de Chla, 100 mL d'eau ont été filtrés en triplicata à travers les filtres Whatman GF/F de 25 mm, qui ont été entreposés au congélateur à $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. L'extraction de la Chla s'effectuait au moyen de l'éthanol (95 %) bouillant à $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ (NUSCH, 1980). La fluorescence a été mesurée au moyen d'un fluorimètre (Sequoia-Turner 450) muni de filtres de 440 et 665 nm. Les valeurs ont été corrigées pour les phéopigments par l'acidification. La calibration du fluorimètre a été effectuée en utilisant les solutions standards de Chla d'*Anacystis nidulans* (Sigma Chemical Co.).

3.2 Échantillonnage et sous-échantillonnage de la carotte de sédiments

La carotte de sédiments a été prélevée le 11 mars 1997 sous le couvert de glace dans la partie la plus profonde du lac (*figure 1*) à l'aide d'un carottier à gravité de type Kajak-Brinkhurst (GLEW, 1991). La carotte a été sous-échantillonnée immédiatement en laboratoire à des intervalles de 2 mm (GLEW, 1988) pour les 15 cm de surface et ensuite tous les 5 mm jusqu'à 28 cm de profondeur. Les échantillons ont été entreposés au noir et à $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ jusqu'aux traitements ultérieurs.

3.3 Datation au plomb-210 (^{210}Pb)

La technique de datation au ^{210}Pb a été utilisée pour dater les sédiments les plus récents (la demi-vie du ^{210}Pb étant de 22,26 années) avec la méthode de EAKINS et MORRISON (1978). Cette méthode consiste à mesurer la quantité de ^{210}Pb à l'aide de l'activité alpha du ^{210}Po (deux isotopes qui se maintiennent en équilibre). Puis, les données ont été transformées en âge calendaire avec le modèle CRS (*Constant Rate of Supply*) qui est basé sur la prémisse de départ que les apports atmosphériques sont constants à travers le temps. Le CRS a été préféré aux autres modèles car il s'applique mieux aux situations où le taux de sédimentation du lac est variable dans le temps (APPLEBY et OLDFIELD, 1983). Les analyses ont été effectuées au laboratoire du GEOTOP de l'Université du Québec à Montréal (UQAM).

3.4 Analyses géochimiques des sédiments

Les sédiments ont été séchés et broyés jusqu'à 80 maillons selon la méthode du *Guide de méthodologie de caractérisation des sédiments* (Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada et Environnement Québec, 1992) et les analyses de phosphore (P), azote (N) et carbone (C) ont été effectuées par l'Institut national de recherche scientifique (INRS-eau) (*figure 4*). Le phosphore total (PT) a été mis en solution par l'acide sulfurique et le peroxyde d'hydrogène, puis analysé par la méthode de l'acide ascorbique avec l'autoanalyseur Technicon. La mesure du carbone, de l'azote et du soufre utilise l'analyseur NCS (Carlo Erba). Pour déterminer les concentrations des métaux, de l'acide nitrique, fluorhydrique, perchloridrique et chlorhydrique ont été ajoutés (*figure 5*). La détection a été effectuée par spectrométrie d'émission atomique au plasma (Atomscan 25 Thermo Jarrell Ash).

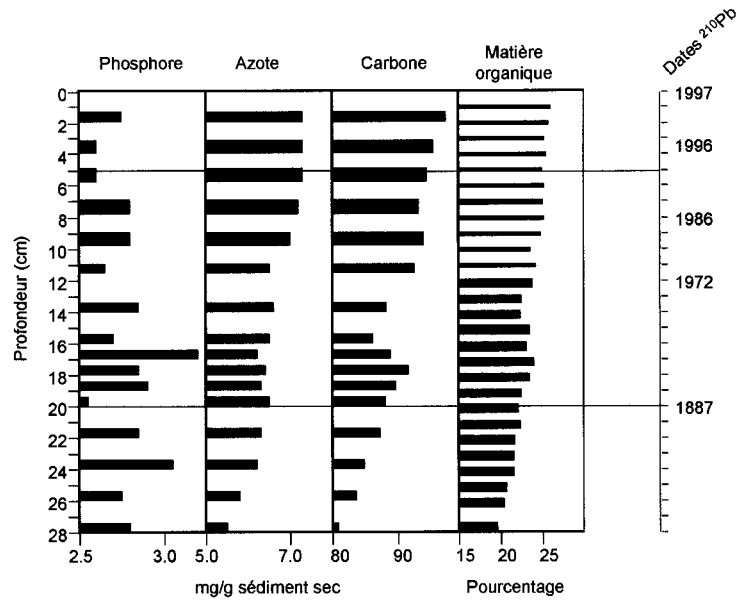


Figure 4 Profils du P, N, C et de la matière organique (perte au feu à 550 °C) dans les sédiments du lac Saint-Charles.

Profiles of P, N, C and organic matter (loss-of-ignition at 550°C) in the uppermost 28 cm of Lake Saint-Charles sediments.

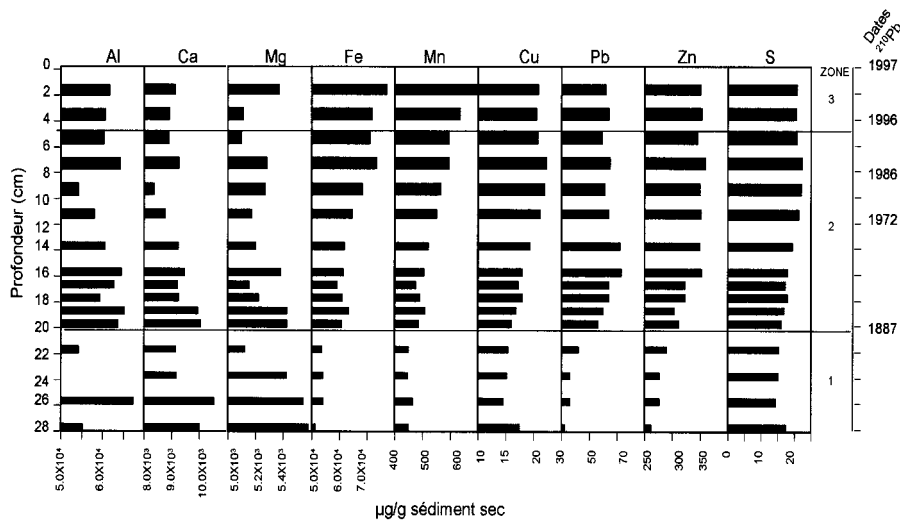


Figure 5 Profils des concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sédiment sec) des métaux majeurs (Al, Ca et Mg), des métaux traces (Cu, Pb et Zn), du Fe, Mn et du S en fonction de la profondeur (cm).

