

### 5.2.7.2 Abondance absolue et kystes de chrysophycées

L'abondance absolue des valves de diatomées suit une tendance à la hausse du bas vers le haut de la carotte composite CAR (Figure 23). La concentration des valves est d'abord faible de 60,5 à 51,5 cm (moyenne  $\approx 3,08 \times 10^8/\text{g m. s.}$ ), puis affiche des valeurs plus élevées de 51,5 à 5,25 cm (moyenne  $\approx 6,50 \times 10^8/\text{g m. s.}$ ). De 5,25 à 0,0 cm, la concentration des valves augmente ensuite de manière notable et atteint une valeur maximale d'environ  $11,43 \times 10^8/\text{g m. s.}$  près de la surface.

La concentration des kystes de chrysophycées, évaluée en fonction de l'abondance des frustules des diatomées, est faible et variable dans les sédiments du lac Carheil (Figure 23). Il est toutefois possible d'observer que le ratio kystes/frustules présente une tendance vers des valeurs plus élevées de 60,5 à 16,0 cm (moyenne  $\approx 4,5 \%$ ) et plus faibles de 16,0 à 0,0 cm (moyenne  $\approx 2,9 \%$ ).

### 5.2.7.3 Reconstitution du phosphore total

Le test d'analogie pratiqué entre les assemblages fossiles de diatomées du lac Carheil et les assemblages modernes des lacs du Québec méridional a révélé pour chaque niveau de la carotte composite CAR des valeurs moyennes de coefficients de dissimilarité inférieures à l'intervalle de confiance de 75 %, témoignant ainsi du bon niveau de similitude entre les deux ensembles de données (voir Annexe H).

Tout comme pour la carotte composite SN, les concentrations historiques en phosphore total de chaque niveau de la carotte composite CAR ont été reconstituées en utilisant la moyenne des résultats obtenus à partir des deux modèles d'inférence développés par Tremblay et al. (2014) selon les analyses WA classique et WA-PLS. De 60,5 à 13,25 cm, les valeurs sont assez stables selon une moyenne de  $8,2 \pm 1,9 \mu\text{g/L}$  (Figure 23). Elles augmentent cependant ensuite progressivement de 13,25 à 0,0 cm où elles atteignent un maximum en surface de  $17,8 \mu\text{g/L} \pm 1,9 \mu\text{g/L}$ .

## **6. Discussion**

### **6.1 Histoire évolutive des lacs**

#### **6.1.1 Origine, état naturel et variabilité passée**

La couche limoneuse minérale à la base des sédiments du lac Sans Nom témoigne de son origine glaciaire. En effet, les résultats des analyses indiquent que cette couche a été déposée avant le retrait complet des glaciers dans la région et que le lac était à ce moment alimenté par des eaux de fonte transportant des particules fines riches en éléments détritiques et en matériel minéral. Étant donné l'altitude élevée de la région de Fermont et la distance importante qui la sépare des côtes océaniques, l'invasion marine postglaciaire n'a pu atteindre le site d'étude. Le lac Sans Nom possède donc vraisemblablement une origine glaciolacustre, plutôt que glaciomarine. D'après la forme de cuvette du lac, ce dernier a pu, par exemple, être formé à partir d'un kettle créé par la fonte d'un bloc de glace recouvert de débris glaciaires. La carte glaciaire du Canada présentée par Prest et al. (1968) fait d'ailleurs état d'autres dépôts glaciolacustres (« local pitted lacustrine deposits ») qui ont pu être laissés par ce genre de formation près de la région de Fermont. La transition soudaine des limons vers des sédiments lacustres riches en matière organique à la base de la carotte composite du lac Sans Nom indique ensuite le développement rapide du lac et de son bassin versant il y a un peu plus de 6,8 ka BP, correspondant avec la période de retrait des glaces pour cette région (Occhietti et al. 2011). Dans le cas du lac Carheil, la séquence sédimentaire analysée n'a pas permis de remonter jusqu'à son origine. Le taux de sédimentation de la partie nord du lac où les carottes de sédiments ont été prélevées est beaucoup plus élevé qu'au lac Sans Nom, ce qui est probablement attribuable à la proximité du site de carottage de l'affluent principal. La rivière apportant les eaux au lac Carheil semble effectivement transporter une charge sédimentaire élevée, tel qu'en témoigne la présence naturelle d'importants dépôts sableux deltaïques à l'entrée du lac (Annexe A, Figure A-3).

