Étude de caractérisation

Rapport final

Programme de suivi du bilan de santé du lac Sept-Îles (Saint-Raymond, QC)

Rapport préparé pour
l'Association des propriétaires du Lac Sept-Îles (APLSI)

CIMA+

Numéro de projet CIMA+ : QR0251A
Septembre 2021

Étude de caractérisation

Rapport final

Programme de suivi du bilan de santé du lac Sept-Îles (Saint-Raymond, QC)

Rapport préparé pour
l'Association des propriétaires du Lac Sept-Îles (APLSI)

Préparé par :

Roxane Tremblay, biologiste, Ph. D. géogr.
Directrice Environnement

1190-B, rue de Courchevel, bureau 501
Lévis (Québec) G6W 0M6
Tél. bur. : 418 834-2273

Numéro de projet CIMA+ : QR0251A
Septembre 2021

Équipe de réalisation

Association des propriétaires du Lac Sept-Îles

Pierre Gourdeau	Membre Directeur APLSI, responsable du Comité Environnement APLSI

CIMA+ s.e.n.c.

Roxane Tremblay	Analyse et rédaction
Alexandrine Veilleux	Aide technique

Sous-traitante

Biljana Narancic	Taxonomiste

Référence à citer

CIMA+, 2021. *Étude de caractérisation - Programme de suivi du bilan de santé du lac Sept-Îles.* Rapport préparé pour l'Association des propriétaires du Lac Sept-Îles, dans le cadre du projet no QR0251A. 21 p. + annexes.

Propriété et confidentialité

« À moins d'entente entre CIMA+ s.e.n.c. et son client à l'effet contraire, tous les documents, qu'ils soient imprimés ou électroniques, ainsi que tous les droits de propriété intellectuelle qui y sont contenus, appartiennent exclusivement à CIMA+ s.e.n.c., laquelle réserve tous ses droits d'auteur. Toute utilisation ou reproduction sous quelque forme que ce soit, même partielle, est strictement interdite à moins d'obtenir l'autorisation de CIMA+ s.e.n.c. ».

Table des matières

1. **Mise en contexte** **1**

2. **Objectifs** **3**

3. **Matériel et méthodes** **5**

3.1 Prélèvement de la séquence sédimentaire 5
3.2 Datation des sédiments au plomb 210 6
3.3 Énumération et comptage des diatomées 7

4. **Résultats** **9**

4.1 Datation de la séquence sédimentaire 9
4.2 Résultats MILQ – Assemblage de diatomées 11

5. **Discussion des résultats** **17**

6. **Conclusion et recommandations** **19**

7. **Références** **21**

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres de MILQ 8

Tableau 2 : Diversité spécifique et abondance des espèces planctoniques et benthiques 13

Tableau 3 : Variation du nombre d'espèces de diatomées tolérantes ou non à un enrichissement de la zone pélagique 13

Tableau 4 : Valeurs de l'indice d'Hofmann 14

Tableau 5 : Valeur de l'indice selon les assemblages de diatomées fossiles étudiés 15

Liste des figures

Figure 1 : Localisation de la station d'échantillonnage 5

Figure 2 : Cycle naturel du ^{210}plomb 6

Figure 3 : Décroissance exponentielle de l'activité du Plomb-210 7

Figure 4 : Courbe de l'activité totale du ^{210}Pb mesurée et celle de l'activité du ^{226}Ra (portion supportée) 9

Figure 5 : Chronologie des sédiments et extrapolation de celle-ci à la profondeur de 7,25 cm (étoile) dans la séquence sédimentaire 10

Figure 6 : Courbe du taux d'accumulation des sédiments à travers le temps 11

Figure 7 : Valeurs moyennes de phosphore total inférées et valeurs du taux d'accumulation des sédiments à travers le temps 12

Liste des annexes

Annexe A Certificat d’analyse des diatomées

1. Mise en contexte

Le lac Sept-Îles et son bassin versant occupent des superficies respectives de 39 km^2 et 65 km^2. Le lac se situe à 208 m d'altitude par rapport au niveau de la mer.

« La moitié du bassin versant du lac Sept-Îles (portion Nord-Est) est occupée par la station forestière Duchesnay. Plusieurs autres lacs sont présents à l'intérieur du bassin versant du lac Sept-Îles, soit les lacs aux Chiens, du Ventre rouge, du Trait-carré, Maher, à la Perche et aux Deux Truites. Tous sont situés à l'intérieur de la station Duchesnay, ainsi que le lac au Cèdre qui est tributaire de la baie Vachon, et enfin, le lac des Aulnaies qui est adjacent au lac Sept-Îles. Le lac des Aulnaies est le seul autre lac de ce territoire possédant une zone de villégiature développée. Totalement dominé par le territoire forestier libre, les autres activités pratiquées dans le bassin versant du lac Sept-Îles sont essentiellement des activités forestières, de chasse et de pêche » (Leblanc, 2008).

Le lac Sept-Îles s'alimente principalement de la rivière Gosford au Nord-Ouest du lac et du lac aux Chiens. Le lac au Cèdre alimente le lac à l'embouchure de la baie Vachon. Au total, 14 cours d'eau contribueraient à l'alimentation en eau de la rivière Portneuf. En fait, la rivière Portneuf prend sa source au lac Sept-Îles.

Le premier barrage du lac Sept-Îles a été construit en 1882 et entretenu par la Compagnie Jos. Ford, Bishop & Son Ltée. Le niveau de l'eau a été rehaussé de 1,5 mètre et l'île des Cèdres a été submergée. La rivière des Aulnaies est ainsi devenue un lac (Frère Edmond, 1952). Le barrage a été reconstruit entre 1950 et 1951 (APLSI). L'aspect pittoresque du bassin versant attire les villégiateurs; il est occupé par des montagnes, hautes et boisées, coupées de vallées profondes. Déjà en 1934, l'étude de la Commission mentionne que les villégiateurs sont nombreux à visiter le lac Sept-Îles et que 31 chalets sont présents sur les rives du lac et 13 chalets sont répartis sur les îles. Toutes les résidences étaient habitées seulement l'été. Selon cette même étude, le lac Sept-Îles a servi de bassin de flottage du bois, entre la fin du XIXe et le début du XXe siècle. En 1940, il y avait 75 familles. Le curé de St-Raymond demanda alors à l'archevêché de Québec la permission d'ériger une chapelle sur le bord du lac à l'emplacement du club nautique actuel. La route autour du lac est complétée en 1960 et l'asphaltage terminé en 1974.

Actuellement, le pourtour du lac est occupé par près de 515 résidences riveraines, un camping-plage et un condo camping accueillant près d'une centaine de motorisés chaque été, un camp de vacances pour les jeunes et plusieurs commerces en tourisme offrant de l'hébergement. Le lac Sept-Îles ainsi que le lac des Aulnaies présentent un développement de villégiature accrue, et ce, depuis de nombreuses années (Leblanc, 2008).

