

RÉSUMÉ	i
1. INTRODUCTION	1
1.1 Paléolimnologie	1
1.2 La colonisation du Lac-Saint-Jean et ses impacts sur le milieu	2
1.3 Impact d'un barrage sur les plans d'eau.....	6
1.4 Objectifs.....	9
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	10
2.1 Site d'étude.....	10
2.2 Échantillonnage.....	11
2.3 Susceptibilité magnétique et perte au feu.....	13
2.4 Datation	15
2.5 Préparation, comptage et identification des diatomées.....	17
2.6 Analyse statistique.....	18
3. RÉSULTATS	21
3.1 Lithostratigraphie et propriétés de la carotte	21
3.1.1 Description de la carotte Core 2B	21
3.1.2 Propriétés géochimiques et organiques	21
Perte au feu	21
Susceptibilité magnétique	21
3.2 La datation.....	22
3.3 Assemblages de diatomées.....	23
3.3.1 La stratigraphie des assemblages de diatomées	24
3.3.2 Indices de diversité	27
3.3.3 Structure des communautés des diatomées	28
3.3.4 Description des zones	31
Zone 1 (9,75–6,26 cm; 1880–1928 AD)	31
Zone 2 (6,25–2,35 cm; 1928–1980 AD)	31
Zone 3 (2,35–0 cm; 1980–2012 AD)	32

4. DISCUSSION	33
<i>4.1 Assemblages de diatomées.....</i>	<i>33</i>
<i>4.2 Zonation dans les communautés de diatomées</i>	<i>34</i>
Zone 1 (9,75–6,25 cm; 1880–1928 AD)	34
Zone 2 (6,25–2,35 cm; 1928–1980 AD)	35
Zone 3 (2,35–0 cm; 1980–2012 AD)	38
<i>4.3 Implication de l'étude et retour sur les objectifs.....</i>	<i>39</i>
5. CONCLUSION ET ORIENTATIONS FUTURES	40
RÉFÉRENCES	42
ANNEXE A. Susceptibilité magnétique des douze carottes de sédiments prélevées en septembre 2012.	52
ANNEXE B. Descriptif des échantillons prélevés en septembre 2012.	53
ANNEXE C. Pourcentage de matière organique des carottes sélectionnées.	54
ANNEXE D. Liste taxonomique des espèces de diatomées (minimum d'occurrence de 3 échantillons et abondance relative minimale de 1%) identifiées dans la carotte Core 2B, LSJ.	55
ANNEXE E. Mesures géochimiques de la carotte Core 2B.	56
ANNEXE F. Diatomées dénombrées pour établir le profil sédimentaire de Core 2B, LSJ.	57
ANNEXE G. Plaques microphotographiques de certains principaux taxons (minimum d'occurrence de 3 échantillons et abondance relative minimale de 2%) retrouvés dans les archives sédimentaires de Core 2B, LSJ.	63

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1. COORDONNÉES GÉOGRAPHIQUES ET PROPRIÉTÉS PHYSICOCIMIQUES DU LAC SAINT-JEAN (VISSER ET AL. 1981; GIRARD AND PERRON 1989; CÔTÉ ET AL. 2002; MDDEP 2008; FORTIN ET AL. 2009). LES ÉCHANTILLONS D'EAU ANALYSÉS POUR LA CHLOROPHYLLE, LE PHOSPHORE ET LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS ONT ÉTÉ PRÉLEVÉS DANS LA ZONE PÉLAGIQUE DU LAC. L'ASTÉRISQUE RENVOIE À DES DONNÉES ISSUES DE L'ÉCHANTILLONNAGE QUI A EU LIEU DU 13 AU 20 SEPTEMBRE 2012	11
TABLEAU 2. LISTE DES CAROTTES PRÉLEVÉES DU LAC SAINT-JEAN LORS DE L'EXPÉDITION DE SEPTEMBRE 2012 INDIQUANT LA STATION OU NOM DE LA CAROTTE (FIGURE 4), LA LONGUEUR DE LA CAROTTE, ET LES ANALYSES EFFECTUÉES À PARTIR DES CAROTTES. L'ASTÉRISQUE IDENTIFIE LES CAROTTES PRÉLEVÉES À PARTIR DU CAROTTIER À GRAVITÉ	13
TABLEAU 3. RÉSULTAT DE L'ANALYSE DE SIMILARITÉ (SIMPER) MONTRANT LE POURCENTAGE DE LA CONTRIBUTION (CONTRIB. %) ET LE POURCENTAGE CUMULÉ (CUM. %; SEUIL DE 30%) DES PRINCIPALES ESPÈCES À L'INDICE DE SIMILARITÉ DANS CHACUNE DES ZONES.	29
TABLEAU 4. RÉSULTAT DE L'ANALYSE DE SIMILARITÉ (SIMPER) MONTRANT LE POURCENTAGE DE LA CONTRIBUTION (CONTRIB. %) ET LE POURCENTAGE CUMULÉ (CUM. %; SEUIL DE 30%) DES PRINCIPALES ESPÈCES À LA DISSIMILARITÉ ENTRE LES ZONES	30

LISTE DES FIGURES

- FIGURE 1. VARIATIONS ANNUELLES DU NIVEAU MOYEN AU DESSUS DE LA MER (M) DE 1913 À 2006 AU COURS DE TROIS PÉRIODES DISTINCTES (RIO TINTO ALCAN 2014). 3
- FIGURE 2. BARRAGES DE FORTE CONTENANCE RÉGULARISANT LES SOUS-BASSINS DES RIVIÈRES PÉRIBONKA ET MISTASSINI (MODIFIÉ D'HYDRO-QUÉBEC 2003; CEHQ 2003B). 4
- FIGURE 3. SÉRIE CHRONOLOGIQUE DE LA PRODUCTIVITÉ, BASÉE SUR LA TENEUR DE PHOSPHORE TOTALE DES EAUX, D'UN RÉSERVOIR SUITE À L'INTRODUCTION D'UN BARRAGE (SOURCE : MODIFIÉ DE : STOCKNER ET AL., 2000). 7
- FIGURE 4. CARTE BATHYMÉTRIQUE DU LAC SAINT-JEAN, QUÉBEC. 1/120 000 (MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS CANADA) ET POSITIONNEMENT DES DOUZE CAROTTES PRÉLEVÉES. 16
- FIGURE 5. CORE 2B. (A) PHOTO NUMÉRIQUE DE LA CAROTTE. (B) COURBE DE PERTE AU FEU (PAF) EN POURCENTAGE DE MATIÈRE ORGANIQUE (%). (C) PROFIL DE LA SUSCEPTIBILITÉ MAGNÉTIQUE EN UNITÉS SI. (D) COURBES DE L'ACTIVITÉ DU ^{210}Pb , ^{226}Ra ET ^{137}Cs EN BQ G⁻¹. 22
- FIGURE 6. RÉSULTATS DES ANALYSES DE ^{210}Pb NON SUPPORTÉ (PB-210), DU PLOMB SUPPORTÉ (RA-226) ET DU ^{137}Cs (CS-137) POUR LA PORTION D'INTÉRÊT CIBLÉE AUX 10 PREMIERS CENTIMÈTRES. 23
- FIGURE 7. STRATIGRAPHIE DE CORE 2B DÉMONTRANT L'ABONDANCE RELATIVE DES TAXONS LES PLUS ABONDANTS (RÉCURRENCE MINIMALE DANS TROIS ÉCHANTILLONS ET ABONDANCE RELATIVE MINIMALE DE 2 %) ET LE RATIO ESPÈCES PLANCTONIQUE/BENTHIQUE. LES ZONATIONS ENTRE LES COMMUNAUTÉES DE DIATOMÉES ONT ÉTÉ DÉTERMINÉES À L'AIDE D'UNE ANALYSE DE REGROUPEMENT DE TYPE CONISS. 26
- FIGURE 8. MESURES DE BIODIVERSITÉ DE LA COMMUNAUTÉ DE DIATOMÉES. LES LETTRES DIFFÉRENTES ENTRE LES ZONES MONTRENT OÙ SE SITUENT LES DIFFÉRENCES SIGNIFICATIVES ($P < 0,05$). 27
- FIGURE 9. CADRAGE MULTIDIMENSIONNELLE NON-MÉTRIQUE DE LA STRUCTURE D'ABONDANCE ENTRE LES COMMUNAUTÉS DE CHACUN DES ÉCHANTILLONS POUR CHACUNE DES ZONES. LES VALEURS DE P ENTRE LES DIFFÉRENTS ASSEMBLAGES CONFIRMENT LEUR DIFFÉRENCE SIGNIFICATIVE. 28

1. INTRODUCTION

La gestion intégrée des ressources halieutiques nécessite une connaissance de la variabilité de la productivité d'un lac et de la réaction de l'écosystème face aux perturbations, anthropiques et naturelles. L'effet exact de la pression engendrée par les perturbations sur les variétés d'espèces fauniques et floristiques dépend essentiellement de la nature de l'enrichissement ou de l'appauvrissement occasionné.

L'évaluation des perturbations doit cependant prendre en considération la composition initiale de l'écosystème et les conditions d'habitats particulières qui structurent la distribution des espèces. La démarche doit aussi intégrer toutes les perturbations auxquelles l'écosystème est soumis et anticiper les influences cumulatives et synergiques des perturbations physiques, biologiques et chimiques. La distinction des impacts spécifiques à chacune des perturbations permettra d'adapter les démarches de prévention, de sensibilisation et, à terme, de restauration du milieu.

Pour être en mesure d'identifier les changements opérés dans les écosystèmes, des enregistrements à long terme de la variabilité naturelle sont nécessaires. Dans l'optique où la surveillance limnologique ne permet pas encore la reconstitution de la variabilité naturelle des écosystèmes, la perspective paléolimnologique est généralement employée pour l'analyse des enregistrements sédimentaires lacustres à des échelles temporelles plus longues.

1.1 Paléolimnologie

La paléolimnologie permet de mieux comprendre les changements récents observés au sein des écosystèmes aquatiques par la reconstitution de leur variabilité naturelle historique en se basant sur l'étude des propriétés biophysicochimiques de leurs sédiments (Smol 1992). Dotées d'un exosquelette siliceux durable, les diatomées se révèlent être d'excellents bio-indicateurs de la qualité des eaux. Les espèces, identifiées à partir de leurs frustules, témoignent en effet des conditions limnologiques (lumière, sels minéraux, pH, salinité, teneurs en éléments nutritifs) de l'étendue d'eau dans lesquelles elles ont évolué (Smol 2008). Représentant la base de la chaîne alimentaire du système, cette classe d'algues a un cycle de vie rapide permettant ainsi d'évaluer les impacts à court terme d'une modification

limnologique sur la productivité des lacs (Smol and Stoermer 2010). Ainsi, l'analyse des assemblages de diatomées nous offre la possibilité d'évaluer la variabilité naturelle de l'environnement, l'importance des changements du niveau d'eau ainsi que la disponibilité des éléments nutritifs. L'évaluation de la réponse des diatomées aux variations environnementales (abondance, types d'espèces) permet d'établir des critères logiques et ciblés d'aménagement (plans de gestion de la pêche, aménagement agricole et forestier du lac, etc.) afin d'améliorer la qualité de l'eau et la gestion future des ressources halieutiques.

1.2 La colonisation du Lac-Saint-Jean et ses impacts sur le milieu

Le LSJ est le cinquième plus grand lac en superficie au Québec cependant, son importance pour les populations qui y vit et en dépend depuis un siècle et demi en fait une ressource halieutique privilégiée. C'est en 1851, avec l'arrivée de William Price aux abords de la Petite et de la Grande Décharge, que commence l'exploitation des premiers chantiers forestiers du LSJ (Bouchard 1988). Le blocus continental, dressé en 1808 par plusieurs pays européens à l'encontre du bois scandinave lors des guerres napoléoniennes ainsi que l'infinie quantité de bois disponible dans la région, amène l'industrie forestière à se développer rapidement. La ligne de chemin de fer Québec/LSJ, ouverte en 1888, transportera 250 000 tonnes de bois avant la fin du 19^e siècle (Bouchard 1988). C'est dans ce contexte de défrichement intensif que se développe l'agriculture (Fortin et al. 2009) qui passe rapidement d'une activité de survivance, au milieu du 19^e siècle, à un secteur florissant basé sur l'élevage bovin et la culture de l'avoine. À partir de la fin des années de 1880, on parlera même du LSJ comme du grenier de la province. Avec le début du 20^e siècle et la disparition du pin blanc en raison de la surexploitation du bois de sciage, l'industrie forestière se reconvertit dans l'industrie des pâtes et papiers (Bouchard 1988). Cette industrie exploite principalement l'épinette noire qui constitue 75% des essences forestières du LSJ. Elle nécessite également un apport énergétique important qui sera comblé par le potentiel hydroélectrique du LSJ et de ses tributaires. En 1926, l'Aluminium Company of America (ALCOA) construit la plus grande usine électrique en Amérique sur l'Isle Maligne. Les barrages ont été érigés sur la Grande et Petite Décharge et neuf y sont aujourd'hui en activité (Vien 2002; CEHQ 2003a). La mise en opération de cette centrale électrique a provoqué un rehaussement du niveau d'eau de trois

mètres (Figure 2) et une augmentation de la superficie du lac de 25% qui est à l'origine de l'inondation illégale des terres agricoles riveraines connue, encore aujourd'hui, comme la tragédie de 1926. Depuis les premières années de la mise en service des barrages, le phénomène de l'érosion des berges induit un recul significatif des terres agricoles. En effet, depuis 1926, le rivage a reculé de 14 mètres et la superficie du lac s'est agrandie de 11 km² (Astrade 1998). Le principal facteur d'érosion est la modification du régime du lac liée au maintien artificiel de son rehaussement en été et à l'action érosive des glaces formées avant l'atteinte du niveau d'été (Astrade 1998).

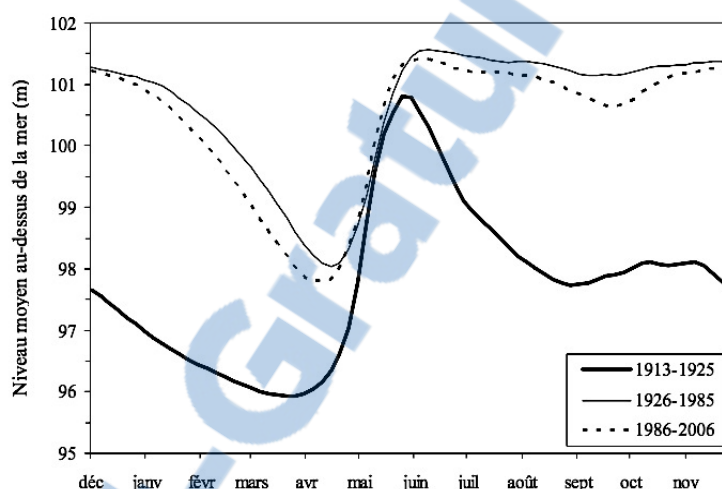


Figure 1. Variations annuelles du niveau moyen au-dessus de la mer (m) de 1913 à 2006 au cours de trois périodes distinctes (Rio Tinto Alcan 2014).

La présence de plusieurs centrales hydro-électriques régularisant le sous-bassin des rivières Péribonka et Mistassini (Figure 3), deux des trois principaux affluents, expliquerait aussi certaines modifications majeures des apports fluviaux (Alcan Aluminium Limité 1983). L'interruption partielle ou totale du transfert de la charge solide vers l'aval (Sherrard and Erskine 1991; Ibanez et al. 1996; Vericat and Batalla 2006) dont il est principalement question pourrait avoir modifié la structure et la stabilité du substrat et indirectement entraîné une modification des habitats benthiques et interstitiels (Rollet 2007). Une diminution de la disponibilité des matériaux mobilisables par des poissons dont dépend la construction des frayères (Sear 1995; Milhous 1998) en est un exemple.

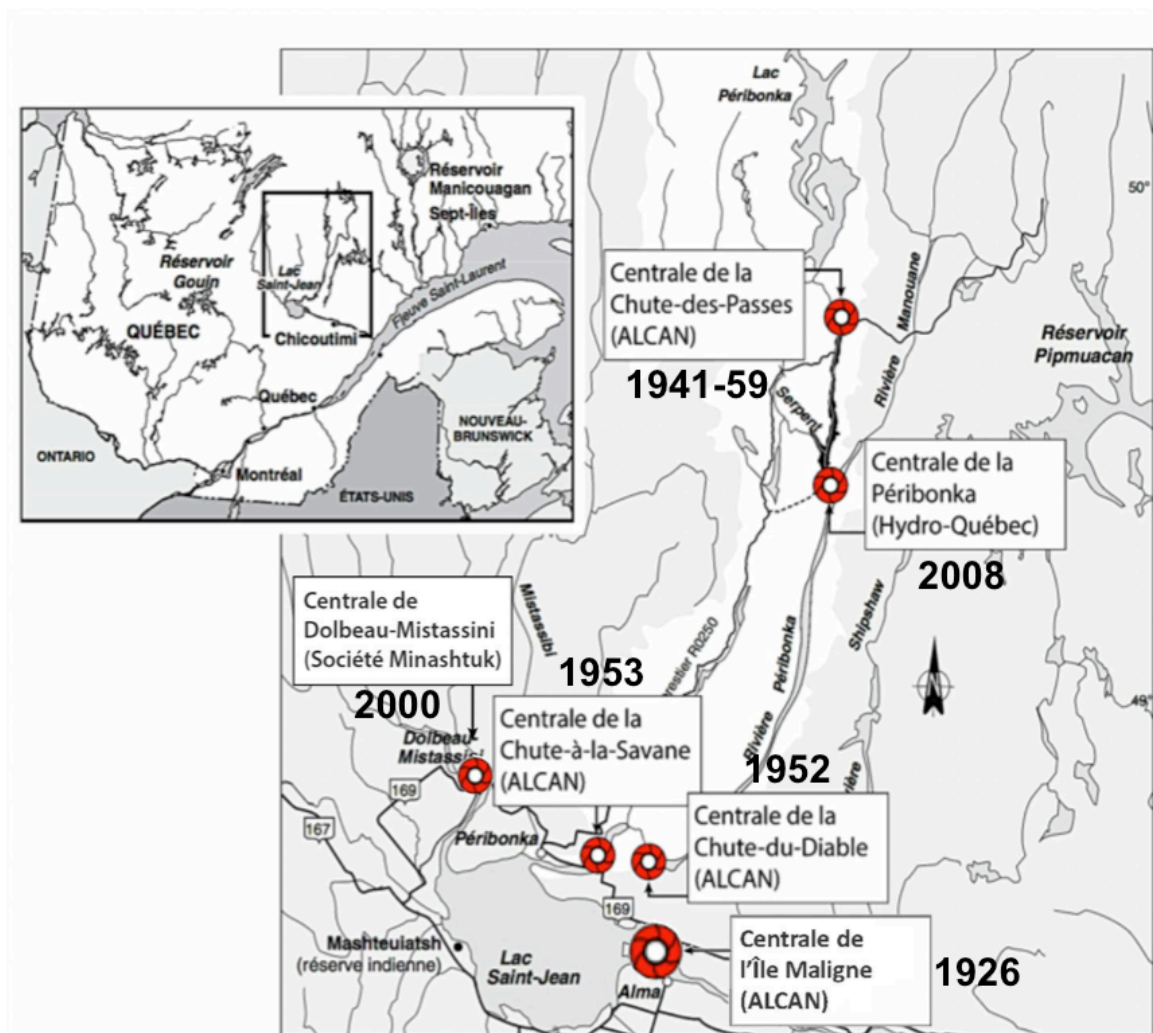


Figure 2. Barrages de forte contenance régularisant les sous-bassins des rivières Péribonka et Mistassini (Modifié d'Hydro-Québec 2003; CEHQ 2003b).

