

CARACTÉRISTIQUES LIMNOLOGIQUES DE 56 LACS DU QUÉBEC MÉRIDIONAL EN LIEN AVEC L'ÉTAT TROPHIQUE

Limnological characteristics of 56 lakes in southern Quebec in relation to their trophic state

ROXANE TREMBLAY*, REINHARD PIENITZ

¹Centre d'études nordiques, Pavillon Abitibi-Price, Université Laval, 2405, rue de la Terrasse, Québec, Québec, G1V 0A6, Canada

Reçu le 14 novembre 2013, accepté le 15 juillet 2014

RÉSUMÉ

Les lacs de villégiature du Québec méridional sont soumis à des pressions anthropiques croissantes. Conséquemment, on observe une intensification de l'eutrophisation avec les effets indésirables que cela comporte, tels une diminution de la biodiversité et un accroissement des espèces tolérantes comme les cyanobactéries. Le premier objectif de l'étude consiste à documenter les interactions qui s'opèrent entre les variables limnologiques et géologiques à l'étude et le processus d'eutrophisation. Le second objectif vise à déterminer a posteriori l'état trophique des lacs étudiés. Pour ce faire, des analyses de corrélations, de groupement et de covariances ont été menées grâce à l'utilisation d'une série de données comptant 57 variables environnementales. Les analyses de corrélations ont montré, tel que normalement observé, qu'il y a un lien étroit entre la concentration de phosphore total, l'abondance des algues et la diminution de la transparence de l'eau. De plus, l'accroissement de la biomasse primaire dans les lacs eutrophes et hypereutrophes était corrélé avec l'augmentation des concentrations d'aluminium dissous. Par

ailleurs, les résultats montrent que la géologie des bassins versants joue un rôle prépondérant sur les propriétés alcalines des lacs et conséquemment, le niveau de production primaire semble s'en trouver accrue. Enfin, l'ensemble des lacs à l'étude représente un gradient trophique complet, soit des conditions trophiques classées ultra-oligotrophes à hypereutrophes, ce qui permettra d'effectuer une étude comparative entre le gradient trophique et la structure des communautés de diatomées lors des travaux futurs.

Mots-clés : *Lacs, état trophique, Québec méridional, physico-chimie, phosphore, géologie, aluminium, sodium.*

ABSTRACT

Recreational lakes in southern Quebec are under increasing anthropogenic pressure. As a consequence, an increasing state of eutrophication has been observed, associated with some negative side effects, such as loss of biodiversity and a

rise in tolerant cyanobacteria. The first objective of our study was to document the relationships that exist between the geological setting and the limnological characteristics of the study lakes and the process of eutrophication. To this end, correlation, cluster and covariance analyses were conducted using a data set including 57 environmental variables. The correlation analysis usually showed a close link among the total phosphorus concentration, algal abundance and decreasing water transparency in all study lakes. In addition, an increase in primary biomass in eutrophic and hypertrophic lakes was correlated with increasing concentrations of dissolved aluminium. Our results also show that the geological composition of a lake's watershed strongly controls its alkaline properties and, consequently, its level of primary production. Finally, our set of lakes represented a complete trophic gradient, with trophic conditions ranging from ultra-oligotrophic to hypertrophic. This data set provides a starting point for future studies into the relation between the trophic gradient and the structure of diatom communities in temperate lakes.

Key Words: *Lakes, trophic level, southern Québec, physical and chemical variables, phosphorus, geology, aluminium, sodium.*

1. INTRODUCTION

L'eutrophisation naturelle s'échelonne sur des centaines, voire des milliers d'années. Cependant, les activités humaines menées dans un bassin versant (BV) peuvent entraîner une accélération de l'eutrophisation, rendant celle-ci perceptible à l'échelle de décennies. On parlera d'eutrophisation anthropique. Les « états trophiques » qui se succèdent lors du processus d'eutrophisation sont définis par des variables physiques et biologiques. Les indicateurs physiques et biologiques utilisés pour établir les intervalles sont généralement la transparence de l'eau (disque de Secchi) et les teneurs en phosphore total (PT), azote total (NT) et la chlorophylle a (Chla). Les intervalles séparant les différents états trophiques, internationalement acceptés, ont été publiés par l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE, 1982). Au Canada, une subdivision de l'état « méso-eutrophe » en deux sous-catégories, soit mésotrophe et méso-eutrophe, a été ajoutée pour les valeurs de PT. Cette subdivision a été créée afin de mieux traduire la réalité de la grande variation de la composition et de la biomasse des communautés dans les eaux canadiennes (CCME, 2004). Ainsi, on compte six niveaux trophiques (ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, méso-eutrophe, eutrophe et hypereutrophe).

Dans les zones tempérées, la principale cause de l'eutrophisation anthropique est une augmentation des apports en phosphore (PIENITZ et VINCENT 2003; SCHINDLER,

1974). Le phosphore est un macronutriment essentiel à tous les organismes vivants et son rôle dans le métabolisme est majeur. Dans les écosystèmes aquatiques qui ne sont pas soumis à l'influence anthropique, le phosphore est normalement le moins abondant des nutriments, donc le premier à limiter la productivité biologique (WETZEL, 2001). Un accroissement de la productivité et de la biomasse de végétaux et d'algues entraîne des effets indésirables, tels que la diminution de leur diversité; l'accroissement des espèces tolérantes (ex. les cyanobactéries), la diminution de la transparence de l'eau provoquée par l'augmentation de la biomasse, l'augmentation des matières organiques qui mène à l'accroissement du taux de sédimentation et finalement, à un déficit en oxygène dans l'hypolimnion (HORNE et GOLDMAN, 1994; MASON, 1991).

Au Québec, le ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a mis sur pied en 2002 le Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL). Ce réseau vise à établir l'état trophique d'un grand nombre de lacs (700) et à dresser un tableau de l'état général des lacs du Québec. Dans ce contexte, l'étude de GALVEZ-CLOUTIER et SANCHEZ (2007) avait évalué le niveau trophique de 154 lacs et avait conclu que seulement 22 lacs avaient besoin d'un contrôle plus important des apports en nutriments. En contrepartie, la surveillance des efflorescences de cyanobactéries par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) depuis 2008 ne cesse de répertorier un nombre croissant de lacs méridionaux aux prises avec des efflorescences de cyanobactéries, un symptôme de l'eutrophisation (HAVENS, 2008). Selon le critère de l'Organisation mondiale pour la santé (OMS), une efflorescence est éminente lorsque la biomasse de cyanobactéries atteint une densité supérieure ou égale à 20 000 cellules·mL⁻¹. Pendant l'été 2012, 239 plans d'eau ont été visités par le MDDEFP et 139 de ceux-ci subissaient réellement une efflorescence au sens du critère de l'OMS (MDDEFP, 2013). Il apparaît donc pertinent de développer de nouveaux indices trophiques biologiques permettant de détecter plus rapidement les changements trophiques qui s'opèrent dans un plan d'eau sous l'influence des pressions anthropiques. Au préalable, il était nécessaire de documenter les aspects limnologiques de notre série de 56 lacs afin d'étudier par la suite l'influence des variables étudiées sur la diversité de la communauté de diatomées qui les colonisent. Parmi ces variables, on compte les principaux macronutriments que sont le phosphore (P) et l'azote (N), certains oligo-éléments comme le fer (Fe), le cuivre (Cu), le manganèse (Mg) et d'autres éléments comme l'aluminium (Al), le sodium (Na), un métal alcalin impliqué dans le transport de certaines molécules, le carbone organique dissous (COD), ainsi que des variables d'effet comme le pH de la zone photique (pH_PHOTOIC), les concentrations de matières en suspension (MES), la chlorophylle-a (Chla) et la transparence de l'eau.

Ainsi, le premier objectif était de déterminer a posteriori l'état trophique des lacs à l'aide des indices classiques analysés dans la présente étude, soit les concentrations en PT et Chl_a dans l'épilimnion, ainsi que la transparence de la colonne d'eau. Le second objectif était de décrire les caractéristiques limnologiques des lacs à l'étude et de documenter les interactions qui s'opèrent entre les différentes variables étudiées (chimiques, physiques, biochimiques, morphométriques, hydrologiques, physiographiques et géologiques). Conséquemment, plusieurs hypothèses ont été vérifiées, soit que: 1) la géologie des bassins versants influence la composition chimique des lacs, 2) les lacs alcalins sont généralement plus productifs que les lacs acides et circumneutres, et enfin que 3) la concentration de la biomasse primaire dans l'épilimnion est influencée par la concentration de phosphore total.

2. DESCRIPTION DE LA RÉGION D'ÉTUDE

Au total, 56 lacs de villégiature ont été sélectionnés dans trois provinces géologiques du Québec méridional; les provinces naturelles des Appalaches (ECO1), des Laurentides méridionales (ECO2) et des Basses-terres du Saint-Laurent (ECO3) (Figure 1). Les lacs sont répartis le long de l'axe du fleuve Saint-Laurent et situés entre les villes de Montréal et La Malbaie (Charlevoix). Ils s'étendent entre les 45° et 48° parallèles nord. Les informations qui suivent, relativement aux régions naturelles, ont été tirées de LI et DUCRUC (1999). La plupart des lacs à l'étude doivent leur origine au retrait de l'Inlandsis laurentidien qui remonte à la période géologique de l'Holocène, il y a plus de 10 000 ans.

La région naturelle des Appalaches (ECO1) située au sud du Saint-Laurent, correspond principalement à la chaîne de montagnes des Appalaches. Le socle rocheux est composé de roches sédimentaires (grès, calcaire, mudrock et schiste) ou volcaniques (basalte). L'altitude des Appalaches passe du niveau de la mer à un peu plus de 1 200 m pour les plus hauts sommets (ex. Mont Jacques-Cartier, Gaspésie, QC). Les lacs de notre jeu de données sont situés en basse altitude. La majorité des reliefs sont recouverts de dépôts glaciaires, plus ou moins pierreux et de textures fines. Les sables et graviers qui comblent le fond des vallées peuvent être associés à des dépôts fins d'origine lacustre. La végétation est principalement constituée de forêts mixtes à dominance feuillue. L'agriculture occupe 15 % du territoire et est pratiquée dans les parties les moins accidentées (basses terres, plateaux et fonds de vallées) et dans la partie méridionale du territoire. Le réseau hydrographique principal est constitué des rivières Saint-François, Chaudière et Matapédia. Les lacs sont peu abondants et le lac Memphrémagog est parmi les plus grands lacs de la rive sud du Saint-Laurent.