L'étude limnologique de la Corporation d'aménagement et de protection de la rivière Sainte-Anne (CAPSA) menée en 2008 a confirmé l'accélération des apports nutritifs vers le lac. Le déboisement intensif des rives, l'accroissement du développement résidentiel et le développement des réseaux routiers périphériques sont tous des facteurs qui auraient contribué à accélérer le processus de vieillissement du lac. « Il apparaît que le lac Sept-Îles (incluant le lac des Aulnaies) vit depuis plusieurs années déjà les perturbations liées à l'utilisation résidentielle de ses rives. Le déboisement de la bande riveraine (94 % habitée dont 60 % sans végétation notable), la tendance au réchauffement de l'eau, l'anoxie de l'hypolimnion ainsi que la concentration de phosphore observé en période de retournement (16 µg/l au lac Sept-Îles) sont les principaux paramètres observés qui permettent d'avancer que le lac Sept-Îles subit des changements importants au sein de sa balance écologique et dont il faut tenir compte dès aujourd'hui » (Leblanc, 2008).

2. Objectifs

Cette étude vise à mettre en place un programme permettant d'effectuer le suivi du bilan de santé du lac Sept-Îles. L'objectif du programme est que l'APLSI soit à même de documenter l'impact positif des actions curatives menées sur le bassin versant du lac et de proposer des correctifs au besoin.

En 2006, l'APLSI adoptait un plan d'action en vue de protéger l'environnement et la qualité des eaux de leur lac Sept-Îles dont les trois objectifs consistaient à :

1. Prévenir le développement des fleurs de cyanobactéries en réduisant l'apport en phosphore dans les eaux du lac Sept-Îles;
2. Assurer un meilleur contrôle de l'utilisation du plan d'eau;
3. Développer un plan de communication permanent à propos de la vie communautaire et la protection de l'environnement au Lac Sept-Îles.

Dans ce contexte, le programme de suivi proposé par CIMA+ s'inscrit au sein des trois volets du plan d'action de l'APLSI, c'est-à-dire que la méthode préconisée par le présent programme de suivi permettra de :

1. Documenter la dynamique de la population phytoplanctonique de diatomées du lac, donc documentera celle des cyanobactéries à l'aide des connaissances acquises sur la dynamique des communautés d'algues dans les lacs;
2. Suivre l'évolution du bilan de santé du plan d'eau parallèlement aux actions menées pour sa protection;
3. Produire les résultats et le matériel de vulgarisation scientifique liés au programme de suivi pour assurer le transfert des connaissances vers les citoyens et les riverains concernés.

Pour ce faire, CIMA+ propose d'appliquer la méthode d'analyse MILQ (Méthode pour évaluer l'intégrité écologique des lacs tempérés du Québec). MILQ est basée sur les assemblages de diatomées qui se conservent dans les sédiments du lac et permet ainsi d'évaluer l'ampleur de la dégradation du lac depuis l'occupation du bassin versant par les activités humaines. Chaque espèce de diatomées conservée dans les sédiments nous renseigne sur les conditions qui prévalaient dans le lac grâce à leur préférence écologique, ce qui rend possible la documentation des conditions du passé. Ensuite, l'APLSI pourra déterminer l'état de santé du lac à chaque année désirée, il suffira de prélever un échantillon de sédiments de surface pour y analyser les diatomées accumulées pendant les mois qui auront précédé le moment de l'échantillonnage. Les périodes ciblées par la présente étude sont :

- Avant 1880 – Période pré-barrage
- Après 1880 – Période post-barrage
- ~ 1960 – Début de l'occupation saisonnière, fin de la construction de la route et augmentation de l'occupation saisonnière
- ~ 1980 – Atteinte du nombre maximal d'installations septiques autonomes (ISA) sur le bassin versant
- Entre 2000 et 2005 – Début des actions de restauration de l'APLSI et la Municipalité
- Aujourd'hui (2018-2020) – Bilan de santé actuel du lac

3. Matériel et méthodes

3.1 Prélèvement de la séquence sédimentaire

Une campagne de terrain a été effectuée le 9 septembre 2020 par Mmes Roxane Tremblay et Alexandrine Veilleux (CIMA+). Les travaux comprenaient le prélèvement d'une séquence sédimentaire (carotte de sédiments) dans la fosse localisée en amont de l'émissaire du lac, soit la rivière Portneuf. L'emplacement de la station de prélèvement est illustré sur la figure 1. Lors de cette visite, un profil physico-chimique a été réalisé à l'aide d'une sonde multiparamètres.