Les évidences paléolimnologiques suggèrent que les lacs Sans Nom et Carheil étaient dans une condition oligotrophe à l'état naturel (i.e. au cours de l'époque préindustrielle). Les assemblages plus anciens de diatomées sont en effet typiques des milieux pauvres en

nutriments et indiquent des concentrations en phosphore variant généralement entre 6 et 10  $\mu\text{g/L}$ . Les valeurs de  $\text{PT}_{\text{inféré}}$  sont cependant probablement légèrement supérieures aux valeurs historiques réelles en raison de la dominance importante des petites fragilarioïdes dans les assemblages de diatomées des lacs Sans Nom et Carheil. Effectivement, ces taxons sont reliés à des valeurs de PT optimal ( $\text{PT}_{\text{OP}}$ ) avoisinant 10  $\mu\text{g/L}$  dans les lacs du Québec méridional (Tremblay 2015). Or, leur abondance relative naturellement élevée dans les lacs Sans Nom et Carheil est sans doute davantage attribuable aux conditions climatiques froides et au couvert de glace prolongé dans la région de Fermont qu'à des concentrations spécifiques de phosphore (e.g., Lotter et Bigler 2000). Les mesures de la concentration de phosphore total prises en 2012 (2  $\mu\text{g/L}$ ) et 2015 (3  $\mu\text{g/L}$ ) au lac Carheil sont d'ailleurs inférieures à toutes les valeurs inférées à l'aide des fonctions de transfert. De fait, il apparaît plus probable que les lacs Sans Nom et Carheil étaient en réalité dans une condition ultra-oligotrophe, plutôt que oligotrophe, à l'état naturel. Par ailleurs, les valeurs inférées maximales (Sans Nom : 19  $\mu\text{g/L}$ ; Carheil : 18  $\mu\text{g/L}$ ) sont également supérieures aux valeurs réelles maximales mesurées en juillet (Sans Nom, 11  $\mu\text{g/L}$ ; Carheil, 7  $\mu\text{g/L}$ ) et octobre 2011 (Sans Nom, 16  $\mu\text{g/L}$ ; Carheil, 5  $\mu\text{g/L}$ ). Dans ce cas-ci, les mesures ont cependant été prises quelques mois suivant les travaux apportés à l'usine de traitement des eaux usées de la ville de Fermont. Les valeurs réelles ont donc pu être supérieures à certains moments dans le passé.

Les résultats indiquent que les lacs ont maintenu le même état trophique et présenté une grande stabilité limnologique pendant les siècles et millénaires qui ont précédé l'ère industrielle. Somme toute, certains changements semblent tout de même être survenus dans leur condition pendant cette période. Notamment, la décroissance progressive de *B. microcephala* et des espèces épiphytiques dans les assemblages de diatomées du lac Carheil pourrait refléter des modifications historiques au niveau de l'abondance des plantes aquatiques dans le milieu. Plusieurs taxons épiphytiques étant généralement également associés à des conditions acides, tels que ceux appartenant aux genres *Eunotia* et *Pinnularia* (Krammer 2000; Lange-Bertalot et al. 2011), ces modifications au sein des assemblages de diatomées pourraient aussi être associées à une augmentation progressive du pH du lac. L'espèce *B. microcephala* semble également afficher des préférences pour les

substrats végétaux (e.g., Cellamare et al. 2012) tout en étant généralement favorisée par des conditions circumneutres à légèrement acides (Wolfe et Kling 2001).