Les Laurentides méridionales (ECO2) couvrent la partie sud-ouest du Bouclier canadien; elles font donc entièrement partie de la province géologique de Grenville. Le socle rocheux est surtout constitué de gneiss, soit de roches métamorphiques d'origine sédimentaire (paragneiss) ou magmatique (orthogneiss), et recouvert de dépôts glaciaires minces. L'altitude des massifs varie de 600 m à plus de 1 000 m, alors que le reste du territoire varie entre 200 et 450 m d'altitude. Les activités forestières y sont beaucoup plus importantes que les activités agricoles. Ce territoire possède la plus petite part de la population et celle-ci se concentre surtout dans les vallées, ainsi que dans la région de Charlevoix. Les bassins versants des lacs visités étaient surtout recouverts de forêts mélangées avec dominance de feuillus, à l'exception du parc national des Grands-Jardins où les résineux sont maîtres et rois. Le réseau hydrographique se développe autour des rivières des Outaouais, Gatineau et Saint-Maurice. La densité des lacs est moyenne et leur taille plutôt petite, à l'exception de quelques grands réservoirs, plus au nord du territoire, qui ne font pas partie de la présente étude.

Les Basses-terres du Saint-Laurent (ECO3) reposent sur une plateforme de dépôts fluviaux (alluvions) et marins (mer de Champlain), de dépôts glaciaires et de tourbières. Ce territoire a peu de relief (< 100 m). Les dépôts d'argiles et de limons marins de la mer de Champlain dominant dans la partie sud-ouest de la province naturelle, alors qu'ils deviennent plus sableux dans la partie nord-est. Un bon nombre de tourbières sont présentes, principalement sur la rive sud. Comme le climat est doux et humide, la végétation forestière est riche et diversifiée (érable à sucre, chêne, tilleul, caryer, noyer, peuplier et bouleau). L'agriculture occupe une grande part du territoire, soit 50 %. C'est la province naturelle la plus peuplée du Québec. Les plus importantes agglomérations sont dans les communautés urbaines de Montréal et de Québec. Les rivières qui s'écoulent sur les Basses-terres du Saint-Laurent prennent naissance dans les Appalaches ou dans le Bouclier canadien. Le Saint-Laurent domine le bassin hydrographique et ses affluents les plus importants sont les rivières des Outaouais, L'Assomption, Saint-Maurice et Jacques-Cartier sur la rive nord; ainsi que Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet et Bécancour sur la rive sud. Il y a peu de lacs et ceux-ci sont de faible superficie. Notre jeu de données ne compte que cinq lacs situés dans cette province naturelle : lac aux Canards, lac Bleu, lac des Chicots, lac Saint-Augustin et lac Saint-Charles (Bellechasse) (Figure 1).

Le climat du territoire à l'étude situé en basse altitude est modéré et humide, avec une longue saison de croissance. Les conditions climatiques des Basses-terres du Saint-Laurent et du sud des Laurentides méridionales sont les plus clémentes du Québec. Les zones situées en hautes altitudes (zone au nord de la Ville de Québec et dans le parc national des Grands-Jardins) présentent un climat plus froid et très humide.

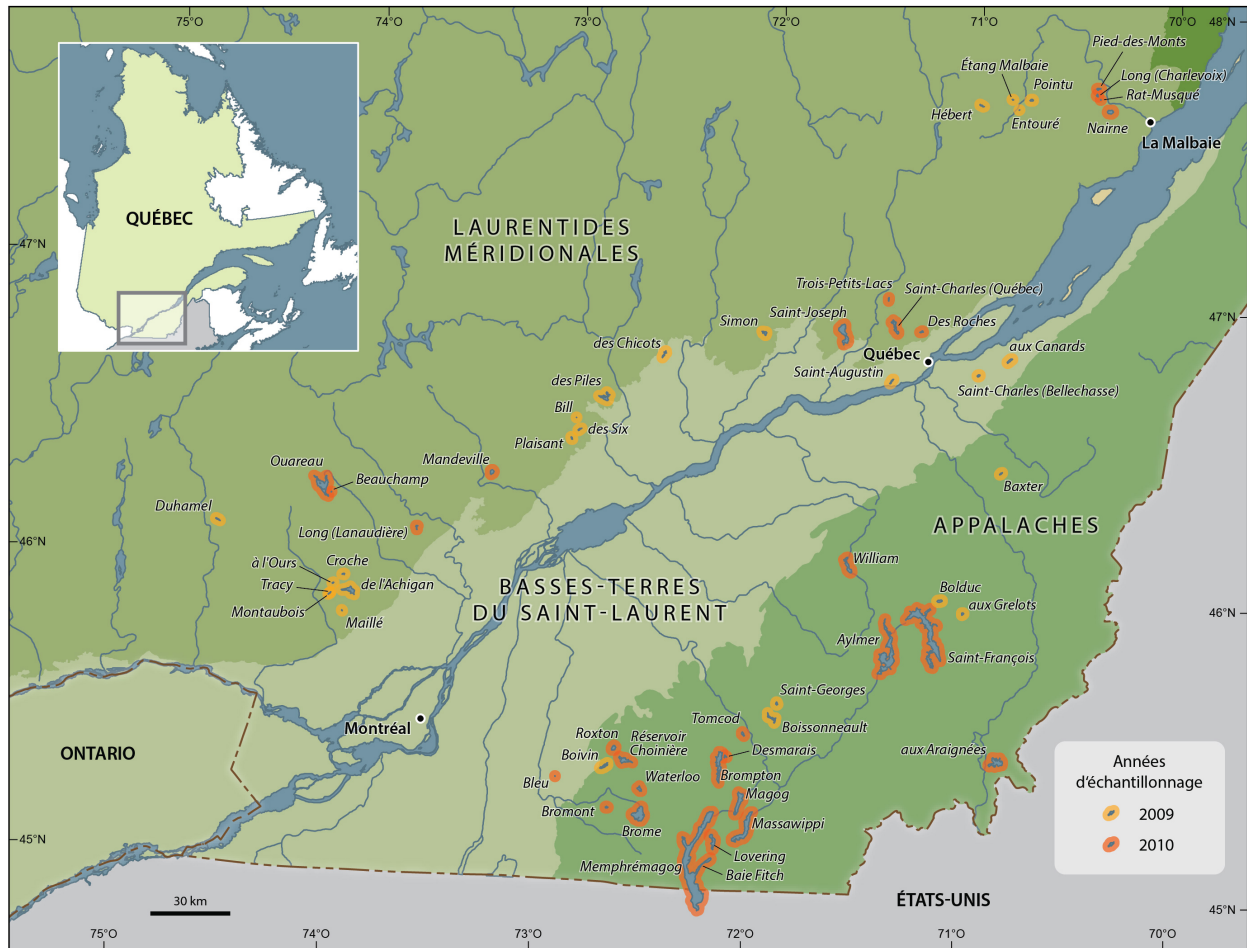


Figure 1. Localisation des 56 lacs à l'étude et délimitation des provinces naturelles des Laurentides méridionales, des Basses-terres du Saint-Laurent et des Appalaches.

Location of the 56 study lakes and natural borders of the southern Laurentians, the St. Lawrence Lowlands and the Appalachian Mountains.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Choix des lacs et périodes d'échantillonnage

Les plans d'eau sélectionnés à l'intérieur des trois régions naturelles étaient distribués selon un gradient trophique, déterminé *a priori*, allant de conditions ultra-oligotrophes à hypereutrophes. Les lacs représentent une très grande variabilité, autant d'un point de vue limnologique que morphométrique, et ils sont polymictiques (22 lacs) ou dimictiques (34 lacs). Selon la classification du réseau hydrographique de STRAHLER (1957), les lacs sont d'ordre « 0 » à « 6 », la valeur « 0 » étant attribuée aux lacs de tête, tandis qu'un lac d'ordre « 1 » reçoit les eaux d'un affluent du premier niveau hydrographique et ainsi de suite.

La plupart des bassins versants de ces lacs de villégiature sont occupés, mais à des degrés différents. Par exemple, le lac Pointu (Parc national des Grands Jardins, Charlevoix, QC), ultra-oligotrophe, n'est visité que pour la pêche et abrite sur son bassin versant uniquement quelques chalets pour les pêcheurs. D'autres plans d'eau sont des lacs urbains, où la presque totalité du bassin versant est urbanisée, tel le lac Boivin (Granby, QC). Enfin, certains plans d'eau sont des réservoirs au sens où ce sont des anciens cours d'eau ou des lacs dont le niveau a été élevé ou régularisé à l'aide d'un barrage en aval. C'est le cas, notamment, du réservoir Choinière, du lac Boivin, du lac Boissonneault, du lac Saint-Charles (QC) et du lac des Roches. Les lacs Bleu, Desmarais et Maillé sont des lacs créés artificiellement depuis au moins trois décennies (comm. pers. avec des riverains). Il faut noter que la présente étude ne vise

Tableau 1. Variables étudiées, accompagnées de leur unité de mesure ainsi que de leur méthode de prélèvement et d'analyse.

Table 1. Variables studied, along with their units of measurement as well as their methods of sampling and analysis.