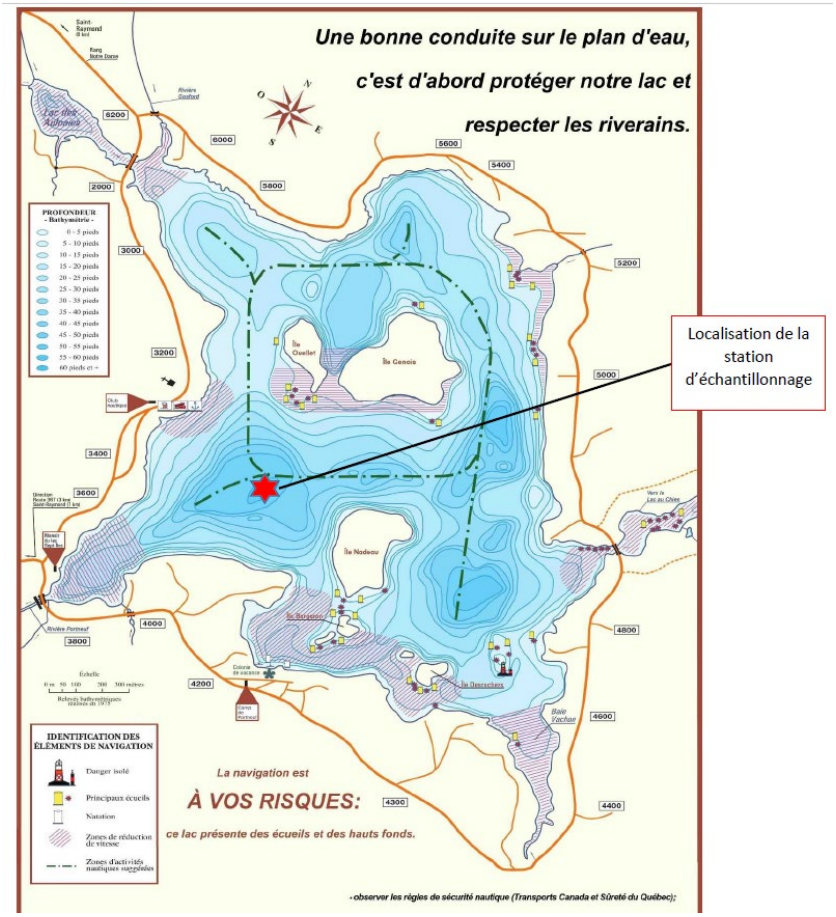

Figure 1 : Localisation de la station d'échantillonnage

3.2 Datation des sédiments au plomb 210

3.2.1 Concept général

Afin d'élaborer le modèle d'âge, nous avons eu recours à l'activité du plomb 210 (^{210}Pb) dans les sédiments. Toutes les roches et tous les sols contiennent naturellement de petites quantités d'uranium (figure 2). L'uranium se dégrade en radium (^{226}Ra) et celui-ci se désintègre en radon (^{222}Rn), un gaz. Une partie du radium (Ra) est érodée et transportée vers les sédiments du lac. Ce radium continue sa désintégration, en radon (Rn), dans les sédiments, qui se transforme en deux autres substances radioactives, soit le plomb 210 (^{210}Pb) et le polonium 210 (^{210}Po). Cette partie de ^{210}Pb en équilibre avec le ^{222}Ra dans les sédiments est appelée plomb « supporté » (A). Du ^{210}Pb est également présent dans l'atmosphère, provenant de la désintégration du radium. Ce ^{210}Pb retombe directement à la surface du lac (B), est apporté par ruissellement (C) ou provient de la désintégration du radium en ^{210}Pb dans la colonne d'eau (D). Ainsi, la part du ^{210}Pb (B), (C) et (D) est appelé le plomb « non supporté ». L'activité du ^{210}Pb « non supporté » dans les sédiments décroît avec le temps pour donner d'autres isotopes qui décroissent à leur tour, pour ainsi donner au final un élément stable, le plomb 206 (^{206}Pb). Pour les besoins de la modélisation, c'est l'apport atmosphérique direct (B) qui est considéré comme la principale source de ^{210}Pb « non supporté » dans la séquence sédimentaire.

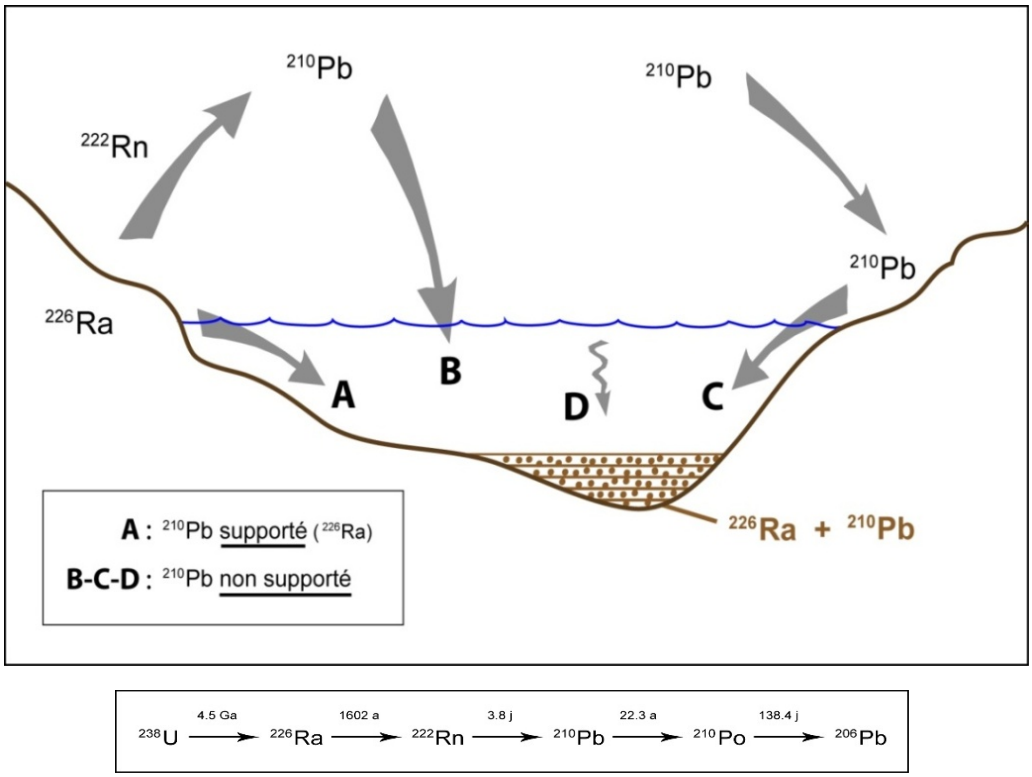

Figure 2 : Cycle naturel du ^{210}plomb (Oldfield et Appleby, 1984)

Ainsi, étant donné que la demi-vie du ^{210}Pb est d'environ 22 années, les sédiments déposés depuis plus de 120 ans montrent une activité en ^{210}Pb pratiquement nulle (figure 3). Enfin, c'est la courbe de désintégration qui nous permet de dater les sédiments de surface. Compte tenu de la demi-vie du ^{210}Pb de 22,3 ans, l'activité du ^{210}Pb « non supporté », à laquelle on soustrait l'activité du ^{210}Pb « supporté », devient nulle dans les sédiments âgés de 120 ans et plus. La faible portion de ^{210}Pb restante correspond à la quantité séquestrée qui est en équilibre avec le radium, soit le ^{210}Pb « supporté ». Ainsi, en effectuant l'inventaire du plomb, l'âge des sédiments peut être déterminé et le taux de sédimentation, à travers le temps, déduit. Le taux de sédimentation dépend des apports autochtones et allochtones ainsi que de l'hydrodynamisme du plan d'eau. Ainsi, le taux de renouvellement d'un lac est l'un des facteurs qui influencent grandement le taux de sédimentation des particules.

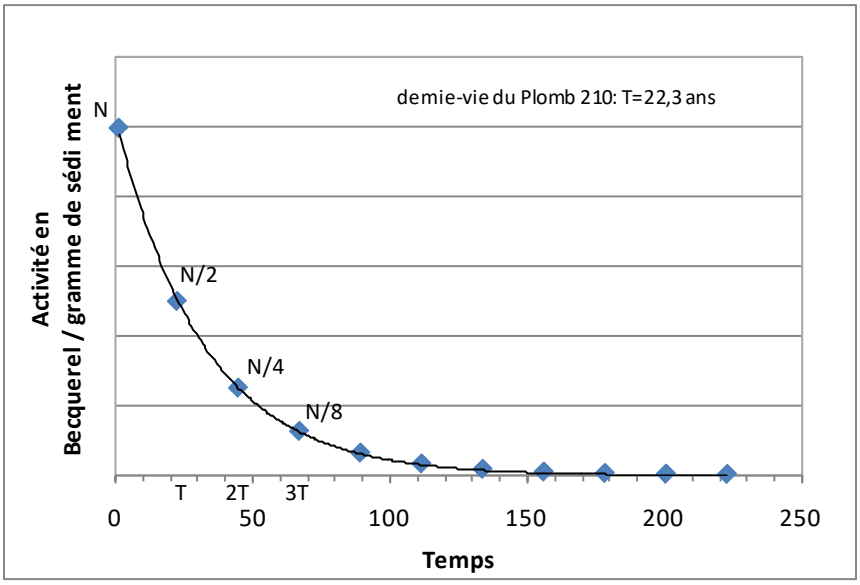

Figure 3 : Décroissance exponentielle de l'activité du plomb 210

3.3 Énumération et comptage des diatomées

Les diatomées fossiles ont été séparées de la matière organique en oxydant environ 0,05 g de sédiments secs à l'aide de peroxyde. Une quantité connue de solution de diatomées a été préparée sur des lames avec de la résine Naphrax®. La collecte des photographies des taxons, l'énumération et le comptage d'au moins 400 valves de diatomées par échantillon s'effectuent à l'aide d'un microscope optique de type LEICA DMRB, muni d'une caméra numérique au laboratoire de Paléoécologie Aquatique de l'Université Laval.