Par ailleurs, les lacs Sans Nom et Carheil sont caractérisés par un passé sédimentologique vraisemblablement dynamique. En effet, les laminations noires qui marquent leur stratigraphie semblent correspondre à des épisodes récurrents d'accumulation rapide et soudaine de matériel altérant la dynamique sédimentaire normale des lacs. Le matériel constituant les laminations noires pourrait avoir été périodiquement déposé par des courants de turbidité (« turbidity flows ») qui consistent en des courants d'eau transportant une charge relativement élevée de sédiments. De tels courants engendrent des dépôts importants qui sont généralement facilement distinguables au sein d'une stratigraphie sédimentaire. Plus précisément, les laminations noires pourraient être le résultat de bouffées turbides (« surge turbidity flows ») qui résultent en des dépôts plus simples de sédiments qui sont souvent minces et homogènes (Mulder et Alexander 2001). De manière générale, les courants de turbidité et leurs dépositions peuvent originer de nuages de suspension générés suite à une érosion plus intensive ou un glissement de terrain survenus dans le bassin versant d'un lac en raison, par exemple, d'importantes pluies ou d'inondations (e.g., Brown et al. 2000; Osleger et al. 2009). La granulométrie plus importante des laminations noires témoigne d'ailleurs de conditions de plus haute énergie dans le bassin versant et est en accord avec de tels scénarios. De plus, leur teneur plus élevée en fer et en manganèse et comparativement faible en éléments détritiques pourrait indiquer qu'elles sont reliées à une érosion plus particulièrement accentuée en ce qui a trait aux sols du bassin versant. Effectivement, les sols de la région de Fermont sont présumément riches en acides humiques et, donc, en fer et en manganèse en raison de la végétation de type coniférienne qui domine le territoire (Engstrom et Wright 1984). Généralement, une concentration plus importante de ces éléments peut également signifier une augmentation de l'oxygénation de l'hypolimnion des lacs. Cependant, dans le cas présent, aucun autre indicateur paléolimnologique n'indique un tel changement, ou encore une diminution de la productivité primaire qui aurait pu l'induire, concordant avec les laminations noires. Plus encore, plusieurs pics de concentrations en fer et en manganèse coïncident également avec des pics dans les valeurs du ratio Fe/Mn, ce qui soutient l'hypothèse que les tendances

observées sont principalement attribuables à des variations au niveau des apports allochtones de ces éléments plutôt qu'à des modifications des conditions oxydoréductrices à la surface des sédiments (Mackereth 1966).

### **6.1.2 Première phase de changements (~ milieu XIX<sup>e</sup> siècle - 1974)**

Les premiers signes de transformation importante des lacs Sans Nom et Carheil remontent approximativement au milieu du XIX<sup>e</sup> siècle (1830-1850 AD) et sont principalement mis en évidence par certains changements observés dans les assemblages de diatomées. Les espèces *D. stelligera* et *A. minutissimum* sont généralement associées aux eaux pauvres en nutriments. Notamment, *D. stelligera* présente une valeur de PT optimal (PT<sub>OP</sub>) < 10 µg/L dans les lacs du Québec méridional (Tremblay 2015) et d'ailleurs en Amérique du Nord (Dixit et al. 1999; Hall et Smol 1992, 1996). En dépit de préférences écologiques variables qui pourraient découler de confusions taxonomiques (Potapova et Hamilton 2007), *A. minutissimum* peut également être considérée comme indicatrice de faibles concentrations en nutriments dans certains lacs (Kernan et al. 2009) et rivières (Potapova et Charles 2007). Or, l'abondance relative de ces espèces diminue progressivement au cours de la période du milieu XIX<sup>e</sup> siècle à l'année 1974 au profit de taxons typiques des milieux mésotrophes ou eutrophes, tels que *A. subarctica*, *S. hantzschii*, *F. crotonensis* et *A. formosa* (van Dam et al. 1994). Ces changements pourraient ainsi témoigner d'une première phase d'enrichissement en nutriments dans l'histoire des lacs Sans Nom et Carheil qui serait survenue plusieurs décennies avant l'établissement de la ville de Fermont. Les valeurs de PT<sub>inféré</sub> à partir de l'ensemble des assemblages de diatomées présentent d'ailleurs une tendance à la hausse au cours de cette période.

Étant donné qu'aucune activité anthropique d'importance n'est répertoriée dans la région avant le milieu du XX<sup>e</sup> siècle, il est possible que des facteurs naturels soient responsables de cette présumée première phase d'eutrophisation aux lacs Sans Nom et Carheil. Une autre hypothèse est que le début de l'ère industrielle mondiale qui concorde avec la période d'initialisation des changements dans les lacs a pu causer leur enrichissement. En effet, depuis le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle, l'utilisation des carburants fossiles et l'augmentation de la production alimentaire mondiale ont engendré une accentuation importante des rejets

d'azote réactif dans l'atmosphère (Galloway et al. 2008). Avec l'industrialisation, le bilan isotopique des sédiments de plusieurs lacs oligotrophes isolés de l'hémisphère nord témoigne d'un apport supplémentaire et distinct d'azote (Holtgrieve et al. 2011). Bergström et Jansson (2006) ont d'ailleurs démontré que ces contributions atmosphériques avaient causé l'eutrophisation de plusieurs écosystèmes lacustres d'Europe et d'Amérique du Nord. Les effets des apports en azote atmosphérique associés à l'industrialisation ne sont cependant habituellement perceptibles dans les lacs qu'à partir des environs du début du XX<sup>e</sup> siècle et, plus fréquemment, des années 1960 ou 1970 suivant notamment l'augmentation accrue des émissions de combustibles fossiles et l'utilisation plus importante d'engrais artificiels produits à l'aide du processus de fixation industriel d'azote Haber-Bosch (e.g., Saros et al. 2011). De fait, il est donc peu probable que les changements observés dans les assemblages de diatomées aux lacs Sans Nom et Carheil dès le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle soient réellement attribuables à de tels apports.