Pour contrer l'érosion, l'Alcan construit des perrés près des routes et des secteurs habités ainsi que des plages suspendues (gravier recouvert de sable) dès 1930 (Astrade 1998). C'est cependant seulement en 1986 que le premier programme de stabilisation des berges sera mis en place suite à une étude d'impact menée par l'Alcan. Ce programme sera d'une durée de dix ans et sera renouvelé trois fois à ce jour (Rio Tinto Alcan 2014).

Depuis le début des enregistrements à Roberval en 1913, le niveau du lac avait évolué selon les conditions naturelles du bassin versant (précipitation, inondation, gel, sécheresse, etc.) et de ses 21 tributaires (Côté et al. 2002) et n'avait dépassé qu'une seule fois le niveau de

101,8 mètres au-dessus du niveau de la mer qui est devenu le maximum légal maintenu par l'Alcan en période estivale depuis 1986 (Figure 2; Tableau 1) (Rio Tinto Alcan 2014).

Ce nouveau régime et l'érosion qui en découle amènent un enrichissement en éléments nutritifs et en polluants depuis la berge, mais aussi depuis les tributaires. Couture et al. (1980) distingue deux types de sous-bassins versants (à dominance forestière et agricole) qui fourniraient un enrichissement différent disponible pour les producteurs primaires jusqu'à parfois causer des problèmes d'eutrophisation (ex. blooms des cyanobactéries) dans certaines zones littorales (Friedl and Wüest 2002). De plus, l'érosion des berges apporte une modification de certains paramètres physico-chimiques tels que la turbidité, le pH, etc.

D'autres facteurs tels que le flottage du bois jusqu'en 1995 (MDDELCC 2015) et l'expansion de la villégiature de 1950 à 1970 ont potentiellement eu des effets importants sur l'écosystème (Alcan Aluminium Limité 1983; Fortin et al. 2009). À cela s'ajoutent certains rejets nocifs (fumiers par les entreprises agricoles, BPC et hydrocarbures par les industries papetières) dans le bassin versant.

Parmi certains effets observés, on note d'importantes fluctuations d'abondance des populations de ouananiche dans le LSJ et ses tributaires depuis le début des enregistrements dans les années 70 dont la variabilité soulève de nombreuses questions quant aux facteurs responsables ainsi qu'à la tendance démographique à long terme de cette espèce (Fortin et al. 2009). Cette variabilité cyclique (d'environ dix ans) (Fortin et al. 2009) serait, *a priori*, fortement corrélée à l'abondance de sa principale proie qu'est l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) (Tremblay 2003) pour lequel le débit de la Péribonka représente l'un des facteurs qui en déterminent la survie (Fortin et al. 2009). De plus, la surexploitation par la pêche sportive, la pollution des tributaires (constitués essentiellement des déchets industriels et agricoles) ainsi que la perte d'habitats de fraie (Alcan Aluminium Limité 1983; Lapointe 1985; Astrade 1998; Fortin et al. 2009) comptent parmi les facteurs de variabilité de l'espèce. Dans l'éventualité où ces fluctuations dans l'abondance de poissons auraient eu lieu en raison de changements survenus dans la structure du réseau trophique inférieur, ce projet paléolimnologique axé sur les assemblages de diatomées fossiles pourrait aider à expliquer une partie des fluctuations d'abondance des populations de ouananiche.

Le LSJ est donc un exemple concret d'écosystème modifié par l'introduction de barrages et pour lequel aucun relevé instrumental à long terme ne nous permet de dissocier distinctement les effets, potentiellement cumulables, des perturbations qu'il a subies telles que l'expansion de l'agriculture, l'installation des municipalités sur les rives, la flottaison de bois, etc. La portée économique régionale de ce lac soutient d'autant plus l'initiative de cette étude visant à pallier à ce manque de données historiques qui permettent l'évaluation des perturbations (Battarbee et al. 2011) et une meilleure compréhension de l'évolution du lac et de ses ressources économiques.

1.3 Impact d'un barrage sur les plans d'eau

L'introduction de barrages pour contrôler les voies fluviales constitue l'une des principales modifications induites par l'homme sur les milieux aquatiques (Robinson and Uehlinger 2003) depuis maintenant plus de 6000 ans (Le Delliou 2003). Les barrages représentent aujourd'hui une source d'eau aux fins d'irrigation (48%), d'énergie (17%), d'approvisionnement en eau (13%), de contrôle des inondations (10%), et d'approvisionnement pour les loisirs (5%), la navigation et la pisciculture (1%). Ainsi, en plus des emplois occasionnés, les barrages représentent un actif pour l'économie régionale (Hall et al. 1999b; Serieyssol et al. 2009). De plus, on y associe un impact sur les propriétés des écosystèmes aquatiques qui les supportent et dont les effets physicochimiques et biologiques initient généralement des changements de l'état trophique (Serieyssol et al. 2009). Ce concept d'état trophique, central dans le domaine de la limnologie ainsi que dans celui de la paléolimnologie (Battarbee et al. 2005) a permis de dresser un schéma de réaction temporelle « classique » d'un lac auquel s'oppose celui d'un réservoir. Alors que le premier passe d'un état oligotrophe au stade primitif à un état eutrophe au stade évolué (Pearsall 1921), le réservoir initie généralement une eutrophisation immédiate suite à l'inondation d'un lac pour évoluer vers une situation d'appauvrissement nutritionnelle après ce seuil (Figure 1) (Donar 1996; Hall et al. 1999b; Stockner et al. 2000; Serieyssol et al. 2009).

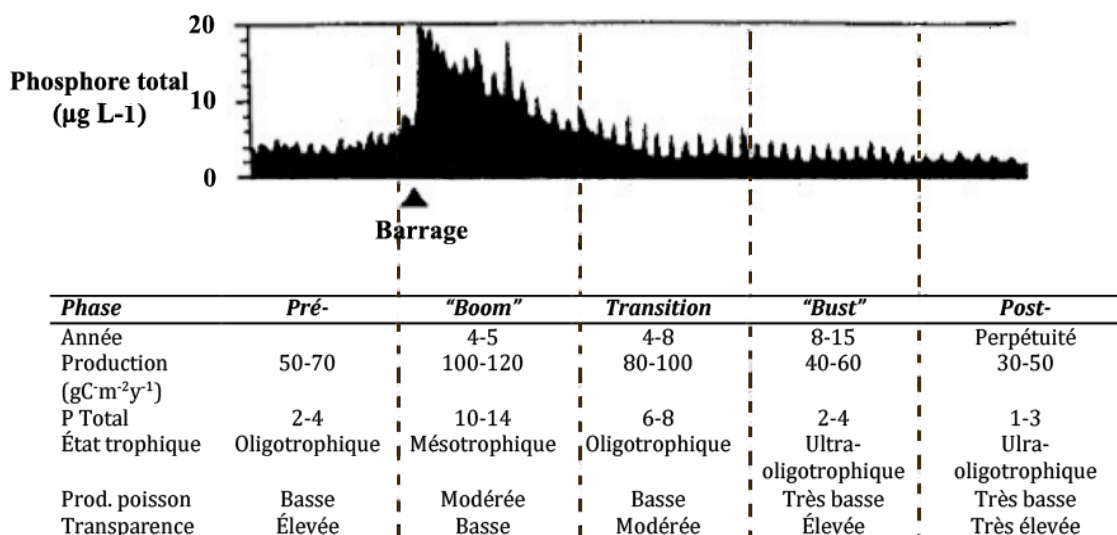


Figure 3. Série chronologique de la productivité, basée sur la teneur de phosphore totale des eaux, d'un réservoir suite à l'introduction d'un barrage (Source : modifié de : Stockner et al., 2000).

Cette tendance vers l'eutrophisation initiale est soutenue par diverses modifications du régime hydraulique. Celles-ci incluent l'augmentation du temps de résidence et les changements dans le niveau d'eau (Nowlin et al. 2004). Globalement, le « boom » est initié par le lessivage des éléments nutritifs des rives lors du marnage¹. Cette mobilisation des éléments nutritifs demeurés jusque-là captifs dans la matière organique des sols et de la végétation situés auparavant au bord du lac représente un gain pour la productivité du réservoir pendant une période pouvant aller jusqu'à dix ans suivant la construction du barrage (Ney 1996; Stockner et al. 2000). L'augmentation de l'apport nutritionnel, qui dépend de la superficie et de la nature des terres inondées, tendra à accroître la production de phytoplancton (Chamberlain 1972; Astrade 1998), de crustacés (Rodhe 1964), d'invertébrés benthiques (Nursall 1952) et de poissons (Baxter 1977; Astrade 1998). Enfin, l'afflux de particules aura aussi pour effet d'augmenter la turbidité de l'eau (Stockner et al. 2005). La condition aphotique initiée et/ou la limitation par l'azote dans des cas d'une concentration élevée de phosphore, peuvent représenter la fin précipitée de la deuxième phase (Figure 1) (Moss 1998).

¹ «Variation, en hausse ou en baisse, du niveau d'un réservoir, en fonction des conditions d'exploitation»

L'inondation des terres suivant l'introduction du barrage se révélera rapidement être une perte nutritive en raison de la limitation des écosystèmes littoraux à prospérer dans un environnement accusant de plus grandes et/ou fréquentes fluctuations d'eau (Milbrink and Holmgren 1981; Hall et al. 1999b). À cela succèdera l'épuisement progressif des sols en plus de la réduction de la minéralisation issue des plantes terrestres submergées (Baxter 1977). La réduction du flux entrant entraîne une décroissance de phosphore total (TP) ainsi que du taux de matières en suspension et contribue à l'augmentation de la transparence de l'eau (Anderson et al. 2005). De plus, on note que le mode de fonctionnement du barrage ainsi que la variation du temps de résidence soumettent le réservoir à un processus d'oligotrophisation (Stockner et al. 2000) qui correspond à la phase de transition (Figure 1).

À plus long terme, le processus se poursuit vers une ultra-oligotrophisation. Cette phase de ralentissement est caractérisée par la réduction définitive de la production de carbone au niveau du littoral et la sédimentation du phosphore en plus de son exportation (Stockner et al. 2000). On assistera alors à un retour à l'état précédent l'introduction du barrage dont l'évolution dépendra des caractéristiques morphométriques et hydrologiques spécifiques (surface, profondeur, temps de résidence et modalités de prélèvements de l'eau) (Kimmel et al. 1990; Hall et al. 1999b; Nowlin et al. 2004; Anderson et al. 2005; Matzinger et al. 2007; Brett and Benjamin 2008; Kõiv et al. 2011). La transformation d'un lac en un réservoir n'affecte pas uniquement les processus internes du réservoir, mais aussi les systèmes aquatiques situés en aval. Les régimes d'évacuation des barrages déterminent la température ainsi que la richesse nutritive des eaux rejetées en fonction du lieu et de la période de prélèvement (Finger et al. 2006; Macintyre et al. 2006). De plus, plusieurs confirment que la situation de rétention physique des nutriments limitera la productivité biologique des systèmes aquatiques situés en aval (McCully 1996; Friedman et al. 1998), tout en y augmentant la clarté de l'eau. La succession de barrages peut d'ailleurs exacerber ces effets. Enfin, le barrage peut générer une fragmentation écologique lorsqu'il représente un obstacle pour la migration d'espèces aquatiques telles que les poissons anadromes (Matzinger et al. 2007). La nature ainsi que l'amplitude de ces réactions étant dépendantes du contexte propre au milieu, il importe de valider la trajectoire ontogénique de chaque réservoir. Afin de mieux comprendre, voire prévenir les divers impacts liés à l'introduction d'un barrage dans un écosystème donné, il est

nécessaire d'amorcer un descriptif des altérations physicochimiques et biologiques à court et à long terme.

Les techniques paléolimnologiques ont souvent été employées pour déterminer ces impacts sur différents réservoirs (Hall et al. 1999b; Tremblay et al. 2001; Serieyssol et al. 2009). Cette approche a été utilisée à maintes reprises pour prolonger l'histoire environnementale des systèmes aquatiques au-delà des données de surveillance disponibles afin de comparer les conditions limnologiques pré et post barrage. Il s'agit généralement de comparer les enregistrements paléoécologiques (algues, invertébrés, indicateurs géochimiques) en abondance et en composition dans le temps (Donar 1996; Tremblay et al. 2001) et dans l'espace (Hall et al. 1999b; Serieyssol et al. 2009) en vue de comprendre ou de nuancer le profil trophique suggéré par l'introduction de barrages. L'utilisation des diatomées comme indicateurs de modifications limnologiques engendrées par la construction d'un barrage permet notamment de révéler les changements survenus dans la structure des communautés (diminution de la diversité, fluctuation de la densité, apparition et/ou disparition de certains taxons, modifications du ratio planctonique/benthique) sur la paléoproduktivité et les caractéristiques physicochimiques des sédiments (Donar 1996; Tremblay et al. 2001). Ces données paléolimnologiques seront aussi comparées aux données/informations anecdotiques concernant les transformations humaines/naturelles survenues dans le bassin versant durant la même période de temps.

1.4 Objectifs

L'objectif principal est de mieux comprendre les facteurs en cause dans l'état actuel des ressources aquatiques du LSJ. Dans cette perspective, les objectifs spécifiques de notre projet visant à comprendre comment la construction de barrages dans les exutoires en 1926 a modifié la limnologie du lac Saint-Jean sont les suivants :

- 1) Définir l'abondance et la diversité des diatomées (indicateur des changements limnologiques) au lac Saint-Jean au cours des 150 dernières années;
- 2) Comprendre comment l'installation des barrages en 1926 a influencé la structure des communautés de diatomées.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude

Le lac Saint-Jean a une superficie de 1 058 km², 219 km de rives dont 45 km de plages balisées (Astrade, 1998; Rio Tinto Alcan 2014) (Côté et al. 2002; MDDELCC 2015). Recouvert de glace de décembre à mai, ce lac réservoir s'intègre au bassin versant du lac Saint-Jean, d'une superficie de 72 500 km² (Organisme de bassin versant Lac-Saint-Jean 2014) qui se démarque par la présence de rivières à haut débit, soit par un fort potentiel énergétique. Le lac repose dans une dépression structurale du Bouclier canadien dans laquelle s'est accumulée une grande quantité de sédiments silto-argileux d'origine glacio-marine de la mer Laflamme et quelques dépôts fluvio-glaciaires composés de sable (Alcan Aluminium Limité 1983; Fortin et al. 2009).

Le LSJ est caractérisé par un bassin de faible profondeur dont le centre présente deux dépressions, dans la partie sud/sud-est, de dimensions restreintes, mais profondes (Alcan Aluminium Limité 1983; Fortin et al. 2009) qui lui confèrent le qualificatif de forme subconique (Leblond 1976) (Figure 4). Les superficies de faibles profondeurs sont, quant à elles, concentrées dans la partie nord du lac, à l'embouchure de ses trois principaux affluents que sont, par ordre d'importance; les rivières Péribonka, Ashuapmushuan et Mistassini (Côté et al. 2002; Rio Tinto Alcan 2014). Cette faible bathymétrie est donc associée à un fort degré d'ensablement du secteur (zones deltaïques) et indirectement à son taux de renouvellement des eaux variant de quatre à cinq fois par année, dont deux fois pendant la saison printanière (Jones et al. 1979). Les données limnologiques (Tableau 1) montrent que le LSJ est actuellement un système au stade oligotrophe avec une faible quantité de chlorophylle a (Chl-a) et un pH qui varie autour de 7.

Tableau 1. Coordonnées géographiques et propriétés physicochimiques du lac Saint-Jean (Visser et al. 1981; Girard and Perron 1989; Côté et al. 2002; MDDEP 2008; Fortin et al. 2009). Les échantillons d'eau analysés pour la chlorophylle, le phosphore et le carbone organique dissous ont été prélevés dans la zone pélagique du lac. L'astérisque renvoie à des données issues de l'échantillonnage qui a eu lieu du 13 au 20 septembre 2012

lac Saint-Jean	
Latitude (N.)	48°35'40"
Longitude (O.)	72°01'50"
Altitude (m)	97
Hauteur d'eau maximale en période estivale (m)	101,84
Profondeur maximale (m)	64
Profondeur moyenne (m)	11
Profondeur de Secchi (m)	4
Température de surface en mai (°C)	4
Température moyenne (°C)	18,3
Profondeur de la thermocline (m) (juil. à sept.)	11 à 25
Taux de brassage (par année)	2
Taux de renouvellement des eaux (année)	4-5
Conductivité ($\mu\text{Si cm}^{-1}$)	27,8
pH	6,99
Concentration de chlorophylle a moyenne ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1,3 ($\pm 0,4$)
Concentration de chlorophylle a moyenne en sept. 2012 ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1,6 ($\pm 0,8$)*
Concentration de phosphore moyen en sept. 2012 ($\mu\text{g P}\cdot\text{L}^{-1}$)	9,18 ($\pm 3,7$)*
Concentration de carbone organique dissous moyen en sept. 2012 ($\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$)	7,62 ($\pm 1,9$)*
Concentration d'azote moyenne ² ($\text{mg N}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,33

2.2 Échantillonnage

En septembre 2012, douze carottes courtes et 41 échantillons de surface (0-0,5 cm) ont été prélevés à l'aide d'un carottier à gravité (Aquatic Research Instruments©) de 6,6 cm de diamètre interne et d'un carottier de type « Mini-Glew » de 4 cm de diamètre interne (Figure 4, Tableau 2). La série d'échantillons de sédiments de surface a été prélevée pour

² Incluant l'azote organique et ammoniacal.

d'éventuelles études visant à comprendre la dynamique sédimentaire du LSJ ainsi que la variabilité spatiale des diatomées fossiles et ne sera, par conséquent, pas abordée dans cette étude.

La dureté du substrat a été le principal facteur déterminant le nombre de carottes prélevées, le sable s'avérant difficilement pénétrable par le carottier. Les sites privilégiés dans le plan de forage ciblaient néanmoins essentiellement les deux fosses du lac susceptibles de présenter un bon taux d'accumulation sans perturbations majeures de la séquence sédimentaire qui maximisaient le « sediment focusing » (Blais, 2005) (Figure 4). De plus, il s'agit de la zone de transition du réservoir dans laquelle la biomasse et la production de phytoplancton augmentent en raison de la diminution de débit, du temps de résidence de l'eau qui augmente ainsi que de la turbidité qui diminue (Thornton et al. 1990; Znachor et al. 2013). Du Zorbitrol™, un polymère hydrophile, a été ajouté à l'eau en contact avec les sédiments de surface, dès l'extraction des carottes, pour solidifier physiquement, par l'effet d'une réaction chimique, la surface des carottes sédimentaires et minimiser la perturbation des sédiments lors des manipulations et du sous-échantillonnage (Tomkins et al. 2007).

Dans une perspective de caractérisation spatiale de l'état trophique actuel du lac, des échantillons d'eau de l'épilimnion (un mètre de profondeur) ont été recueillis avec un Límnos de type « sampler » et transférés dans des bouteilles NalgeneO™ pré-rincées pour chaque station. Cela nous a permis de reconstituer le taux de chlorophylle A (Chl-a) (UQAC) et la concentration de phosphore total dans l'eau (INRS-Québec). La Chl-a a été filtrée (250 mL) à travers une membrane Whatman™ GF/F (taille des pores 0,7 µm) dans les 24 h suivant le prélèvement afin de conserver tout le phytoplancton. Les filtres ont été stockés à -20 degrés Celsius jusqu'à l'extraction dans l'éthanol 90% et les analyses par la méthode spectrophotométrique décrite par Nusch (1980). Aux fins de l'analyse de phosphore, les échantillons étaient conservés à l'obscurité, dans une glacière dont la température intérieure était maintenue à quatre degrés Celsius dès la remontée de la bouteille.

D'autres mesures limnologiques ont été recueillies sur place à l'aide d'une sonde (CTD SBE 19) mesurant la conductivité, la température et la profondeur de l'eau en plus de la

profondeur de Secchi et le pH. Ces mesures ont notamment permis de confirmer la structure thermique du lac.