3.3.1 Paramètres de MILQ

MILQ est fondée sur la compilation des résultats de plusieurs paramètres qui découlent de l'analyse limnologique et paléolimnologique de 55 lacs du Québec méridional (Tremblay, 2015a). Plus précisément, l'analyse des assemblages de diatomées fossiles et modernes de ces lacs a permis, entre autres, de construire des fonctions de transfert permettant d'inférer les concentrations en phosphore total (PT) historiques à l'aide des assemblages de diatomées fossiles (Tremblay et al., 2014).

Le tableau 1 présente les paramètres qui ont été utilisés dans le cadre de cette étude afin de documenter l'évolution de l'état de santé du lac Sept-Îles. Le tableau présente également les intrants qui ont permis leur analyse comparative ainsi qu'une brève description de la méthode utilisée pour chaque paramètre.

Tableau 1 : Paramètres de MILQ

Paramètre		Intrant	Méthode
1	Concentrations de PT inféré ([PT_{inf}])	- [PT_{inf}] Moyenne mesurée pendant la période de stratification estivale - Abondance relative des assemblages de diatomées modernes de 55 lacs	Modèle d'inférence basé sur l'analyse de régression par moyenne pondérée (WA), précisément l'analyse de dérétrécissement (*deshrinking*) dite « classique » (WA classique) et l'analyse de régression par moyenne pondérée des moindres carrés partiels (WA-PLS) (Tremblay et al., 2014)
2a	Diversité de Hill (*N*2)	Abondance relative des assemblages de diatomées fossiles et modernes	L'indice de Hill (*N*2 =1/λ) qui représente la réciproque de l'indice de Simpson (λ)
2b	Abondance relative des diatomées planctoniques et benthiques	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Le pourcentage de valves planctoniques ou benthiques sur le pourcentage total de valves dans un assemblage
2c	Nombres d'espèces planctoniques et benthiques	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Le nombre de valves planctoniques ou benthiques sur le nombre total de valves dans un assemblage
2d	*Asterionella formosa*	Assemblages de diatomées fossiles et modernes	Pourcentage en abondance relative de l'espèce dans l'assemblage
3	Indices biologiques trophiques benthiques	Abondance relative de certains taxa benthiques	Évaluation de l'état trophique des habitats benthiques sur la base des recommandations du protocole d'évaluation du niveau trophique des lacs de l'Allemagne (Schaumburg et al., 2007), utilisant l'Indice diatomées de Hofmann (1999)

4. Résultats

4.1 Datation de la séquence sédimentaire

Les deux courbes de la figure 4 représentent l'activité du ^{210}Pb et celle du ^{222}Ra en fonction de la profondeur de la carotte de sédiments. La profondeur est ici représentée en gramme par cm^2 (g.cm^{-2}). La courbe orange représente la portion supportée du ^{210}Pb et la courbe bleue, la portion totale de ^{210}Pb mesurée. Selon l'allure de la courbe bleue, le modèle d'âge a été élaboré en sélectionnant le modèle « CRS » (*Constant Rate of Supply*) (Appleby et al., 1978). Ce dernier considère un taux de sédimentation variable mais un apport constant de ^{210}Pb. À la profondeur de 2,1 g.cm^{-2} (ou 6,75 cm), il n'y a plus de ^{210}Pb en excès; ainsi, les sédiments datés se trouvent au-dessus de cette profondeur.

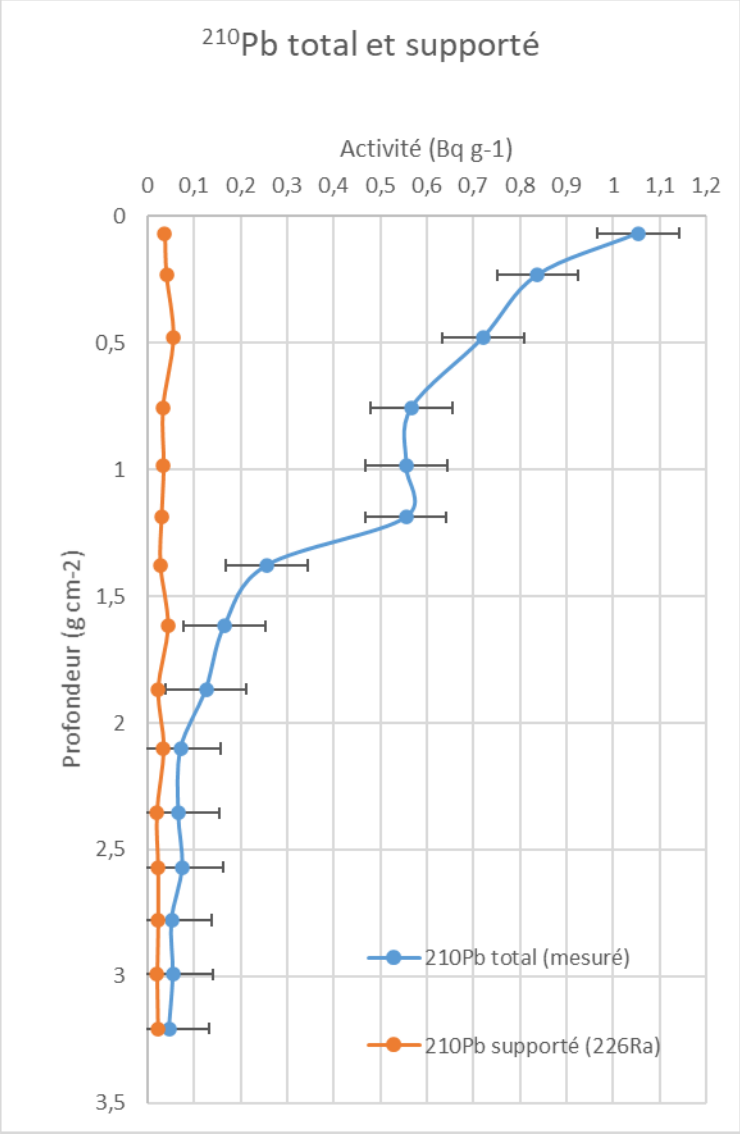

Figure 4 : Courbe de l'activité totale du ^{210}Pb mesurée et celle de l'activité du ^{226}Ra (portion supportée)

La figure 5 illustre la chronologie de la séquence sédimentaire à l'étude. L'activité du ^{210}Pb a permis de dater les sédiments jusqu'à 5,75 cm de profondeur. La droite bleue permet d'apprécier l'âge approximatif du niveau de sédiments situé à 7,25 cm de profondeur, soit vers la fin du XIX^{e} siècle.