Profiles of concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry sediment) of major metals (Al, Ca and Mg), trace metals (Cu, Pb et Zn), and of Fe, Mn and S in the uppermost 28 cm of Lake Saint-Charles sediments.



3.5 Préparation des sédiments et des microfossiles

En ce qui concerne les propriétés physiques des sédiments, le pourcentage d'eau a été calculé avec la différence entre le poids humide et sec des échantillons alors que le pourcentage de la matière organique a été estimé avec le poids perdu des sédiments après deux heures de cuisson à 550 °C (DEAN, 1974).

Le matériel diatomifère fossile a été isolé selon des techniques standards (PIENITZ et SMOL, 1993). Ensuite, nous avons ajouté une quantité connue de sphères de divinylbenzène d'environ 6,7 µm de diamètre afin d'évaluer la paléoproduktivité déterminée avec le nombre de frustules/g de sédiment sec (BATTARBEE et KNEEN, 1982). Les kystes de chrysophycées ont aussi été comptés et représentés sous forme de ratio (SMOL, 1985) qui correspond au nombre de kystes sur le nombre de diatomées (frustules) à chaque niveau (*figure 6*). Un minimum de 500 valves par échantillon a été compté sur des transects de 100 µm de large. Les comptages ont été effectués à un grossissement de 1000X, sous l'huile à immersion. L'identification taxonomique s'est effectuée à l'aide de CAMBURN *et al.* (1984-1986), CUMMING *et al.* (1995), FALLU *et al.* (2000), GERMAIN (1981), KRAMMER (1992), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (1989), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1986-1991), et LANGE-BERTALOT et METZELTIN (1996). La diversité (d_s) diatomifère fut aussi estimée. Le $d_s = (s-1/\log N)$ résulte d'une équation décrite par MARGALEF (1968). Le s représente le nombre d'espèces présentes dans l'échantillon et le N , le nombre total de taxons dans tous les échantillons.

3.6 Analyses statistiques

L'abondance relative des espèces de diatomées les plus communes a été représentée à l'aide des logiciels TILIA (version 2.00) et TILIA-GRAPH (version 1.25 ; GRIMM, 1991). Le logiciel CONISS (GRIMM, 1987) qui utilise une analyse de groupement a permis de délimiter les différentes zones stratigraphiques de diatomées.

La reconstitution des concentrations en phosphore total [PT] des eaux du lac Saint-Charles fut possible grâce aux fonctions de transfert du modèle développé par HALL et SMOL (1996). Ce dernier a été élaboré avec les assemblages de diatomées récentes de 54 lacs dans la région de Muskoka-Haliburton (partie sud-est de l'Ontario). Ces lacs sont situés sur le Bouclier canadien, dans la région géologique de Grenville. La régression des moyennes pondérées et la calibration ont été effectuées avec le logiciel WACALIB (version 3.3) qui utilise la méthode de régression classique avec dérétrécissement (*deshrinking*) ainsi que 1000 *bootstrap cycles*. Le modèle de HALL et SMOL (1996) a été choisi pour quatre raisons :

- 1) il n'existe pas de fonction de transfert élaborée avec les diatomées de cette région du Québec ;
- 2) la flore diatomifère y est très apparentée ;
- 3) la plupart des lacs qui ont servi au modèle sont mésotrophes avec des conditions limnologiques qui se rapprochent beaucoup de celles du lac Saint-Charles ;
- 4) les lacs du modèle proviennent de la même région géologique.

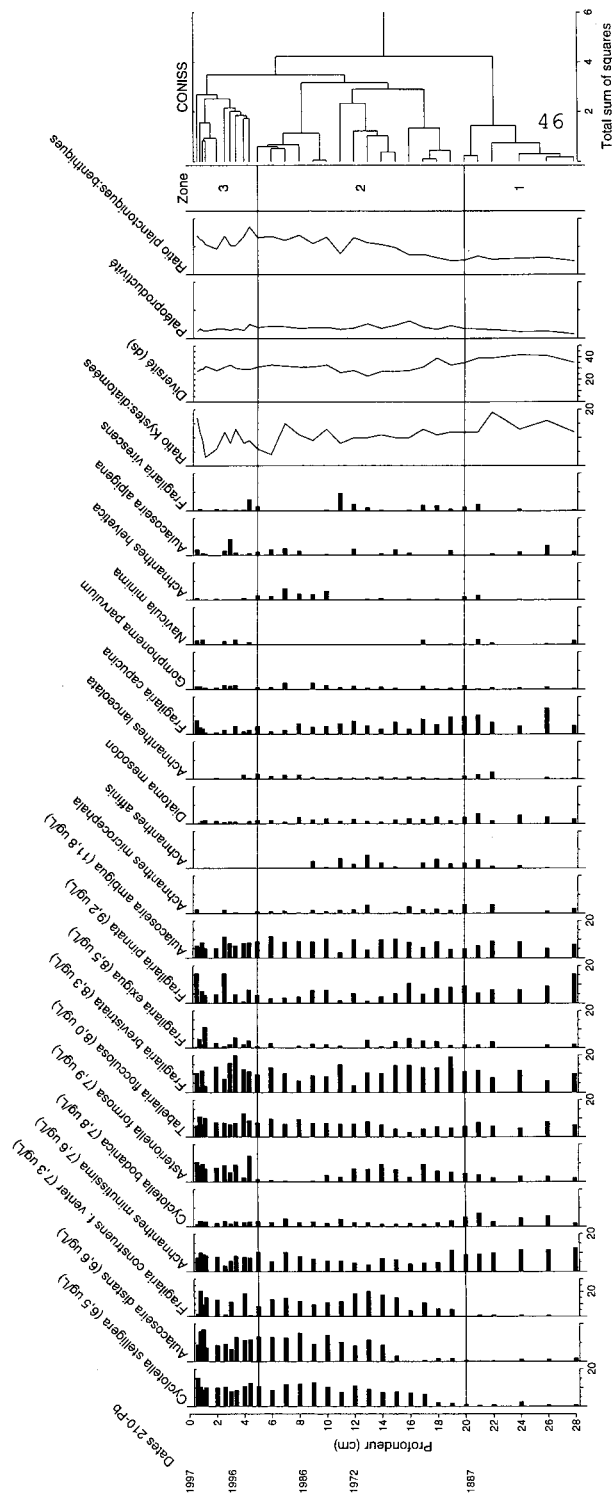


Figure 6 Diatomées dominantes, ratio espèces planctoniques : benthiques (10^7), paléoproductivité ($\times 10^7$), ratio kystes : diatomées ($100x$) et la diversité (d_3) dans les sédiments du lac Saint-Charles. L'optimum de P ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; HALL et SMOL, 1996) est indiqué pour chaque espèce de diatomée.