Tableau 2. Liste des carottes prélevées du lac Saint-Jean lors de l'expédition de septembre 2012 indiquant la station ou nom de la carotte (Figure 4), la longueur de la carotte, et les analyses effectuées à partir des carottes. L'astérisque identifie les carottes prélevées à partir du carottier à gravité

Nom des carottes	Analyses	Nombre de carottes	Longueur initiale (cm)
STN : 32-26*- 03*-B*- 16*- 25B Core : 1A - 1B*- 2A*-2B*- 4A*- 4B	Analyses non destructives	12	17,5 à 69
	PAF	3	39 à 69
Core 2B*	Diatomées	1	69
Core 2B*	Datation	1	69

En laboratoire, les carottes issues d'une extraction par le carottier à gravité (© Aquatic Research Instruments) ont été divisées verticalement en deux parties égales : une moitié « *archive* » (destinée aux analyses non destructives) et une moitié « *travail* » (destinée aux analyses destructives). Il est à noter qu'à ce moment, une légère compression des sédiments s'était déjà opérée, ce qui explique pourquoi les longueurs mentionnées pour les analyses destructives ne correspondent pas exactement aux longueurs initiales lors de leur prélèvement. Une attention particulière a été portée, lors du sous-échantillonnage de ces carottes, pour ne pas prélever les quelques millimètres potentiellement mélangés lors de la pénétration du carottier, de sorte que seulement le noyau de ces carottes a été analysé. Tous les échantillons ont été conservés au réfrigérateur dans des sacs Whirl-Paks© jusqu'à leur traitement.

2.3 Susceptibilité magnétique et perte au feu

Les douze carottes prélevées ont été employées pour la reconstitution de la distribution des dépôts et pour s'assurer de la représentativité des carottes éventuellement choisies pour des analyses destructives. Pour ce faire, des analyses non destructives (susceptibilité magnétique, spectrométrie de fluorescence X et imagerie) ont été menées à l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER) à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) en mai 2013.

La densité et la susceptibilité magnétique (MS) des séquences sédimentaires des carottes *archives* ont été mesurées à une résolution de 0,5 cm à l'aide du Multi Sensor Core Logger (MSCL). Les analyses incluent la susceptibilité magnétique (la taille des grains), la spectrométrie de fluorescence X (l'identification des métaux et des éléments traces qui témoignent de la provenance des sédiments), ainsi que les images rayon X (la structure et le dépôt des sédiments dans la carotte). La susceptibilité des sous-échantillons des carottes extraites avec le Mini-Glew a été mesurée en utilisant un compteur manuel Barlington MS2.

Aux vues de ces résultats (Annexe A) et plus particulièrement en raison de leur longueur et de leur profondeur d'extraction qui optimisaient les chances d'obtenir une chronologie complète (Annexe B), des analyses de perte au feu (PAF) ont été effectuées (UQAC) sur les carottes Core 2A, Core 2B et Stn32 à une résolution de 0.5 cm. Mises en lien avec les données du MSCL, ces analyses permettent d'établir des corrélations stratigraphiques des séquences sédimentaires des carottes sous-échantillonnées par la proportion de matière organique contenue dans les sédiments (Annexe C). Concrètement, l'opération consiste à sécher un gramme de sédiments humides à 105°C pendant 24 h afin de déterminer la teneur en eau. Ensuite, le sédiment est placé dans un four à 550°C pendant quatre heures afin de carboniser la matière organique et alors déterminer le pourcentage de celle-ci dans l'échantillon (Heiri et al. 2001).

Les analyses de MS et de PAF ont été utilisées afin de comparer des tendances entre les carottes du LSJ et de permettre une corrélation entre les carottes afin de s'assurer d'une stratigraphie (dépôt) fiable de la carotte choisie pour les analyses subséquentes. La lecture de ces analyses a permis de justifier le choix de la carotte CORE 2B pour les analyses suivantes soit, la plus longue (67 cm) permettant d'envisager une reconstitution plus complète des conditions aquatiques du lac par les analyses de diatomées.

La réalisation des objectifs repose donc essentiellement sur l'analyse et l'interprétation d'une carotte (CORE 2B) de 67 cm de longueur et de 66 mm de diamètre extraite dans la fosse centre-est du LSJ (Figure 4). Considérant le temps qui était imparti à l'étude, la possibilité d'augmenter la résolution des analyses sur une même carotte a été favorisée aux dépens de l'analyse des assemblages fossiles d'un réplica. En effet, l'analyse des données

environnementales (PAF, susceptibilité magnétique, métaux) nous assurant l'homogénéité des sédiments sur l'ensemble des échantillons nous laisse supposer que les effets des perturbations observées sur la carotte étudiée seraient représentatifs des effets des perturbations sur le lac.

2.4 Datation

Quinze échantillons de sédiments de la carotte Core 2B ont été envoyés au Laboratoire de Radiochronologie de l'Université Laval. Les teneurs en isotopes radioactifs de Plomb-210 (demi-vie de 22,3 ans (Cothorn and Smith 1988)) et de Césium-137 (concentration maximale émise par les essais thermonucléaires hors terre qui correspond à 1963 (Ritchie and Mchenry 1990; Bernard et al. 1995) étaient déterminées par la méthode HPGe (détecteur au High-Purity Germanium). Une fois transformée en Bq g^{-1} , la quantité de ^{210}Pb non prise en charge a été soustraite de l'activité naturelle supportée par le ^{210}Pb alors que son naturel logarithmique a été tracé en fonction de la masse sèche cumulative.

La méthode de datation au ^{210}Pb a été utilisée via l'outil d'interprétation élaboré par Tremblay et Bouchard (2010) pour obtenir la chronologie de dépôt et, accessoirement, pour calculer le taux de sédimentation. Des trois modèles de datation suggérés par l'outil (CF-CS : constant flux-constant sédimentation; CIC : Constant Initial Concentration; CRS : Constant Rate of Supply), c'est le modèle linéarisé CRS avec une interception définie à 2012 qui a été choisi pour convertir les teneurs en ^{210}Pb en âge calendaire puisqu'il était le plus fidèle à la datation fournie par le Laboratoire de Radiochronologie de l'Université Laval. En fait, le CRS s'applique mieux aux situations où le taux de sédimentation est variable à travers le temps (Appleby and Oldfield 1983).

SITES D'ÉTUDE

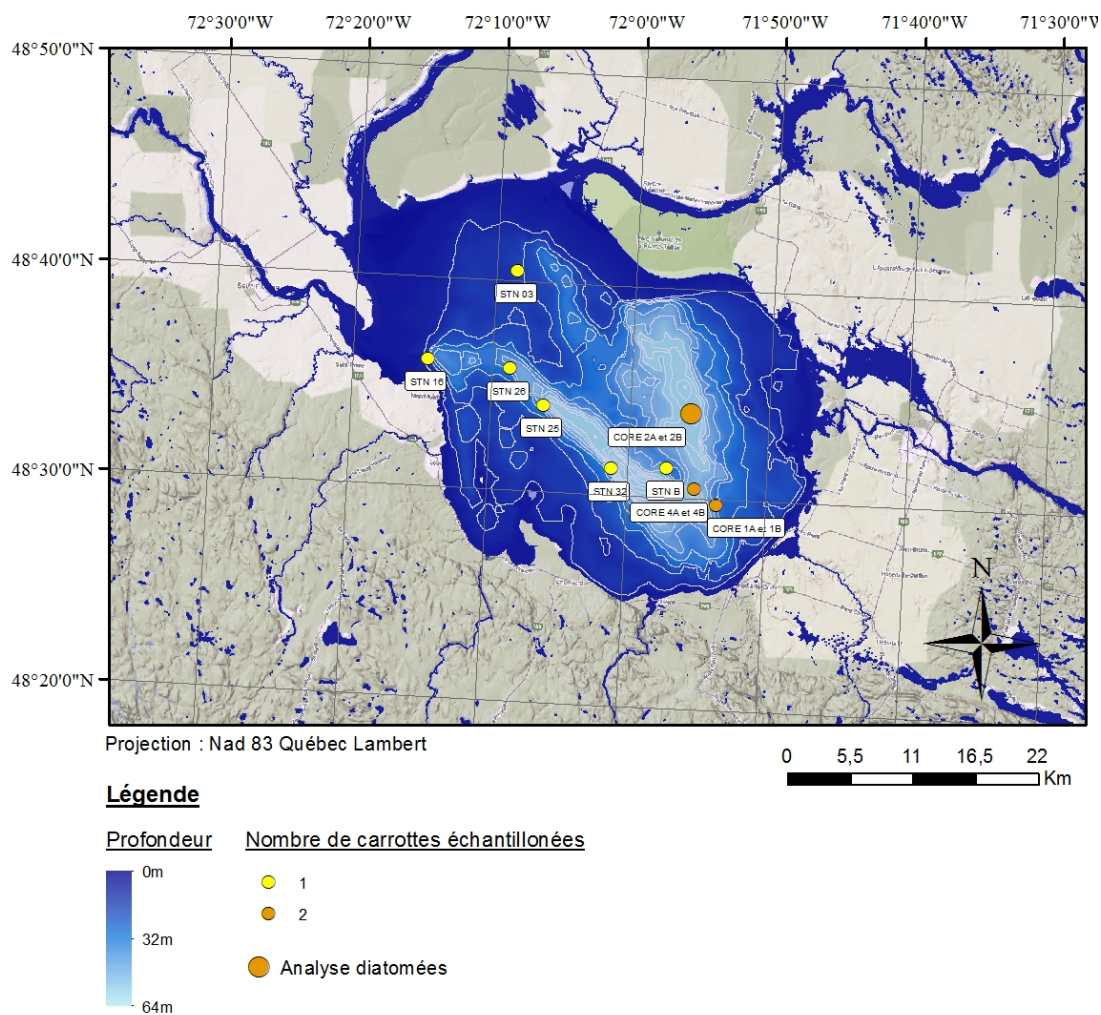


Figure 4. Carte bathymétrique du lac Saint-Jean, Québec. 1/120 000 (ministère des Pêches et des Océans Canada) et positionnement des douze carottes prélevées.

2.5 Préparation, comptage et identification des diatomées

Les diatomées ont été préparées selon une procédure standard décrite par Renberg (1990). Deux millilitres d'acide chlorhydrique (HCl) à 10% ont été ajoutés aux fioles de scintillation en verre de 20 mL contenant chacune de 15 à 20 mg de sédiments lyophilisés préalablement prélevés sur la carotte *travail*. Ce procédé qui s'effectue sur plaque chauffante à une température approximative de 75°C permet d'amener les carbonates, les oxydes et les sels métalliques en solution. Pour tous les échantillons, une réaction minimale est survenue. Après 24 h, 2 mL de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) à 30% ont été ajoutés pour oxyder la matière organique restante à la même température, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de réaction (environ 2-4 h) et que la solution devienne transparente. Les flacons ont ensuite été comblés au 4/5 avec de l'eau distillée. Vingt-quatre heures plus tard, permettant ainsi la sédimentation de la phase solide, le surnageant a été aspiré et le flacon comblé à nouveau. Cette dernière procédure de cycle de décantation et de rinçage a été répétée toutes les 24 heures pendant six jours afin d'éliminer les acides restants. Le sixième jour, la fiole a été remplie à une hauteur de 20 mL et ce, dans un souci d'uniformité des interprétations finales. Enfin, 0,5 mL du contenu des flacons, soutiré à l'aide d'une micropipette calibrée, a été dilué avec 5 et 8 mL d'eau désionisée avant d'être étalé sur des lamelles de 18×18 mm. La solution a été répartie uniformément jusqu'aux quatre coins de la lamelle pour réduire la tendance à obtenir une plus grande concentration de diatomées vers le centre. Une fois déshydratées par séchage à température ambiante, les lamelles ont été montées sur des lames permanentes avec du Naphrax®, une résine hautement réfractive (indice de réfraction de 1,73).

Pour chacun des 38 échantillons (incluant 32 échantillons comptés dans les 9,75 premiers centimètres à une résolution de 0,25 cm et six échantillons « complémentaires » (0, 10, 20, 40 et 66 cm) analysés initialement à une résolution de 0,5 cm), environ 400 valves de diatomées ont été identifiées le long de transects parallèles avec un microscope optique Leica DM2500 (Leica Microsystems) (objectifs 40x et 100x — huile, N.A. = 1,25 avec optiques Nomarski) en suivant la convention établie par Schrader et Gersonde (1978). Le nombre « 400 » a été déterminé suite à une vérification de la stabilité de l'abondance relative des espèces dominantes à partir de cette valeur. Les diatomées ont été identifiées, lorsque possible, au niveau de l'espèce définie essentiellement dans les ouvrages de référence de Lavoie et al.

(2008), de Krammer et Lange-Bertalot (1991; 1997), de Fallu et al. (2000) et de Contant et Duthie (1978). Les taxons qui étaient très similaires et difficiles à distinguer par l'utilisation de la microscopie optique ont été traités comme un « complexe » ou groupés. À titre d'exemple, *Cyclotella stelligera* a été indissociée de *C. pseudostelligera* en raison d'une clé d'identification difficilement observable sans microscope à balayage électronique (Barrow, 2012). Le complexe *Cyclotella stelligera* réfère donc à ces deux espèces possibles. D'autres espèces étaient parfois difficiles à distinguer surtout en vue cingulaire. Une division des taxons a été tentée lors de l'énumération, mais des regroupements (Annexe D) ont été faits à des fins d'analyse.

Les transects utilisés étaient largement espacés et le nombre de champs de vue était en moyenne 127 par échantillon pour assurer une évaluation appropriée de la composition et de l'abondance des diatomées.

L'abondance absolue des diatomées a été estimée en utilisant la formule :

$$D_{[abs]} = (na/fAcv)$$

où n = nombre de valves comptées, a = aire de la lamelle (18×18 mm), f = nombre de champs de vues comptés, A = aire d'un champ de vue (0,0314 mm²), c = concentration de la solution sur la lamelle (g × mL⁻¹), et v = volume de la solution apposée sur la lamelle (0,5 mL) (Hay et al. 2003).

2.6 Analyse statistique

Les analyses statistiques se basent essentiellement sur un total de 32 échantillons comptés dans les 9,75 premiers centimètres. Appuyé par une analyse préliminaire qui confirmait une réponse synchrone des assemblages à l'introduction des barrages en 1926 et en raison du temps qui était imparti à l'étude les huit échantillons suivants (0,25, 1,25, 1,5, 2,25, 7,5, 8,25, 8,5, 9,25) n'ont pas été analysés.

Les zones biostratigraphiques basées sur les types d'assemblages de diatomées ont été déterminées à l'aide d'une analyse de regroupement de type CONISS (Constrained

Incremental Sums of Squares) dont le nombre de groupe est déterminé par un « modèle du bâton brisé ». Afin de s'assurer de la robustesse dans l'identification des zones, les résultats ont été comparés à plusieurs autres analyses de regroupement telle que CONIC (constrained cluster analysis by information content), BSSS (binary splitting by sum of squares), BSIC (binary splitting by information content), OSIC (optimal splitting by information content) OSSS (optimal splitting by sum of squares) avec et sans transformation des données. L'analyse statistique réalisée par le programme Psimpoll v. 4.36 (Bennet 2007) soumet les données à une contrainte d'autocorrélation temporelle (Grimm 1987) permettant de prendre en compte la superposition stratigraphique des échantillons. Les 40 espèces de diatomées incluses devaient avoir été retrouvées minimalement dans trois échantillons, soit trois niveaux de la carotte, parmi lesquels une abondance relative minimale de 1% avait été enregistrée. Cette sélection permet de limiter le nombre d'espèces très rares et, par conséquent, d'axer les interprétations sur les espèces qui sont réellement présentes dans le système.

Une abondance relative de 2% a été utilisée exclusivement pour l'analyse et la visualisation synthétique des données biostratigraphiques. La stratigraphie générée par le logiciel C2 (Juggins 2003) est ainsi révélatrice des tendances dominantes dans les assemblages.

Cette même sélection d'espèces a été reprise pour l'analyse SIMPER (Primer6; Clarke and Gorley 2006) utilisée pour l'identification des espèces responsables des différences entre chacune des zones alors que la totalité des espèces recensée (437) a été utilisée pour les analyses subséquentes. Le logiciel Primer 6 a aussi été utilisé pour mener une analyse de la variance par permutation (PERMANOVA v.1.6; Anderson 2005) sur les données (log transformées) afin de confirmer la significativité des différences entre la structure des communautés de diatomées entre les zones.

Des tests de comparaisons multiples HSD de Tukey entre les différentes moyennes du total d'espèces (S), et de l'indice d'équitabilité de Pielou ($J' = H'/\text{Log}(S)$) ont été effectués en vue de détailler les changements en diversité entre les différentes zones (JMP v.10; SAS Institute Inc. 2012). Ces analyses ont été répétées à plusieurs niveaux taxonomiques et

complétées par une moyenne de distinction taxonomique (« taxonomic distinctness », Primer v.6) qui calcule la structure de diversité de la communauté en prenant en compte les informations phylogéniques.

Un cadrage multidimensionnel non-métrique (nMDS) a ensuite été fait sur les données (log transformées) pour visualiser la dynamique temporelle entre les trois zones. Les échantillons « complémentaires » (0, 10, 20, 40, 66 cm) ont été ajoutés à cette analyse afin de modéliser la tendance à long terme.

3. RÉSULTATS

3.1 Lithostratigraphie et propriétés de la carotte

3.1.1 Description de la carotte Core 2B

La séquence sédimentaire de Core B est relativement homogène tout au long de ses 67 cm avec une alternance de laminations horizontales (épaisseur moyenne de 0,10 cm). Il est possible d'observer une variation de la teinte de celles-ci allant de brun foncé à brun verdâtre pâle malgré une composition silteuse constante. Cette homogénéité sédimentaire ainsi que les mesures géochimiques (Annexe E) ne semblent indiquer aucun changement majeur au niveau de la dynamique sédimentaire (Figure 5a).

3.1.2 Propriétés géochimiques et organiques

Perte au feu

Sa teneur en matière organique varie de 5 à 15% de manière relativement uniforme. La courbe présente une moyenne de 7,9 % et un écart-type de 1,2%. Le taux de matière organique augmente en surface et atteint un maximum de 14,5% à 0 cm (Figure 5b).

Susceptibilité magnétique

La susceptibilité magnétique des sédiments affiche une diminution récente de près de 50 SI à partir des 5,5 derniers centimètres. Mis à part une seconde diminution vers 57 cm, la susceptibilité magnétique du reste de la carotte demeure relativement stable (Figure 5c).