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Chimique, physique ou biologique			
Éléments chimiques dissous (Al, Br, C, Ca, Cl, Cu, F, Fe, K, Mg, Mn, Mo, N, Na, P, Pb, S, Si, Zn)	mg·L ⁻¹		Spectrophotométrie d'émission atomique à plasma (ICP-AES Varian Vista AX®) par INRS-ETE de Québec
Anions Nitrite (NO ₂), nitrate (NO ₃) et sulfate (SO ₄)	mg·L ⁻¹		Chromatographe ionique (Dionex®) par INRS-ETE de Québec
Phosphore total (PT)	µg·L ⁻¹	Intégré (0-1 m de profondeur)	Minéralisation au persulfate (méthode MA. 303 -P 5) Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
Azote total inorganique (NTi)	mg·L ⁻¹		Oxydation (Shimadzu TOC®) par INRS-ETE de Québec
Carbone organique dissous (COD)	mg·L ⁻¹		Titration avec une solution d'acide nitrique (méthode MA. 303 – Titr Auto 1.1; CEAEQ).
Alcalinité (ALC)	mg·L ⁻¹ de CaCO ₃		Effectué sur le terrain par R. Tremblay
Chlorophylle <i>a</i> (Chla)	µg·L ⁻¹		Fluométrie par INRS-ETE de Québec (filtré sur le terrain par R. Tremblay)
Ratio azote total inorganique sur phosphore total (NTi:PT)	—	—	—
Matières en suspension (MES)	mg·L ⁻¹	Intégré (0-3 m de profondeur)	Filtration (pore de 1,5 µm) et séchage à 105°C (MA. 115 – S.S. 1.1; CEAEQ) Laboratoire de paléocéologie aquatique de l'Université Laval (LPA) par R. Tremblay
Turbidité (SECCHI)	m	Disque de Secchi	Protocole de mesure de la transparence de l'eau (MDDEP et CRE LAURENTIDES, 2007)
Température (TEMP)	°C		
Acidité (pH)	LOG ₁₀	Profil à chaque mètre de profondeur	Sonde Quanta®
Conductivité (COND)	mS·cm ⁻¹		
Oxygène dissous (DO)	mg·L ⁻¹		
Profondeur de la zone photique (PHOTIC)	m	—	Secchi x coefficient 1,7 ou 2,4 (KALFF, 2002)
Quantité de valves de diatomée par gramme de matière organique (Diatom_MO)	valves/g de MO	Quantité de diatomées par gramme de matière organique	Microscope optique, objectif 100X
Quantité de valves de diatomée par gramme de sédiment sec (Diatom_SED)	valves /g sédiment	Quantité de diatomées par gramme de sédiment sec	
Morphométrique			
Profondeur de la thermocline (THERMO)		Profil de température à chaque mètre de profondeur	Calculer la densité des couches à l'aide de la fréquence de Brunt-Väisälä (N ²)
Profondeur de la station d'échantillonnage (ZSTATION)	m		Chaînage, sonar et carte bathymétrique
Volume du lac (VOLUME)	m ³	Système d'information géographique	(Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Superficie du lac (AIRE_LAC)	km ²		
Superficie du bassin versant (AIRE_BV)	km ²		
Type de mélange; polymictique ou dimictique (TYPE)	Catégorique	—	Présence (dimictique) ou non (polymictique) d'une thermocline
Volume du lac divisé par la surface du lac (VOLUME/AIRE)	—	—	—
Surface du lac divisée par la profondeur maximale (AIRE/ZSTATION)	—	—	—
Volume du lac divisé par la profondeur maximale (VOLUME/ZSTATION)	—	—	—
Superficie du bassin versant / Superficie du lac (AIRE_BV/AIRE_LAC)	—	—	—

Tableau 1. (suite) Variables étudiées, accompagnées de leur unité de mesure ainsi que de leur méthode de prélèvement et d'analyse.*Table 1. (suite) Variables studied, along with their units of measurement as well as their methods of sampling and analysis.*

Variable	Unité	Méthode de prélèvement (n=3)	Méthode d'analyse
Hydrologique			
Charge en eau par unité de surface (Qs)	m·an ⁻¹	Système d'information géographique (SIG)	Rapport entre le volume d'eau de ruissellement drainé par le bassin versant et la superficie du lac.
Niveau du lac dans le réseau hydrographique (Strahler)	1 à 6		de hiérarchisation des branches d'un réseau hydrographique (STRAHLER, 1957)
Province naturelle (écorégion)			
Appalaches; Écorégion 1 (ECO1)	Catégorique	SIG	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) (Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Laurentides méridionales; Écorégion 2 (ECO2)			
Basses-terres du Saint-Laurent ; Écorégion 3 (ECO3)			
Géologique			
Dépôt meuble			
Alluvion (ALLUV)	% surface	Système d'information géographique	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) (Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Matériaux fluvio-glaciaires (FLUVIO)			
Dépôts morainiques (TILL)			
Affleurement rocheux (ROCK)			
Dépôts marins (MARIN)			
Sédiments lacustres (LACU)			
Socle rocheux			
Roches argileuses; mudrock ou shale (ARGIL)	% de surface	Système d'information géographique	Les cartes géologiques proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN)(Logiciel ESRI; ArcGIS 10)
Roches carbonatées; calcaire ou dolomie (CARBO)			
Roches felsiques; volcanites felsiques, tonalite, granitoïde, roches charnockitiques ou granite (FELSIQ)			
Gneiss et paragneiss; gneiss charnockitique, granulite, gneiss granitique et tonalitique ou migmatite (GNEISS)			
Roches intermédiaires; syénite, syénite alcaline, monzonite ou volcanite intermédiaire (INTERM)			
Roches mafiques; basalte, métabasalte, diorite, gabbro, métagabbro, anorthosite, amphibolite (MAFIQ)			
Roches siliceuses; grès, arkose, grauwaacke quartzite, conglomérat, métagrès ou métagrauwaacke (SILIC)			
Roches ultra-mafiques ou volcanites ultra-mafiques (ULTRA_MAFIQ)			

pas à documenter l'influence des différents types d'occupation des sols sur l'état trophique des lacs.

3.2 Mesures environnementales

Au total, 57 variables ont été étudiées afin de documenter l'état global des plans d'eau et leur niveau trophique. Les variables se divisent en quatre groupes : 1) chimiques, physiques ou biologiques; 2) morphométriques; 3) hydrologiques et 4) géologiques. Ces variables, accompagnées de leur unité de mesure, leur méthode de mesure et ainsi que leur abréviation, sont présentées dans le [tableau 1](#).

3.2.1 Variables physiques, chimiques ou biochimiques

Les prélèvements d'eau pour la mesure des variables chimiques et biologiques ainsi que les profils physico-chimiques ont été effectués à toutes les visites ($n = 3$). Une sonde Quanta® a permis de mesurer, à chaque mètre de profondeur, le pH, la conductivité, la température et l'oxygène dissous. La transparence de l'eau a été évaluée avec un disque de Secchi de 20 cm de diamètre. Chacune des valeurs (température, pH, conductivité spécifique et oxygène dissous) a été compilée afin d'établir la profondeur et les caractéristiques limnologiques estivales moyennes de la zone épilimnique et photique. La profondeur de la zone photique a été déterminée en multipliant la profondeur du Secchi par un facteur de 1,7 pour les lacs de couleur « thé », soit les eaux riches en carbone organique dissous (COD) et par un facteur de 2,4 pour les lacs clairs, soit de couleur « bleu ». Ces facteurs sont basés sur les études répertoriées dans KALFF (2002). Les lacs « clairs » étaient situés dans le parc national des Grands-Jardins, sur un socle granitique, et présentaient de faibles teneurs en COD. La coloration donnée à l'eau par le COD atténue la pénétration de la lumière.

3.2.2 Variables morphométriques et hydrologiques

La collaboration de la Direction du patrimoine écologique et des parcs (DPÉP) du MDDEFP à l'époque, a permis de colliger certaines données morphométriques et hydrologiques. Ces variables sont la superficie du lac (AIRE_LAC), la surface du bassin versant (AIRE_BV), la situation hiérarchique des lacs dans le réseau hydrologique selon l'échelle de Strahler (Strahler) et la charge en eau par unité de superficie du lac (Q_s). Le Q_s représente le rapport entre le volume d'eau de ruissellement drainé par le bassin versant et la superficie du lac. Le volume d'eau est tiré de la base de données climatologiques des stations du MDDEFP entre 1970 et 2007 et calculé sur une base mensuelle. Les précipitations ont été interpolées et corrigées suivant le gradient adiabatique associé aux changements altitudinaux, alors que l'évapotranspiration potentielle a été calculée à l'aide de l'équation de Thornthwaite. Les autres variables ont été extraites à partir de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ), à l'aide du logiciel ArcGIS 10 de ESRI. Le volume des lacs a été déterminé à l'aide

des courbes bathymétriques, ou extrapolé selon la méthode de HOLLISTER et MILSTEAD (2010).

3.2.3 Variables géologiques

Les cartes géologiques vectorielles proviennent du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). Les caractéristiques géologiques ont été extraites de manière à documenter le pourcentage de surface occupé par catégorie de socle rocheux et les types de dépôt meuble pour chacun des bassins versants de lac. Les types de roches associés à chacune des catégories de la roche mère sont décrits au Tableau 1. Essentiellement, les types de roches regroupés sous les catégories gneiss/paragneiss, felsiques, mafiques et ultra-mafiques sont des roches ignées ou magmatiques. Elles ont été formées par solidification du magma, à des profondeurs variables dans la croûte terrestre. Les roches carbonatées, siliceuses et argileuses sont des roches sédimentaires d'origine détritique ou chimique et biochimique.

3.2.4 Niveau trophique

Les indicateurs utilisés par le MDDELCC pour établir le niveau trophique d'un lac sont les teneurs de PT et Chla, ainsi que la transparence de l'eau (SECCHI). Le COD est également mesuré afin de pouvoir évaluer l'influence de celui-ci sur la transparence de l'eau. Lorsque les signaux de ces variables sont divergents, la classification est fondée sur la Chla (SIMONEAU *et al.*, 2004). En définitive, le MDDELCC utilise l'indice de l'état trophique de Carlson (CARLSON, 1977) pour établir le niveau trophique en fonction de la relation linéaire entre les variables.

Dans cette étude, le niveau trophique des lacs a été déterminé à l'aide d'une analyse de groupement basée sur la proximité des lacs, en fonction des variables trophiques usuelles (PT, Chla et SECCHI). Le but visé par l'utilisation d'une mesure de distance plutôt qu'un indice pour regrouper les lacs était de conserver visuellement l'information sur les similitudes et différences entre les lacs. Cela nous permettra, dans une étude subséquente, de comparer la structure des communautés de diatomées et les groupements trophiques basés sur la physico-chimie, tout en pouvant visualiser l'influence des autres variables sur une ordination.

Il est préférable d'utiliser le PT plutôt que la valeur de phosphore total dissous (WETZEL, 2001). La filtration nécessaire pour évaluer le phosphore dissous entraîne souvent une surestimation du phosphore biodisponible (FISHER et LEAN, 1992), alors que les méthodes classiques de mesure du PO_4^{3-} ont tendance à surestimer les concentrations en phosphates (HUDSON *et al.*, 2000).

3.2.5 Analyses statistiques

L'ensemble des tests statistiques a été mené à l'aide du logiciel « R » (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013). Un

test de corrélation linéaire (Pearson) a été mené sur l'ensemble des variables et les valeurs de probabilité (p-values) ont été corrigées à l'aide de la méthode de Bonferroni. Au préalable, l'assymétrie de la distribution de fréquence de certaines variables environnementales a été réduite grâce à une transformation \log_{10} ou racine carrée. Une analyse de covariance (ANCOVA) a été effectuée avec chacun des groupes de variables montrant une corrélation significative avec les variables d'intérêt pour cette étude (PT, Chla, MES, COD, Na, NTi, Fe, Al et pH_{PHOTIC}). Les variables indépendantes ayant un facteur d'inflation de la variance (VIF) excédant « dix » n'ont pas été incluses dans l'analyse ANCOVA (NETER *et al.*, 1996). Par exemple, un choix a dû s'effectuer entre les variables calcium (Ca) et alcalinité (ALC).