En dépit des évidences discutées ci-haut, il est possible que les modifications dans la composition des assemblages de diatomées correspondant avec le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle soient en réalité davantage le reflet de changements climatiques régionaux que d'un enrichissement en nutriments des eaux des lacs Sans Nom et Carheil. En effet, l'espèce *D. stelligera* est non seulement favorisée par des conditions oligotrophes, mais également par une plus faible profondeur de mélange des eaux et peut ainsi être révélatrice de changements dans la structure thermique des lacs (Saros et al. 2012, 2016). La diminution de son abondance relative dans les lacs Sans Nom et Carheil à partir du milieu du XIX<sup>e</sup> siècle pourrait donc signifier qu'un mélange plus important des eaux survient depuis cette période, possiblement en raison de vents d'intensité plus élevée. Ce scénario est également en accord avec l'augmentation de l'abondance relative de l'espèce *A. subarctica*. Effectivement, une série d'observations et d'expérimentations menées par Lund (1954, 1955, 1971) a permis de déterminer que cette espèce est généralement favorisée par un brassage important des eaux en raison de sa tendance à couler rapidement en vertu de sa frustule hautement silicifiée. De telles conditions semblent aussi profitables aux taxons de petites fragilarioïdes (e.g., Köster et Pienitz 2006), ce qui pourrait expliquer leur plus grande importance dans les assemblages plus récents de diatomées du lac Carheil. De plus

forts vents pourraient aussi avoir stimulé le développement des espèces *S. hantzschii*, *F. crotonensis* et *A. formosa* dans les deux lacs en engendrant une augmentation de la concentration en nutriments de leur épilimnion de par une remise en suspension de l'azote et du phosphore conservés plus en profondeur. Finalement, l'aspect plutôt homogène de la portion supérieure des carottes de sédiments tirées du lac Carheil est également cohérent avec une turbulence plus importante de la colonne d'eau.

Les changements survenus au niveau des assemblages de diatomées des lacs Sans Nom et Carheil depuis le début de l'ère industrielle mondiale sont contraires à ceux observés dans plusieurs autres lacs arctiques, subarctiques et tempérés. Effectivement, pour cette même période, les plans d'eau de ces régions présentent généralement une tendance vers une augmentation de l'abondance relative des espèces de *Cyclotella sensu lato* (incluant *Discostella* spp.) et une diminution de celle des taxons d'*Aulacoseira* et de petites fragilarioïdes (Rühland et al. 2003, 2008), alors que le patron inverse est plutôt observé dans les lacs de la région de Fermont. Ces résultats pourraient suggérer que les effets du réchauffement climatique moderne se manifestent de manière différente dans cette région du Québec subarctique.

### **6.1.3 Deuxième phase de changements (~ 1974-2015)**

Bien que le processus de transformation des lacs Sans Nom et Carheil ait été amorcé vers le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle, ce dernier a clairement été accentué avec la construction de la ville de Fermont et les rejets d'eaux usées qui surviennent depuis les années 1970. Effectivement, la quasi-disparition de *D. stelligera* dans les assemblages de diatomées des lacs Sans Nom et Carheil durant la période de 1974 à 2015 survient de manière soudaine et témoigne d'un nouveau contexte environnemental qui correspond bien avec l'historique de l'occupation humaine dans le bassin versant des lacs. Ce changement étant accompagné d'une augmentation de l'abondance absolue des valves de diatomées dans les sédiments et de variations géochimiques suggérant une hausse de la productivité primaire (e.g., diminution du ratio C/N), il est cette fois-ci interprété comme un signe sans équivoque de l'augmentation de la concentration en nutriments de l'eau des lacs. Tel que mentionné précédemment, les valeurs de  $PT_{\text{inféré}}$  présentent d'ailleurs un accroissement plus marqué

dans les lacs Sans Nom et Carheil à partir de 1974. La diminution de l'abondance relative de *D. stelligera* dans les assemblages de diatomées fossiles des lacs est analogue à celle observée dans plusieurs autres lacs d'Amérique du Nord enrichis par des sources anthropiques de nutriments (e.g., Clerk et al. 2000; Little et al. 2000; Köster et al. 2005).