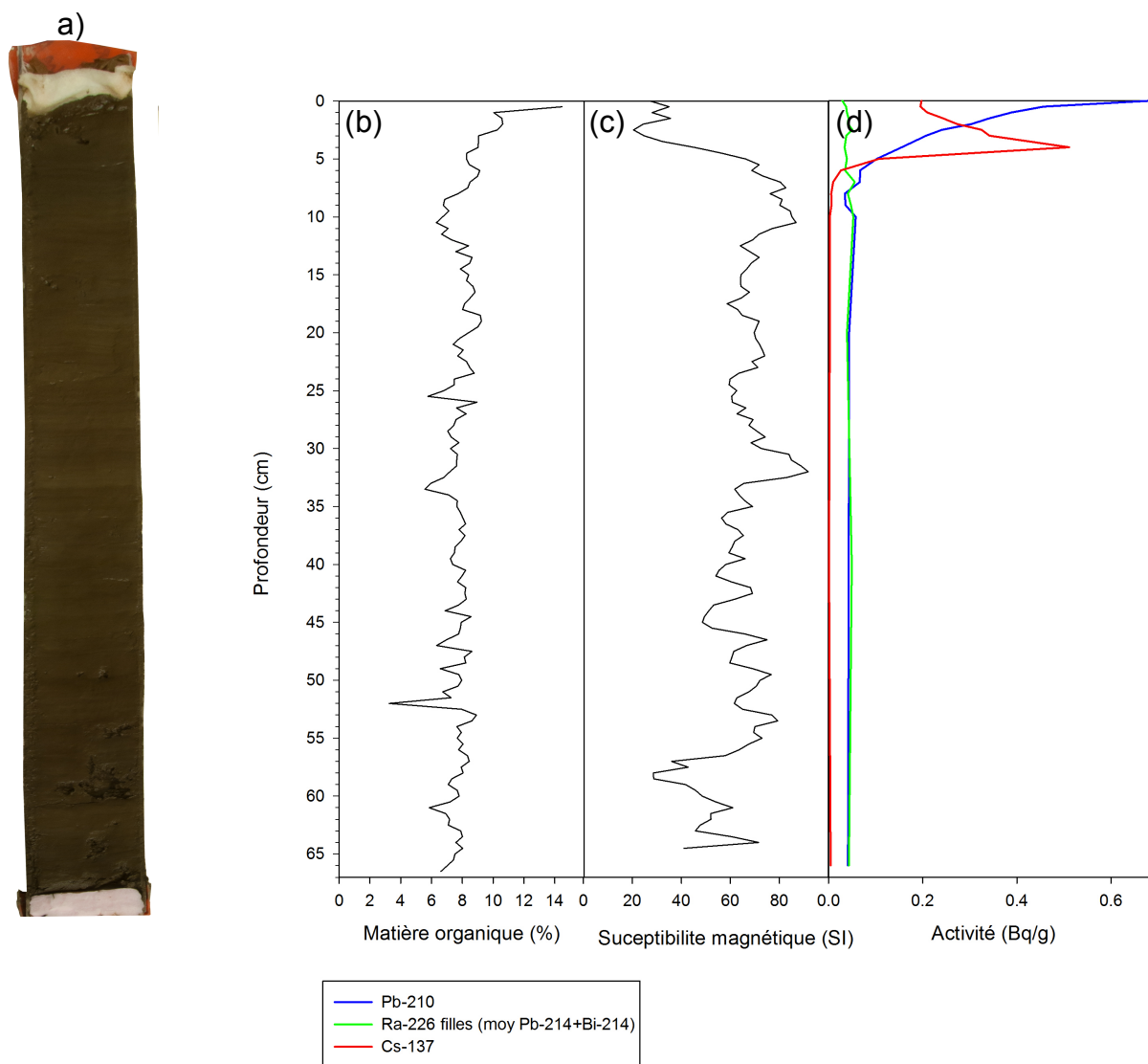


Figure 5. Core 2B. (a) Photo numérique de la carotte. (b) Courbe de perte au feu (PAF) en pourcentage de matière organique (%). (c) Profil de la susceptibilité magnétique en unités SI. (d) Courbes de l'activité du ^{210}Pb , ^{226}Ra et ^{137}Cs en Bq g^{-1} .

3.2 La datation

3.2.1 ^{210}Pb et ^{137}Cs

La courbe de ^{210}Pb montre une diminution logarithmique de l'activité du ^{210}Pb non supporté jusqu'à ± 7 cm (Figure 6). Cette profondeur dite d'équilibre correspond au croisement des courbes de ^{226}Ra et de ^{210}Pb et donc à la profondeur maximale qui peut être datée avec cette méthode. Au-delà de cette profondeur, l'activité du ^{210}Pb non supportée devient indiscernable du bruit de fond.

Le modèle de datation CRS nous a permis de dater les profondeurs supérieures à 6,5 cm afin d'estimer la période couverte par l'étude. Le taux de sédimentation généré par le modèle indique que les dix premiers centimètres permettent une rétroaction allant jusqu'en 1880 AD et que les enregistrements sédimentaires correspondant à l'année de construction du barrage à l'Isle Maligne (1926) est estimée à 6,35 cm. Également, le pic de ^{137}Cs nous confirme la fiabilité du modèle d'âge basé sur le plomb-210. Cependant, une datation au carbone-14 serait éventuellement nécessaire au contrôle de la partie inférieure de la carotte.

L'activité du ^{210}Pb intégrée au modèle CRS a également permis d'estimer le taux de sédimentation moyen global du lac à $0,08 \text{ cm an}^{-1}$, soit $0,0326 \text{ g} \pm 0,0063 \text{ cm}^{-2} \text{ an}^{-1}$, chaque centimètre représentant une moyenne d'environ 12,5 ans. On remarquera d'ailleurs que le profil de l'inventaire radio-isotopique ne confirme pas de hausse, ni de baisse du taux de sédimentation et suggère plutôt un taux relativement constant depuis la fin du 19^e siècle.

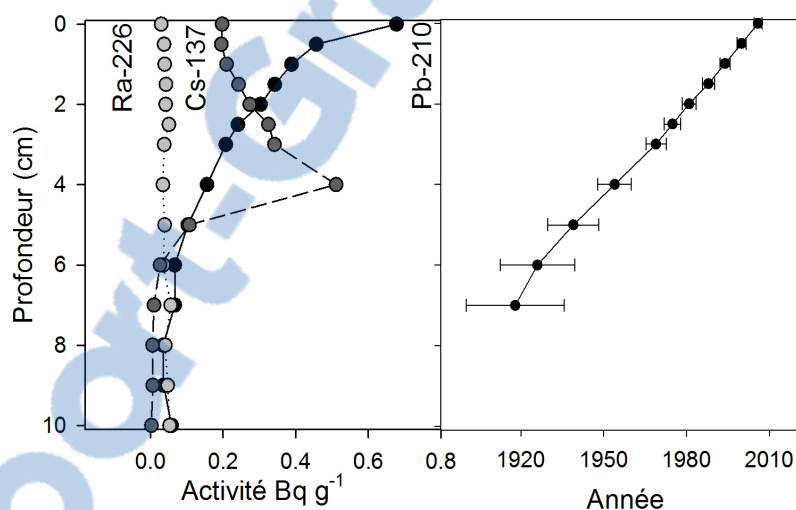


Figure 6. Résultats des analyses de ^{210}Pb non supporté (Pb-210), du plomb supporté (Ra-226) et du ^{137}Cs (Cs-137) pour la portion d'intérêt ciblée aux 10 premiers centimètres.

3.3 Assemblages de diatomées

Sur les 437 espèces identifiées représentant 70 genres, 47 étaient planctoniques et 390 benthiques. Par contre, les espèces planctoniques ont généralement une occurrence individuelle élevée. L'espèce dominante est *Asterionella ralfsii* var. *americana* dont l'abondance relative varie entre 4% et 40% dans la totalité des échantillons analysés.

D'autres espèces planctoniques du genre *Aulacoseira* (*A. tenella*, *A. alpigena*, *A. ambigua*, *A. islandica*, *A. pusilla*, *A. tenella*, *A. surbarctica*) et *Tabellaria* (*T. flocculosa* strain IV, *T. flocculosa* strain 3p, *T. fenestrata*) ainsi que le complexe *Cyclotella stelligera/pseudostelligera* ont aussi représenté une part importante des assemblages.

Pour ce qui est des espèces benthiques à forte occurrence qui composent la flore, nous retrouvons essentiellement celles des genres *Achnantheidium* (*A. saprophilum*, *A. minutissimum*) et *Fragilaria* (*F. brevistriata*, *F. capucina*) à lesquelles s'ajoutent les espèces *Brachysira microcephala*, *Eolimna* sp. 2-4, *Nitzschia archibaldii*, *Staurosira venter* et *Staurosirella pinnata*. Cependant, l'assemblage est constitué d'une majorité de taxons benthiques enregistrés à très faible abondance dans un nombre limité d'échantillons. La composition restante des assemblages inclut une grande variété d'espèces dans plusieurs genres, tels qu'*Achnanthes*, *Gomphonema*, *Encyonema*, *Eunotia*, *Navicula*, *Pinnularia* et *Psammothidium*.

La concentration des diatomées est demeurée relativement constante tout au long de la stratigraphie avec une moyenne de $9,781 \times 10^6$ valves g^{-1} . La diversité des diatomées a quant à elle fluctué à travers le temps tendant à décroître lorsque le rapport planctonique/benthique était pour sa part en croissance, soit juste après la construction des barrages.

3.3.1 La stratigraphie des assemblages de diatomées

Du nombre total d'espèces identifiées, 40 taxons, majoritairement planctoniques, correspondaient aux critères de récurrence (présent dans au moins trois échantillons) et d'abondance relative ($\geq 1\%$), soit 72% de l'abondance totale des assemblages (Annexe D). Pour des raisons pratiques, sur ce sous-total, seules les 21 espèces qui présentaient une abondance relative supérieure ou égale à 2% sont présentées dans la stratigraphie (Figure 7). Le dénombrement des principaux taxons est répertorié dans l'annexe F alors que les plaques microphotographiques de certains d'entre eux sont présentées dans l'annexe G.

Les résultats de l'analyse de regroupement CONISS ont permis de subdiviser les sections sédimentaires en trois zones statistiquement significatives qui concordent avec la

construction du barrage. La première de 1880 à 1928 AD (9,75 à 6,26 cm), la seconde de 1928 à 1980 AD (6,25 à 2,35 cm) et la dernière de 1980 à 2012 AD (2,35 à 0 cm) (Figure 7).

La stratigraphie (Figure 7) témoigne de l'influence d'*Asterionella ralfsii* var. *americana* dans les fluctuations du rapport planctonique/benthique ainsi que de la similarité de la plupart des profils d'*Aulacoseira* spp. (par ex. : *A. islandica*, *A. subarctica* et *A. pusilla*). De plus, les trois zones permettent d'apprécier une augmentation significative du rapport planctonique/benthique.

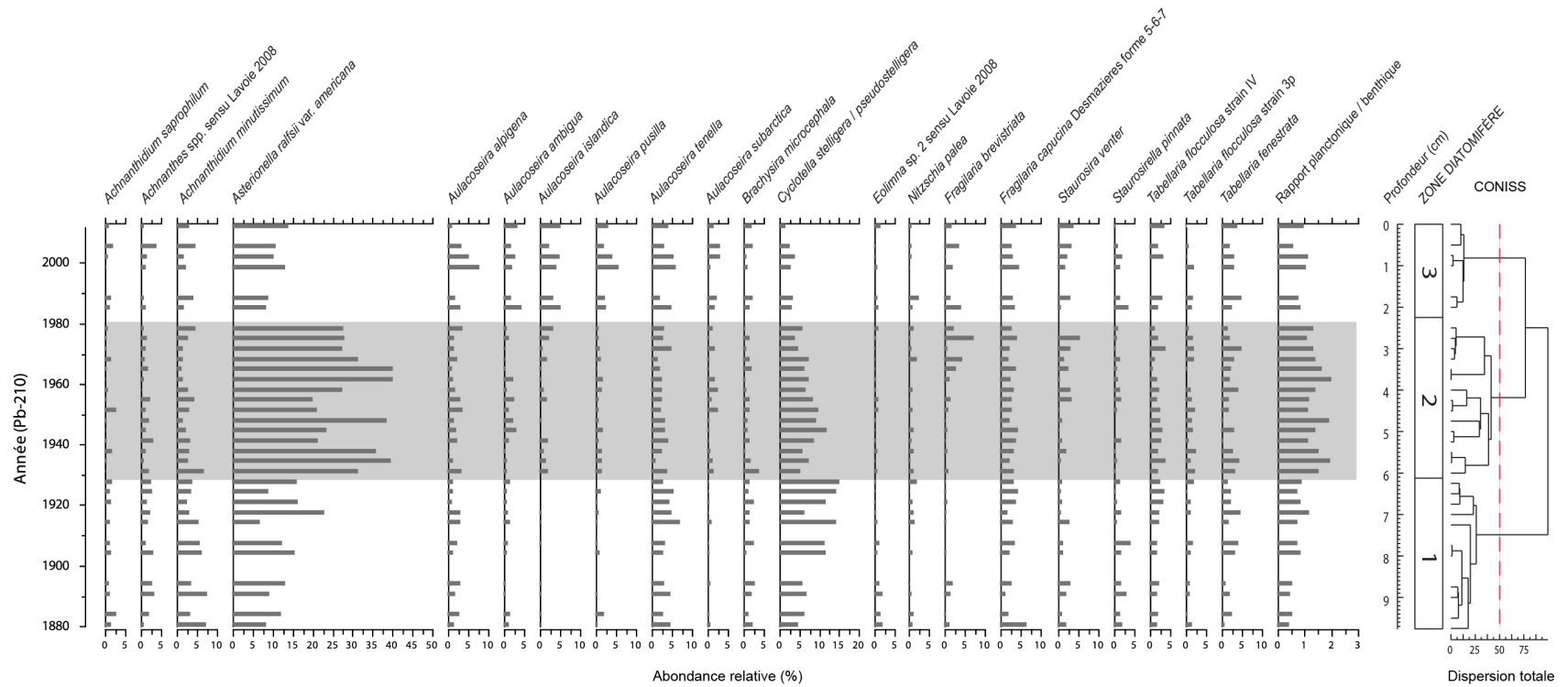


Figure 1. Stratigraphie de Core 2B démontrant l'abondance relative des taxons les plus abondants (récurrence minimale dans trois échantillons et abondance relative minimale de 2 %) et le ratio espèces planctonique/benthique. Les zonations entre les communautés de diatomées ont été déterminées à l'aide d'une analyse de regroupement de type CONISS.

3.3.2 Indices de diversité

La figure 8 illustre une diminution du nombre d'espèces, de l'indice d'équitabilité et de la diversité taxonomique entre 1928 et 1980 ainsi qu'une abondance absolue relativement constante à travers le temps.

L'absence de différence significative des indices de diversité des diatomées entre les zones 1 et 3 a été confirmée par tous les HSD de Tukey des moyennes des moindres carrés effectués sur ces différents indices (Figure 8).

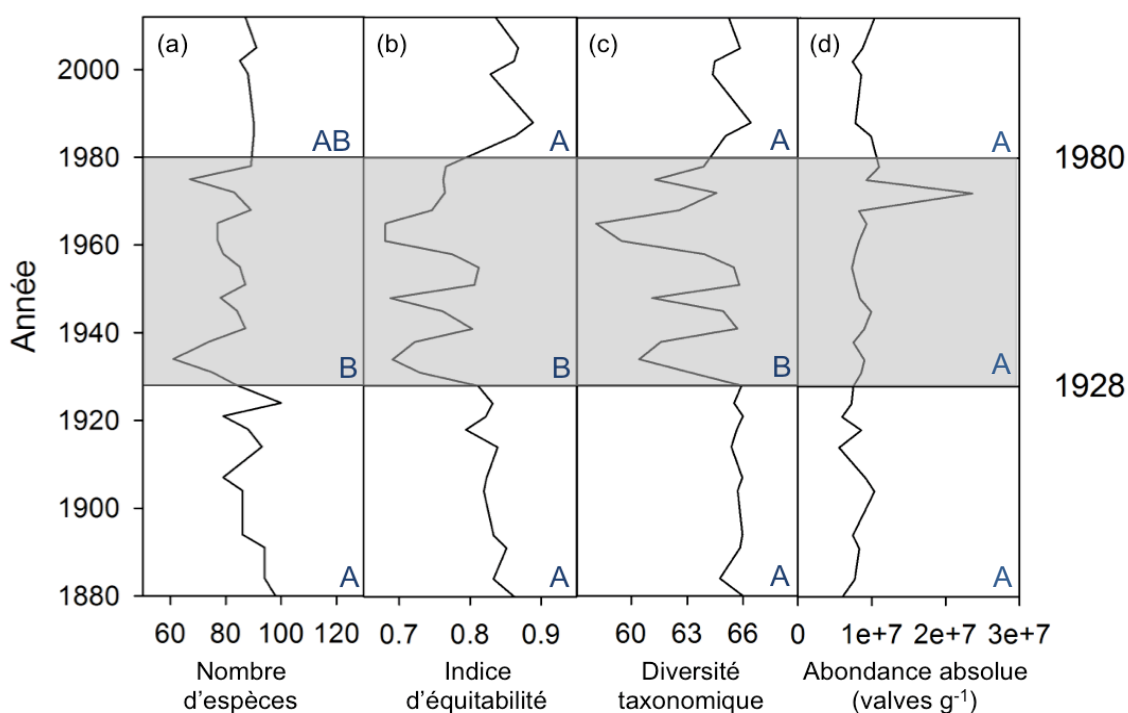


Figure 1. Mesures de biodiversité de la communauté de diatomées. Les lettres différentes entre les zones montrent où se situent les différences significatives ($p < 0,05$).

3.3.3 Structure des communautés des diatomées

La figure 9 permet de visualiser les trois zones qui suggèrent globalement une tendance des valeurs de diversité récentes à retrouver un état alternatif, proche de l'état initial. À ce propos, il est à noter que le cadrage nMDS illustre une reconstitution allant jusqu'à l'an 1202 puisque des échantillons « complémentaires » ont été ajoutés à l'analyse. L'âge de ces derniers, pouvant être cependant biaisé, a été estimé via l'extrapolation linéaire de la moyenne du taux de sédimentation. Cet exercice permet toutefois d'avoir des communautés de diatomées de référence, non perturbées par l'activité anthropique.

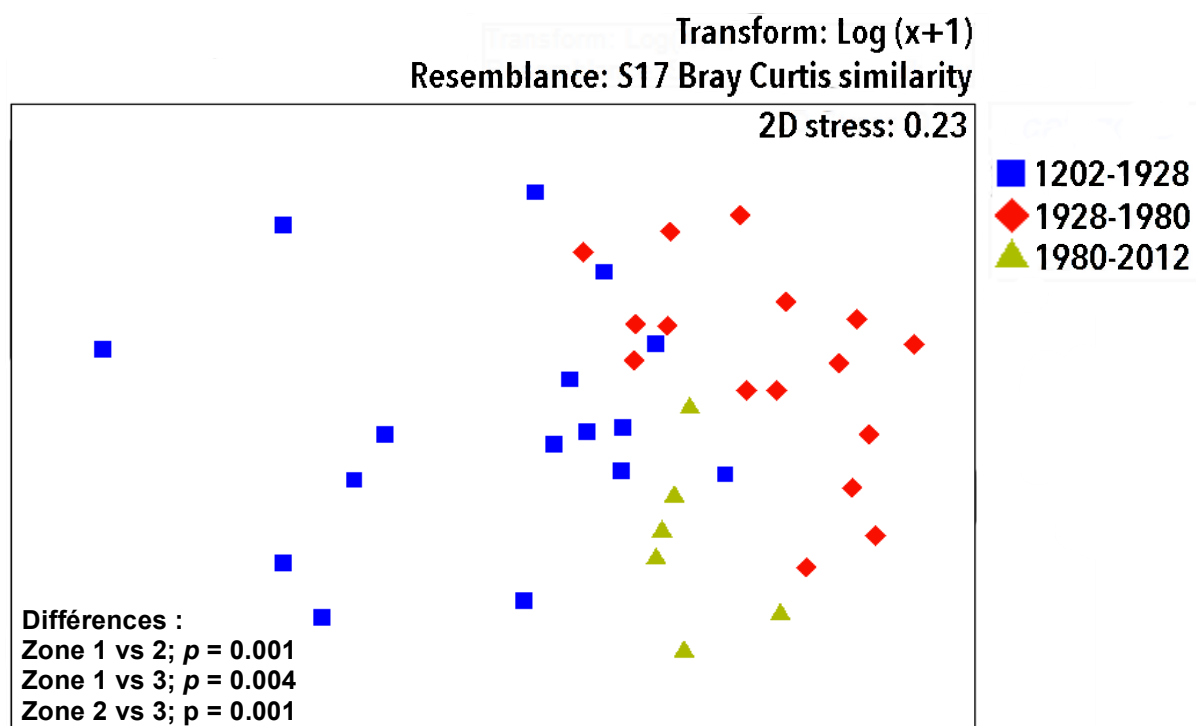


Figure 2. Cadrage multidimensionnelle non-métrique de la structure d'abondance entre les communautés de chacun des échantillons pour chacune des zones. Les valeurs de P entre les différents assemblages confirment leur différence significative.