Dominant diatoms, planktonic : benthic species ratio ($10x$), paleoproductivity ($\times 10^7$), cyst : diatom ratio ($100x$) and species diversity (d_3) in the Lake Saint-Charles core. The diatoms are classified according to their P optimum ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (HALL and SMOL, 1996).



4 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Morphométrie et limnologie actuelle du lac Saint-Charles

Le lac est constitué de deux bassins qui se joignent par un passage étroit et peu profond d'environ 4 m (*figure 1*). Le bassin sud est plutôt un système fluvial tandis que le bassin nord représente un bassin lacustre par sa morphométrie. Le lac Saint-Charles est un système dimictique dont les périodes de stratification hivernale et estivale sont accompagnées d'un déficit en O₂ (LÉGARÉ, 1998). Les données limnologiques (*tableau 1*) montrent que le lac Saint-Charles est actuellement un système au stade mésotrophe avancé avec une quantité moyenne de Chla de $4,9 \pm 3,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et un pH qui varie autour de 6 à 7.

Tableau 1 Caractéristiques morphométriques et limnologiques du lac Saint-Charles.

Table 1 *Morphometrical and limnological characteristics of Lake Saint-Charles.*

	Bassin	
	Sud	Nord
Volume d'eau (%)	49	51
Profondeur moyenne (m)	2	5,6
Profondeur maximale (m)	4	16,5
Thermocline	absente	présente
À la surface (bassin nord)	Saison	
	Été	Hiver
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	7,6-12,8	0,02-0,10
Phosphore total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	7,0-14,3	7,4-13,7
Azote total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	250-320	320-720
Nitrate-N ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	40-120	120-370
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	76-78	65-87
Oxygène ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	8,6-9,9	9,6-11,2
pH	6,9-7,4	6,4-7,5
Température (°C)	17-20	0-4,0

Les données chimiques concernent les 4 m de surface pour 2 dates d'échantillonnage ; à la fin de l'été et au milieu de l'hiver. Pour plus de détails voir LÉGARÉ (1998).

The chemical data are for the upper 4 m of the lake on 2 dates of sampling in late summer and mid- to late winter. Further details are given in LÉGARÉ (1998).

Notre échantillonnage à la fin de l'hiver (*figure 3a*) révèle une forte stratification inverse de la température et une diminution d'oxygène à travers toute la colonne d'eau et surtout près du fond (minimum de 4 %). Le pH a varié de 6,56



immédiatement sous la couverture de glace à 6,37 au fond. Le phosphore total a varié de 7 à 14 $\mu\text{g P L}^{-1}$, et la Chla à la surface a été 0,04-0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Vers la fin de l'été (*figure 3b*), la température et la concentration d'oxygène ont montré de forts gradients, avec les conditions anoxiques près du fond. Le pH a varié de 7,4 dans l'épilimnion à 5,6 dans l'hypolimnion. Le phosphore total a varié de 7 à 17 $\mu\text{g P L}^{-1}$, avec les plus grandes concentrations dans l'hypolimnion. Les mesures de Chla ont indiqué une floraison du phytoplancton à la surface, avec une valeur maximale de 12 $\mu\text{g Chla L}^{-1}$. Ces profils, en particulier la présence d'anoxie, l'accumulation du phosphore dans l'hypolimnion et la forte concentration du phytoplancton indiquée par la Chla confirment le statut mésotrophe-eutrophe de ce lac.

4.2 Caractéristiques physiques et chimiques des sédiments

Le premier centimètre de sédiment était constitué d'une boue flocculante orangée. Le reste des sédiments était caractérisé par une gyttja olive très homogène. Lors du sous-échantillonnage, des macrorestes végétaux (feuilles d'arbres) ont été retrouvés à 11 cm de profondeur. Les résultats des analyses de la perte au feu montrent un accroissement de la matière organique entre 28 cm et 10 cm de profondeur (*figure 4*). Les pourcentages de N et C dans les sédiments montrent la même tendance. Ce sont des profils représentant des sédiments soumis au processus de la diagenèse. Toutefois, entre 19 cm et 15 cm de profondeur on observe un taux d'augmentation plus élevé pour la matière organique. Cet intervalle correspond aussi à une augmentation de la paléoproduktivité (*figure 6*). Enfin, de 10 cm de profondeur à la surface la quantité de matière organique, de N et de C est sensiblement la même. Le phosphore étant généralement très mobile dans les sédiments, il nous semble impossible d'en faire une interprétation adéquate.

Les valeurs des métaux majeurs Al, Ca et Mg (*figure 5*) restent relativement constantes, soit de 20 cm de profondeur à la surface. Ceci suggère qu'il n'y a pas eu de changement majeur dans la composition minéralogique des sédiments, ou de la source, à travers cette période de temps. Toutefois, les trois profils de ces métaux nous montrent une diminution graduelle de leur concentration de la base à 22 cm de profondeur et ensuite une hausse importante de la concentration entre 22 et 20 cm de profondeur. La teneur en Fe et en Mn (*figure 5*) décroît avec la profondeur, ce qui semble indiquer que les sédiments ont subi une certaine transformation diagénétique. Une fois de plus, on observe un accroissement plus important de la concentration de Fe et de Mn entre 22 et 20 cm de profondeur.

Les profils des concentrations de métaux traces tels que le Cu, le Pb et le Zn (*figure 5*) demeurent constants dans les 10 premiers cm de surface, puis décroissent avec la profondeur. Ceci pourrait s'expliquer par la bioturbation et la diagenèse des sédiments. En revanche, encore ici on retrouve une augmentation importante des concentrations entre 22 et 20 cm. Il est à noter qu'une augmentation de ces métaux traces est habituellement associée à une hausse des apports atmosphériques d'origine anthropique depuis l'industrialisation (CARIGNAN, 1984).

Finalement, le profil du soufre (*figure 5*) reste homogène dans les 10 cm de surface et décroît par la suite comme les métaux majeurs. CARIGNAN (1984) associe l'augmentation récente en S à une augmentation des apports atmo-



sphériques d'origine anthropique. Une perte diffusible à travers les sédiments n'a jamais été observée et elle est peu probable car le H₂S provenant de la décomposition de la matière organique devrait être rapidement immobilisé, soit en sulfure ferreux peu soluble, soit par réorganisation de la matière organique. En revanche, cet aspect n'a jamais vraiment été étudié dans les lacs du Bouclier canadien. Ainsi, nous assumons que le S sédimentaire est relativement immobile comme le plomb (CARIGNAN, 1984).