Au lac Sans Nom, l'abondance relative accrue de *A. subarctica* durant la période de 1974 à 2015 semble marquer le passage de l'écosystème vers un état trophique supérieur. Cette espèce est en effet caractéristique des milieux mésotrophes et sa prédominance dans un lac est souvent signe d'une augmentation modérée de la concentration de nutriments (Gibson et al. 2003). Elle semble cependant désavantagée par un plus fort enrichissement (e.g., Brooks et al. 2001), ce qui suggère que le processus d'eutrophisation du lac Sans Nom n'a toutefois pas atteint un niveau très avancé. L'augmentation de la concentration de plusieurs éléments détritiques (e.g., K, Si) dans les sédiments du lac Sans Nom de 1974 à 2015 indique une augmentation de l'érosion dans le bassin versant au cours de cette période qui est sans doute reliée aux infrastructures urbaines de la ville de Fermont. En plus des rejets d'eaux usées, celle-ci a également pu jouer un rôle dans l'enrichissement du lac Sans Nom. Effectivement, une érosion accrue résulte non seulement en une charge sédimentaire plus importante affectant directement la qualité et la transparence de l'eau, mais également en un export plus important de contaminants et de nutriments vers le réseau aquatique (Smol 2008).

## **6.2 Degré de transformation et de détérioration**

En dépit des changements récents survenus dans la condition des lacs Sans Nom et Carheil, il s'avère que leur degré de transformation et de détérioration face à leur état naturel est somme toute modéré. À première vue, les valeurs quantitatives de  $PT_{\text{inféré}}$  dans cette étude semblent indiquer qu'autant le lac Sans Nom (6-19  $\mu\text{g/L}$ ) que le lac Carheil (6-18  $\mu\text{g/L}$ ) auraient évolué d'un état oligotrophe, ou ultra-oligotrophe, à un état mésotrophe au cours des dernières décennies, et ce, avant même l'établissement de la ville de Fermont. L'évolution de ces valeurs doit cependant être interprétée avec prudence étant donné que les changements dans la composition des assemblages de diatomées ont vraisemblablement été influencés non seulement par un enrichissement en nutriments, mais également par des

facteurs climatiques. En considérant seulement la composition des assemblages de diatomées, il semble que le lac Carheil ait plutôt évolué d'un stade ultra-oligotrophe à oligotrophe (ou oligo-mésotrophe) et n'ait jamais réellement atteint un état mésotrophe. Effectivement, une diminution de l'abondance relative de certains taxons caractéristiques des eaux oligotrophes (e.g., *D. stelligera*) est bien observée dans les assemblages de diatomées plus modernes de ce lac. De même, plusieurs taxons typiques de conditions enrichies y sont présents (e.g., *A. subarctica*, *S. hantzschii*, *F. crotonensis*, *A. formosa*). Cependant, ces derniers ne dominent en aucun moment les assemblages. C'est toutefois le cas au lac Sans Nom où l'abondance relative élevée de *A. subarctica* en surface des sédiments semble confirmer son passage récent vers un état mésotrophe. Par ailleurs, contrairement à ce qu'indiquent les valeurs de  $PT_{\text{inféré}}$ , la transition dans l'état trophique des lacs semble n'avoir réellement pris place que depuis la période de 1974 à 2015.

Le niveau de détérioration plus important du lac Sans Nom est cohérent avec sa plus grande proximité de la ville et de la source d'eaux usées. De même, il présente une taille et un volume d'eau beaucoup plus modeste que le lac Carheil, ce qui fait en sorte que sa capacité de dilution des nutriments est beaucoup plus faible. Somme toute, son niveau d'enrichissement demeure faible comparativement à celui de plusieurs autres lacs des régions subarctiques et tempérées aux prises avec une problématique d'eutrophisation culturelle. Le lac Dauriat situé à Schefferville aurait par exemple atteint des valeurs de  $PT > 100 \mu\text{g/L}$  lors de l'apogée des activités minières dans la région (Laperrière et al. 2008, 2009), alors que la valeur maximale de  $PT_{\text{inféré}}$  au lac Sans Nom est de  $19 \mu\text{g/L}$ . L'âge récent de la ville de Fermont, ainsi que le fait que la station d'épuration des eaux usées de la municipalité ait été construite dès son établissement représentent des facteurs qui ont certainement contribué à limiter le niveau de détérioration de l'état de santé des lacs Sans Nom et Carheil. Le grand éloignement des sites miniers a sans doute également permis de prévenir une source supplémentaire de contamination.