Les trois zones définies par l'analyse de regroupement présentent des valeurs semblables de similarité moyenne entre leurs échantillons (zone 1 : 78,43; zone 2 : 75,69; zone 3 : 79,19). Ces fortes similarités témoignent d'une forte homogénéité entre les communautés dans chacune des zones. Ces valeurs sont fortement influencées par la dominance dans les trois zones d'*Asterionella ralfsii* var. *americana* (Tableau 3) qui contribue beaucoup à la

cohésion entre les échantillons. La comparaison des zones par paire montre que les valeurs moyennes de dissimilarité entre les zones sont également comparables (Tableau 4).

Tableau 1. Résultat de l'analyse de similarité (SIMPER) montrant le pourcentage de la contribution (Contrib. %) et le pourcentage cumulé (Cum. %; seuil de 30%) des principales espèces à l'indice de similarité dans chacune des zones.

Zone 3 (2012-1980) : Similarité moyenne entre les échantillons = 79,19

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	9,31	9,31
<i>Aulacoseira islandica</i>	5,84	15,15
<i>Aulacoseira tenella</i>	5,77	20,92
<i>Fragilaria capucina</i>	5,62	26,53
<i>Tabellaria fenestrata</i>	5,13	31,67

Zone 2 (1980-1928) : Similarité moyenne entre les échantillons = 75,69

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	15,48	15,48
Complexe <i>Cyclotella stelligera/pseudostelligera</i>	9,39	24,87
<i>Fragilaria capucina</i>	6,18	31,05

Zone 1 (1928-1880) : Similarité moyenne entre les échantillons = 78,43

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	10,27	10,27
Complexe <i>Cyclotella stelligera/pseudostelligera</i>	8,96	19,23
<i>Achnanthis minutissimum</i>	6,7	25,93
<i>Aulacoseira tenella</i>	6,53	32,46

Tableau 2. Résultat de l'analyse de similarité (SIMPER) montrant le pourcentage de la contribution (Contrib. %) et le pourcentage cumulé (Cum. %; seuil de 30%) des principales espèces à la dissimilarité entre les zones

Zone 3 (2012-1980) & Zone 2 (1980-1928) : Moyenne de dissimilarité = 27,89

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Aulacoseira islandica</i>	5,73	5,73
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	5,53	11,26
Complexe <i>Cyclotella stelligera/pseudostelligera</i>	4,62	15,87
<i>Aulacoseira pusilla</i>	4,56	20,44
<i>Fragilaria brevistriata</i>	4,21	24,65
<i>Staurosira venter</i>	3,75	28,4
<i>Aulacoseira ambigua</i>	3,55	31,95

Zone 3 (2012-1980) & Zone 1 (1928-1880) : Moyenne de dissimilarité = 26,73

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Aulacoseira islandica</i>	8,44	8,44
<i>Aulacoseira pusilla</i>	5,59	14,02
Complexe <i>Cyclotella stelligera/pseudostelligera</i>	5,57	19,6
<i>Aulacoseira subarctica</i>	4,54	24,14
<i>Fragilaria brevistriata</i>	4,17	28,31
<i>Aulacoseira ambigua</i>	3,85	32,16

Zone 2 (1980-1928) & Zone 1 (1928-1880) : Moyenne de dissimilarité = 25,81

Espèce	Contrib. %	Cum.%
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	5,66	5,66
<i>Fragilaria brevistriata</i>	3,68	9,34
<i>Aulacoseira islandica</i>	3,61	12,95
<i>Staurosira venter</i>	3,52	16,48
<i>Achnanthisidium minutissimum</i>	3,47	19,95
<i>Staurosirella pinnata</i>	3,3	23,25
<i>Achnanthisidium saprophilum</i>	3,12	26,37
<i>Tabellaria fenestrata</i>	2,93	29,3
<i>Aulacoseira</i> sp.7 sensu Lavoie 2008	2,89	32,19

3.3.4 Description des zones

Zone 1 (9,75–6,26 cm; 1880–1928 AD)

Cette zone représente les sédiments déposés avant l'installation des barrages en 1926 sur l'exutoire du LSJ et le rehaussement du niveau d'eau du lac.

Elle est caractérisée par un nombre important d'espèces (Figure 8a). L'indice de Shannon, supérieur à 0,8 indique une population répartie de manière équitable entre les espèces (Figure 8b) alors que la diversité taxonomique confirme ce patron à tous les niveaux (espèce, genre, famille et ordre) (Figure 8c).

Le taux de matière organique, qui demeure relativement stable ($\approx 7,5\%$) tout au long de la carotte, augmente de manière exponentielle vers 9 cm (Figure 5b). Cette zone est également caractérisée par la susceptibilité magnétique moyenne la plus élevée ($\bar{x} = 80 \pm 3$) (Figure 5c).

Trente pourcent de la similarité intra-zone est expliquée par la contribution de quatre espèces les plus abondantes (*Asterionella ralfsii* var. *americana*, le complexe *Cyclotella stelligera*, *Achnantheidium minutissimum* et *Aulacoseira tenella*) (Tableau 3). On peut noter dans cette zone l'absence quasi-totale d'*Aulacoseira islandica*, *A. pusilla* et *A. subarctica* ainsi que des valeurs d'abondance plus faibles pour la quasi-totalité des espèces, à l'exception du complexe *Cyclotella stelligera/pseudostelligera*, d'*Achnantheidium minutissimum*, d'*Aulacoseira tenella* et *Eolimna* sp.2 (Figure 7).

Zone 2 (6,25–2,35 cm; 1928–1980 AD)

Les sédiments de cette zone sont ceux ayant enregistré les perturbations limnologiques occasionnées par la construction du barrage en 1926.

La figure 8 indique une baisse significative du nombre d'espèces ($\bar{x} = 80$), de l'équitabilité de l'assemblage, de la diversité biologique et taxonomique ainsi qu'une hausse de la distance taxonomique. Ainsi, en plus de la dominance d'une ou plusieurs espèces que tout cela évoque, la perte d'abondance d'espèces plus rares et/ou benthiques (Figure 7) expliquerait une partie de la différence entre ces deux premières zones (1 et 2).

La zone 2 se démarque aussi par la décroissance des valeurs de susceptibilité magnétique vers les sédiments les plus récents (5,5 cm à 2,5 cm) (Figure 5c).

Les trois espèces qui contribuent le plus à la similarité intra-zone sont *Asterionella ralfsii* var. *americana*, le complexe *Cyclotella stelligera*/pseudostelligera et *Fragilaria capucina* (Tableau 3). Parmi celles-ci, seule la dernière se démarque de la zone 1. Concrètement, l'abondance d'*Asterionella ralfsii* var. *americana* qui était de 12% dans la zone 1 augmente considérablement dans la zone 2 ($\bar{x}$ = 30%) alors que celle du complexe *Cyclotella stelligera* qui était de 9,4% dans la zone 1 diminue tout aussi radicalement entre les profondeurs de 6,5 cm et 6,25 cm pour atteindre une moyenne de 7,8 % dans la zone 2. Dans la stratigraphie (Figure 7), on observe l'apparition de l'espèce *A. islandica* simultanée à l'augmentation de plusieurs espèces du genre *Aulacoseira* (*A. ambigua*, *A. pusilla* et *A. subarctica*). Dans le même ordre d'idée, *Fragilaria brevistriata* apparaît dans les années 60. Enfin, neuf espèces sur les 93 dénombrées sont principalement responsables de la dissimilarité entre les zones 1 et 2 (Tableau 4).

Zone 3 (2,35–0 cm; 1980–2012 AD)

Il s'agit ici des sédiments qui témoignent des conditions limnologiques les plus récentes. Malgré une diminution ponctuelle du taux de matière organique (-0,6%) entre les couches 2,5 cm à 1 cm, sa croissance amorcée à 9 cm (datant de 1891) prédomine (+4,98%) (Figure 5) pour atteindre la valeur maximale (15,6%) dans l'échantillon de surface.

L'analyse SIMPER démontre que la similarité dans la zone 3 est influencée, une fois de plus, essentiellement par *Asterionella ralfsii* var. *americana* (5%) alors que le complexe *Cyclotella stelligera*/pseudostelligera est déclassé ici par *Aulacoseira islandica*. Celles-ci soutiennent, avec *Aulacoseira tenella*, *Fragilaria capucina* et *Tabellaria fenestrata*, 30% de la similarité intra-zone (Tableau 3). Le niveau de dissimilarité entre la zone 2 et la zone 3 est le plus élevé (Tableau 4) alors que la majorité des espèces contribuant à la dissimilarité des zones 3 et 1 sont des taxons fortement silicifiés (Rühland et al. 2003).

4. DISCUSSION

L'analyse visera la reconstitution historique du milieu en fonction des paramètres biogéochimiques analysés plus haut. Ces derniers nous ont permis d'identifier trois zones qui suggèrent une succession écologique des communautés de diatomées suite à l'établissement du barrage.

4.1 Assemblages de diatomées

Malgré certaines particularités régionales, les assemblages de diatomées observées sont représentatifs d'une flore lacustre d'une région boréale tempérée (Anderson et al. 1995; Pienitz et al. 1995). Certaines espèces dominantes, tel que le complexe *Cyclotella stelligera/pseudostelligera*, *Aulacoseira ambigua*, *Tabellaria fenestrata*, sont aussi communes à celles retrouvées dans des rivières américaines (Tennessee River, Ohio River, Little Miami River, Kanawha River) et les Grands Lacs (Williams 1972) confirmant la situation intermédiaire du réservoir entre les caractéristiques bio-physico-chimiques des écosystèmes lacustres et fluviaux souvent observées (Soballe and Kimmel 1987). Enfin, il est à noter que les changements opérés dans les assemblages présentent quelques similarités avec l'impact de l'ouverture d'un bassin versant par le déboisement agricole, notamment en ce qui concerne l'augmentation en *Asterionella* (Anderson et al. 1995). En effet, le caractère acidophile de cette espèce pourrait être un indice de la présence d'une grande quantité de bois relative au flottage du bois qui, par sa décomposition, amène un certain nombre d'éléments toxiques acidifiants (lignine, acide résineux, hydrogène sulfuré) (Astrade 1998). L'effet de l'érosion initiée par la construction des fossés de drainage abordé par Anderson et al. (1995) suggère une sensibilité des lacs boréaux oligotrophes à la mobilisation des éléments nutritifs. Cela suppose également que le développement de l'agriculture à partir de la fin des années 1880 soit en cause dans la présence de l'espèce sans toutefois pouvoir expliquer l'augmentation significative de son abondance à partir de la fin des années 20.

De plus, la majorité des taxons enregistrés se retrouvent couramment dans des milieux endigués du Canada (Hall et al. 1999a; Tremblay et al. 2001; Serreyssol et al. 2009). Certaines différences s'expliquent toutefois par les aspects distincts des lacs. Par exemple, dans l'étude de Tremblay et al. (2001), le lac Saint-Charles a été étudié au stade mésotrophe avancé de son

évolution. Ainsi, les assemblages de diatomées fossiles retrouvées étaient représentatifs de ce stade et donc légèrement différents de ceux retrouvés au LSJ.

De manière générale, malgré que le nombre élevé d'espèces benthiques recensées reflète l'influence majeure des nombreux tributaires du LSJ qui pallie à la faible productivité de ses littoraux, la flore est dominée par un assemblage planctonique favorisé par de forts courants et une certaine profondeur (Rühland et al. 2003; Lavoie et al. 2008). *Asterionella ralfsii* var. *americana*, de par la forme étoilée de sa colonie, est particulièrement avantagée par ces conditions. Il est à noter que Côté et al. (2002) avaient pour leur part identifié *Asterionella formosa* comme espèce représentant, avec *Tabellaria flocculosa*, plus de 90% de tous les organismes de la communauté entre juin et octobre 1997. Cette divergence d'identification au niveau de la taxonomie du genre *Asterionella* s'expliquerait sans doute par un biais méthodologique. L'apex en forme d' « os de chien » assez distinct des valves retrouvées a été la principale clé d'identification utilisée dans la présente étude (McIntyre and Duthie 1993). La présence ininterrompue des genres *Aulacoseira* et *Cyclotella* pourrait s'expliquer par la profondeur (>5 m) du lac qui favorise les taxons planctoniques centriques de petite taille qui profitent des fortes turbulences induites par les vents pour leur maintien dans la zone photique, rejetant du même coup la congruence de l'assemblage à celle des lacs peu profonds (Rühland et al. 2003). Une corrélation préalablement observée entre les abondances les plus élevées de l'espèce alcalophile *C. stelligera* (Martin 2000) avec les bassins versants boisés (Rühland et al. 2003) pourrait aussi expliquer la diminution constante de l'espèce au fil du temps et de l'expansion de l'occupation anthropique des terres au pourtour du LSJ.

Enfin, la concentration constante de diatomées suppose une disponibilité ininterrompue de nutriments et/ou éventuellement un temps de résidence de l'eau constant à travers le temps (Soballe and Kimmel 1987) malgré l'endiguement.

4.2 Zonation dans les communautés de diatomées

Zone 1 (9,75–6,25 cm; 1880–1928 AD)

Le fait que le complexe *Cyclotella stelligera/pseudostelligera* est le plus favorisé dans cette zone et que le nombre d'espèces moyen est le plus élevé ($\bar{x} = 93$) supposent que cette

zone est caractérisée par un environnement relativement profond (>5 m) (Rühland et al. 2003). L'analyse de ce complexe cosmopolite (Krammer and Lange-Bertalot 1991; Rühland et al. 2003) couplé au caractère acidophile de *A. ralfsii* var. *americana* ne permet de déduire aucun profil de pH particulier. La présence de l'espèce acidophile *Aulacoseira tenella* (Turkia et al. 1998) et de l'espèce *Achnantheidium minutissimum* retrouvée autant dans des environnements alcalins qu'acides (Potapova and Hamilton 2007) ne le précise pas davantage.

A. minutissimum, quant à elle, s'insère dans une tendance d'accroissement générale du genre *Achnanthes* qui se caractérise par une capacité à coloniser dans un système soumis à une large gamme de conditions environnementales (Ács et al. 2004).

L'accroissement de la matière allochtone associé à l'expansion de l'agriculture (Turkia, 1998) qui s'opérait depuis la fin du 19^e siècle (Fortin et al. 2009) pourrait expliquer l'augmentation du taux de matière organique et de la susceptibilité magnétique enregistrés dans cette zone. En effet, l'augmentation de l'érosion des terres agricoles et leur défrichement auraient occasionné un mouvement de matière organique vers le lac.

Zone 2 (6,25–2,35 cm; 1928–1980 AD)

Des changements au niveau de la composition et de la diversité des assemblages se sont opérés suite à l'installation du barrage de 1928 à 1980. Il est *a priori* possible de les attribuer au barrage considérant qu'aucun autre changement majeur ne soit survenu simultanément et que l'enregistrement sédimentaire correspondant à 1926 est inclus dans le même échantillon que celui correspondant à la limite de la zone, soit 1928.

Globalement, on observe une augmentation dans la proportion de certaines espèces de grandes tailles appartenant principalement au genre *Asterionella*. Cette espèce, de par sa morphométrie et l'organisation de sa colonie, a probablement bénéficié d'un transport facilité par les rivières (Lortie 1983). Sa croissance considérable dans des milieux endigués a aussi déjà été observée (Lindström 1973). En fait, une augmentation de son abondance a souvent été perçue comme un indicateur d'eutrophisation des lacs en réponse à un chargement nutritif (Elnor et al. 1980; Simola 1983; Reynolds 1984; Brugam and Vallarino 1989; Willén 1991; Anderson et al. 1995) assimilable ici à la mobilisation de la matière organique suite à

l'endiguement. En partie responsable d'une réduction de la transparence de l'eau, l'augmentation significative de l'abondance relative de l'espèce *Asterionella ralfsii* var. *americana* accentue l'effet de la turbidité du lac engendrée par la mobilisation de particules en favorisant un profil planctonique (Beklemishev 1959; Lindström 1973). En effet, suite au développement vertical de la communauté, les taxons benthiques auraient possiblement souffert d'une privation de lumière (Lavoie et al. 2008). Enfin, la domination de l'espèce pourrait être perçue comme un indicateur d'un enrichissement d'éléments nutritifs autrement assimilé à la fertilisation des forêts (Turkia et al. 1998) et fort probablement ici à l'inondation des terres agricoles du lac (Anderson et al. 1995).

Tout comme pour l'espèce *Fragilaria capucina*, l'apparition de l'espèce *Aulacoseira islandica* suite à la construction de barrages est commune à ce qui a été observé au lac Namakan (Serieyssol et al. 2009). L'abondance relative moyenne de l'espèce est passée de 0,3% dans la zone 1 à 1,15% dans la zone 2. Ce changement, commun à l'espèce *A. subarctica*, peut refléter un milieu soumis à des températures printanières et automnales plus élevées (Solovieva et al. 2005). Cependant, l'augmentation de la profondeur du plan d'eau, la turbulence initiée par le marnage, l'érosion intensive des rives, les programmes de stabilisation des berges depuis les années 30 et l'amplification des vents relative à l'augmentation de la superficie du lac sembleraient être des facteurs d'accroissement plus probant pour la plupart des espèces de ce genre (Liukkonen et al. 1993; Rühland et al. 2003). En effet, ces espèces fortement silicifiées nécessitent un important mélange vertical de la colonne d'eau pour maintenir leur position au sein de la zone photique (Kilham et al. 1996, Leira et al. 2015). *Aulacoseira ambigua* s'ajoute à ce compte (Serieyssol et al. 2009) et serait, à un second niveau d'importance, révélatrice d'un enrichissement en nutriments (Battarbee 1978; Reavie et al. 1995).

L'apparition de l'espèce périphytique *F. brevistriata* dans les années 60 (Turkia et al. 1998) semble, pour sa part, cohérente avec la fragilisation du littoral par le marnage. En effet, *F. brevistriata* qui est reconnue pour prospérer dans des environnements peu profonds, pauvres en éléments nutritifs, froid et soumis à de courtes périodes de croissance (Van Dam et al. 1994; Pienitz and Smol 1993; Rühland 1996; Lotter and Bigler 2000), a probablement profité d'un environnement hostile exempt de compétition.

Enfin, l'abondance absolue et les indices de diversité (Figure 8) ne confirment pas de « boom » sensu Stockner et al. (2000) mais plutôt un changement dans les assemblages caractérisés essentiellement par l'augmentation du rapport planctonique/benthique et par la dominance de l'espèce planctonique *A. ralfsii* var. *americana*. *A priori*, cette dominance, couplée à une perte de diversité pourrait mettre en évidence une eutrophisation du milieu (Williams 1972; Turkia et al. 1998) couramment enregistrée suite à la création de réservoirs (Baxter 1977; Donar 1996; Hall et al. 1999a; Stockner et al. 2000; Serieyssol et al. 2009; Tremblay et al. 2001). Ce changement de proportion pourrait aussi indiquer des fluctuations dans la rétention de l'eau (Soballe et Kimmel 1987).

La diminution du nombre d'espèces serait symptomatique de la création d'une zone de marnage hostile à certaines espèces herbacées (Hill et al. 1998; Serieyssol et al. 2009). En effet, malgré le fait que les écarts annuels entre les niveaux d'eau se sont largement amoindris depuis la mise en place des différents barrages, le maintien des niveaux d'eau élevés pendant la période libre de glace a contribué à d'importants phénomènes d'érosion responsable d'une diminution de la productivité du périphyton (Alcan Aluminium Limité 1983; Stockner et al. 2005). Une décroissance de la productivité benthique (Baxter 1977; Popp et Hoagland 1995) corrélée à l'augmentation de la taille du lac justifierait donc l'accroissement du rapport des assemblages planctoniques (Figure 7) (Baxter 1977; Tremblay et al. 2001)

De plus, outre les légères variations constatées sur la nature des sédiments, il est à noter que les analyses de perte au feu ne corroborent pas l'idée d'une augmentation du taux de sédimentation à ce stade, soit après l'introduction du barrage de 1926 ni même celle d'une diminution suite à la construction de ceux situés en amont du réservoir. En fait, alors qu'aux premières années de mise en eau aurait dû coïncider un changement significatif dans l'enregistrement sédimentaire et géochimique (Tremblay 1979; Serieyssol et al. 2009), la moyenne du taux de sédimentation est demeurée inchangée. Cela pourrait être dû au fait que le taux de sédimentation était initialement trop faible pour constater les modifications induites par les barrages et les manipulations du niveau de l'eau à l'échelle des analyses. De plus, les caractéristiques morphométriques du lac le désignant comme un bassin polymictique peu profond de plus de 25 km² de surface seraient, selon Kõiv et al. (2011), responsables d'une remise en suspension continue des sédiments par un long fetch limitant ainsi la

sédimentation des particules. Une autre hypothèse repose sur le fait que le temps de résidence de l'eau aurait été simplement trop court pour constater un « boom ».