Deux tests de groupement ont été effectués avec l'ensemble des variables. Le premier test consistait à effectuer une analyse en composantes principales (ACP) avec l'ensemble des variables

environnementales associées aux 56 lacs à l'étude et celles de quatre lacs qui ont été échantillonnés pendant deux années consécutives (Brompton, Nairne, Roxton et William) pour documenter la variabilité interannuelle. Le but de l'ACP était de visualiser les lacs en fonction de leurs similarités ou différences. Cette ordination a été effectuée avec la version 5.0 du logiciel CANOCO (TER BRAAK et ŠMILAUER, 2012).

La deuxième analyse utilisée a consisté en un test de groupement agglomératif (test de Ward) effectué à l'aide de la fonction « hclust » du logiciel R. Le test de Ward groupait les objets (lacs) de manière à minimiser la somme des carrés des écarts à l'intérieur d'un groupe. L'opération s'est effectuée avec une matrice de distance euclidienne calculée sur les variables brutes. Les groupements ont été basés sur les trois variables représentant l'état trophique d'un lac. Ces variables sont la variable de cause PT et les deux variables d'effet : Chla et SECCHI. Cette analyse de groupement a permis de déterminer

Tableau 2. Valeurs moyennes, minimales et maximales de 35 variables pour l'ensemble des lacs.

Table 2. Mean, minimum and maximum values for the 35 variables considered for all study lakes.

Variable	Unité	Polymictique, n = 21			Dimictique, n = 35			L'ensemble des lacs, n = 56		
		Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Cl	mg-L ⁻¹	14,81	0,32	120,33	6,15	0,19	41,74	9,35	0,19	120,33
SO ₄	mg-L ⁻¹	12,01	1,26	146,00	4,00	1,21	10,52	7,06	1,21	146,00
NO ₃	mg-L ⁻¹	0,17	0,00	0,56	0,28	0,00	1,70	0,22	0,00	1,70
COD	mg-L ⁻¹	6,84	3,31	17,53	4,42	0,76	11,43	5,33	0,76	17,53
NTi	mg-L ⁻¹	0,44	0,15	1,73	0,26	0,07	0,78	0,31	0,07	1,73
Al	mg-L ⁻¹	0,03	0,01	0,08	0,02	0,00	0,10	0,03	0,00	0,10
Ca	mg-L ⁻¹	12,70	2,82	45,87	7,74	1,01	31,75	9,42	1,01	45,87
Fe	mg-L ⁻¹	0,13	0,01	0,48	0,06	0,00	0,58	0,09	0,00	0,58
K	mg-L ⁻¹	1,11	0,23	5,47	0,58	0,10	2,45	0,74	0,10	5,47
Mg	mg-L ⁻¹	3,21	0,51	18,14	2,45	0,21	14,10	2,54	0,21	18,14
Mn	mg-L ⁻¹	0,02	0,00	0,07	0,01	0,00	0,08	0,01	0,00	0,08
Na	mg-L ⁻¹	10,47	0,96	78,81	3,96	0,47	23,00	6,42	0,47	78,81
Soufre total										
dissous (S)	mg-L ⁻¹	4,08	0,69	47,21	1,43	0,49	3,54	2,43	0,49	47,21
Si	mg-L ⁻¹	1,42	0,16	3,90	1,48	0,15	4,18	1,47	0,15	4,18
Chla	µg-L ⁻¹	29,38	0,77	95,62	4,81	0,42	23,07	13,62	0,42	95,62
PT	µg-L ⁻¹	45,96	6,40	173,33	7,97	0,87	22,03	21,91	0,87	173,33
SECCHI	m	1,6	0,4	3,4	4,8	1,3	25,0	3,7	0,4	25,0
NTi:PT		20	2	145	47	9	176	35	2	145
MES	mg-L ⁻¹	7,7	0,3	36,4	1,4	0,1	3,5	3,8	0,1	36,4
ALC	mg-L ⁻¹ CaCO ₃	35,5	6,8	114,7	26,1	1,8	97,0	28,5	1,8	114,7
TEMP	°C	20,48	15,68	22,98	17,55	9,17	22,79	18,51	9,17	22,98
pH _{PHOTIC}		8,15	6,69	9,50	7,59	6,37	9,39	7,75	6,37	9,50
COND	mS·cm ⁻¹	0,15	0,03	0,71	0,09	0,01	0,26	0,11	0,01	0,71
DO	mg-L ⁻¹	7,72	5,97	12,51	7,26	4,81	10,24	7,43	4,81	12,51
PHOTIC	m	2,5	0,7	5,0	7,9	2,2	30,0	6,0	0,7	30,0
THERMO	m	3,5	1,0	14,0	6,9	3,0	15,0	5,5	1,0	15,0
ZStation	m	4,4	0,8	14,0	18,3	6,0	30,0	12,9	0,8	30,0
Volume	m ³ ·10 ³	3 837	34	31 827	110 182	135	1 611 834	73 936	34	1 611 834
AIRE_LAC	km ²	1,32	0,03	8,69	7,50	0,03	67,13	5,25	0,03	67,13
V/S	m	1,85	0,11	6,06	9,37	1,51	38,05	6,68	0,11	38,05
AIRE_BV	km ²	40,6	0,9	259,0	203,9	0,2	1739,6	139,7	0,2	1739,6
AIRE_BV/AIR	km ²	52	3	377	26	3	130	35	3	377

a posteriori l'état trophique des lacs sur la base des indices d'eutrophisation physico-chimiques classiques. Le résultat de la classification trophique des lacs sera illustré dans l'ACP.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Caractéristiques limnologiques et géologiques

Les teneurs en PT variaient entre 0,8 et 173,3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, les concentrations en Chla se situaient entre 0,42 et 95,62 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, la transparence de l'eau variait entre 0,4 et 25,0 m de profondeur et enfin, le gradient de conductivité se situait entre 11 et 712 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Le **tableau 2** présente la valeur moyenne, minimale et maximale des 35 variables chimiques, physiques, biologiques, morphométriques ou hydrologiques, en fonction du type de mélange (dimictique ou polymictique) et pour l'ensemble des lacs. La grandeur de l'intervalle des gradients pour les variables chimiques et biologiques est plus grande au sein des lacs peu profonds (ou polymictiques).

Les caractéristiques géologiques pour chacun des bassins versants sont décrites dans le **tableau 3**. Les BV situés sur le Bouclier canadien, dont le socle est composé principalement de roches de gneiss/paragneiss ou de roches intermédiaires, abritent des lacs dimictiques montrant les valeurs mesurées d'alcalinité et de conductivité parmi les plus faibles du jeu de données (ex. lacs Simon, Hébert, Pointu et Plaisant). Les lacs situés sur des roches sédimentaires argileuses (ARGIL) recouvertes d'un dépôt de till sont les lacs montrant des concentrations de biomasse d'algues (Chla) parmi les plus élevées. C'est le cas, notamment, des lacs Saint-Charles (Bellechasse), Roxton, Saint-Georges et Waterloo.

Dans les Laurentides méridionales, le BV du lac Nairne faisait exception aux autres lacs de cette région naturelle. Bien que son BV soit composé à 75 % de roches magmatiques (gneiss/paragneiss), 25 % de sa superficie est composée de roches carbonatées d'origine biologique et biochimique. Cette portion de formations carbonatées calcaires, peu fréquente dans cette région, a possiblement été préservée dans la zone d'effondrement associée à l'astrobloème de Charlevoix (TREMBLAY et MEUNIER, 2013).

4.2 Corrélation entre les variables

La matrice de corrélation de Pearson (**Tableau 4**) montre que la présence de roches argileuses (ARGIL) dans les BV est corrélée positivement avec les concentrations de COD, PT et les ions majeurs Ca^{2+} et K^+ dans l'épilimnion. La variable ARGIL est inversement corrélée avec les variables SECCHI et PHOTIC.

La présence de roches carbonatées (CARBO) dans trois BV (Bleu, Nairne et Saint-Augustin) est corrélée positivement avec les concentrations dissoutes de SO_4^{2-} et de soufre total (S), les ions majeurs Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , la conductivité spécifique (COND) et l'alcalinité (ALC). La variable « GNEISS », associée aux BV du Bouclier canadien, est inversement corrélée aux variables Ca, COND et ALC. Les types de dépôts meubles d'origine minérale semblent peu influencer la chimie des lacs à l'étude, mais probablement à tort. À cet effet, l'étude de BOBÉE *et al.* (1981) sur la qualité de l'eau des rivières du Québec méridional a montré que le degré de minéralisation de l'eau dépendait de la géologie des bassins versants, mais également de la nature des dépôts meubles. La plupart des bassins versants de notre série de données présente des dépôts meubles constitués principalement de tills, sauf cinq lacs de l'écorégion 2. Conséquemment, notre base de données ne permet pas de vérifier l'influence des types de dépôts meubles sur les caractéristiques chimiques de l'eau de notre série de lacs.

Plusieurs éléments dissous, tels des anions, cations, COD et NTi de l'épilimnion, sont corrélés entre eux et particulièrement ceux qui sont naturellement combinés dans la nature, tels Na^+ et Cl^- , ou provenant d'un produit secondaire produit par l'homme comme Ca^{2+} et 2Cl^- . Les concentrations de Fe, COD et Mn sont inversement corrélées à certaines variables morphométriques, soit ZStation et V/S. Ainsi, les concentrations de Fe, COD et Mn sont plus importantes dans les lacs peu profonds. De plus, les concentrations de Fe sont corrélées positivement avec Qs et AIRE_BV / AIRE_LAC. La variable V/S est également corrélée avec plusieurs variables reliées à la biomasse primaire (Chla) ou influençant celle-ci, soit PT, SECCHI, PHOTIC, NTi:PT et TEMP. Les concentrations de Chla, PT et MES tendent à augmenter dans les lacs peu profonds. Les variables indicatrices d'eutrophisation de type « cause » (PT) et « effet » (Chla, Secchi, Photic, pH_PHOTIC), ainsi que MES et COD, sont fortement corrélées entre elles. Ainsi, on obtient des résultats de corrélation qui montrent le lien étroit observé normalement entre la concentration de phosphore (PT), l'abondance de la biomasse primaire (Chla) et la diminution de la transparence dans la colonne d'eau (Secchi) (HORNE et GOLDMAN, 1994). Les ions majeurs sont corrélés avec les valeurs de conductivité et d'alcalinité. Ces résultats étaient attendus, puisque les concentrations des ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} et Cl^- sont les principaux éléments déterminant les valeurs de conductivité et d'alcalinité.