### **6.3 Comment expliquer les efflorescences de cyanobactéries ?**

Considérant le stade d'eutrophisation peu avancé du lac Carheil, la présence d'efflorescences de cyanobactéries à la surface de ses eaux au cours des dernières années

est curieuse. Le phénomène pourrait s'expliquer par le fait que les eaux de surface au lac Sans Nom sont caractérisées par une température plus élevée qu'au lac Carheil (Tableaux 2 et 3). Lorsque les eaux plus chaudes (et plus riches) du lac Sans Nom se déplacent vers l'aval, il est possible qu'elles aient tendance à « flotter » à la surface des eaux plus froides et, donc, plus denses du lac Carheil à leur arrivée dans ce plan d'eau. Les efflorescences de cyanobactéries au lac Carheil ont pu se développer à partir de ces courants de surface (« overflows ») plus concentrés en nutriments et séparés du reste de la colonne d'eau. Il apparaît cependant plus probable que, en dépit de leur différence thermique, les eaux effluentes du lac Sans Nom soient davantage enclines à être rapidement mélangées aux eaux du lac Carheil qu'à flotter à leur surface en raison de l'action des vents et du brassage de l'eau. Les profils physico-chimiques (voir annexe B et OBV Duplessis 2011) démontrent d'ailleurs que les couches d'eau superficielles du lac Carheil sont assez homogènes en termes de température en période estivale. D'autre part, les cyanobactéries au lac Carheil n'ont pas uniquement été observées sous forme de fleurs d'eau en surface. Selon la documentation photographique, à certains moments, elles ont également abondé de manière homogène dans la colonne d'eau du lac (OBV Duplessis 2010). La croissance des cyanobactéries au lac Carheil ne peut donc pas être simplement attribuée à des apports en surface du lac Sans Nom.

Par ailleurs, la récurrence des efflorescences de cyanobactéries au lac Sans Nom peut sembler tout autant surprenante. Certes, ce dernier est plus enrichi et présente une plus forte stratification thermique en période estivale que le lac Carheil (voir annexe B et OBV Duplessis 2011). Il offre par conséquent un milieu de croissance potentiellement plus favorable aux cyanobactéries. Le stade d'eutrophisation du lac Sans Nom, bien que plus avancé qu'au lac Carheil, demeure cependant somme toute intermédiaire. Dans les deux cas, le développement favorable des communautés cyanobactériennes pourrait être davantage relié à la dynamique relative entre les concentrations d'azote et de phosphore (ratio N/P) dans le réseau aquatique qu'à un simple effet de surenrichissement. Les décennies de rejets d'eaux usées dans le bassin versant des lacs Sans Nom et Carheil ont pu résulter en une diminution progressive du ratio N/P de leurs eaux. Effectivement, le ratio N/P d'un plan d'eau tend à se rapprocher de celui de ses sources de nutriments au fil de son

eutrophisation (Downing et McCauley 1992). Or, les eaux usées, lesquelles représentent la source dominante de nutriments dans le bassin versant des lacs Sans Nom et Carheil, présentent un ratio N/P particulièrement faible (e.g., Vallentyne 1974). De plus, les processus de dénitrification et de sédimentation de l'azote et de relargage de phosphore des sédiments peuvent également être accentués au fil de l'eutrophisation d'un plan d'eau et, bien qu'ils soient habituellement plus considérables à des stades eutrophes ou hypereutrophes, pourraient donc avoir également contribué à abaisser le ratio N/P des eaux des lacs Sans Nom et Carheil au fil de leur évolution (Vitousek et Howarth 1991; Downing et McCauley 1992). Dans les milieux lacustres enrichis, un faible ratio N/P, c'est-à-dire une faible concentration en azote pour une grande concentration en phosphore, peut représenter un facteur clé favorisant la dominance des communautés cyanobactériennes (Smith 1983). En effet, plusieurs taxons de cyanobactéries possèdent l'habilité de fixer l'azote atmosphérique, ce qui peut leur conférer un avantage compétitif sur les autres types d'algues dans ces conditions où le phosphore est abondant, mais l'azote est comparativement limité (Tilman et al. 1982). C'est le cas notamment des représentants du genre *Aphanizomenon* (Whitton 2012), lequel a d'ailleurs été identifié comme le plus abondant des groupes de cyanobactéries recensés lors des efflorescences de l'été 2008 dans le réseau des lacs Sans Nom et Carheil (OBV Duplessis 2010). Le genre *Anabaena*, dont les espèces sont également fixatrices d'azote, a également été identifié parmi les échantillons récoltés. En plus de la fixation de l'azote atmosphérique, les cyanobactéries utiliseraient également d'autres stratégies et mécanismes afin de combler leurs besoins en azote et d'assouvir leur dominance dans les systèmes appauvris en cet élément et comparativement riches en phosphore (Ferber et al. 2004). Vers le milieu des années 2000, il est possible que le ratio N/P ait atteint un seuil critique dans les lacs Sans Nom et Carheil engendrant alors l'éclosion soudaine des efflorescences de cyanobactéries. Cet évènement a pu être favorisé par l'augmentation présumée du volume des rejets d'eaux usées dans le bassin versant suite au raccordement de foyers supplémentaires au réseau d'égouts en 1998.