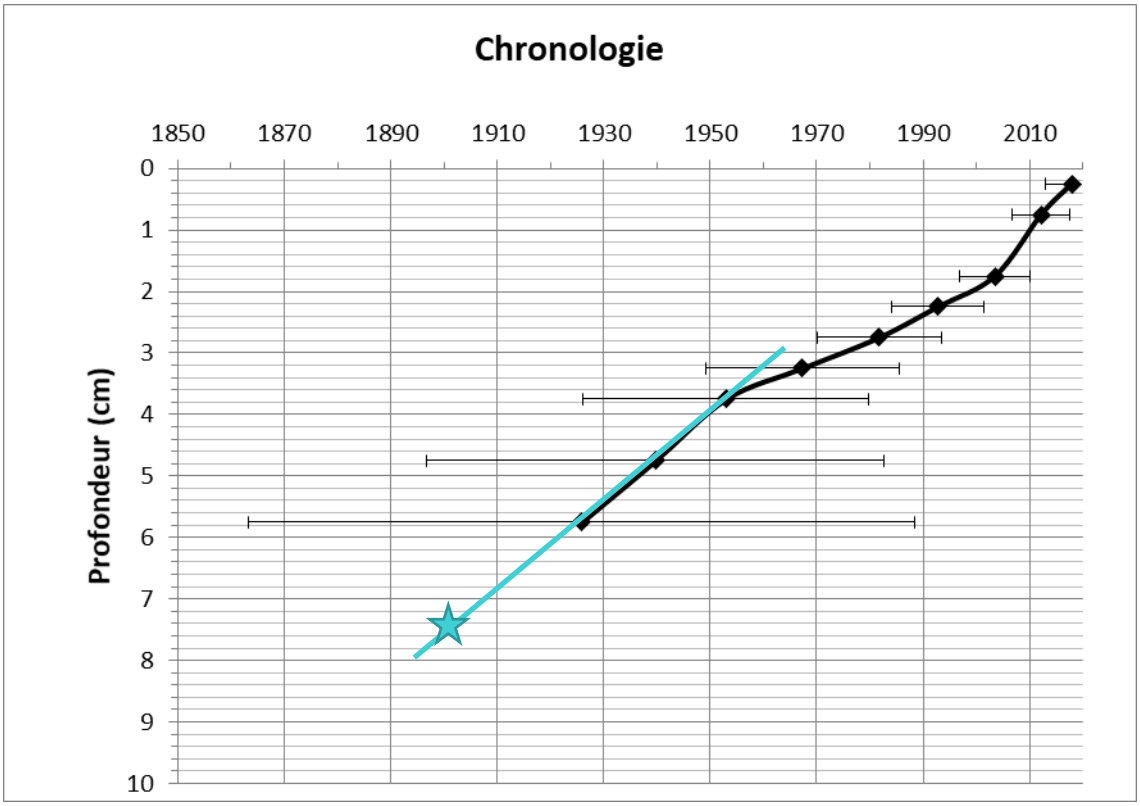

Figure 5 : Chronologie des sédiments et extrapolation de celle-ci à la profondeur de 7,25 cm (étoile) dans la séquence sédimentaire

La figure 6 représente l'évolution du taux d'accumulation des sédiments à la fosse du lac Sept-Îles pour la période datée. La figure est annotée afin de documenter des événements portés à notre attention qui ont pu être significatifs sur ce taux ainsi qu'à des informations détenues par l'APLSI en regard de l'occupation du bassin versant.

En résumé, il ressort des données que la période post-barrage montre une croissance du taux de sédimentation avec une décroissance qui s'est opérée à partir des années 40. Ensuite, une reprise de l'accroissement du taux d'accumulation des sédiments est survenue avec le début de l'occupation moderne du bassin versant (fin des années 70) et le taux a atteint des valeurs toujours plus élevées au cours du temps. Toutefois, la pente de la courbe a commencé à infléchir à partir du début des années 2000 et la pente est négative depuis 2010. Ainsi, le taux d'accumulation des sédiments tend à décroitre depuis 2010.