4.3 Analyse de covariance (ANCOVA)

Les résultats de l'analyse ANCOVA ont permis de documenter lesquelles des variables changeaient significativement entre elles. Toutefois, seules les variables en lien avec l'évaluation de l'état trophique des lacs (PT, Chla, NTi et COD) et celles reliées aux variations de la production

Tableau 3. Lacs et leur acronyme par écorégion, coordonnées géographiques et caractéristiques géologiques de leur bassin versant.
Table 3. Lakes and their acronyms for each ecoregion, geographical coordinates and geological characteristics of their watersheds.

Lac	Acronyme	Coordonnées de la station			Roches métamorphiques (%)						Roches sédimentaires (%)			Dépôts de surface (%)					
		LAT	LONG	Altitude	Strahler	GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ULT_M	INTERM	ARGIL	CARBO	SILIC	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN
Appalaches (ECO1)																			
aux Araignées	ARAIGNE	45,47	-70,82	400	4	0	77	0	0	0	4	0	18	0	0	0	100	0	0
aux Grelots	AGRELOT	45,97	-71,00	329	2	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Aylmer	AYLMER	45,82	-71,36	226	5	0	11	4	12	0	69	0	4	1	0	0	99	0	0
Baie Fitch	FITCH	45,07	-72,22	197	6	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Baxter	BAXTER	46,45	-70,84	385	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Boissonneault (réservoir)	BOISSO	45,60	-71,92	202	4	0	0	0	3	0	97	0	0	0	0	0	100	0	0
Boivin (réservoir)	BOIVIN	45,40	-72,69	112	4	0	0	5	0	0	92	0	3	0	0	0	100	0	0
Bolduc	BOLDUC	46,01	-71,11	310	3	0	0	0	22	0	76	0	2	0	0	0	100	0	0
Brome	BROME	45,25	-72,51	195	5	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	82	18	0
Bromont	BROMONT	45,27	-72,67	129	4	0	0	98	0	0	2	0	0	0	0	0	6	94	0
Brompton	BROMPT	45,43	-72,14	237	4	0	0	12	52	0	5	0	31	0	0	0	100	0	0
Choinière (réservoir)	CHOINI	45,43	-72,60	140	6	0	0	3	0	0	92	0	5	0	0	0	100	0	0
Desmarais	DMAR	45,46	-72,12	271	2	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Lovering	LOVE	45,17	-72,16	240	3	0	0	0	19	0	67	0	14	0	0	0	100	0	0
Magog	MAGOG	45,31	-72,04	183	6	0	1	2	6	0	26	0	1	0	0	0	30	5	0
Massawippi	MASSAW	45,22	-72,01	156	5	0	5	0	11	0	80	0	1	4	0	0	96	0	0
Memphrémagog	MEMPH	45,12	-72,24	197	6	0	1	2	5	0	20	0	1	0	0	0	23	6	0
Roxton	ROXT	45,47	-72,65	121	3	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Saint-François	STFRANC	45,90	-71,17	272	5	0	11	3	10	0	74	0	2	0	0	0	100	0	0
Saint-Georges	STGEORGE	45,64	-71,88	244	1	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
Tomcod	TOMCOD	45,54	-72,04	202	3	0	0	1	97	0	1	0	0	0	0	0	100	0	0
Waterloo	WATER	45,33	-72,52	206	3	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100	0	0
William	WILL	46,12	-71,57	192	5	0	0	1	15	0	56	0	27	0	0	0	100	0	0
Laurentides méridionales (ECO2)																			
à l'Ours	ALOURS	45,96	-74,06	320	2	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Beauchamps	BEAUCH	46,27	-74,10	541	0	88	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Bill	BILL	46,57	-72,93	162	1	0	92	8	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Croche	CROCHE	45,99	-74,01	356	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
de l'Achigan	DLACHIG	45,93	-73,97	200	4	0	26	74	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Des Piles	DPILES	46,65	-72,80	160	1	76	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Des Roches (réservoir)	DROCHE	46,92	-71,25	300	1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
des Six	DSIX	46,54	-72,91	200	2	0	4	96	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Duhamel	DUHAM	46,14	-74,64	240	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Entouré	ENTOUR	47,68	-70,81	698	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Étang Malbaie	EMALBAI	47,73	-70,75	710	3	27	0	0	0	53	0	0	20	0	53	0	13	35	0

Tableau 3. (suite) Lacs et leur acronyme par écorégion, coordonnées géographiques et caractéristiques géologiques de leur bassin versant.
Table 3. (suite) Lakes and their acronyms for each ecoregion, geographical coordinates and geological characteristics of their watersheds.

Lac	Acronyme	Coordonnées de la station d'échantillonnage			Roches métamorphiques (%)					Roches sédimentaires (%)			Dépôt de surface (%)					
		LAT	LONG	Altitude	Strahler	GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ULTRA_M	INTERM	ARGIL	CARBO	SILIC	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK
Laurentides méridionales (ECO2)																		
Ouareau	OUAR	46,29	-74,14	382	5	69	12	20	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Pied-des-Monts	PDM	47,76	-70,41	240	2	94	0	0	0	6	0	0	0	0	0	98	2	0
Plaisant	PLAISAN	46,50	-72,94	175	2	100	0	0	0	0	0	0	95	0	0	5	0	0
Pointu	POINTU	47,72	-70,75	755	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Rat Musqué	RAMUS	47,73	-70,40	240	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Saint-Charles (Québec, QC) (réservoir)	STCHARL_QC	46,93	-71,39	146	4	83	17	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0
Saint-Joseph	STJOS	46,91	-71,64	156	5	96	4	0	0	0	0	0	13	0	0	87	0	0
Simon	SIMON	46,90	-72,03	171	2	84	0	0	16	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Tracy	TRACY	45,93	-74,07	347	1	0	0	100	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Trois-Petits-Lacs	TPL	47,03	-71,42	300	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Basse-terres du Saint-Laurent (ECO3)																		
aux Canards	CANAR	46,83	-70,82	80	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	100
Bleu	BLEU	45,36	-72,93	65	1	0	0	0	0	23	77	0	0	0	100	0	0	0
des Chicots	DCHIC	46,80	-72,52	143	3	100	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Saint-Augustin	STAUGUS	46,75	-71,39	40	2	0	0	0	0	0	100	0	0	0	100	0	0	0
Saint-Charles (Bellechasse)	STCHARL_BEL	46,78	-70,96	80	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100	16	0	0

primaire (Al, Fe et pH_PHOTIC) ont retenu notre attention. Comme la qualité des apports externes n'a pas été quantifiée (type d'occupation des sols), l'interprétation des résultats relatifs aux variables in situ se limite aux processus autochtones pouvant survenir au sein des lacs.

Le **tableau 5** présente les résultats des tests d'ANCOVA. La colonne « résultats » énumère les variables qui expliquent une portion significative (p -value ≤ 0.1) de la variabilité. La distance de Cook est une méthode permettant de déterminer les lacs dont les valeurs observées auraient pu avoir comme effet de biaiser le coefficient de régression du modèle.

4.3.1 Phosphore total (PT)

La **figure 2** illustre les liens (flèche bleue) et l'influence mutuelle (flèche rouge), mis en évidence par les tests ANCOVA, entre les variables d'intérêt (encadrées). Les cercles verts sont attribués aux variables constituées totalement ou en partie de matière organique (MO). Noter que la longueur des flèches est sans importance. Ainsi, le PT variait significativement en fonction des variations de COD, MES et Na ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,88$). Le lien entre la variation de PT et MES s'explique aisément. La quantité de MES mesurée dans l'épilimnion est en grande partie attribuable à la biomasse de phytoplancton qui assimile le

phosphore, l'azote et le carbone. Conséquemment, il est logique que le test montre une corrélation positive entre la variation des MES et celles du PT, COD et NTi ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,85$). Des travaux limnologiques effectués sur des lacs du Québec méridional ont révélé la même relation linéaire entre les variables PT et COD (CARIGNAN *et al.*, 2003; SIMONEAU *et al.*, 2004).

Par ailleurs, la concentration de PT augmentait aussi avec l'accroissement de la concentration de Na. Il est difficile d'expliquer la corrélation obtenue entre Na et P sans envisager l'influence de sources anthropiques. La variation significative entre Na et Cl suggère que les sels de déglacage seraient également une source importante de Na dans les lacs à l'étude (PIENITZ *et al.*, 2006). Le Na est un élément très abondant dans la croûte terrestre (2 %) comparativement au phosphore (0,001 %). De plus, leurs mécanismes de transport fluvial sont très distincts : le Na est très soluble dans l'eau, donc normalement les apports dissous devraient dominer, alors que les phosphates ont plutôt tendance à s'associer aux particules en suspension.

4.3.2 Chlorophylle a (Chla)

Les concentrations de Chla variaient significativement en fonction de celles de PT, Mg et pH_PHOTIC ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,76$). À

Tableau 4 (suite) Matrice de corrélation de Pearson. Noter que selon le test d'ajustement de Bonferroni, les coefficients de corrélation ($r \geq [0.43]$) ont un p -value ≤ 0.05 et ($r \geq [0.47]$) ont un p -value ≤ 0.01 .

Table 4 (suite) Pearson correlation matrix. Note that according to the Bonferroni test, correlation coefficients ($r \geq [0.43]$) have a p -value ≤ 0.05 and ($r \geq [0.47]$) a p -value ≤ 0.01 .