Tel que discuté par l'OBV Duplessis (2010), d'autres facteurs ont accessoirement également pu contribuer à l'essor des communautés cyanobactériennes aux lacs Sans Nom et Carheil au cours des années 2000 tels que la hausse apparente, bien que non démontrée

statistiquement, des températures moyennes de l'air dans la région de Fermont durant les dernières décennies. En effet, en raison de la présence de vésicules gazeuses permettant d'ajuster la flottabilité chez plusieurs taxons (dont ceux appartenant aux genres *Aphanizomenon* et *Anabaena*; Walsby 1994), les cyanobactéries peuvent tirer profit d'une stratification thermique plus importante de la colonne d'eau, ainsi que d'une diminution de sa viscosité engendrée par des températures plus chaudes (Kanoshina et al. 2003; Jöhnk et al. 2008). Plusieurs espèces possèdent également un optimum thermique de croissance élevé (Robarts et Zohary 1987).

#### **6.4 Perspectives de rétablissement et recommandations**

Tel que discuté précédemment, les évidences paléolimnologiques démontrent que le niveau de détérioration des lacs Sans Nom et Carheil demeure limité. Les perspectives de rétablissement de ces plans d'eau sont donc bonnes, en particulier celles du lac Carheil dont l'état de santé ne semble avoir été que légèrement altéré. Dans ce contexte et considérant que les rejets d'eaux usées dans le bassin versant représentent certainement la cause principale de l'enrichissement des deux lacs, les récentes améliorations apportées en 2010 à la station d'épuration afin de réduire la concentration de phosphore des effluents devraient permettre d'améliorer considérablement leur condition et pourraient même s'avérer suffisantes. De fait, l'état de santé des lacs Sans Nom et Carheil semble s'être déjà amélioré grâce à ces modifications. Les données physico-chimiques des années 2012 et 2015 (Tableaux 2 et 3) démontrent effectivement que la concentration de phosphore dans les lacs semble en moyenne plus faible qu'en 2011. D'ailleurs, aucune efflorescence de cyanobactéries n'a été signalée à la surface des lacs depuis cette dernière année. La tendance vers une amélioration de la qualité de l'eau des lacs Sans Nom et Carheil n'est cependant pas observée dans les résultats des analyses paléolimnologiques. Étant donné le caractère temporel récent des changements survenus dans le bassin versant et le faible taux de sédimentation des lacs, il est probable que la réponse des indicateurs physiques, géochimiques et biologiques ne soit tout simplement pas encore bien représentée et enregistrée dans les archives sédimentaires. Dans les prochaines années, il serait souhaitable que la condition des lacs Sans Nom et Carheil soit réévaluée à l'aide d'un nouveau suivi limnologique qui devrait permettre de confirmer l'amélioration de la qualité

de l'eau. D'autres suivis devraient d'ailleurs être également entrepris de façon régulière dans le futur afin d'assurer une surveillance continue de l'état des lacs. Lors de tels travaux, il serait souhaitable de procéder à des analyses physico-chimiques plus exhaustives. Il est notamment recommandé que la concentration d'azote de l'eau soit mesurée et analysée au même titre que celle en phosphore étant donné son rôle potentiellement tout aussi important dans les efflorescences de cyanobactéries aux lacs Sans Nom et Carheil.