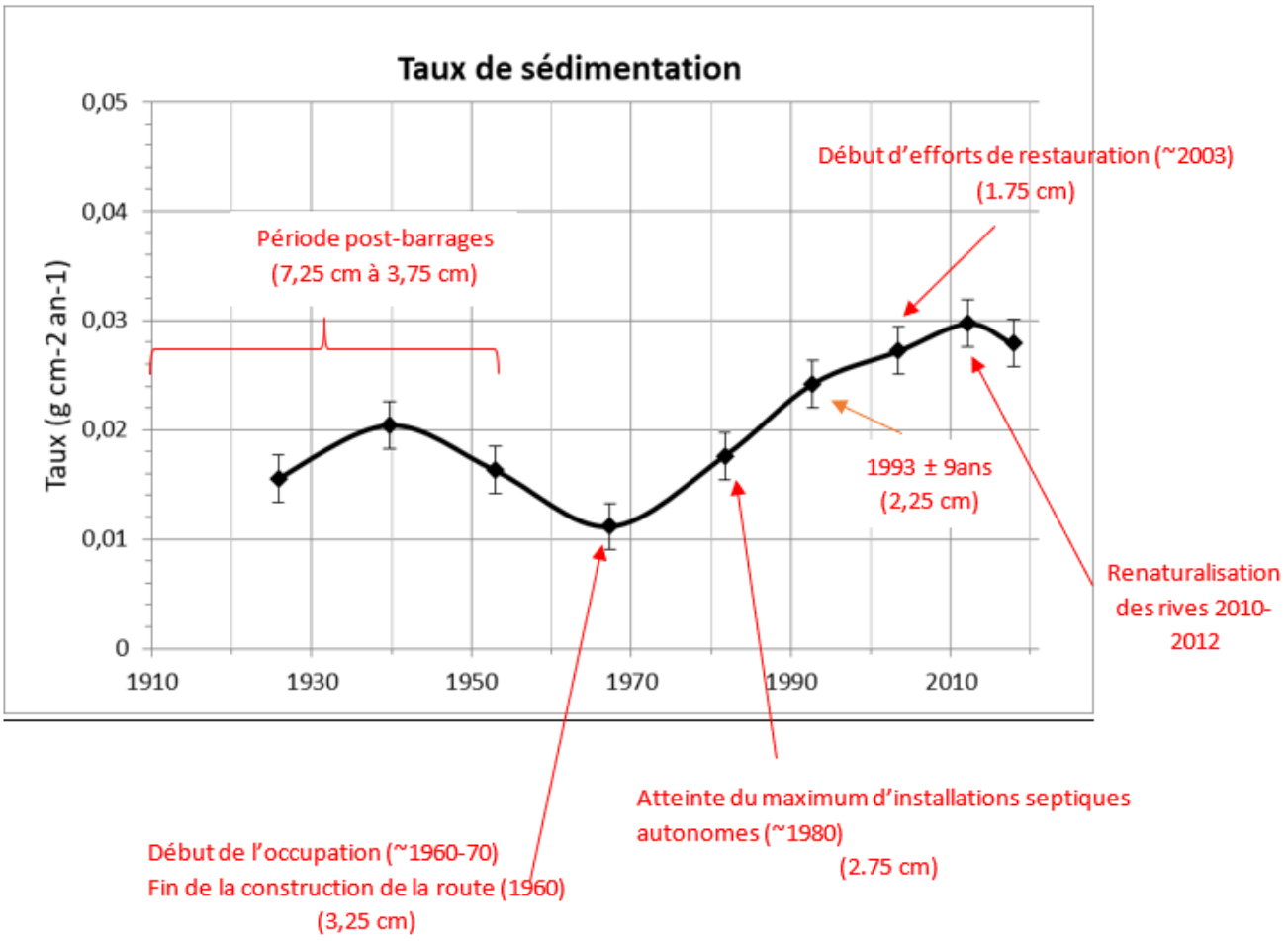

Figure 6 : Courbe du taux d'accumulation des sédiments à travers le temps

4.2 Résultats MILQ – Assemblage de diatomées

Le certificat d'analyse des diatomées pour les six profondeurs à l'étude est présenté à l'annexe A.

4.2.1 Évolution du phosphore total dans la colonne d'eau au cours du temps

La figure 7 illustre les résultats des valeurs moyennes de phosphore total inféré (PT_{inf}) grâce aux assemblages de diatomées dans les niveaux sédimentaires analysés et les valeurs du taux d'accumulation des sédiments obtenus lors de la datation au ^{210}Pb. Voici les constats qui en ressortent :

- La concentration de PT_{inf} à la suite de l'installation du premier barrage (selon la date extrapolée à la profondeur de 7,25 cm dans la carotte) était pratiquement aussi élevée qu'en 1993 (4,8 ± 2 µg/l);
- La concentration maximale de PT_{inf} atteinte correspond à la période actuelle (5,3 ± 2 µg/l);
- L'accroissement du PT_{inf} et du taux d'accumulation de sédiments vont de pair avant les années 90;
- Après 1993 (±8), l'accroissement du PT_{inf} n'est pas associé à un accroissement du taux d'accumulation des sédiments. Ainsi, la tendance est inversée entre ces deux courbes.

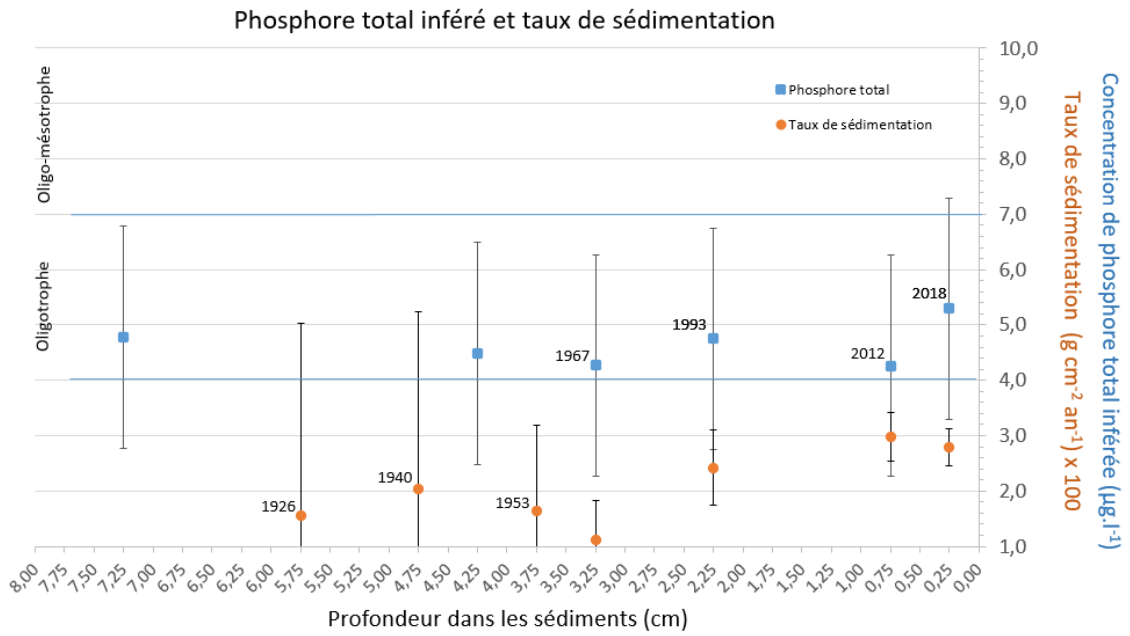

Figure 7 : Valeurs moyennes de phosphore total inférées et valeurs du taux d'accumulation des sédiments à travers le temps

Lors de l'étude des 55 lacs qui a permis l'élaboration de MILQ, il fut constaté que des concentrations de PT inféré pouvaient sous-estimer l'état trophique global d'un lac pour deux raisons principales : 1) l'enrichissement n'est pas encore perceptible dans la zone pélagique, surtout si le lac possède un grand volume pélagique et 2) le phosphore est davantage compartimenté dans les habitats benthiques. Dans les deux cas, le PT_{inf} ne doit pas être déterminant pour établir l'état de santé du lac. Les autres paramètres de MILQ servent à mettre en perspective ce dernier résultat.

4.2.2 Diversité spécifique des assemblages de diatomées et abondance des espèces planctoniques et benthiques

Le tableau 2 présente le nombre d'espèces (diversité) répertoriées par assemblages de diatomées aux différentes profondeurs et les indicateurs liés à la variation des espèces planctoniques par rapport aux espèces benthiques.

Tableau 2 : Diversité spécifique et abondance des espèces planctoniques et benthiques

Chronologie	Profondeur (cm)	Nb d'espèces par assemblage	Nb d'espèces planctoniques	% planctonique	Ratio planctonique-benthique
2018 ± 5	0,25	15	5	80%	0,50
2012 ± 6	0,75	14	5	85%	0,56
1993 ± 9	2,25	19	6	83%	0,46
1967 ± 18	3,25	22	5	83%	0,29
ND	4,25	27	6	80%	0,29
1940 ± 43	4,75	-	-	-	-
Fin du XIXe siècle	7,25	30	6	77%	0,25

Le tableau 3 permet de visualiser les changements importants qui sont survenus dans la communauté de diatomées à travers le temps. Les espèces tolérantes à un enrichissement ont été regroupées et celles moins tolérantes également. **Ces résultats reflètent sans réserve une hausse constante de la disponibilité du PT dans la zone pélagique du lac Sept-Îles.**

Tableau 3 : Variation du nombre d'espèces de diatomées tolérantes ou non à un enrichissement de la zone pélagique