	Variables morphométriques et géographiques										Variables géologiques														
	Volume/ZStation	AIRE_BV	AIRE_BV/AIRE_LAC	Qs	Type	ALT	LAT	LONG	STRAHLER	GNEISS	FELSIQ	MAFIQ	ARGIL	CARBO	SILIC	INTERM	ULTR_MAFIQ	ALLUV	FLUVIO	LACU	TILL	ROCK	MARIN	Ecoregion	
Volume/ZStation	1,00																								
AIRE_BV	0,84	1,00																							
AIRE_BV/AIRE_LAC	0,01	0,50	1,00																						
Qs	-0,03	0,41	0,88	1,00																					
Type	0,28	0,12	-0,21	-0,22	1,00																				
ALT	-0,26	-0,31	-0,11	-0,19	0,19	1,00																			
LAT	-0,40	-0,41	-0,15	-0,05	0,10	0,42	1,00																		
LONG	0,13	0,14	0,03	0,15	-0,19	0,17	0,47	1,00																	
STRAHLER	0,75	0,90	0,49	0,42	0,19	-0,29	-0,47	0,03	1,00																
GNEISS	-0,15	-0,16	-0,08	0,10	0,25	0,04	0,60	0,13	-0,12	1,00															
FELSIQ	-0,07	-0,01	0,18	0,11	-0,14	-0,05	-0,07	-0,29	-0,10	-0,16	1,00														
MAFIQ	-0,22	-0,25	-0,09	-0,09	0,21	0,13	-0,12	-0,50	-0,14	-0,23	-0,08	1,00													
ARGIL	0,32	0,37	0,13	0,10	-0,27	-0,22	-0,50	0,17	0,31	-0,46	-0,21	-0,28	1,00												
CARBO	-0,10	-0,10	0,01	-0,01	-0,22	-0,25	0,03	0,06	-0,11	-0,09	-0,08	-0,10	-0,10	1,00											
SILIC	0,11	0,09	-0,05	-0,10	-0,16	-0,08	0,03	0,22	-0,05	-0,17	-0,02	-0,11	-0,07	-0,06	1,00										
INTERM	-0,23	-0,25	-0,13	-0,24	0,05	0,59	0,43	0,24	-0,25	-0,06	-0,10	-0,12	-0,19	-0,06	-0,01	1,00									
ULTR_MAFIQ	0,06	0,05	-0,04	-0,07	0,02	-0,05	-0,28	0,06	0,10	-0,21	-0,10	-0,12	-0,06	-0,07	0,06	-0,09	1,00								
ALLUV	-0,04	-0,08	-0,07	-0,08	0,12	-0,09	0,05	-0,08	-0,01	0,27	-0,05	-0,07	-0,10	-0,03	-0,04	-0,04	-0,05	1,00							
FLUVIO	-0,16	-0,23	-0,14	-0,23	0,16	0,73	0,55	0,37	-0,21	0,03	-0,11	-0,04	-0,21	0,02	-0,03	0,71	-0,10	-0,05	1,00						
LACU	-0,07	0,00	0,04	0,01	0,08	-0,11	0,10	-0,06	0,03	0,26	-0,06	-0,07	-0,11	-0,03	-0,04	0,00	-0,05	-0,02	-0,05	1,00					
TILL	0,01	0,07	0,08	0,19	-0,11	-0,36	-0,36	-0,27	0,02	-0,10	0,18	0,02	0,30	0,05	-0,25	-0,47	0,15	-0,27	-0,64	-0,30	1,00				
ROCK	-0,01	0,06	0,22	0,13	-0,22	-0,01	-0,09	0,02	0,13	-0,12	-0,08	0,28	-0,04	-0,05	0,00	0,06	-0,07	-0,04	0,03	-0,04	-0,35	1,00			
MARIN	0,01	-0,08	-0,21	-0,21	-0,17	-0,15	0,10	0,16	-0,20	-0,09	-0,05	-0,06	-0,09	-0,03	0,89	-0,04	-0,04	-0,02	-0,04	-0,02	-0,30	-0,03	1,00		
Ecoregion	-0,45	-0,52	-0,25	-0,23	0,01	-0,01	0,61	-0,08	-0,55	0,41	0,06	0,11	-0,58	0,41	0,13	0,14	-0,35	0,07	0,16	0,29	-0,22	-0,11	0,28	1,00	

ce propos, la **figure 3** illustre la variation de la Chla en fonction du pH_PHOTIC. Un lac s'éloigne davantage du nuage de points, soit le lac Saint-Charles (Bellechasse). Les processus qui expliquent le lien entre Chla et pH_PHOTIC sont bien connus et documentés dans la littérature (POURRIOT et MEYBECK, 1995). Lorsqu'il y a abondance d'organismes photosynthétiques dans la zone photique, le CO₂ est consommé et le pH tend à s'élever. À l'inverse, la respiration des microorganismes hétérotrophes dans l'hypolimnion produit du CO₂ et abaisse le pH. Enfin, les concentrations de Chla variaient avec celles du Mg. Ce dernier est un élément important constituant de la Chla (C₅₅H₇₂O₅N₄Mg). L'analyse du Mg s'est effectuée sur un échantillon filtré, donc exclu la présence de phytoplancton dans l'échantillon, bien que la lyse des cellules dans l'eau pourrait engendrer une source concomitante de Mg et de Chla. Par contre, la concentration de Mg dans un lac est 1000 fois plus importante que la concentration mesurée de Chla. Ainsi, le Mg n'est certainement pas limitant pour la synthèse de la Chla. Le Mg est peut-être le reflet d'autres éléments chimiques corrélés avec celui-ci et influençant l'alcalinité de l'eau. Par exemple, la dolomite est constituée principalement de carbonate de calcium et de magnésium (CaMg(CO₃)₂) avec des traces de Fe, Mn, Co, Pb et Zn. En somme, la corrélation entre Mg et Chla pourrait être le reflet de l'influence de l'alcalinité sur la biomasse de phytoplancton, incluant les cyanobactéries.

4.3.3 Carbone organique dissous (COD)

Les concentrations de COD augmentaient significativement avec un accroissement de la présence de roches argileuses dans le bassin versant (ARGIL), de la faible profondeur des plans d'eau (ZStation) et de l'accroissement des concentrations de PT, Fe, NTi, Al et MES ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,71$). Les bassins versants, composés en majorité ou en partie de roches sédimentaires argileuses, sont situés dans les régions naturelles des Appalaches et des Basses-terres du Saint-Laurent, des endroits où les terres sont plus fertilisées et la température est plus clémente. Incidemment, c'est la région où l'agriculture est la plus intensive. Une étude portant sur dix bassins versants jugés fortement agricoles du Québec méridional a révélé que l'agriculture a contribué dans une proportion de 70 % à 90 % aux flux d'azote total et de 60 % à 85 % aux flux de phosphore total dans les eaux de surface en 1995 (MENV, 2003). Ce contexte agricole pourrait bien expliquer les fortes corrélations obtenues entre l'ensemble de ces variables.

4.3.4 Azote total inorganique (NTi)

Les teneurs de NTi augmentaient en fonction de l'accroissement des concentrations en S, NO₃, Ca et selon le type de brassage auquel les plans d'eau étaient soumis ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,56$). Les concentrations de NTi dans la zone épilimnique étaient plus élevées dans les lacs polymictiques. Le fait que les sédiments soient à proximité de la zone photique peut favoriser la disponibilité des nutriments, surtout si les sédiments sont soumis journallement au brassage. En ce

sens, les caractéristiques morphométriques et les variables climatiques, comme la température, la durée et la force des vents, influencent inévitablement la disponibilité des nutriments (P et N) et leur cycle biogéochimique. D'ailleurs, la matrice de corrélation montre la relation inverse entre NTi et ZStation, ainsi que TEMP. Sachant que la source ultime des nutriments régénérés dans les lacs provient des sédiments (RICKLEFS et MILLER, 2005), tous les processus physiques et biochimiques qui interviennent sur le cycle de l'azote, entre les sédiments et la colonne d'eau, peuvent contribuer à expliquer les variations de NTi dans l'épilimnion. À ces processus il faut aussi ajouter l'influence des réseaux trophiques. Essentiellement, les processus de régénération de l'azote en milieu aquatique sont gouvernés par les processus de dénitrification et nitrification. La dénitrification est un processus biologique effectué en conditions anaérobies et la nitrification est un processus biologique effectué en conditions aérobies. Comme la dénitrification transforme l'azote sous sa forme gazeuse (N₂), ce processus engendre une perte pour la biomasse primaire, sauf pour certaines cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique (VINCENT, 2009). Ainsi, un écosystème montrant un déficit en oxygène engendré par l'activité microbienne favorisera la production de N₂. Conséquemment, les cyanobactéries pourraient être favorisées dans un tel environnement, au détriment des algues eucaryotes.

Un lien est aussi observé entre le NTi et le S. Ce résultat n'est pas surprenant, puisque les cycles de l'azote et du soufre dans le milieu aquatique sont liés. Premièrement, ces deux éléments sont des constituantes de la MO et deuxièmement, le soufre participe à de nombreuses réactions redox qui permettent le recyclage de N (RICKLEFS et MILLER, 2005). En ce sens, les teneurs en NO₃ dépendent des concentrations en soufre dans le milieu aquatique et ce lien peut être encore plus important dans des conditions anoxiques. Enfin, les concentrations de NTi variaient également avec les concentrations de Ca. Effectivement, les lacs alcalins du jeu de données montrent des teneurs plus importantes en NTi et S. Une source importante de soufre peut provenir de l'érosion du socle rocheux des bassins versants. Les roches de type sédimentaire détritique et carbonatée favorisent les apports concomitants de Ca et de S.

4.3.5 Le fer dissous (Fe)

Les concentrations de Fe dissous augmentaient en fonction de la charge en eau apportée au lac (Qs) et de l'augmentation de COD, PT, Mn et Al ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,59$). Ces résultats pourraient refléter le fait que les apports de Fe peuvent provenir de l'érosion des sols, des sédiments et de la matière organique (MO). Toutefois, il est à noter que le fer arrive normalement au lac sous forme particulaire. En condition aérobie, le Fe a une très grande affinité pour les phosphates et ces particules, contenant le Fe et le P, sédimentent vers le fond du lac. Par contre, en conditions anoxiques le fer est réduit, Fe(III) → Fe(II), et les phosphates se dissocient et deviennent solubles dans la colonne

Tableau 5. Résultats des tests ANCOVA effectués sur les variables d'intérêt.

Table 5. Results of ANCOVA tests for the variables of interest.