Afin d'accroître les chances d'un rétablissement maximal de l'état de santé du lac Sans Nom, davantage détérioré que le lac Carheil, des mesures visant à réduire l'érosion dans son bassin versant pourraient être adoptées. L'identification des sites importants d'érosion en bordure de la ville et dans l'environnement immédiat du lac et le contrôle de ces sources pourraient contribuer à réduire davantage le flux de nutriments entrant dans le réseau aquatique. Toute initiative permettant d'améliorer la qualité de l'eau du lac Sans Nom affectera nécessairement aussi le lac Carheil étant donné la connexion hydrographique étroite entre ces deux plans d'eau. À la lumière de l'hypothèse proposée dans ce mémoire afin d'expliquer la récurrence passée des efflorescences de cyanobactéries dans les lacs, quelconques mesures visant à diminuer spécifiquement les rejets en azote dans le milieu aquatique devraient cependant être évitées dans le futur afin de ne pas générer une nouvelle diminution du ratio N/P qui pourrait favoriser leur retour.

Par ailleurs, bien que la réhabilitation des lacs Sans Nom et Carheil semble déjà bien amorcée, certains facteurs pourraient tout de même restreindre l'étendue de leur potentiel de rétablissement à court ou moyen terme. Effectivement, sous des conditions d'anoxie, le phosphore accumulé dans les sédiments d'un lac au fil de son enrichissement peut être relargué et contribuer de manière importante au bilan des apports en nutriments (Nürnberg 2009). Par conséquent, la charge interne de phosphore peut retarder considérablement l'amélioration de la qualité de l'eau de lacs détériorés en dépit d'une coupure des contributions externes (e.g., Jeppesen et al. 2005). Éventuellement, de nouvelles études à l'image par exemple de celle réalisée par Labrecque et al. (2012) au lac Nairne (Charlevoix) pourraient être entreprises afin de mieux évaluer l'importance de ce paramètre aux lacs Sans Nom et Carheil. Considérant le niveau modéré d'enrichissement des lacs, il

semble cependant peu probable que le relargage de phosphore représente un obstacle réel à leur rétablissement, d'autant plus que les données de profilage de la colonne d'eau de l'OBV Duplessis (2011) et de la campagne de terrain réalisée à l'été 2015 (Annexe B) laissent présager que leur hypolimnion n'est pas caractérisé par des conditions anoxiques en période estivale. De plus amples mesures sont cependant nécessaires afin de bien caractériser le niveau d'oxygénation directement à la surface des sédiments des lacs Sans Nom et Carheil.

Enfin, il importe de souligner que l'état de référence pour les objectifs de restauration des lacs Sans Nom et Carheil devrait être défini en fonction de leur condition au moment de l'établissement de la ville de Fermont et non selon leurs caractéristiques naturelles (i.e. préindustrielles) étant donné que les changements limnologiques survenus entre le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle et le début des années 1970 sont attribuables à des facteurs hors de contrôle. La gestion des lacs Sans Nom et Carheil devrait d'ailleurs être réalisée avec la conscience que le réchauffement climatique planétaire et les changements environnementaux associés pourraient influencer davantage leur condition dans le futur.

## 7. Conclusion synthèse

Les évidences paléolimnologiques ont permis de confirmer que les lacs Sans Nom et Carheil sont entrés dans un processus accéléré d'eutrophisation, tel que suggéré par l'OBV Duplessis (2010, 2011). Contrairement à ce qui était anticipé au début du projet de recherche, elles démontrent cependant que des changements ont commencé à prendre place dans leur condition bien avant la construction de la ville de Fermont et le début des activités minières au début des années 1970. Ces modifications précoces de l'état limnologique des lacs Sans Nom et Carheil semblent être le reflet de changements environnementaux régionaux associés à l'ère industrielle mondiale. À la lumière des résultats obtenus dans cette étude, il apparaît somme toute évident que l'établissement de la ville de Fermont et les rejets associés d'eaux usées dans le bassin versant des lacs ont néanmoins contribué à accélérer leur transformation et engendré une dégradation de la qualité de l'eau. Le niveau d'enrichissement des lacs Sans Nom et, surtout, Carheil demeure toutefois limité. Par conséquent, les perspectives de rétablissement des lacs sont bonnes. Les modifications récentes apportées à l'usine de traitement des eaux usées de la ville de Fermont devraient permettre au réseau aquatique de retrouver un bon état de santé. Un nouveau suivi limnologique de l'état des lacs Sans Nom et Carheil devrait toutefois être entrepris dans un futur proche afin que la situation actuelle des plans d'eau soit réévaluée.