4.3 Flore et zonation diatomifères

Trois cent cinq espèces de diatomées ont été répertoriées dans la carotte de sédiment du lac Saint-Charles (TREMBLAY, 1999). Les assemblages de diatomées fossiles sont représentatifs d'une flore lacustre d'une région boréale tempérée, dominés par des espèces typiques d'une eau circumneutrale à légèrement alcaline (PIENITZ *et al.*, 1995). La flore est composée d'au moins 30 % de *Fragilaria* spp. dont les formes dominantes sont *Fragilaria brevistriata*, *F. pinnata*, *F. capucina* et *F. construens* f. *venter*. Entre 20 % et 50 % des espèces sont planctoniques avec comme principales espèces *Aulacoseira ambigua*, *A. distans*, *Cyclotella stelligera*, *C. bodanica*, *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa*. Un bon nombre de taxa d'*Achnanthes* spp. ont été identifiés, *A. minutissima* étant dominante. La composition restante des assemblages inclut une grande variété d'espèces dans plusieurs genres, *Amphora* spp., *Brachysira* spp., *Caloneis* spp., *Cocconeis* spp., *Cymbella* spp., *Diatoma* spp., *Diploneis* spp., *Epithemia* spp., *Eunotia* spp., *Frustulia* spp., *Gomphonema* spp., *Navicula* spp., *Neidium* spp., *Nitzschia* spp., *Pinnularia* spp., *Stauroneis* spp. et *Surirella* spp. On note l'absence du genre *Stephanodiscus*, taxon typique des milieux eutrophes (STOERMER, 1984 ; ANDERSON *et al.*, 1990). La *figure 6* représente seulement les espèces avec au moins 2 % d'abondance relative sur au moins deux niveaux stratigraphiques. Basé sur les analyses de groupement, la carotte du lac Saint-Charles a été divisée en trois zones stratigraphiques (*figure 6*).

Quarante-sept espèces (*tableau 2*) ont servi à la reconstitution quantitative des concentrations, incluant les espèces représentant au moins 1 % de l'abondance relative d'un assemblage diatomifère.

4.3.1 Zone 1 – Phase lacustre précédant la construction du premier barrage

La zone 1 représente les communautés diatomifères antérieures à 1887, correspondant à la période qui précède la construction du premier barrage en aval du bassin sud. À cette époque le lac est un lieu de pêche à la truite très prisé. Il est déjà le réservoir d'eau potable pour les citoyens de la ville de Québec. En 1895, 75 familles sont alors établies autour du lac.

Les espèces dominantes sont *Achnanthes minutissima*, *Fragilaria brevistriata*, *F. pinnata* et *F. capucina* (*figure 6*). Selon VAN DAM *et al.* (1994), elles sont associées indirectement à un milieu bien oxygéné et, selon AGBETI et DICKMAN (1989), elles préfèrent les milieux eutrophes. *F. brevistriata* a un optimum de PT de 8,3 µg·L⁻¹ (HALL et SMOL, 1996), elle est considérée oligosaprobe et préfère les milieux oligotrophes selon VAN DAM *et al.* (1994). En revanche, *F. pinnata* et *F. capucina* sont classés oligotrophe à eutrophe et β-mésosaprobe (VAN DAM *et al.*, 1994). Le PT optimal de *F. pinnata* est de 9,2 µg·L⁻¹ (HALL et SMOL, 1996). *F. pinnata* et *F. capucina* sont plus abondantes dans la zone 1 alors que c'est l'inverse pour *F. brevistriata*.

Tableau 2 Liste des taxons de diatomées les plus communs du lac Saint-Charles (> 1 % dans au moins un intervalle de sédiment) et utilisés pour la reconstitution du PT avec le modèle de HALL et SMOL (1996).

Table 2 List of the most common diatom taxa in Lake Saint-Charles (> 1% in at least one sediment interval) and used for the TP reconstruction with the model of HALL and SMOL (1996).

Espèces de diatomées et auteurs	Espèces de diatomées et auteurs
<i>Achnanthes affinis</i> KÜTZ	<i>Eunotia exigua</i> (Bréb) RABENH
<i>A. bioretii</i> GERMAIN	<i>E. intermedia</i> (Krasske) NORPEL et LANGE-BERTALOT
<i>A. daonensis</i> LANGE-BERTALOT	<i>E. pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralfs) RABENH
<i>A. helvetica</i> (Hust) LANGE-BERTALOT	<i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenb) CLEVE
<i>A. lanceolata</i> (Bréb) GRUN	<i>F. brevistriata</i> GRUN
<i>A. linearis</i> (W. Smith) GRUN	<i>F. capucina</i> DESMAZIÈRES
<i>A. microcephala</i> (Kütz) CLEVE	<i>F. construens</i> (Ehrenb) GRUN
<i>A. minutissima</i> KÜTZ	<i>F. construens</i> f. <i>venter</i> (Ehrenb) HUST
<i>A. subatomoides</i> (Hust) LANGE-BERTALOT et ARCHIBALD	<i>F. exigua</i> GRUN
<i>Anomoeoneis brachysira</i> (Bréb) GRUN	<i>F. pinnata</i> EHRENB
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	<i>F. virescens</i> RALFS
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun) KRAMMER	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz) KÜTZ
<i>A. ambigua</i> (Grun) SIMONSEN	<i>Meridion circulare</i> (Grev) AGARDH
<i>A. distans</i> (Ehrenb) SIMONSEN	<i>Navicula angusta</i> GRUN
<i>A. distans</i> var. <i>humilis</i> CLEVE-EULER	<i>N. cryptocephala</i> KÜTZ
<i>A. lirata</i> (Ehrenb) ROSS	<i>N. cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT
<i>A. tenella</i> (Nygaard) SIMONSEN	<i>N. elginensis</i> (Gregory) RALFS
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENB	<i>N. minima</i> GRUN
<i>Cyclotella bodanica</i> GRUN	<i>N. pupula</i> KÜTZ
<i>C. stelligera</i> CLEVE et GRUNOW	<i>N. rhyngocephala</i> KÜTZ
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenb) KÜTZ	<i>Opephora olsenii</i>
<i>C. silesiaca</i> BLEISCH	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) KÜTZ
<i>Diatoma anceps</i> (Ehrenb) KIRCHNER	<i>T. fenestrata</i> (Lyngbye) KÜTZ
<i>D. mesodon</i> (Ehrenb) KÜTZ	

Aulacoseira ambigua, *Asterionella formosa* et *Tabellaria flocculosa* représentent au moins 20 % de l'assemblage de diatomées de la zone et ce pourcentage est relativement constant sur l'ensemble de la carotte. *Aulacoseira ambigua* et *Asterionella formosa* sont euplanctoniques et classées β -mésosaprobe (VAN DAM *et al.*, 1994). Généralement, *Aulacoseira ambigua* et *Asterionella formosa* sont considérées comme étant indicatrices d'un enrichissement en nutriments (BATTARBEE, 1978 ; REAVIE *et al.*, 1995). Leur [PT] optimales sont respectivement de 11,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et 7,9 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. *Tabellaria flocculosa* est classée comme une espèce mésotrophe, β -mésosaprobe, acidophile qui préfère des milieux de faible salinité (< 2 %) (VAN DAM *et al.*, 1994).