Variable "y"	Variable Matrice des variables "x" (VIF < 10)	Modèle R ² ajusté p < 0.000	Résultats		Lac pouvant biaiser R ²
			Variable Significative	p-value	
PT	COD, NTi, Fe, K, Mg, Mn, Na, Chla, Secchi, NTi:PT, MES, Temp, pH_PHOTIC, Photic, THERMO, Zstation, v/s, ARGIL, type (19)	0,88	COD	0,000	St-Charles (Bell.)
			MES	0,001	Tomcod
			Na	0,100	Bleu
Chla	COD, NTi, K, Mg, Na, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, pH_PHOTIC, THERMO, ZStation, v/s, type (14)	0,76	PT	0,000	St-Augustin
			pH	0,010	Tomcod
			Mg	0,100	Mandeville
MES	COD, NTi, Ca, K, Chla, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, pH_PHOTIC, THERMO, ZStation, v/s, type (14)	0,85	PT	0,000	Bleu
			COD	0,001	Tomcod
			NTi	0,001	St-Charles (Bell.)
			ARGIL	0,000	Saint-Charles
COD	NTi, Al, Fe, Mn, Chla, PT, Secchi, MES, Temp, Thermo, ZStation, v/s, ARGIL, type (14)	0,71	PT	0,001	(Bellechasse)
			Fe	0,001	Pointu
			NTi, Al, MES	0,100	
			Thermo	0,100	
			Zstation	0,100	
			COD	0,050	
Al	COD, Fe, THERMO, LONG	0,30	LONG	0,050	
			Cl	0,000	St-Augustin
Na	Cl, Ca, Mg, S, Chla, PT, Alc, Temp, pH_PHOTIC, CARBO, Alt (11)	0,99	CARBO	0,000	Bleu
			S	0,050	Duhamel
			Mg	0,100	
NTi	NO3, COD, Ni, Ca, Mg, S, Chla, PT, Secchi, Temp, Diatom_SED, FLUVIO, type, ALT (13)	0,56	S	0,000	aux Araignées
			NO3	0,010	Bleu
			Type	0,100	
			Ca	0,100	
			Qs	0,000	Étang Malbaie
Fe	COD, Al, PT, Secchi, THERMO, ZStation, v/s, Surface BV/surface lac, Qs (10)	0,59	COD	0,001	Rat-Musqué
			PT	0,010	
			Mn	0,010	
			Al	0,010	
			Ca	0,000	St-Augustin
pH_PHOTIC	Ca, K, Na, S, Chla, PT, Secchi, NTi:PT, Temp, ZStation (10)	0,63	S	0,001	Bleu
			Chla	0,001	Pointu
			PT, K, Na	0,010	
			ZStation	0,100	

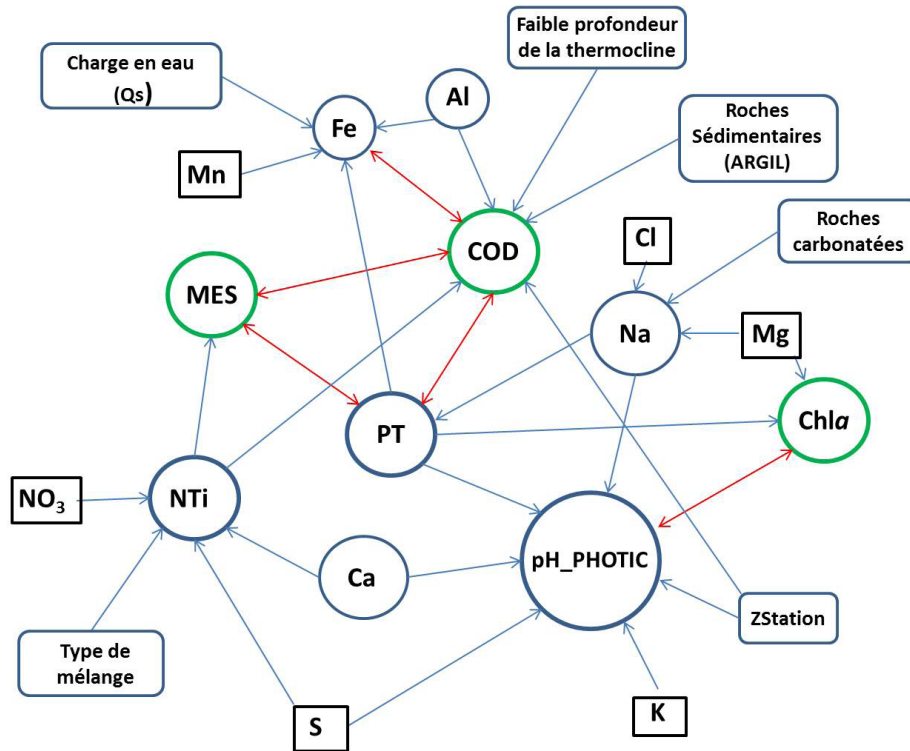


Figure 2. Schéma représentant les liens entre les différentes variables, résultants des tests ANCOVA. Le sens de l'influence est présenté par une flèche (bleu = sens unique; rouge = réciproque). Les variables d'intérêt pour cette étude sont encerclées et le cercle vert est attribué aux variables constituées totalement ou en partie de matière organique (MO). Noter que la longueur des flèches est sans importance.

Diagram showing the linkages and interactions among variables resulting from ANCOVA tests. The direction of influence is shown by an arrow (blue = one-way; red = reciprocal). The variables of interest for this study are circled and the green circle is attributed to consist wholly or partly of organic matter (MO) variables. Note that the length of the arrows is irrelevant.

d'eau (AMIRBAHMAN *et al.*, 2003). Ainsi, la variation concomitante des concentrations en Fe et P dissous peut être un indice de l'existence de conditions anoxiques dans la zone profonde de plusieurs des lacs à l'étude. Certains lacs ayant un taux de renouvellement important (Q_s), un grand ratio AIRE_BV/AIRE_LAC et de surcroît, des conditions anoxiques en profondeur, présentaient généralement des concentrations de Fe dissous élevées. C'est le cas, notamment, des lacs Boissonneault, Rat-Musqué et Saint-Charles de Québec. Bien qu'un Q_s important puisse favoriser le maintien de bon état de santé d'un lac, il pourrait également avoir comme effet de diminuer le taux de sédimentation du fer. Enfin, certaines études tendent à montrer qu'un enrichissement en fer (Fe) favorise la croissance des cyanobactéries comparativement aux algues eucaryotes (ex. WURTSBAUGH *et al.*, 1985; HYENSTRAND *et al.*, 1998, citées dans LAVOIE *et al.*, 2007).

4.3.6 Le pH de la zone photique (pH_{PHOTIC})

Le pH_{PHOTIC} était corrélé à des variables abiotiques, dont des ions majeurs (Ca, S, K, Na et Mg), le PT et la profondeur des plans d'eau (ZSTATION), mais également à la variable biotique Chla ($R^2_{ajusté} = 0,63$). Le pH_{PHOTIC} tendait à être plus élevé dans les lacs peu profonds. Évidemment, les lacs acides et moins productifs étaient généralement plus profonds et de plus grand volume, bien que le jeu de données contenait des lacs profonds, alcalins et mésotrophes (ex. baie Fitch, lac Massawippi, lac Magog, lac Memphrémagog). Ainsi, les pH les plus élevés ont été généralement mesurés dans l'épilimnion des lacs les plus productifs.

4.3.7 L'aluminium dissous (Al)

Une série de 12 lacs parmi les 56 étudiés montraient une relation positive entre les concentrations de Chla et d'Al dans

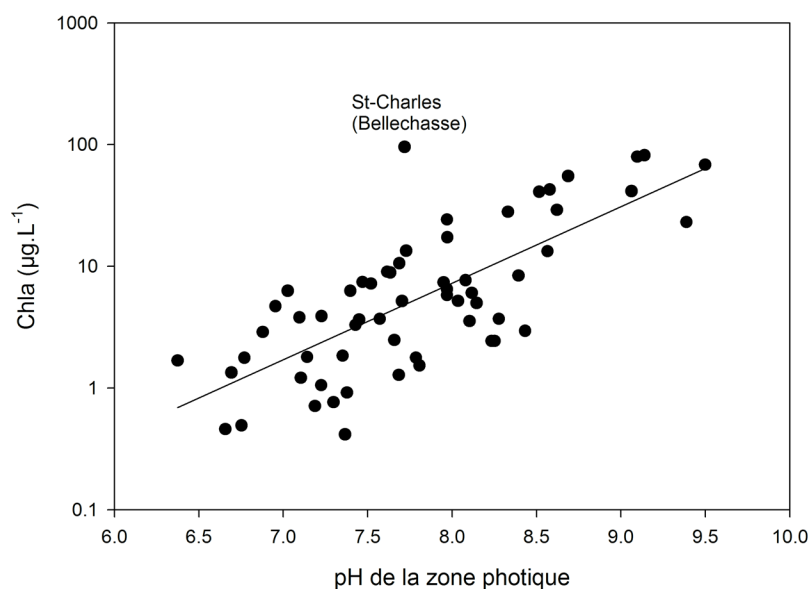


Figure 3. Relation linéaire entre les concentrations moyennes de Chla des 56 lacs dans l'épilimnion et le pH_PHOTIC.
Linear relationship between the average concentrations of Chla in the epilimnion of the 56 study lakes and pH_PHOTIC.

l'épilimnion. Ces lacs correspondent à l'ensemble des lacs eutrophes et hypereutrophes, selon leur teneur en Chla, de la série de données. Ainsi, ces lacs avaient des concentrations de Chla $> 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Cette relation est contre-intuitive puisqu'en présence d'aluminium le phosphore devrait être moins biodisponible. Conséquemment, une relation négative entre l'Al dissous et la production primaire aurait plutôt dû être observée (NALEWAJKO et PAUL, 1985; HORNSTROM *et al.*, 1984). Ainsi, nous supposons que ce n'est pas la concentration de l'Al dissous en elle-même qui accroît la biomasse primaire, mais une combinaison de facteurs. Par contre, nous devons admettre que l'accroissement d'Al dissous dans la colonne d'eau n'a pas nuit à la croissance de la biomasse primaire. À titre indicatif, la valeur maximale d'Al mesurée dans ces lacs atteignait plus de $80 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le lac Saint-Charles (Bellechasse).

Il est légitime de se demander si la concentration d'Al est plutôt un facteur colinéaire avec un ensemble de variables favorisant la production primaire. Afin de mieux comprendre, nous avons poussé plus loin l'analyse des variables. Bien que les concentrations de Chla et PT étaient très élevées dans ces lacs, parfois le Na aussi, il n'y avait pas de relation aussi significative entre la Chla et ces dernières variables qu'entre la Chla et l'Al.

Un test de sélection pas à pas (angl. « forward selection »), qui visait à vérifier quelles étaient les variables qui expliquaient de manière additive et indépendante la variation des concentrations de Chla ([Chla]), a été effectué avec ces 12 lacs.