Zone 3 (2,35–0 cm; 1980–2012 AD)

On constate ici une certaine convergence avec le scénario envisagé par Stockner et al. (2000) voulant qu'il s'opère un retour à l'état écologique initial suite à cette suppression de la productivité du périphyton. Plus spécifiquement, le cadrage nMDS témoigne d'un nouvel état de stabilité du réservoir où la flore récente diverge en quelques points de celle qui prévalait avant la construction du barrage. La différence du profil des indices de diversité entre les trois zones confirme une certaine « récupération » du système après une diminution du nombre d'espèces synchrone à la construction des barrages en 1926. Corrélés à l'estimé d'une abondance absolue constante et hormis une valeur aberrante assimilable à une erreur de préparation ou au hasard (Figure 8d), ces indices confirment la dominance d'une espèce, soit *A. ralfsii* var. *americana*, et la perte d'abondance d'espèces mineures et benthiques. L'augmentation de la richesse taxonomique ($\bar{x} = 89$) (Serieyssol et al. 2009) souligne à elle seule le caractère oligotrophe du réservoir (Caron 2004; Anderson et al. 2005) en plus de la diminution du rapport planctonique/benthique qui suggère une pénétration facilitée de la lumière (Hecky et Guilford 1984).

La phase d'ultra-oligotrophisation (Figure 1) pourrait avoir été limitée (Figure 8) par la morphométrie du lac. En effet, l'augmentation de la profondeur relative survenue en zone 2 serait un facteur de rétention efficace pour des bassins ayant des caractéristiques morphométriques et hydrologiques spécifiques telles qu'une surface supérieure à 25 km² et/ou avec un temps de résidence inférieur à 0,3 année (Kõiv *et al.*, 2011 ; Brett et Benjamin, 2007). Le LSJ serait donc parvenu à augmenter la rétention des différents nutriments sans toutefois pouvoir soutenir une croissance productive (Conley et al. 2000).

De plus, malgré la rétention sédimentaire occasionnée par les barrages situés sur son principal tributaire, la fraction des sédiments allochtones en provenance des rivières Ashuapmushan et Mistassini pourrait expliquer une certaine compensation sédimentaire à long terme. Il est aussi possible d'établir une corrélation entre la limite inférieure de cette zonation (2,35 cm; 1980) pour laquelle une diminution du taux de sédimentation était anticipée

(Sherrard and Erskine 1991; Ibanez et al. 1996; Stockner et al. 2000; Anderson et al. 2005, Vericat and Batalla 2006) et la décennie pendant laquelle les programmes d'ensablement des rives pour contrer l'érosion se sont amorcés et officialisés (Rio Tinto Alcan 2014). Cette perturbation, couplée au maintien artificiel d'un marnage favorisant la création de zones de végétation au printemps (Alcan Aluminium Limité 1983) pourrait éventuellement expliquer que l'indice de dissimilarité de cette zone avec la seconde est le plus fort de tous (Tableau 4).

Parmi les espèces qui y contribuent, on remarque que *A. ralfsii* var. *americana* diminue au profit d'*Aulacoseira islandica*. La migration de l'espèce *A. ralfsii* var. *americana* ainsi que son apport nutritif ont possiblement été limités par la situation de rétention des eaux par les diverses infrastructures en amont du lac (Figure 3). *Aulacoseira islandica* semble, pour sa part, avoir profité du maintien élevé du niveau de l'eau.

4.3 Implication de l'étude et retour sur les objectifs

La stabilité dans l'abondance des algues pourrait pour sa part s'expliquer par un taux de renouvellement des eaux constant à travers les années et assez lent pour que la productivité ne soit pas limitée par l'augmentation de la turbidité générée par l'endiguement et par les programmes d'ensablement (Soballe and Kimmel 1987; Astrade 1998). Cependant, si l'on considère le fait que les espèces plus petites sont favorisées par un système plus rapide, la comparaison des tailles des taxons des assemblages des trois zones suggère que l'endiguement aurait potentiellement ralenti le système (Soballe and Kimmel 1987) jusqu'à l'atteinte du nouvel équilibre décrit par la figure 9. Ainsi, une productivité demeurée inchangée dans un système accusant un temps de résidence plus long suggère que la diminution de la disponibilité des macronutriments limitants (azote, phosphore, silice et fer, Fogg 1965; Hutchinson 1967)) souvent redoutée pour les systèmes endigués pourrait malgré tout s'être opérée dans la zone 3. La limitation photique confirmée par l'augmentation du rapport planctonique/benthique survenue en zone 2 pourrait notamment expliquer que cette stabilité se soit maintenue.

5. CONCLUSION ET ORIENTATIONS FUTURES

Des analyses paléolimnologiques et néolimnologiques ont été employées dans le cadre du projet de recherche pour tenter de comprendre l'influence de la construction de barrages à l'exutoire du lac Saint-Jean. L'étude a permis de cibler la turbidité imputable au marnage comme principal facteur d'influence agissant sur la structure de la communauté diatomifère du lac. Certaines variations semblent être attribuables à l'augmentation de la profondeur de l'eau et à la fluctuation probable du taux de renouvellement de l'eau.

La baisse temporaire de la diversité des espèces de diatomées et l'augmentation du ratio planctonique/benthique représentent des changements importants récurrents dans d'autres systèmes endigués. La particularité de l'étude réside dans les modifications de la dynamique et de la structure des communautés phytoplanctoniques opérées qui évoquent un retour à un état d'équilibre alternatif suite à l'appauvrissement du périphyton initié par l'endiguement.

Il est à noter que le faible taux de sédimentation couplé aux travaux de stabilisation des berges n'ont pas permis d'apprécier les effets de la succession de barrages sur ses tributaires. Les influences synergiques ou éventuellement compensatoires telles qu'une diminution progressive des afflux de nutriments désormais bloqués par les infrastructures et limités par la situation de débits régularisés de ces nouveaux réservoirs n'ont donc pas pu être confirmés.

Puisque les résultats de l'étude ne permettent pas de conclure à une accélération du processus d'oligotrophisation du lac, l'inversion définitive du profil ontogénique reste à confirmer.

Une autre limitation majeure empêchant de tirer des conclusions plus précises sur l'impact de la construction du barrage en 1926 résulte de la faible résolution temporelle de l'étude (chaque cm de la carotte représentant environ 12,5 ans). De plus, l'analyse d'une, ou de plusieurs autres carottes permet d'accroître le potentiel d'extrapolation des résultats à l'échelle du LSJ. Cependant, l'analyse paléoécologique étant un processus long, une alternative raisonnable pourrait passer par la corrélation des courbes des analyses géochimiques menées sur les douze carottes prélevées dans le cadre de ce projet. D'autres indicateurs pourront aussi éventuellement être utilisés tels que les cladocères et les isotopes

stables (par ex. : ^{13}C , ^{15}N) témoignant de la structure et la longueur de la chaîne alimentaire (Perga et al. 2010).

Enfin, une autre limite réside dans l'impossibilité d'utiliser une approche comparative avec un lac ayant des caractéristiques physiques similaires permettant d'évaluer l'importance relative des facteurs qui régulent le développement du réservoir tel qu'effectué par Hall et al. (1999) Serieyssol et al. (2009) Triplett et al. (2012).

Somme toute, cette étude contribue à l'avancement des connaissances en ce qui concerne l'évolution historique récente du LSJ dans le contexte d'une intensification de l'utilisation de ses eaux et de celles de ses tributaires à des fins économiques. Elle contribue ainsi au corpus de données qui peuvent être utilisées dans le cadre de projets d'aménagement tels que le Programme de stabilisation des berges ainsi que le Programme de suivi environnemental et faunique.

RÉFÉRENCES

- Alcan Aluminium Limité. 1983. Programme de stabilisation des berges du lac Saint-Jean : Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social. Annexe 7 : Ressources fauniques et répercussions des options de gestion du lac sur les habitats. Québec. :81p.
- Anderson MJ. 2005. PERMANOVA : a FORTAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland.
- Anderson NJ, Jeppesen E, Sondergaard M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes : an introduction. *Freshwater Biology*. 50:1589–1593.
- Anderson NJ, Renberg I, Segerstrom U. 1995. Diatom production response to the development of early agriculture in a boreal forest lake-catchment (Kassjon, northern Sweden). *Journal of Ecology*. 83:809–822.
- Appleby PG, Oldfield F. 1983. The assessment of ²¹⁰Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia*. 103:29–35.
- Astrade L. 1998. La gestion des barrages-réservoirs au Québec: exemples d'enjeux environnementaux. *Annales de Géographie*. 604:590-609.
- Battarbee RW. 1978. Observations on the recent history of Loch Neach and its drainage basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 281:303–345.
- Battarbee RW, John Anderson NJ, Jeppesen E, Leavitt PR. 2005. Combining palaeolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction. *Freshwater Biology*. 50:1772–1780.
- Battarbee RW, Morley D, Bennion H, Simpson GL, Hughes M, Bauere V. 2011. A paleolimnological meta-database for assessing the ecological status of lakes. *Journal of Paleolimnology*. 45:405–414.
- Baxter RM. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 8:255–83.
- Beklemishev CW. 1959. Sur la colonialité des diatomées planctoniques. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 44:11–26.
- Bennet KD. 2007. Manual for psimpoll and pscomb Programs for Plotting and Analysis.
- Bernard C, Wicherek S, Laverdière MR. 1995. Césium-137 et études environnementales-Exemple de l'érosion des sols. *Bulletin du Réseau Érosion*. 15:424–432.

- Blais J, 1995 The influence of lake morphometry on sediment focusing. *Limnology and Oceanography*. 40:582-588
- Bouchard RA. 1988. Le pays du Lac-Saint-Jean: 2^e éditions. Chicoutimi. 274 p. [accessed 2015 Sept10]http://classiques.uqac.ca/collection_histoire_SLSJ/bouchard_russel/pays_du_lac_saint_jean/pays_du_lac_saint_jean.pdf
- Brett MT, Benjamin MM. 2008. A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology*. 53:194–211.
- Brugam RB, Vallarino J. 1989. Paleolimnological investigations of human disturbance in western Washington lakes. *Archiv fur Hydrobiologie*. 116:129–159.
- Caron J. 2004. Lac Saint-Jean : petite mer intérieure. *Continuité*. 101:44–46.
- CEHQ Centre d'expertise hydrique du Québec. 2003a. Répertoire des barrages : Saguenay-Lac-Saint-Jean. [accessed 2014 Mar 21] <http://www.cehq.gouv.qc.ca/Barrages/ListeBarrages.asp?region=Saguenay--Lac-Saint-Jean&Num=02&Tri=No&contenance1=on&contenance2=on&contenance3=on>
- CEHQ Centre d'expertise hydrique du Québec. 2003b. Aménagements Alcan Isle-Maligne Liste des barrages. [accessed 2014 Mar 21] <https://www.cehq.gouv.qc.ca/barrages/amenagement.asp?amengmt=Am%E9nagement%20ALCAN%20-%20Isle-Maligne&Num=206&Tri=No>
- Chamberlain LL. 1972. Primary productivity in a new and an older california reservoir. *California. Fur-Fish-Game*. 58:254–267.
- Clarke KR, Gorley RN. 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth (Royaume-Uni).
- Conley DJ, Stalnacke P, Pitkanen H, Wilander A, Stålnacke P, Pitkänen H. 2000. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography*. 45:1850–1853.
- Contant H, Duthie HC. 1978. The Phytoplankton of Lac St-Jean, Québec. *Bibliotheca Phycologica*. 40:165 p.
- Côté R, Bussi  res D, Desgagn  s P. 2002. Distribution spatio-temporelle du phytoplancton et du zooplancton dans le lac Saint-Jean (Qu  bec), un r  servoir hydro  lectrique. *Revue des science de l'eau*. 15:597 p.
- Cothorn C, Smith R, James E. 1987. Environmental Radon. Environmental science research Series. 35. New York. Plenum Press. :363 p.

- Le Delliou P. 2003. Les barrages : conception et maintenance. Presse de l'Université de Lyon :270 p.
- Djerrab A, Baills H, Hedley I, Larque P. 2000. Apports de la susceptibilité magnétique à l'étude des remplissages des sites préhistoriques, exemple : la grotte des Conques (Vingrau , Pyrénées-Orientales). *Quaternaire*. 11:53–63.
- Donar CM. 1996. Diatom succession in an urban reservoir system. *Journal of Paleolimnology*. 15:237–243.
- Elner JK, Happey-wood CM, 1980. The history of two linked but contrasting lakes in north wales from a study of pollen, diatoms and chemistry in sediment cores. *Journal of Ecology*. 68:95–121.
- Fallu M-A, Allaire N, Pienitz R. 2000. Freshwater diatoms from northern Québec and Labrador (Canada). *Bibliotheca Diatomologica*: Band 45. Gebrüder Borntraeger Verlag Berlin/Stuttgart. :200 p.
- Finger D, Schmid M, Wüest A. 2006. Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research*. 42: 20 p.
- Fogg GE. 1965. *Algal Cultures and Phytoplankton Ecology*: 1266. Madison and Milwaukee: University of Wisconsin Press. 51:1266 p.
- Fortin A-L, Sirois P. Legault M. 2009. Synthèse et analyse des connaissances sur la ouananiche et l'éperlan arc-en-ciel du lac Saint-Jean. Université du Québec à Chicoutimi, Laboratoire des sciences aquatiques et Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. :137 p.
- Friedl G, Wüest A. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences*. 64:55–65.
- Friedman JM, Osterkamp WR, Scott ML, Auble GT. 1998. Downstream effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation : regional patterns in the Great Plains. *Wetlands*. 18:619–633.
- Girard C, Perron N. 1989. Histoire du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Québec. Institut québécois de recherche sur la culture (IQRC). Presses de l'Université Laval. :665 p.
- Grimm EC. 1987. CONISS : a Fortran 77 program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incremental sum of squares. *Computers & Geosciences*. 13:13–35.

- Hall RI, Leavitt PR, Dixit AS, Quinlan R, Smol JP. 1999a. Limnological succession in reservoirs : a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Canadian Journal of Earth Sciences*. 56:1109–1121.
- Hall RI, Leavitt PR, Quinlan R, Dixit AS, Smol JP. 1999b. Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*. 44:739–756.
- Hecky RE, Guilford SJ. 1984. Primary productivity of Southern Indian Lake before, during, and after impoundment and Churchill River diversion. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 41:591–604.
- Heiri O, Lotter AF, Lemcke G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments : reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*. 25:101–110.
- Hill NM, Keddy PA, Wisheu IC. 1998. A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Regulated Rivers: Research & Management*. 22:723–736.
- Hutchinson GE. 1967. A treatise on limnology. Volume II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York, London and Sydney. *Limnology and Oceanography*. 14:1115 p.
- Hydro-Québec Production. 2003. Aménagement hydroélectrique de la Péribonka : Résumé de l'étude d'impact sur l'environnement. Hydro Québec Production :36 p.
- Ibanez C, Prat N, Canicio A. 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro River and its estuary. *Regulated Rivers: Research & Management*. 12:51–62.
- Jones HG, Leclerc M, Ouellet M, Couture P, Cluis D, Potvin L, Sochanska W, Sochanska J. 1978. Productivité biologique des eaux du lac Saint-Jean. INRS-eau. Rapport scientifique n°76. :623 p.
- Juggins S. 2003. C2 Program. University of Newcastle, UK.
- Kilham SS, Theriot EC, Fritz SC. 1996. Linking planktonic diatoms and climate change in the large lakes of the Yellowstone ecosystem using resource theory. *Limnology and Oceanography*. 41:1052–1062.
- Kimmel BL, Lind OT, Paulson LJ. 1990. Reservoir primary production. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE, eds. *Reservoir Limnology : Ecological Perspectives*. New York: Wiley-Interscience. :133–193.

- Kõiv T, Nõges T, Laas A. 2011. Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. *Hydrobiologia*. 660:105–115.
- Krammer K, Lange-Bertalot H. 1991. Bacillariophyceae 4. Teil : Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolate) und Gomphonema. In: Ettl H, Gerloff J, Heynig H, Mollenhauer D (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. :446 p.
- Krammer K, Lange-Bertalot H. 1997. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 02/2: Bacillariophyceae : Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae (German Edition). Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg, Berlin. :612 p.
- Lapointe A. 1985. Situation de la ouananiche du lac Saint-Jean dans une perspective historique, p.21-53. In Gouin, H. et L.E. Hansen, 1985. Colloque sur la ouananiche du lac Saint-Jean. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale du Saguenay-Lac-Saint-Jean. :280 p.
- Lavoie I, Hamilton PB, Campeau S, Grenier M, Dillon PJ. 2008. Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada. Presses de l'Université du Québec, Canada :241 p.
- Leblond A. 1976. Étude évolutive de la stratification thermique du Lac St-Jean. Rapport 7601, Centre de recherche du Moyen-Nord. Université du Québec à Chicoutimi. :77 p.
- Leira M. 2015. Diatom community response to extreme water-level fluctuations in two Alpine lakes: a core case study. *Journal of Paleolimnology*. 53:289-307.
- Lindström T. 1973. Life in a Lake Reservoir : Fewer options, decreased production. *Ambio*. 2:145–153.
- Liukkonen M, Kairesalo T, Keto J. 1993. Eutrophication and recovery of Lake Vesijarvi (south Finland) : Diatom frustules in varved sediments over a 30-year period. *Hydrobiologia*. 269-270:415–426.
- Lortie G. 1983. Les diatomées fossiles de deux tourbières ombrotrophes du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Géographie Physique et quaternaire*. 37:159 p.
- Lotter AF, Bigler C. 2000. Do diatoms in Swiss Alps reflect the length of ice-cover? *Aquatic Sciences*. 62:125–141.
- Macintyre S, Sickman JO, Goldthwait SA, Kling GW. 2006. Physical pathways of nutrient supply in a small, ultraoligotrophic arctic lake during summer stratification. *Limnology and Oceanography*. 51:1107–1124.

- Martin RE. 2000. Environmental Micropaleontology: The Application of Microfossils to Environmental Geology. Kluwer/Plenum Press, Dordrecht. Topics in Geobiology Series. :459p.
- Matzinger A, Pieters R, Ashley KI, Lawrence GA, Wuest A. 2007. Effects of impoundment on nutrient availability and productivity in lakes. *Limnology and Oceanography*. 52:2629–2640.
- McCully P. 1996. Silenced rivers : the ecology and politics of large dams. London; Atlantic Highlands, N.J., USA: Zed Books. :350 p.
- McIntyre SH, Duthie HC. 1993. Morphological variation in populations of the diatom *Asterionella ralfsii* W. Smith from Nova Scotia, Canada. *Hydrobiologia*. 269-270:67–73.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2008. Rapport d'audience publique sur le projet d'agrandissement du parc national de la Pointe-Taillon. Québec :25 p.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2015. Portrait régional de l'eau Saguenay-Lac-Saint-Jean (région administrative 02). Québec. [accessed 2014 Apr 7]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/regions/region02/02-saglac%28suite%29.html>
- Milbrink G, Holmgren S. 1981. Addition of artificial fertilizers as a means of reducing negative effects of “oligotrophication” in lakes after impoundment. *Institute of Freshwater Research*. :97–120.
- Milhous RT. 1998. Modelling of instream flow needs : the link between sediment and aquatic habitat. *Regulated Rivers: Research & Management*. 14:79–94.
- Moss B. 1998. Shallow lakes : biomanipulation and eutrophication. *SCOPE Newsletter*. 29:29 p.
- Musset AE, Khan MA. 2000. Looking into to earth: An introduction to geological geophysics. The United States of America: Cambridge University Press :157–158
- Ney JJ. 1996. Oligotrophication and its discontents : effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. *American Fisheries Society Symposium Series*. 16:285–295.
- Nowlin WH, Davies J-M, Nordin RN, Mazumder A. 2004. Effects of water level fluctuation and short-Term climate variation on thermal and stratification regimes of a British Columbia reservoir and lake. *Lake and Reservoir Management*. 20:91–109.
- Nursall JR. 1952. The early development of a bottom fauna in a new power reservoir in the Rocky Mountains of Alberta. *Canadian Journal of Zoology*. 30:387–409.