L'assemblage diatomifère de la zone 1 représente donc un milieu mésotrophe. C'est dans cette zone que nous avons énuméré le plus grand nombre de kystes de chrysophycées ainsi qu'observé la plus forte diversité (d_s) de diatomées (figure 6). La reconstitution de PT (figure 7) révèle des concentrations variant entre 16 et 17 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (moyenne = 16,6 \pm 0,3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ce qui suggère également que le lac était déjà au stade mésotrophe de son évolution.

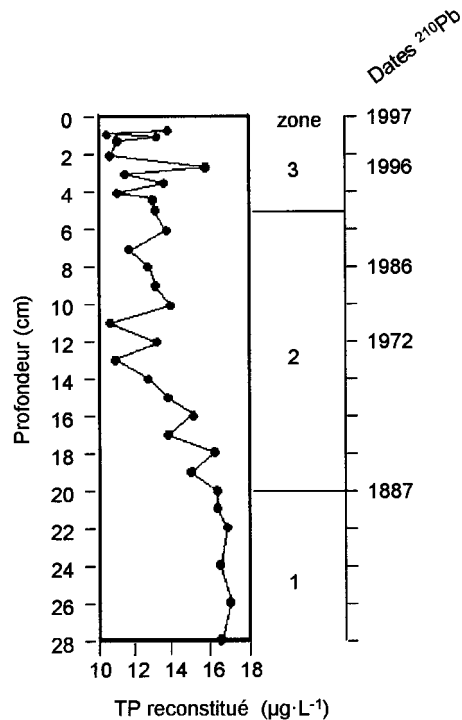


Figure 7 Reconstitution de l'histoire récente des concentrations en TP de l'eau du lac Saint-Charles à partir des communautés de diatomées (modèle de HALL et SMOL, 1996).

Diatom-inferred lakewater [TP] in the recent history of Lake Saint-Charles based on the transfer function of HALL and SMOL (1996).

4.3.2 Zone 2 – Élévation de 1,5-2,0 m du niveau de l'eau

La zone 2 représente la période du début du siècle jusqu'à approximativement 1986. En 1934, un premier barrage a été construit, puis refait en 1948. Au début des années 1950, les citoyens de lac Saint-Charles s'inquiètent de la détérioration de la qualité des eaux du lac, ils constatent une prolifération des algues dans le bassin sud. Les pressions faites à l'égard de la municipalité donneront lieu à une loi en 1960 obligeant les occupants des berges à installer des fosses septiques. La population atteint 6 000 personnes en 1976. En 1981, une étude limnologique (ALAIN, 1981) classe le lac Saint-Charles comme peu productif.

Les changements les plus importants de cette zone sont la diminution des *Fragilaria* spp. sauf pour *F. construens* f. *venter* et l'augmentation importante de *Cyclotella stelligera* et *Aulacoseira distans*. *Fragilaria construens* f. *venter* est périphtyque ou épipsammique, typique des milieux mésotrophes à eutrophes, ayant un optimum de P de $7,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (HALL et SMOL, 1996). Elle est classée β -mésosaprobe (VAN DAM *et al.*, 1994). *Cyclotella stelligera* est considérée comme une espèce oligomésotrophe (LITTLE *et al.*, 2000) dont le P optimal est

de $6,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (HALL et SMOL, 1996). C'est une espèce tychoplanctonique et oligohalobe à indifférente. *Aulacoseira distans* est oligotrophe avec un P optimal de $7,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (HALL et SMOL, 1996). Au moment de l'apparition plus importante de *Cyclotella stelligera*, la présence de *C. bodanica* a diminué. Son abondance relative est passée de 5 % à 2 %. Le P optimal de *C. bodanica* est de $7,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (HALL et SMOL, 1996). Ainsi, *C. bodanica* préfère apparemment des concentrations de P plus élevées que *C. stelligera*. En revanche, selon VAN DAM *et al.* (1994), *C. bodanica* requiert un milieu bien oxygéné et elle est classée oligotrophe et oligosaprobe. Puisqu'une diminution de la teneur en nutriments dans l'eau est observable, nous pouvons supposer que *C. bodanica* serait beaucoup plus sensible aux déficits en oxygène et à la pollution de l'eau.

Une différence marquée dans la morphologie de ces deux espèces se montre à l'intérieur de la zone 2. *Cyclotella stelligera* était très petite ($< 10 \mu\text{m}$) dans la zone 1, tandis que le diamètre de *Cyclotella bodanica* était plus large. Une étude de HÅKANSSON et KORHOLA (1998) sur la morphologie de *Cyclotella meneghiniana* révèle des changements importants de la morphologie dépendamment des conditions de pollution. Le diamètre de ce taxon est passé de $15\text{-}22 \mu\text{m}$ entre $67\text{-}68 \text{ cm}$ de profondeur à $10\text{-}33 \mu\text{m}$ entre $37\text{-}38 \text{ cm}$ de profondeur. Ce changement morphologique pourrait refléter une détérioration de la qualité de l'eau du lac Saint-Charles lors de cette période.

C'est aussi au niveau de la zone 2 qu'on peut observer une augmentation de la paléoprodutivité (figure 6). Une augmentation de la productivité algale couplée à une augmentation du ratio des espèces planctoniques/benthiques peut être une réponse caractéristique à l'augmentation du niveau d'eau à la suite de la création d'un réservoir (BAXTER, 1977). La disparition de *Asterionella formosa* de 14 cm à 10 cm de profondeur pourrait suggérer une variation des concentrations de phosphore et de silice (REYNOLDS, 1984 ; YANG *et al.*, 1996). *Asterionella formosa* ne tolère pas de basses concentrations d'acide silique (REYNOLDS, 1984). C'est à ce niveau que l'on constate une augmentation importante du ratio planctonique/benthique (figure 6). Ainsi, une croissance planctonique plus grande aurait pu provoquer une rareté de l'acide silique dans le milieu. L'étude de SCHELSKE (1991) démontre qu'il y a un épuisement de la silice suite à l'accroissement de la production de diatomées.