Profondeur	0,-0,5 cm	0,5-1 cm	2-2,5 cm	3-3,5 cm	4-4,5 cm	7-7,5 cm
Chronologie	**2018 ± 5**	**2012 ± 6**	**1993 ± 9**	**1967 ± 18**	**ND (entre 1940 et 1953)**	**Fin du XIX^{e} siècle**
Abondance relative de valves de diatomées en %						
Espèces tolérantes à un enrichissement						
Aulacoseira ambigua	11	13	16	11	13	4
Aulacoseira distans complexe	39	35	33	34	33	15
Cyclotella stelligera	26	29	20	25	9	5
Staurosirella pinnata	12	7	9	3	2	4
Espèces moins tolérantes à un enrichissement						
Cyclotella bodanica f. lemanica	3	5	4	8	11	28
Tabellaria flocculosa	2	4	6	6	11	21

Voici les différents constats qui ressortent de ces résultats :

Constats positifs pour la santé du lac

- Il n'y a aucune espèce associée à des floraisons de cyanobactéries récurrentes, notamment les espèces de diatomées appartenant au genre *Stephanodiscus* sp. que l'on retrouve dans des lacs eutrophes.
- Il n'y a aucune apparition de nouvelles espèces planctoniques qui sont associées à un niveau trophique eutrophe.
- Il n'y a aucune espèce planctonique *Asterionella formosa* associée notamment au phénomène de relargage de PT soluble dans la colonne d'eau à partir des sédiments du lac Nairne qui survient lors des périodes anoxiques en profondeur (Tremblay, 2015a).

Constats négatifs pour la santé du lac

- Une perte soutenue des espèces benthiques est survenue au cours du temps. Le nombre est passé de 30 espèces dans l'assemblage pré-barrage à 15 espèces dans l'assemblage moderne (sédiments de surface), bien que le nombre d'espèces planctoniques soit resté constant (5-6).
- Il y a eu accroissement de l'abondance des espèces planctoniques qui sont mieux adaptées à un enrichissement de la zone pélagique par le phosphore depuis la période post-barrage à aujourd'hui.
- Une diminution de l'abondance des espèces planctoniques moins tolérantes à un enrichissement de la zone pélagique a eu lieu à travers le temps.

4.2.3 Indice pour les diatomées benthiques

Ce paramètre de MILQ fait appel à un indice trophique basé sur les communautés de diatomées benthiques lacustres. Ce paramètre devrait contribuer à fournir des renseignements complémentaires permettant de détecter des situations où l'enrichissement du lac s'effectue davantage dans les zones littorales que dans la zone pélagique.

Cet indice est normalement utilisé pour des assemblages de diatomées périphytiques vivantes. Toutefois, sa validité a été testée en comparant des assemblages périphytiques vivantes et fossiles des lacs étudiés pour l'élaboration de MILQ et les résultats furent concluants. Généralement, les assemblages fossiles donnent la même cote trophique que les assemblages périphytiques vivantes. Chacune des cotes correspond à une classe trophique.

Tableau 4 : Valeurs de l'indice d'Hofmann

Classe trophique	Valeur de l'indice
Oligotrophe	1,0 – 1,99
Oligo-mésotrophe	2,0 – 2,49
Mésotrophe	2,5 – 3,49
Méso-eutrophe	3,5 – 3,99
Eutrophe	4,0 – 5,0

Le tableau 5 présente les cotes de l'indice de Hofmann obtenues à partir des assemblages de diatomées du lac Sept-Îles. La classe trophique montre une détérioration des communautés benthiques plus importante autour des années 60. Mis à part ce dernier résultat, il n'y a pas beaucoup de variation à travers le temps, bien que la diversité des espèces benthiques ait diminué à travers le temps. **Ces résultats couplés à une abondance plus importante des espèces planctoniques dans nos échantillons invitent à la prudence quant à l'interprétation de l'indice de Hofmann pour le lac Sept-Îles.** Le prélèvement et l'analyse de communautés vivantes à des points stratégiques du lac permettraient de vérifier si le signal à la fosse est bien représentatif de celui des niches de diatomées benthiques.

Tableau 5 : Valeur de l'indice selon les assemblages de diatomées fossiles étudiés

Profondeur	0,-0,5 cm	0,5-1 cm	2-2,5 cm	3-3,5 cm	4-4,5 cm	7-7,5 cm
Chronologie	**2018 ± 5**	**2012 ± 6**	**1993 ± 9**	**1967 ± 18**	**ND (entre 1940 et 1953)**	**Fin du XIXe siècle**
Cote de Hofmann	1,6	1,7	1,6	2,2	1,9	1,8
Classe trophique	Oligotrophe	Oligotrophe	Oligotrophe	**Oligo-mésotrophe**	Oligotrophe	Oligotrophe

5. Discussion des résultats

Le lac Sept-Îles montre des conditions physico-chimiques comparables aux lacs de pH neutre ou légèrement acide du jeu de données de MILQ. Les lacs de cette catégorie sont les lacs Des Roches, Saint-Charles et Saint-Joseph, localisés dans la région de la Capitale-Nationale ainsi que le lac Ouareau situé dans la région de Lanaudière. La concentration moyenne de PT mesurée dans l'épilimnion de ceux-ci était de 5,4 ± 1,9 $mg.l^{-1}$, le pH de 7,2 ± 0,3, l'alcalinité de 8,8 ± 3,4 $mg.l^{-1}$ en $CaCO_3$ et enfin, la conductivité spécifique était de 40,8 ± 22,9 $mS.cm^{-1}$ (Tremblay et al., 2015b). À titre comparatif, les valeurs mesurées de ces même variables dans l'épilimnion du lac Sept-Îles en 2020 donnaient respectivement des moyennes de 6,9 $mg.l^{-1}$ en PT; 7,0 de pH; 8,9 $mg.l^{-1}$ en $CaCO_3$ et enfin, 24,8 $mS.cm^{-1}$ de conductivité.

Les changements survenus dans les assemblages de ces lacs, à l'origine oligotrophes (soit avant la colonisation européenne), ont montré une baisse de diversité et un enrichissement de la colonne d'eau comme pour le lac Sept-Îles. En 2010, ces lacs étaient alors classés oligo-mésotrophes en regard de tous les paramètres du MILQ.

Nous allons regarder la réponse des espèces planctoniques qui ont montré des variations de leur abondance à travers le temps, soit *Aulacoseira ambigua, Cyclotella bodanica* f. *lemanica, Cyclotella stelligera, Tabellaria flocculosa et Staurosirella pinnata.*

Selon le jeu de données de MILQ, l'abondance relative de *Aulacoseira ambigua* a tendance à s'accroître avec une augmentation de l'alcalinité dans l'épilimnion et elle est généralement présente dans l'ensemble des lacs du gradient trophique de MILQ. Toutefois, l'abondance relative de *Aulacoseira ambigua* dans les assemblages fossiles et modernes de MILQ est demeurée assez stable. **Ainsi, cette espèce apporte peu de précision sur l'état de santé du lac Sept-Îles en regard de l'enrichissement par les nutriments. Normalement, l'alcalinité d'un lac est un paramètre très stable.**