- Nusch EA. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*. 14:14–35.
- Office Québécois de la Langue Française. 1993. Fiche terminologique : marnage. [accessed 2015 Jun 15]. <http://www.granddictionnaire.com/Resultat.aspx>
- Organisme de bassin versant Lac-Saint-Jean. 2014. Plan directeur de l'eau: Bassin versant du Lac Saint-Jean, Partie 2: l'analyse de bassin. Alma. :231 p.
- Pearsall WH. 1921. Development of vegetation in the English lakes, considered in relation to the general evolution of glacial lakes and rock basins. Botany Department, University of Leeds. *Proceedings of the Royal Society of London*. 92:259–284.
- Perga MEE, Desmet M, Enters D, Reyss JLL. 2010. A century of bottom-up- and top-down-driven changes on a lake planktonic food web : A paleoecological and paleoisotopic study of Lake Annecy, France. *Limnology and Oceanography*. 55:803–816.
- Pienitz R, Douglas MS V, Smol JP, Huttunen P, Meriläinen J. 1995. Diatom , chrysophyte and protozoan distributions along a latitudinal transect in Fennoscandia. *Ecography*. 18:429–439.
- Pienitz R, Smol JP. 1993. Diatom assemblages and their relationship to environmental variables in lakes from the boreal forest-tundra ecotone near Yellowknife, Northwest territories, Canada. *Hydrobiologia*. 269-270:391–404.
- Popp A, Hoagland KD. 1995. Changes in benthic community composition in response to reservoir aging. *Hydrobiologia*. 306:159–171.
- Reavie ED, Smol JP, Carmichael B. 1995. Post-settlement eutrophication histories of six British Columbia (Canada) lakes. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*. 52:2388–2401.
- Renberg I. 1990. A procedure for preparing large sets of diatom slides from sediment cores. *Journal of Paleolimnology*. 4:87–90.
- Reynolds CS. 1984. *Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press. Cambridge :396 p.
- Rio Tinto Alcan. 2014. Programme de stabilisation des berges au lac Saint-Jean 2016-2026. Avis de projet présenté à la Direction générale de l'évaluation environnementale. Alma. :35 p.
- Ritchie J, Mchenry JR. 1990. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns : a review. *Journal of Environmental Quality*. 19:215–233.

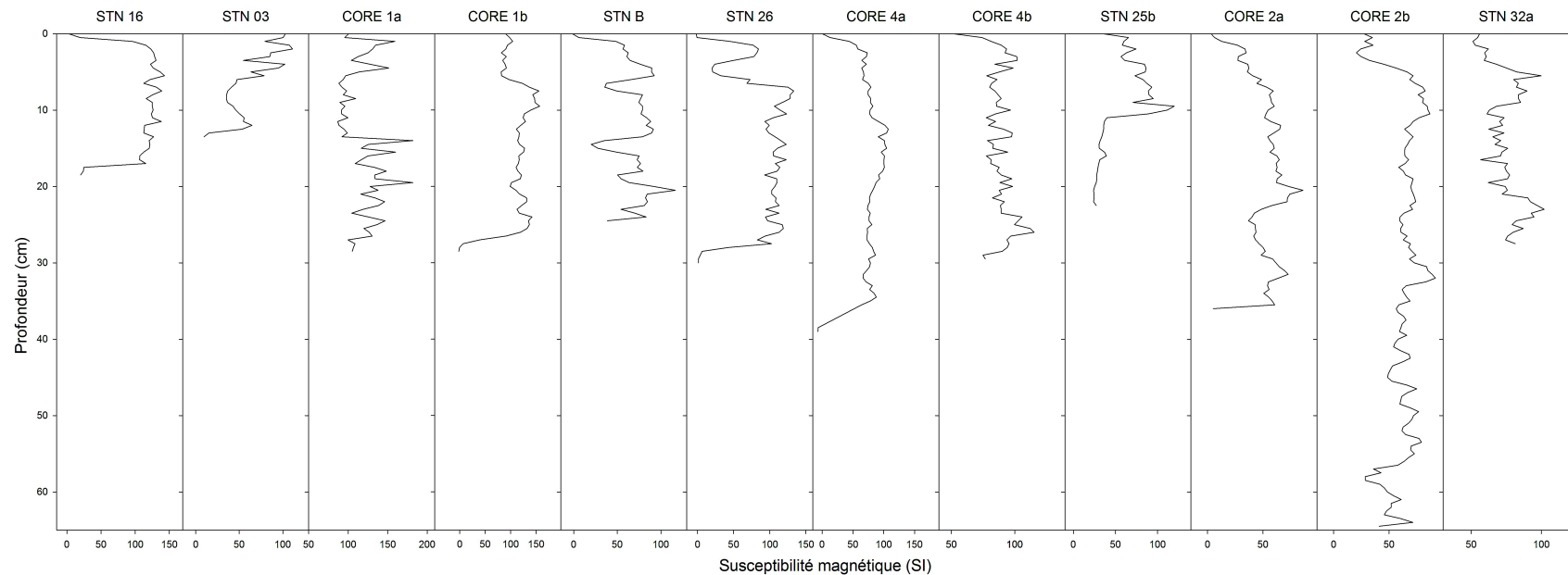
- Robinson CT, Uehlinger U. 2003. Using artificial floods for restoring river integrity. *Aquatic Sciences*. 65:181–182.
- Rodhe W. 1964. Effects of impoundment on water chemistry and plankton in Lake Ransaren (Swedish Lapland). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 15:437–443.
- Rollet A. 2007. Étude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le cas de la basse vallée de l'Ain. Thèse, Université Jean Moulin Lyon 3. :305 p.
- Rühland KM. 1996. Assessing the use of diatom assemblages as paleoenvironmental proxies in the Slave and Bear geological provinces, N.W.T, Canada. M.Sc. thesis, Department of Biology, Queen's University, Kingston, Ont. :143 p.
- Rühland KM, Smol JP, Pienitz R. 2003. Ecology and spatial distributions of surface-sediment diatoms from 77 lakes in the subarctic Canadian treeline region. *Canadian Journal of Botany*. 81:57–73.
- SAS Institute Inc. 2012. Using JMP 10. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Schrader H, Gersonde R. 1978. Diatoms and silicoflagellates, In Zachariasse et al. Microplaontological counting methods and techniques-an exercise on an eight meters section of the lower Pliocene of Capo Rossello. Sicily. *Micropaleontology Bulletin* Utrecht, 17:129–176.
- Sear DA. 1995. Morphological and sedimentological changes in a gravel-bed river following 12 years of flow regulation for hydropower. *Regulated Rivers: Research & Management*. :247–264.
- Serieyssol CA, Edlund MB, Kallemeyn LW. 2009. Impacts of settlement, damming, and hydromanagement in two boreal lakes: a comparative paleolimnological study. *Journal of Paleolimnology*. 42:497–513.
- Sherrard JJ, Erskine WD. 1991. Complex response of a sand-bed stream to upstream impoundment. *Regulated Rivers: Research & Management*. 6:53–70.
- Simola H. 1983. Limnological effects of peatland drainage and fertilization as reflected in the varved sediment of a deep lake. *Hydrobiologia*. 106:43–57.
- Smol JP. 1992. Paleolimnology : an important tool for effective ecosystem management. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 1:49–58.
- Smol JP. 2008. Pollution of lakes and rivers : a paleoenvironmental perspective. Second ed. Blackwell Publishing, Oxford. :383 p.

- Smol JP, Stoermer EF. 2010. The Diatoms : Applications for the Environmental and Earth Sciences. 2nd edn. Cambridge : Cambridge University Press. :686 p.
- Soballe DM, Kimmel BL. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecological Society of America*. 68:1943–1954.
- Solovieva N, Jones VJ, Nazarova L, Brooks SJ, Birks HJB, Grytnes J-A, Appleby PG, Kauppi T, Kondratenok B, Renberg I, et al. 2005. Palaeolimnological evidence for recent climatic change in lakes from the northern Urals, arctic Russia. *Journal of Paleolimnology*. 33:463–482.
- Stockner J, Langston A, Sebastian D, Wilson G. 2005. The limnology of Williston Reservoir : British Columbia's largest lacustrine ecosystem. *Water Quality Research Journal of Canada*. 40:28–50.
- Stockner JG, Rydin E, P. H. 2000. Cultural oligotrophication : causes and consequences for fisheries resources. *Fisheries*. 25:7–14.
- Thompson R, Oldfield F. 1986. Environmental magnetism. London UK: Allen & Unwin. :226 p.
- Thorton KW, Kimmel BL, Payne FE. 1990. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. John Wiley & Sons, Inc., Somerset, Jersey.: 246 p.
- Tomkins JD, Antoniadis D, Lamoureux SF, Vincent WF. 2007. A simple and effective method for preserving the sediment–water interface of sediment cores during transport. *Journal of Paleolimnology*. 40:577–582.
- Tremblay G. 2003. Impact de la prédation sur le recrutement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Lac Saint-Jean. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi. :83 p.
- Tremblay R, Bouchard F. 2010. «Le pb-210 pour les nuls» Version 1.0, Un outil d'interprétation «simple» pour vos données de 210 Pb. Institut national de la recherche scientifique. Document inédit.
- Tremblay R, Légaré S, Pienitz R, Vincent WF, Hall RI. 2001. Étude paléolimnologique de l'histoire trophique du lac Saint-Charles, réservoir d'eau potable de la communauté urbaine de Québec. *Revue des sciences de l'eau* 14:489–510.
- Tremblay V. 1979. La tragédie du lac Saint-Jean, Chicoutimi. Éditions Science moderne. :231 p.
- Triplett LD, Engstrom DR, Conley DJ. 2012. Changes in amorphous silica sequestration with eutrophication of riverine impoundments. *Biogeochemistry*. 108:1–3.

- Turkia J, Sandman O, Huttunen P. 1998. Palaeolimnological evidence of forestry practices disturbing small lakes in Finland. *Boreal Environment Research*. 3:45–61.
- Van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands. Aquatic Ecology*. 28:117–133.
- Vericat D, Batalla RJ. 2006. Sediment transport in a large impounded river : the lower Ebro, NE Iberian Peninsula. *Geomorphology*. 79:72–92.
- Vien R. 2002. Histoire de Roberval. Chicoutimi. Éditions JCL. :369 p.
- Visser SA, Brisson M, Couture P. 1981. Le bassin versant du lac Saint-Jean (Québec) : analyse et interprétation de la qualité des eaux. *Naturaliste Canadien*. 108:279–288.
- Willén E. 1991. Planktonic diatoms : an ecological review. *Algological Study*. 62:69–106.
- Williams LG. 1972. Plankton diatom species biomasses and the quality of american rivers and the Great Lakes. *Ecology*. 53:1038–1050.
- Znachor P, Visocka V, Nedoma J, Rychtecky P. 2013. Spatial heterogeneity of diatom silification and growth in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*. 58: 1889-1902.

ANNEXE A. Susceptibilité magnétique des douze carottes de sédiments prélevées en septembre 2012.

Les valeurs de susceptibilité affichent des taux et tendances similaires pour la plupart des carottes (moyenne de 80/matériels ferromagnétiques) révélant une certaine homogénéité dans les types de matériaux magnétiques constituant et leur concentration. Néanmoins, des changements survenus dans les apports de minéraux dans le temps (événements perturbateurs tels que variations marquées du taux d'érosions) et dans l'espace (grand lac de forme subconique alimenté par plusieurs affluents) pourraient être à l'origine de la variation du pourcentage des matériaux magnétique et la taille de leurs grains (Thompson and Oldfield 1986; Musset and Khan 2000). Par exemple, le profil géochimique de la zone de dépôt STN3 présente un taux récent supérieur témoignant de sa constitution argileuse (paramagnétique) particulière (Djerrab et al. 2000) site moins profond/zone de dépôt.



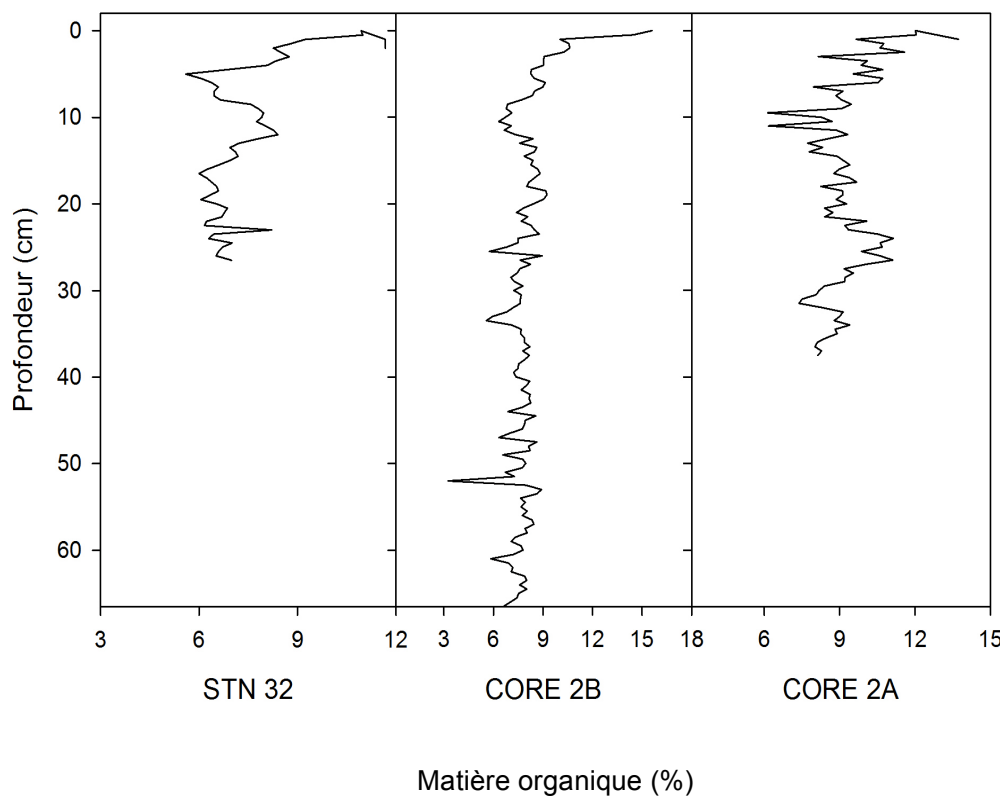
ANNEXE B. Descriptif des échantillons prélevés en septembre 2012.

Jour	CAST	Station	Profondeur (m)	H2O (limnos)	CTD	Sédiments de surface (2x)	Carotte	Longueur (cm)
2012-09-13 T°: Cirrus, vent S calme, 25° C, peu de vagues	1	STN 13	10	OUI	OUI	2		
	2	STN 38	10	OUI	OUI	0		
	3	STN 32	60.5	OUI	OUI	0	1	A: 42 (Mini-Glew)
	4	STN 44	10	OUI	OUI	3		
2012-09-14 T°: Nuageux, pluie, vent de 6 à 8 noeuds, vagues assez importantes <1 m	5	STN 26	30	OUI	OUI	1	1	B: 28.8
		STN P1	5	OUI	NON	0		
		STN P2	5.3	OUI	NON	0		
	6	STN 73	4.6	OUI	OUI	1		
	7	STN 03	11.4	OUI	OUI	0	1	A: 17.3
		STN02b		OUI	NON	0		
2012-09-17 T°: Soleil, vent S/SE de 6 à 8 noeuds 160°, vagues 30 cm	8	CORE 1	21.7	OUI	OUI	0	2	A: 43 (Mini-Glew) B: 32
	9	CORE 4	34.6-35.4	OUI	OUI	0	2	A:36 B:39.5 (Mini-Glew)
	10	CORE 2	45-46	OUI	OUI	0	2	A: 39 B: 69
	11	STN 62	33.4 m	OUI	OUI	2		
		STN 29	37	OUI	NON	1		
	12	STN B	26.7-27	OUI	OUI	2	1	B: 27
		STN C	23	OUI	NON	0		
2012-09-18 T°: Gris, vents S/E à 5 noeuds	13	STN 09	12	OUI	OUI	1		
	14	STN 21	33	OUI	OUI	2		
	15	STN 33	14	OUI	OUI	2		
	16	STN 35	9.2	OUI	OUI	1		
	17	STN 36	11.3	OUI	OUI	2		
	18	STN 12						
	19	STN 12	12.9	OUI	OUI	2		
2012-09-19 T°: Nuageux, vent O de 30 noeuds		STN 16	11	OUI	NON	0	2012-09-21	2012-09-21
		STN 47	6	OUI	NON	0		
		STN 70	4	OUI	NON	0		
		M1		OUI	NON	0		
		Ash 1	4.1	OUI	NON	0		
		Ash 2	4	OUI	NON	0		
		STN 43	10.9	OUI	NON	0		
	20	STN 45	12.4	OUI	OUI	2		
2012-09-20 T°: Ciel bleu, vent SE	21	STN 40	10.3	OUI	OUI	2		
	22	STN 25	40.7	OUI	OUI	1	B	B: 32.4 (Mini-Glew)
	23	STN D	20	OUI	OUI	2		
	24	STN 04	10.4	OUI	OUI	2		
	25	STN E	41.5	OUI	OUI	2		
	26	STN 05	11.2	OUI	OUI	2		
	27	STN 53	12.1	OUI	OUI	2		
	28	STN 07	13	OUI	OUI	2		
	29	STN 08	12.6	OUI	OUI	2		
2012-09-21 T°: Nuageux, vent SE de 8 à 15 noeuds	30	STN 70	4.2	12-09-19	OUI	0		
	31	STN 16		19-09-12	OUI	0	1	A: 21.3

N.B. Une légère compression des sédiments après l'extraction est survenue. Par exemple, Core 2B mesurait près de 69 cm à l'extraction et uniquement 67 lors du sous-échantillonnement.

ANNEXE C. Pourcentage de matière organique des carottes sélectionnées.

Les courbes confirment la similarité des points d'échantillonnage avec une tendance générale vers l'augmentation des taux de matières organiques dans les sédiments les plus récents.