Au lac Saint-Charles, l'élévation du niveau de l'eau a changé sa morphométrie mais probablement aussi la structure de sa communauté diatomifère. Bien qu'il y ait eu l'augmentation de certaines espèces (*Aulacoseira distans*, *Cyclotella stelligera* et *Fragilaria construens* f. *venter*), nous pouvons constater, de la zone 1 à la zone 2, une diminution de la diversité (d_s) de diatomées fossiles (figure 6). C'est aussi dans cette zone qu'on observe une diminution du ratio kystes/diatomées. L'étude de LINDSTRÖM (1973) qui s'intéresse à l'impact de la création de certains réservoirs de la Suède montre que l'inondation peut créer de nouvelles niches écologiques, mais qu'à plus long terme, la diversité biologique diminue. L'équilibre existant du lac peut être bouleversé, par exemple, par la modification des zones littorales et la diminution de la transparence de l'eau.

La reconstitution du PT indique une diminution du phosphore total dans l'eau, la concentration étant passée de $16 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 24 cm de profondeur à $11 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ à 11 cm de profondeur (moyenne = $14,1 \pm 2,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $n = 12$). Cette baisse de PT est associée à une augmentation de la paléoprodutivité et du ratio des espèces planctoniques/benthiques de la zone 2 (figure 6). Plusieurs



études décrivent un phénomène intéressant appelé « *trophic upsurge* » suivant la formation de réservoirs (BAXTER, 1977 ; KIMMEL *et al.*, 1990 ; SCHALLENBERG, 1993), constatant une augmentation importante et brève de la concentration en phosphore dissous qui est suivi par une chute rapide. Ce phénomène pourrait en partie expliquer l'augmentation de la paléoproduktivité apparente dans cette zone. Une diminution des $[O_2]$ dans l'hypolimnion pourrait aussi engendrer une diminution du phosphore retenu dans les sédiments. L'augmentation de *Fragilaria construens* f. *venter* (périphytique) résulte peut être de la surcroissance des macroalgues des marais du bassin nord qui est le résultat d'une surfertilisation des affluents du lac (MARCOTTE, 1982). HALL et SMOL (1996) proposent quelques facteurs pouvant expliquer cette baisse du [PT] de l'eau des lacs du sud-est de l'Ontario. L'un d'eux est que les processus d'acidification du bassin versant réduisent la charge en phosphore ou accroissent les déperditions de phosphore du bassin. Enfin, les efforts humains pour la diminution des apports dans le bassin (réseau d'égout, installation septique, usine d'épuration en amont du lac, préservation des marais, interdiction à la baignade, interdiction au déboisement des berges ; *figure 2*) ont sûrement des effets positifs pour contrer le processus d'eutrophisation du lac Saint-Charles.

4.3.3 Zone 3 – Recrudescence des espèces de *Fragilaria*

La zone 3 comprend la période entre 1986 et 1997. L'étude de BELZILE (1987) et celle de LÉGARÉ (1998) établissent que le lac est au stade mésotrophe avancé. En 1995, on s'aperçoit que la rivière des Hurons, le principal affluent du lac, est contaminée et que les fosses septiques sont encore dommageables pour la qualité de l'eau. On se questionne aussi sur l'eutrophisation possible du lac qui connaît des épisodes de contamination par les coliformes (HÉBERT, 1995). Notre étude limnologique observe les déficits hivernaux et estivaux en oxygène du lac Saint-Charles. Le relargage d'éléments des sédiments causé par les conditions anoxiques et l'épandage de sel sur les routes respectivement des hausses de conductivité au fond et à la surface du bassin.

Dans cette zone, nous constatons beaucoup de variabilité au niveau des espèces de *Fragilaria*. La forte abondance de certains taxons comme *Fragilaria pinnata* et *F. construens* f. *venter* est en partie due à la présence de longues chaînes de frustules bien préservées en surface de la carotte de sédiments. Nous pouvons aussi constater une recrudescence de *F. construens* f. *venter* et *F. pinnata*, des taxons tolérants aux milieux eutrophes (AGBETI et DICKMAN, 1989), ainsi qu'une réapparition d'*Asterionella formosa*. Dans cette zone, la paléoproduktivité a diminué par rapport à la zone 2 et le ratio des espèces planctoniques/benthiques s'est stabilisé. Par ailleurs, la diversité (d_s) des espèces de diatomées s'est maintenue (*figure 6*).

La reconstitution du phosphore montre une légère diminution en surface. La valeur estimée pour le niveau de surface des sédiments par le modèle de HALL et SMOL (1996) est de $13,7 \pm 4,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (*figure 7*). La concentration de phosphore total mesurée en profondeur (16 m) du lac Saint-Charles le jour du prélèvement était aussi de $13,7 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (moyenne = $10,9 \pm 2,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Le marais ne cesse de se développer et des efforts de préservation de l'environnement ont été mis en œuvre. Le marais est maintenant une zone de préservation. De plus, en 1982, une usine d'épuration des eaux a été construite au lac Delage (*figure 2*), ce qui a permis de diminuer les charges de nutriments



apportées au lac Saint-Charles via les marais. Ces efforts ont le potentiel de réduire les teneurs en phosphore du lac.

5 – IMPLICATIONS POUR LA GESTION DU RÉSERVOIR

L'étude paléolimnologique récente du lac Saint-Charles a documenté l'évolution trophique du lac depuis environ les 150 dernières années et permet de mettre en contexte les inquiétudes à l'effet de son eutrophisation accélérée. La période étudiée incluait le tout début de la colonisation urbaine, la période de l'industrialisation massive, la construction des barrages et le développement accru de la population du lac Saint-Charles avec tous les effets associés. Le lac Saint-Charles était au stade mésotrophe de son évolution avant la colonisation alors qu'il se trouve présentement classé au stade mésotrophe avancé par les études limnologiques. Les communautés diatomifères sont représentatives de l'état mésotrophe du lac et démontrent une tendance vers une diminution de la teneur en phosphore. Les profils des métaux quant à eux semblent montrer un accroissement de la pollution de l'eau du lac Saint-Charles depuis le début du siècle.

La baisse de la diversité des espèces de diatomées, l'augmentation du ratio planctoniques/benthiques, l'apparition de *Aulacoseira distans* et de *Cyclotella stelligera* ainsi que la diminution du ratio kystes/diatomées démontrent des changements importants. Une étude de FABRI (1984) affirme que *Achnanthes minutissima* régresse fortement dans les eaux polluées et l'abondance de cette espèce a régressé dans les eaux du lac Saint-Charles. Par ailleurs, une étude de SMOL (1981) démontre que les variations de la diversité seraient attribuables à des changements dans les taux de sédimentation plutôt qu'à la variation de la qualité des eaux. Nous avons pu constater que les espèces eutrophes ne se sont jamais développées davantage dans les eaux du lac, et que les abondances relatives des espèces indicatrices d'un enrichissement en nutriments comme *Aulacoseira ambigua* et *Asterionella formosa* n'ont pas augmenté au fil du temps. De plus, aucune espèce hétérotrophe comme plusieurs des genres *Nitzschia* et *Stephanodiscus* n'a colonisé les eaux du lac Saint-Charles jusqu'à présent. Enfin, la reconstitution du PT suggère une diminution de la concentration en P de 28 cm de profondeur à la surface. Ainsi, l'augmentation de taxons comme *Fragilaria construens* f. *venter* et *Fragilaria pinnata* pourrait être le résultat d'une augmentation des macrophytes dans les marais plutôt d'un enrichissement en nutriments. Il serait intéressant d'effectuer une étude complémentaire sur l'état d'oxygénation du lac pour la même période de temps, par exemple en utilisant les fossiles de chironomides (cf. LITTLE *et al.*, 2000).