Par contre, *Tabellaria flocculosa* montrent un comportement assez différent de *Aulacoseira ambigua* par rapport au gradient trophique des lacs de MILQ. L'enrichissement de la plupart des lacs au cours du temps a eu pour effet d'accroître l'abondance relative de cette espèce. *Tabellaria flocculosa* (complexe) tolère mal un enrichissement important. Les espèces de ce complexe étaient déjà dans les assemblages fossiles de la plupart des lacs non perturbés. Bien que leur abondance relative tende à s'accroître dans les assemblages modernes des lacs les moins dégradés du gradient de PT, cette espèce tend également à décroître dans les lacs les plus enrichis, soit à partir de conditions méso-eutrophes. Ainsi, *Tabellaria flocculosa* disparaissait des assemblages modernes lorsque les conditions trophiques atteignai4d67 (l)1.4 (T2 (par)3.6 (r275 0 Td( )Tj(a)6.1-2 (t)3n)0.21 (r)5 ( )0.7 (à)0de)6082 Tw 2.TT0 1 Tes

A

Annexe A
Certificat d'analyse des diatomées

Certificat d'analyse # QR0251A

Dates d'analyse : du 3-05-2021 au 7-05-2021
Identification des diatomées effectuée par : Biljana Narancic
Lieu d'analyse : Université Laval
Nombre d'échantillons : 6
Type de substrat : Sédiments lacustres
Prélèvement effectué par : Roxane Tremblay
Vérification taxonomique effectuée par: Roxane Tremblay

Tableau : Relevé du comptage des taxons de diatomées du lac Saint-Charles (Québec)

Code des taxons	Nom des taxons	Auteur(s)	Lac Sept-îles_0,-0,5 cm	Lac Sept-îles_0,5-1 cm	Lac Sept-îles_2-2,5 cm	Lac Sept-îles_3-3,5 cm	Lac Sept-îles_4-4,5 cm	Lac Sept-îles_7-7,5 cm
ALANCF	Achnanthes sp. [A. cf. lanceolata var. lanceolata]	Lange-Bertalot 1991	0	0	0	0	0	2
ADMI	Achnanthidium minutissimum	(Kützing) Czarnecki in Czarnecki et Edlund 1995	2	8	2	2	5	7
AAMB	Aulacoseira ambigua	(Grunow) Simonsen 1979	44	53	64	45	53	16
AUDI	Aulacoseira distans complexe	(Ehrenberg) Simonsen 1979	164	140	132	140	132	64
AUDN	Aulacoseira nivalis	(W. Smith) J. English & M. Potapova 2009	0	0	11	0	11	14
BBRE	Brachysira brebissonii	Ross in Hartley 1986	0	0	0	2	6	0
BNEO	Brachysira neoexilis	H. Lange-Bertalot in H. Lange-Bertalot & G. Moser 1994	2	6	2	2	1	4
CPSE	Cavinula pseudoscutiformis	Mann et Stickle in Round et al. 1990	0	0	0	0	4	0
CBOL	Cyclotella bodanica f. lemanica	(O. Müller dans Schröter) Bachmann 1903	12	19	18	32	45	118
CPRX	Cymbella proxima	Reimer in Patrick & Reimer 1975	0	0	0	0	0	2
DFIN	Diploneis finnica	(Ehrenberg) Cleve 1891	0	0	1	0	0	0
DOCU	Diploneis oculata	(Brébisson) Cleve 1894	0	0	1	0	0	0
DSDI	Diploneis smithii var. dilatata	(Peragallo) Terry 1908	0	0	0	0	2	4
CSTE	Cyclotella stelligera	Cleve et Grunow (in Van Heurck) 1882	109	117	82	105	38	21
ECES	Encyonopsis cesatii	(Rabenhorst) Krammer 1997	2	0	4	0	5	3
ESLE	Encyonema silesiacum	(Bleisch in Rabenhorst) Mann in Round et al. 1990	1	1	0	0	4	7
EMIC	Eunotia microcephala	Krasske 1932	0	1	0	8	3	0
EBID	Eunotia bidentula	W. Smith 1856	0	0	3	0	0	0
EBIL	Eunotia bilunaris	(Ehrenberg) Mills 1934	0	0	0	0	2	0
EINC	Eunotia incisa	Gregory 1854	0	0	1	0	0	4
EMONCF	Eunotia sp. [E. cf. monodon]	Ehrenberg 1843	0	0	0	0	3	0
FCAP	Fragilaria capucina	Desmazières 1825	0	0	0	4	4	2
FFCO	Fragilariforma constricta	(Ehrenberg) Williams et Round 1988	0	0	0	3	3	0
FTEN	Fragilaria tenera	(W.Smith) Lange-Bertalot	0	0	0	3	3	0
NFVI	Neofragilaria virescens	(Ralfs) Williams et Round 1987	0	2	0	0	0	0
FRUSP	FRUSTULIA		0	0	0	0	2	0
GACU	Gomphonema acuminatum	Ehrenberg 1832	0	0	0	0	0	2
GGRA	Gomphonema gracile	Ehrenberg 1838	0	0	0	4	0	0
PBAL	Pinnularia balfouriana	Grunow ex Cleve 1895	0	0	0	0	0	4
KLAT	Karayevia laterostrata	(Hustedt) Kingston 2000	0	0	0	0	2	2
KSUC	Karayevia suchlandtii	(Hustedt) Bukhtiyarova 1999	0	6	4	1	3	6
MMONCF	Melosira sp. [M. cf. monoliformis]	(O.F. Müller) Agardh 1824	8	0	10	7	10	5
NCIR	Naviculadicta circumborealis	Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Moser 1994	0	0	0	2	0	1
NIGR	Nitzschia gracilis	Hantzsch 1860	1	4	1	3	0	2
PBOR	Pinnularia borealis	Ehrenberg 1843	0	0	0	0	0	1
PMES	Pinnularia mesolepta	Ehrenberg 1843	0	0	2	3	1	2
PMICCF	Pinnularia sp. [P. cf. microstauro complexe]	(Ehrenberg) Cleve 1891	0	0	0	0	0	3
PSBR	Pseudostaurosira brevistriata	(Grunow in Van Heurck) Williams et Round 1987	2	0	2	0	0	0
ALRI	Psammothidium levanderi	(Hustedt) L.N. Bukhtiyarova 2008	9	0	0	8	5	9
APUS	Lemnicola hungarica var. pusilla	(Grunow in Cleve & Grunow) Bukhtiyarova in Bukhtiyarova & Compère 2006	0	0	0	0	0	2
RSIN	Reimeria sinuata	(Gregory) Kociolek & Stoermer 1987	0	0	0	4	4	6
STAN	Stauroneis anceps	Ehrenberg 1843	0	2	0	1	0	1
SCVE	Staurosira construens var. venter	(Ehrenberg) Hamilton in Hamilton et al. 1992	5	0	0	0	0	0
SPIN	Staurosirella pinnata	(Ehrenberg) Williams et Round 1987	50	30	35	12	10	16
TFLO	Tabellaria flocculosa	(Roth) Kützing 1844	8	16	26	23	44	90
		Nombre total de valves de diatomées comptés	**419**	**405**	**401**	**414**	**405**	**420**