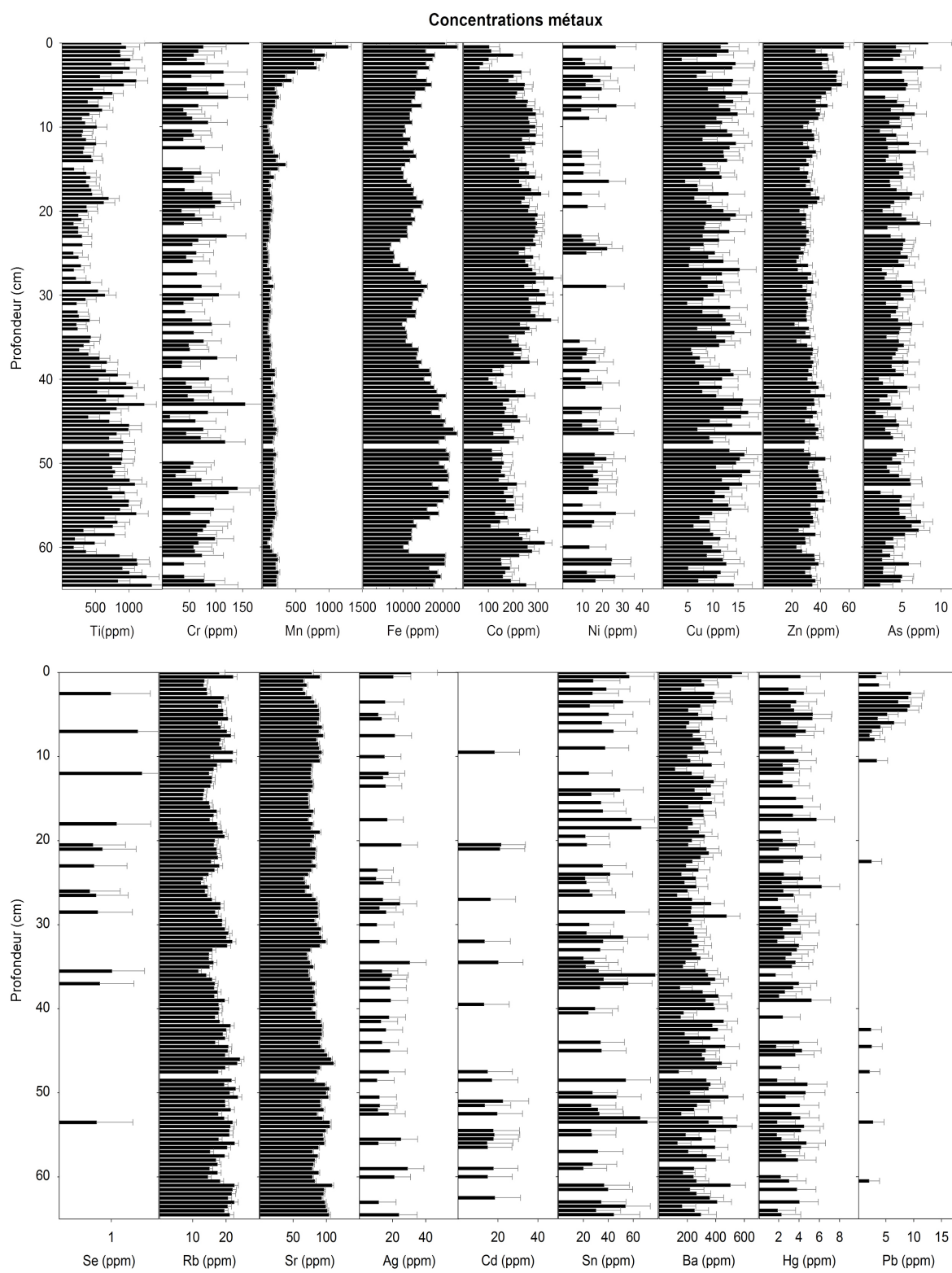


ANNEXE D. Liste taxonomique des espèces de diatomées (minimum d'occurrence de 3 échantillons et abondance relative minimale de 1%) identifiées dans la carotte Core 2B, LSJ.

Espèce	Autorité
<i>Achanthes</i> spp.	Lavoie
<i>Achnantheidium bioretii</i>	(Germain) Monnier, Lange-Bertalot & Ector
<i>Achnantheidium microcephalum</i> (forme 1-2)	Kützing
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	(Kützing) Czarnecki
<i>Achnantheidium rivulare</i>	Potapova & Ponader
<i>Achnantheidium saprophilum</i>	(H.Kobayasi & S.Mayama) Round & L.Bukhtiyarova
<i>Achnantheidium subatomoides</i>	(Hustedt) Monnier, Lange-Bertalot & Ector
<i>Amphora</i> (<i>inariensis</i> + <i>pediculus</i>)	-
<i>Asterionella ralfsii</i> var. <i>americana</i>	Körner
<i>Aulacoseira alpigena</i>	(Grunow) Krammer
<i>Aulacoseira ambigua</i>	(Grunow) Simonsen
<i>Aulacoseira islandica</i>	(O.Müller) Simonsen
<i>Aulacoseira lirata</i>	(Ehrenberg) R.Ross
<i>Aulacoseira pusilla</i>	(F.Meister) Tuji & Houk
<i>Aulacoseira</i> sp.7	LSJ
<i>Aulacoseira subarctica</i>	(Otto Müller) E.Y.Haworth
<i>Aulacoseira tenella</i>	(Nygaard) Simonsen
<i>Brachysira microcephala</i>	(Grunow) Compère
Complexe <i>Cyclotella stelligera</i> / <i>pseudostelligera</i>	-
<i>Cyclotella bodanica</i>	Eulenstein ex Grunow
<i>Encyonema</i> (lange-bertalotti morphotype 1+ <i>silesiacum</i> + <i>minutum</i>)	-
<i>Eolimna</i> (sp.2-4)	Lavoie
<i>Eolimna minima</i> (forme 2-3)	Lavoie
<i>Eunotia bilunaris</i>	(Ehrenberg) Schaarschmidt
<i>Eunotia incisa</i>	W.Smith ex W.Gregory
<i>Eunotia subarcuatoides</i>	Alles, Norpel & Lange-Bertalot
<i>Fragilaria brevistriata</i>	Grunow
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres forme 5-6-7	Lavoie
<i>Fragilaria nanana</i>	Lange-Bertalot
<i>Fragilaria</i> sp.1	Lavoie
<i>Nitzschia</i> (<i>archibaldii</i> + <i>palea</i> + <i>palea</i> var. <i>debilis</i>)	-
<i>Nitzschia pusilla</i>	Grunow
<i>Nupela impexiformis</i>	Lange-Bertalot
<i>Psammothidium chlidanos</i>	(Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot
<i>Staurosira venter</i>	(Ehrenberg) Cleve & Moeller
<i>Staurosirella pinnata</i>	(Ehrenberg) D.M.Williams & Round
<i>Tabellaria</i> cf. <i>fenestrata</i> /strain 3p	-
<i>Tabellaria fenestrata</i>	(Lyngbye) Kützing
<i>Tabellaria flocculosa</i> strain IV	(Roth) Kützing
<i>Tabellaria flocculosa</i> strain 3p*	-

* Taxonomie non validée

ANNEXE E. Mesures géochimiques de la carotte Core 2B.



ANNEXE F. Diatomées dénombrées pour établir le profil sédimentaire de Core 2B, LSJ.

Minimum depth	0	0.5	0.75	1	1.75	2	2.5	2.75	3	3.25	3.5	3.75	4
Année	2012	2005	2002	1999	1988	1985	1978	1975	1972	1968	1965	1961	1958
Achanthes spp.	3	16	6	5	3	5	3	6	5	4	7	3	1
Achnanthidium bioretii	1	1	4	1	7	2	3	0	0	0	2	2	0
Achnanthidium microcephalum (form.1-2)	1	4	2	1	2	5	1	2	1	3	1	1	0
Achnanthidium minutissimum	14	19	7	10	16	8	19	12	6	6	5	6	11
Achnanthidium rivulare	3	1	3	4	5	2	2	0	4	1	1	0	0
Achnanthidium saprophilum	4	8	3	1	6	5	3	2	2	6	2	1	3
Achnanthidium subatomoides	0	4	0	0	0	0	4	4	3	4	0	2	0
Amphora (inariensis+pediculus)	4	1	5	4	7	3	0	0	1	0	1	4	1
Asterionella ralfsii var. americana	61	42.5	41	55	35.5	34.5	110	112	109	126	160.5	160	107
Aulacoseira alpigena	5	14	21	32	7	13	15	6	6	10	4	5	7
Aulacoseira ambigua	15	7	11	9	7	18	3	5	1	1	2	9	3
Aulacoseira islandica	23	9	20	17	13	22	14	9	3	7	2	2	4
Aulacoseira lirata	0	1	4	2	6	0	3	1	0	0	0	1	4
Aulacoseira pusilla	14	8	17	24	9	11	3	3	4	5	1	7	6
Aulacoseira sp.7	0	0	0	0	0	0	7	0	0	6	0	0	0
Aulacoseira subarctica	7	13	13	3	9	8	5	2	7	2	1	7	10
Aulacoseira tenella	18	13	22	25	8	21	13	12	19.5	6	8	10	10
Brachysira microcephala	9	9	3	4	9	6	2	6	3	6	8	2	3
Complexe Cyclotella stelligera/pseudostelligera	7	11	16	12	14	13	23	16	19	30	26	30	26
Cyclotella bodanica	4	1	2	2	7	4	1	3	5	2	5	3	4
Encyonema (lange-bertalotti morphotype 1 +silesiacum+minutum)	7	4	3	0	2	1	1	2	0	0	3	1	2
Eolimna (sp.2-4)	7	1	1	3	3	4	4	2	1	1	1	2	2
Eolimna minima (forme 2-3)	4	4	3	8	0	5	3	3	1	1	2	1	1
Eunotia bilunaris	1	2.5	1	2	1	2	2.5	0	1.5	2.5	1	2.5	0
Eunotia incisa	3	1.5	5	2	4	1	1.5	0	0.5	1	3	0	1.5
Eunotia subarcuatoides	6	2.5	2	3	3	0	1	2	6	1.5	4	2	5
Fragilaria brevistriata	8	15	1	9	6	17	9	29	3	18	12	5	0

ANNEXE F. (Suite)

Minimum depth	0	0.5	0.75	1	1.75	2	2.5	2.75	3	3.25	3.5	3.75	4
Année	2012	2005	2002	1999	1988	1985	1978	1975	1972	1968	1965	1961	1958
Fragilaria capucina Desmazieres forme 5-6-7	17	11	13	20	12	15	11	17	9	8	16	10	13
Fragilaria nanana	0	3	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	5
Fragilaria sp.1	0	1	3	0	3	0	1	0	0	0	0	2	0
Nitzschia (archibaldii+palea+palea var. debilis)	3	3	3	1	10	4	5	2	3	8	0	0	4
Nitzschia pusilla	1	2	0	2	4	0	2	0	4	2	0	0	2
Nupela impexiformis	0	0	0	1	4	1	2	0	0	0	0	0	0
Psammothidium chlidanos	0	3	2	2	1	3	2	1	4	0	2	2	3
Staurosira venter	17	14	9	8	12	3	0	22	12	6	11	2	12
Staurosirella pinnata	2	4	8	7	6	15	4	3	2	6	3	4	6
Tabellaria cf. fenestrata/strain 3p	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	0	0
Tabellaria fenestrata	17	8	13	13	19	11	6	8	20	13	9	8	16
Tabellaria flocculosa (strain IV)	16	8	14	0	12	9	5	8	16	5	3	7	9
Tabellaria flocculosa strain 3p*	1	3	1	9	7	7	3	7	8	8	2	0	5

* Taxonomie non validée

ANNEXE F. (Suite)

Minimum depth	4.25	4.5	4.75	5	5.25	5.5	5.75	6	6.25	6.5	6.75	7	7.25
Année	1955	1951	1948	1945	1941	1938	1934	1931	1928	1924	1921	1918	1914
Achanthes spp.	9	5	8	6	12	5	3	8	10	11	6	10	7
Achnanthidium bioretii	3	2	0	3	3	0	0	1	1	1	3	1	4
Achnanthidium microcephalum (form.1-2)	0	0	2	1	3	0	1	1	0	1	3	2	0
Achnanthidium minutissimum	18	13	6	10	14	12	11	26	15	14	10	13	22
Achnanthidium rivulare	1	2	3	1	2	4	3	2	1	1	3	4	4
Achnanthidium saprophilum	2	12	2	1	2	7	2	1	7	5	6	0	5
Achnanthidium subatomoides	4	2	2	1	3	3	3	0	4	2	5	0	6
Amphora (inariensis+pediculus)	0	2	0	2	1	0	1	1	0	0	0	1	4
Asterionella ralfsii var. americana	78.5	84	152.5	100	84.5	141.5	156	122	62.5	34.5	64	95.5	27
Aulacoseira alpigena	12	15	6	9	9	1	5	13	5.5	5	4	13	13
Aulacoseira ambigua	10	5	9	13	5	2	3	3	6	3	3	4	6
Aulacoseira islandica	7	0	2	0	8	4	6	8	0	0	0	2	1
Aulacoseira lirata	2	2	1	0	1	0	0	2	0	3	0	2	1
Aulacoseira pusilla	3	3	3	8	3	6	6	6	0	5	2	3	2
Aulacoseira sp.7	14	5	0	0	9	0	0	0	4	3	0	0	7
Aulacoseira subarctica	4	11	2	2	1	3	5	6	1	1	2	1	4
Aulacoseira tenella	10	9	14	15	17	10	4	15	11	21	18	21	28
Brachysira microcephala	6	6	4	4	6	2	7	15	6	5	10	7	6
Complexe Cyclotella stelligera/pseudostelligera	34	39	37	51	35	23	29	21	59	56	46	27	57
Cyclotella bodanica	4	2	5	6	4	4	1	1	4	3	1	3	0
Encyonema (lange-bertalotti morphotype 1 +silesiacum+minutum)	6	3	3	0	4	0	0	1	1	6	6	2	4
Eolimna (sp.2-4)	4	4	2	1	2	3	1	3	2	1	1	2	3
Eolimna minima (forme 2-3)	2	6	2	3	3	7	0	1	0	3	3	4	4
Eunotia bilunaris	3	7	5.5	3	4.5	2.5	1.5	4	5.5	5.5	3	0	5.5
Eunotia incisa	0.5	1.5	3	3	1	0.5	1.5	1	3	6	2	1	6
Eunotia subarcuatoides	1	1.5	2	1	2	2.5	1.5	1	4.5	6.5	5	5	6.5
Fragilaria brevistriata	6	4	1	3	1	3	0	4	1	2	3	2	2

ANNEXE F. (Suite)

Minimum depth	4.25	4.5	4.75	5	5.25	5.5	5.75	6	6.25	6.5	6.75	7	7.25
Année	1955	1951	1948	1945	1941	1938	1934	1931	1928	1924	1921	1918	1914
Fragilaria capucina Desmazieres forme 5-6-7	11	12	9	19	16	13	9	13	13	17	15	8	13
Fragilaria nanana	1	4	1	0	4	0	0	2	1	0	0	3	0
Fragilaria sp.1	0	0	0	1	0	5	1	0	0	0	0	1	0
Nitzschia (archibaldii+palea+palea var. debilis)	1	4	0	6	3	5	2	5	8	1	4	5	6
Nitzschia pusilla	3	1.5	2	0	2	0	4	0	3	2	1	0	3.5
Nupela impexiformis	1	2	0	1	1	1	1	0	5	1	2	1	3
Psammothidium chlidanos	2	4	3	0	1	0	0	1	1	1	0	3	1
Staurosira venter	13	2	4	1	4	8	3	0	4	3	4	3	12
Staurosirella pinnata	7	3	0	0	7	2	3	2	6	2	3	8	3
Tabellaria cf. fenestrata/strain 3p	1	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabellaria fenestrata	7	7	2	13	2	11	18	13	6	9	9	20	7
Tabellaria flocculosa (strain IV)	7	10	10	13	11	8	16	8	10	14	13	10	9
Tabellaria flocculossa strain 3p*	6	9	6	8	3	10	5	9	8	1	5	5	0

* Taxonomie non validée

ANNEXE F. (Suite)

Minimum depth	7.75	8	8.75	9	9.5	9.75	10	20	30	40	50	60
Année	1907	1904	1894	1891	1884	1880	1877	1742	1607	1472	1337	1202
Achanthes spp.	5	12	11	14	8	3	7	7	13	26	8	15
Achnanthidium bioretii	3	1	0	2	0	2	3	1	1	4	1	0
Achnanthidium microcephalum (form.1-2)	1	1	2	8	2	4	1	0	4	6	2	8
Achnanthidium minutissimum	23	25	15	31	14	28	23	20	32	14	15	22
Achnanthidium rivulare	1	3	4	3	2	7	2	2	10	2	8	1
Achnanthidium saprophilum	5	6	4	5	11	6	13	3	6	6	1	7
Achnanthidium subatomoides	6	4	5	0	5	7	1	5	1	0	3	1
Amphora (inariensis+pediculus)	5	4	3	0	2	2	1	2	1	1	2	0
Asterionella ralfsii var. americana	49.5	62	52.5	37.5	48	32	48.5	138	23.5	45	13.5	20.5
Aulacoseira alpigena	9	5	12	7	11	6	13	9	6	4	9	5
Aulacoseira ambigua	4	3	2	2	6	5	4	1	9	9	6	3
Aulacoseira islandica	2	0	2	2	2	1	3	4	8	13	2	5
Aulacoseira lirata	3	2	0	1	0	2	3	3	3	2	0	0
Aulacoseira pusilla	2	4	0	2	8	2	0	0	1	2	1	0
Aulacoseira sp.7	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	0	0
Aulacoseira subarctica	1	2	3	0	2	3	2	3	0	3	2	2
Aulacoseira tenella	13	11	13	19	11	18	22	4	12	20	10	15
Brachysira microcephala	10	3	11	9	5	9	8	9	17	12	8	7
Complexe Cyclotella stelligera/pseudostelligera	45	46	23	28	25	18	40	24	35	26	26	28
Cyclotella bodanica	1	5	3	1	1	2	3	5	2	2	2	0
Encyonema (lange-bertalotti morphotype 1 +silesiacum+minutum)	1	3	1	4	1	1	4	0	2	3	6	2
Eolimna (sp.2-4)	5	3	5	9	6	8	9	7	10	12	10	8
Eolimna minima (forme 2-3)	5	5	3	10	2	2	4	1	6	3	5	5
Eunotia bilunaris	1.5	4	0.5	4	0	2.5	4.5	0	0	1	4	2
Eunotia incisa	4	1	1	4	3	4	2	2	1	0	0	1
Eunotia subarcuatoides	2	4	1	1	1	0	7	2	0	0	0	4
Fragilaria brevistriata	0	2	8	6	1	5	10	4	14	5	3	1

ANNEXE F. (Suite)

Minimum depth	7.75	8	8.75	9	9.5	9.75	10	20	30	40	50	60
Année	1907	1904	1894	1891	1884	1880	1877	1742	1607	1472	1337	1202
Fragilaria capucina Desmazieres forme 5-6-7	14	9	11	5	8	25	2	23	28	16	11	6
Fragilaria nanana	0	0	3	0	2	0	3	0	5	10	2	1
Fragilaria sp.1	0	5	2	1	1	5	1	0	0	2	1	0
Nitzschia (archibaldii+palea+palea var. debilis)	1	4	1	3	5	4	5	6	5	9	3	10
Nitzschia pusilla	3	1	2	0	1	3	1	2	2	5	5	2
Nupela impexiformis	1	0	4	2	5	3	3	3	1	5	6	2
Psammothidium chlidanos	3	1	4	2	3	3	1	1	3	2	2	1
Staurosira venter	5	5	13	9	4	8	9	6	3	10	7	0
Staurosirella pinnata	17	7	7	13	6	8	17	1	16	16	0	6
Tabellaria cf. fenestrata/strain 3p	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0
Tabellaria fenestrata	17	14	4	8	10	3	8	17	20	29	19	17.5
Tabellaria flocculosa (strain IV)	7	7	9	7	8	7	4	0	0	0	0	0
Tabellaria flocculosa strain 3p*	7	5	4	4	2	6	0	0	0	0	0	0

* Taxonomie non validée

ANNEXE G. Plaques microphotographiques de certains principaux taxons (minimum d'occurrence de 3 échantillons et abondance relative minimale de 2%) retrouvés dans les archives sédimentaires de Core 2B, LSJ. a) *Achnantheidium minutissimum* b) *Asterionella ralfsii* var. *americana* c) *Aulacoseira alpigena* d) *Aulacoseira ambigua* e) *Aulacoseira islandica* f) *Aulacoseira lirata* g) *Aulacoseira subarctica* h) *Aulacoseira tenella* i) *Cyclotella bodanica* j) Complexe *Cyclotella stelligera/pseudostelligera* k) *Eunotia bilunaris*.

0 2 5 10 μm