6 – CONCLUSIONS

Cette étude paléolimnologique indique que le lac Saint-Charles a été perturbé par les activités anthropiques dans son bassin versant depuis la coloni-



sation. En revanche, nous ne pouvons conclure à une accélération de son processus d'eutrophisation. Nos études limnologiques et celles d'autres chercheurs (ALAIN, 1981 ; BELZILE, 1987 ; LÉGARÉ, 1998) ont démontré que le lac Saint-Charles est au stade mésotrophe avancé de son évolution. Les assemblages de diatomées fossiles des ~ 150 dernières années sont représentatifs de conditions mésotrophes stables. Aucune espèce indicatrice d'un enrichissement en nutriments n'a vu son abondance accroître (ex : *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*) et aucune espèce typique de l'état strictement eutrophe n'a pu s'établir au lac Saint-Charles. Il est fort probable que les conditions anoxiques près du fond se sont établis dès le milieu du xx^e siècle. La concentration en phosphore dans les sédiments et la teneur de l'eau en PT reconstituée reflètent une légère diminution de phosphore dans le bassin avec le temps. Toutefois, on assiste probablement à une détérioration d'autres aspects de la qualité de l'eau du lac Saint-Charles depuis environ les 100 dernières années (e.g., augmentation des concentrations de métaux dans les sédiments). De plus, l'état trophique mésotrophe avancé implique qu'un enrichissement additionnel pourrait provoquer une dégradation plus sérieuse avec une floraison d'algues nocives comme les cyanobactéries. La combinaison d'observations paléolimnologiques et limnologiques présentées ici souligne l'importance d'une gestion consciencieuse des apports externes affectant ce précieux réservoir d'eau potable.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (FCAR- programmes Nouveaux Chercheurs et Équipe) et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) pour les subventions accordées à RP et à WFV, ainsi que le Centre d'études nordiques pour son support logistique. Nous remercions les membres de l'APÉL pour l'accès au lac ainsi que P. Hamilton et M. Poulin du musée canadien de la nature pour l'accès au laboratoire et à la documentation, et J. Painchaud du ministère de l'Environnement du Québec pour ses précieux conseils et son aide à la logistique. Enfin, un merci tout particulier aux correcteurs I. Coulombe, G. Dufour, J. Smol et un correcteur anonyme.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGBETI M., DICKMAN M., 1989. Use of lake fossil diatom assemblages to determine historical changes in trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 1013-1021.
- ALAIN J., 1981. Projet d'assainissement : diagnose du lac Saint-Charles. *Direction générale des inventaires et de la recherche*, MENVIQ. 25 p.
- ANDERSON N.J., RIPPEY B., STEVENSON A.C., 1990. Change to a diatom assemblage in a eutrophic lake following point source nutrient re-direction: A palaeolim-

- nological approach. *Freshwat. Biol.*, 23, 205-217.
- APEL 1981. Étude descriptive du bassin versant de Lac Saint-Charles, Association du Lac Saint-Charles (éd.), 110 p.
- APPLEBY P.G., OLDFIELD F., 1983. The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiol.*, 103, 29-35.
- BATTARBEE R.W., 1978. Observations on the recent history of Loch Neach and its drainage basin. *Phil. Trans. Royal Soc. London*, 281, 303-345.
- BATTARBEE R.W., KNEEN M.J., 1982. The use of electronically counted microspheres in absolute diatom analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 27, 184-188.
- BAXTER R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 8, 255-283.
- BELZILE L., 1987. Évaluation de la cote trophique du Lac Saint-Charles, près de Québec. Schooner et Associés Inc., 12 p.
- CAMBURN K.E., KINGSTON J.C., CHARLES D.F., 1984-1986. Paleocological Investigation of Recent Lake Acidification. PIRLA Diatom Iconograph, PIRLA Unpublished Report Series No 3, Indiana University, Bloomington, États-Unis, 298 p.
- CARIGNAN R., 1984. Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de quatre lacs des Laurentides. INRS-Eau pour le ministère de l'Environnement du Québec. Rapport interne No. PA-85-01, Envirodoq 850289, 59 p.
- CENTRE ST-LAURENT D'ENVIRONNEMENT CANADA ET ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1992. Guide de méthodologie de caractérisation des sédiments. Ministère des Approvisionnements et Services Canada (Éds.), ISBN-0-662-96885-9, 160 p.
- CLERK S., HALL R.I., QUINLAN R., SMOL J.P., 2000. Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia and nutrient levels from a Canadian Precambrian Shield lake. *J. Paleolimnol.*, 23, 319-336.
- CUMMING B.F., WILSON S.E., HALL R.I., SMOL J.P., 1995. Diatoms from British Columbia (Canada) lakes and their relationship to salinity, nutrients and other limnological variables. *Bibliotheca Diatomologica*, vol. 31. J. Cramer, Berlin/Stuttgart, 207 p.
- DEAN W.E. Jr., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition : Comparison with other methods. *J. Sediment. Petrol.*, 44, 242-248.
- EAKINS J.D., MORRISON R.T., 1978. A new procedure for the determination of lead-210 in lake and marine sediments. *Intern. J. Appl. Radiation and Isotope*, 29, 531-536.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1994. Manual of Analytical Methods. National Laboratory for Environmental Testing, Burlington, Ontario.
- FABRI R., 1984. Étude écologique des rivières du nord du massif Ardennais (Belgique) : flore et végétation des diatomées et physicochimie des eaux. 3. Impact des pollutions, Station scientifique des Hautes-Fagnes Mont-Rigi, Belgique, 110-116.
- FALLU M.-A., ALLAIRE N., PIENITZ R., 2000. Freshwater diatoms from northern Québec and Labrador (Canada). *Bibliotheca Diatomologica*, vol. 45. J. Cramer, Berlin/Stuttgart, 200 p.
- FRITZ S.C., KINGSTON J.C., ENGSTROM D.R., 1993. Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: A cautionary tale. *Freshwat. Biol.*, 30, 1-23.
- FULTON R.J., 1989. Le Quaternaire du Canada et du Groenland, Commission géologique du Canada, 402-407.
- GERMAIN H., 1981. Flores des diatomées, eaux douces et saumâtres. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 444 p.
- GLEW J., 1988. A portable extruding device for close interval sectioning of unconsolidated core samples. *J. Paleolimnol.*, 1, 235-239.
- GLEW J., 1991. Miniature gravity corer for recovering short sediment cores. *J. Paleolimnol.*, 5, 285-287.
- GRIMM E., 1987. CONISS: A Fortran 77 Program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers & Geosciences*, 13, 13-35.
- GRIMM E., 1991. TILIA and TILIA-GRAPH logiciels. Illinois State Museum, Springfield, Illinois.

- HÅKANSSON H., KORHOLA A., 1998. Phenotypic plasticity in the diatom *Cyclotella meneghiniana* or a new species? *Nova Hedwigia*, 66, 187-196.
- HALL R.I., SMOL J.P., 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwat. Biol.*, 27, 417-434.
- HALL R.I., SMOL J.P., 1996. Paleolimnological assessment of long-term water quality changes in south-central Ontario lakes affected by cottage development and acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1-17.
- 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, 41 p.
- KARST T.L., SMOL J.P., 1998. Tracking the cultural eutrophication history of Collins Lake (Southeastern Ontario, Canada) using paleolimnological techniques. *Lake Reserv. Manag.*, 14, 456-465.
- KIMMEL B.L., LIND O.T., PAULSON L.J., 1990. Reservoir primary production. In: K.W. Thornton, B.L. Kimmel, F.E. Payne (eds.), *Reservoir limnology : ecological perspectives*, John Wiley & Sons, New York, 133-194.
- KRAMMER K., 1992. *Pinnularia*, eine Monographie der europäischen Taxa. *Bibliotheca Diatomologica*, vol. 26. J. Cramer, Berlin/Stuttgart, 353 p.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986-1991. Bacillariophyceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2:1-4*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena.
- LANGE-BERTALOT H., KRAMMER K., 1989. *Achnanthes*, eine Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologica*, vol. 18., J. Cramer, Berlin/Stuttgart, 393 p.
- LANGE-BERTALOT H., METZELTIN D., 1996. Oligotrophie-Indikatoren - 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seentypen, *Iconographia Diatomologica*, vol. 2. Koeltz Scientific Books, Königstein, 390 p.
- LA SOCIÉTÉ HISTORIQUE DE LAC ST-CHARLES, 1992. Le Lac St-Charles. La société historique de Lac-St-Charles (éd.), Québec (Province), 16 p.
- LASALLE P., MARTINEAU G., CHAUVIN L., 1977. Morphologie, stratigraphie et déglaciation dans la région de Beauce-Monts-Notre-Dame-Parc des Laurentides. Québec, Ministère des Richesses naturelles, rapport DPV-516, 74 p.
- LÉGARÉ S., 1997. L'eutrophisation des lacs : le cas du lac Saint-Charles. *Naturaliste Can.*, 121, 65-68.
- LÉGARÉ S., 1998. Étude limnologique du lac Saint-Charles. Rapport GREPAUL 98-238, Université Laval, Sainte-Foy (Québec), 106 p.
- LINDSTRÖM T., 1973. Life in a lake reservoir. *Ambio*, 2, 145-153.
- LITTLE J.L., HALL R.I., QUINLAN R., SMOL J.P., 2000. Past trophic status and hypolimnetic anoxia during eutrophication and remediation of Gravenhurst Bay, Ontario: comparison of diatoms, chironomids, and historical records. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57, 333-341.
- LOTTER A.F., 1998. The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. *The Holocene*, 8, 395-405.
- MARCOTTE F., 1982. Lac Saint-Charles : synthèse de données biophysiques et recommandations de conservation. Direction des réserves écologiques et des sites naturels. Ministère de l'Environnement du Québec. 32 p.
- MARGALEF R., 1968. Perspectives in ecological theory. University of Chicago Press, Chicago, 111 p.
- NUSCH E.A., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14, 14-36.
- PIENITZ R., SMOL J.P., 1993. Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the boreal forest - tundra ecotone near Yellowknife, Northwest territories, Canada. *Hydrobiol.*, 269/270, 391-404.
- PIENITZ R., DOUGLAS M.S.V., SMOL J.P., HUTTUNEN P., MERILÄINEN J., 1995. Diatom, chrysophyte and protozoan distributions along a latitudinal transect in Fennoscandia. *Ecography*, 18, 429-439.
- POIRIER J., 1980. Étude de l'esker de Stoneham et son milieu environnant. Département de géographie, Sainte-Foy, Université Laval. 84 p.

- REAVIE E.D., SMOL J.P., CARMICHAEL B., 1995. Post-settlement eutrophication histories of six British Columbia (Canada) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52, 2388-2401.
- REYNOLDS C.S., 1984. Ecology of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, 116-332.
- SCHALLENBERG M., 1993. Effects of impoundment on the oxygen and nutrient dynamics of subarctic reservoirs. James Bay Publication Series 4, 15 p.
- SCHELSKE C.L., 1991. Historical nutrient enrichment of Lake Ontario: paleolimnological evidence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 1529-1538.
- SMOL J.P., 1981. Problem associated with the use of "species diversity" in paleolimnological studies. *Quaternary Res.*, 15, 209-212.
- SMOL J.P., 1985. The ratio of diatom frustules to chrysophycean statospores: a useful paleolimnological index. *Hydrobiol.*, 123, 199-208.
- STOERMER E.F., 1984. Qualitative characteristics of phytoplankton assemblages. In: Shubert L.E. (ed.), *Algae as ecological indicators*, Academic Press, London, 49-67.
- STOERMER E.F., EMMERT G., JULIUS M.L. SCHELSKE C.L., 1996. Paleolimnological evidence of rapid recent change in Lake Erie's trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 1451-1458.
- TREMBLAY R., 1999. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Thèse de maîtrise*, Département de biologie. Sainte-Foy, Université Laval. 107 p.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands J. Aquat. Ecol.*, 28, 117-133.
- WESSELS M., MOHAUPT K., KÜMMERLIN R., LENHARD A., 1999. Reconstructing past eutrophication trends from diatoms and biogenic silica in the sediment and the pelagic zone of Lake Constance, Germany. *J. Paleolimnol.*, 21, 171-192.
- YANG Y.-R., PICK R.F., HAMILTON P.B., 1996. Changes in the planktonic diatom flora of large mountain lakes in response to fertilization. *J. Phycol.*, 32, 232-243.