Les résultats de cette analyse montrent que les concentrations de Chla augmentaient significativement en fonction de l'accroissement de l'Al dissous dans l'épilimnion ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,72$, $p\text{-value} < 0,005$). Une sélection pas à pas sur l'ensemble des lacs n'avait pas permis d'isoler cette relation.

La valeur moyenne de Na pour les lacs présentant des $[\text{Chla}] \leq 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ est de $4,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, comparativement aux lacs eutrophes et hypereutrophes ($[\text{Chla}] > 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dont la moyenne est de $13,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tableau 6). Le gradient des concentrations de PT est évidemment plus grand pour ces lacs eutrophes et hypereutrophes, dont la valeur médiane est de $37,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. En contrepartie, la valeur médiane de PT pour les autres lacs est de $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Ainsi, les 12 lacs montrant des $[\text{Chla}] > 15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ présentent des conditions en PT qui n'étaient probablement pas limitatives pour la croissance de la biomasse primaire. Ces lacs sont: aux Canards, Bill, Bleu, Brome, des Chicots, Mandeville, Roxton 2009, Roxton 2010, Saint-Augustin, Saint-Charles (Bellechasse), Saint-Georges, Tomcod et Waterloo.

En se basant sur l'intervalle des valeurs de PT et Chla attendues en fonction des classes trophiques (OCDE, 1982), cinq de ces 12 lacs présentaient des [Chla] beaucoup plus élevées qu'attendues, selon les [PT] observées (Tableau 7). Sur un total de 12 lacs, neuf étaient alcalins ($\text{CaCO}_3 > 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Une biomasse primaire plus importante dans les lacs alcalins, riches en P, pourrait être en partie attribuable à la présence

d'efflorescences de cyanobactéries. Nous savons que 11 des 12 lacs ont assurément subi des épisodes d'efflorescences de cyanobactéries importantes (MDDEFP, 2013). Les lacs alcalins contiennent davantage de carbone inorganique sous la forme de carbonates (CO_3), plutôt que sous la forme de dioxyde de carbone (CO_2). Les carbonates ne sont pas toujours une forme de carbone assimilable pour les algues eucaryotes. Par contre, les cyanobactéries qui sont des procaryotes sont capables d'utiliser efficacement les carbonates (VINCENT, 2009). Ainsi, les cyanobactéries peuvent être avantagées dans des milieux alcalins, au détriment des algues eucaryotes.

Parmi les 12 lacs soumis à l'influence de l'Al (Figure 4), quatre ne présentaient pas nécessairement des concentrations élevées en carbonates, soit les lacs aux Canards, Bill, Mandeville et Saint Charles (Bellechasse). Leur alcalinité était plus faible que $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CaCO}_3$. Ainsi, les lacs dont les [Chla] croissaient significativement avec l'augmentation des [Al] montraient soit des eaux alcalines et riches en P ou soit seulement des teneurs élevées en P, mais accompagnées de concentrations élevées en COD, MES ou Na, comparativement aux autres lacs de notre série de données.

En résumé, ces 12 lacs sont les seuls lacs dont la concentration en Chla augmentait en fonction d'Al. Il est possible de départager ces 12 lacs des autres lacs sur un graphique, en projetant leur teneur en Chla en fonction du ratio COD/Na, Al/Ca et Al/Na. Il est à noter que les concentrations en COD et NTi ne varient pas beaucoup dans ces 12 lacs (Tableau 6). Conséquemment, en présence de concentration en PT non limitante, des concentrations plus importantes en Ca et Na semblent favoriser les cyanobactéries plutôt que les algues, ce qui pourrait expliquer de plus grandes concentrations de Chla dans ces lacs.

Plusieurs études traitant de la toxicité de l'aluminium sur les poissons ont montré que la concentration d'aluminium monomère inorganique dissous (Al^{3+}) est un bon prédicteur de la toxicité de ce métal (GENSEMER et PLAYLE, 1999). L'Al a un fort pouvoir hydrolysant et est relativement insoluble dans la fourchette des pH neutres (6,0-8,0). Par contre, en présence de ligands complexants (ex. substances humiques) et en milieux acides ($\text{pH} < 6$) ou alcalins ($\text{pH} > 8$), sa solubilité serait accrue (DRISCOLL et SCHECHER, 1990). Donc, les lacs qui reçoivent leurs eaux de bassins versants acidifiées peuvent devenir des puits d'aluminium (DAVE, 1992; DILLON *et al.*, 1988; TROUTMAN et PETERS, 1982). Le lac Saint-Charles (Bellechasse) en est probablement un bon exemple ($\text{pH}_{\text{photic}} = 7,7$; $\text{Al} = 83 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). L'étude de Germain *et al.* (2000) a compilé les concentrations de l'Al dissous dans plusieurs rivières et lacs du Canada. Cette étude a révélé que ces concentrations variaient de 0,01 à 0,08 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, excluant la Colombie-Britannique où une valeur maximale de 0,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avait été observée. Les concentrations mesurées

dans les lacs de notre base de données variaient entre $< 0,001$ et $0,098 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Nos résultats sont comparables à ceux répertoriés par GERMAIN *et al.* (2000) sur l'ensemble du Canada.

4.4 L'analyse en composantes principales (ACP)

La Figure 5a illustre la corrélation des variables environnementales entre elles. Les deux premiers axes de l'ordination expliquent 42 % de la variabilité du modèle (axe 1 = 0,27; axe 2 = 0,15). La Figure 5b projette la position des lacs en fonction de l'ensemble de leurs caractéristiques. Les pictogrammes de différentes couleurs représentent les classes trophiques obtenues à l'aide de la méthode de groupement de Ward. Les vecteurs qui s'opposent sont en fait des variables inversement corrélées et ceux qui partagent un angle de 90° sont des variables indépendantes. Par exemple, l'accroissement des valves de diatomées accumulées dans les sédiments (Diatom_MO et Diatom_SED; Tableau 1) est inversement et faiblement corrélé (angle $> 90^\circ$ et $< 100^\circ$) avec l'accroissement du PT. Autre exemple, les lacs acides ou circumneutres, plus froids et situés

Tableau 6. Valeurs moyennes, minimales et maximales, de Al, Na, Ca, PT, NTi et COD en fonction du seuil de $15 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Chla.

Table 6. Average values, minimum and maximum, for Al, Na, PT, NTi and COD, according to the threshold of $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Chla.

Variable		Chla $\leq 15 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Chla $> 15 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
Al ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	22	20
	Min.	0	0
	Max.	98	80
Na ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	4,4	13,3
	Min.	0,5	1,4
	Max.	33,4	78,8
Al / (Na $\cdot 10^2$)	Moy.	1,50	0,46
	Min.	0,00	0,01
	Max.	14,89	2,61
Ca (mg $\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	7,89	15,57
	Min.	1,01	3,01
	Max.	31,75	45,87
Al / (Ca $\cdot 10^3$)	Moy.	7,59	3,90
	Min.	0,00	0,25
	Max.	84,77	27,61
PT ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Med.	7,9	37,2
	Min.	0,9	15,3
	Max.	41,4	173,3
NTi ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	0,29	0,44
	Min.	0,07	0,18
	Max.	1,49	1,73
COD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Moy.	5,0	6,6
	Min.	0,8	3,2
	Max.	11,4	17,5

Tableau 7. Comparaison des valeurs de PT et Chla observées et valeurs attendues de Chla selon les classes de valeur trophique de l'OCDE.

Table 7. Comparison of observed values of PT and Chla with expected values of Chla according to the trophic state classes of the OECD.

Lac	Valeur moyenne mesurée		Valeur attendue [Chla] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
	[PT] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	[Chla] ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
aux Canards	28,6	24,3	6,5 - 10
Bill	15,8	41,0	3 - 8
Brome	16,2	17,3	3 - 8
des Chicots	15,3	23,1	3 - 8
Mandeville	27,7	79,4	6,5 - 10

à des plus hautes altitudes sur le Bouclier canadien, offrent des conditions qui semblent favoriser la croissance des diatomées. Les vecteurs en question (ECO2, ALT, GNEISS, FLUVIO, INTERM, Diatom_MO et Diatom_SED) partagent des angles très rapprochés et vont tous dans la même direction.

Une progression de l'eutrophisation s'opère de droite à gauche; les lacs situés complètement à droite de la figure 5b sont oligotrophes, alors que les lacs situés complètement à gauche sont eutrophes. L'accroissement de la profondeur maximale (ZStation) progresse à l'inverse du vecteur PT. Les lacs de grand volume sont situés tout en haut de l'ordination. Ainsi, on peut désigner l'axe 1 celui du gradient d'eutrophisation et l'axe 2 celui du gradient morphométrique.

L'axe d'eutrophisation regroupe les variables géologiques et physico-chimiques; plus spécifiquement la présence des roches carbonatées (CARBO), pH_PHOTIC, PT, NTi, S, SO_4 , MES et TEMP. Les vecteurs ALC et COND, ainsi que les variables y étant associées (ions majeurs, anions, ARGILE) sont également liés à l'axe de l'eutrophisation. Les lacs polymictiques appartenant à la région ECO_3 et situés dans le cadran inférieur-gauche (Figure 5b) regroupent les lacs montrant des concentrations importantes de MES, PT, Mn, COD, Chla, Fe et Al.

Les lacs alcalins ($[\text{CaCO}_3] > 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) sont situés à gauche de l'ordination et dans le coin supérieur (encerclés en noir). Ces lacs, plus alcalins, sont pour la plupart situés dans ECO_1 et ECO_3 . Dans la région géologique des Laurentides méridionales (ECO_2), il est plutôt exceptionnel de rencontrer des lacs de haute alcalinité, comme les lacs Duhamel, Maillé et Nairne. Il est connu que les lacs du Bouclier canadien sont vulnérables aux pluies acides parce qu'ils n'ont pas le pouvoir tampon que procurent des concentrations importantes de CaCO_3 (HADE, 2002).

Les BV des lacs Duhamel et Maillé sont constitués de roches felsiques. Bien que les lacs Duhamel et Maillé puissent recevoir des eaux de ruissellement contenant des sels de déglacage (NaCl et CaCl_2), la présence des roches felsiques sur le BV, riches en feldspaths et silicates, peut également expliquer les fortes concentrations dissoutes de Na (moyenne respective de 23,0 et 33,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) et de Ca (19,1 et 14,1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) dans la colonne d'eau. Les feldspaths de type « plagioclases », constitués de l'albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) et de l'anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), sont particulièrement riches en Na et Ca.

4.5 Classification trophique

Les classes trophiques (pictogrammes; Figure 5) représentent l'intervalle des conditions trophiques mesurées à l'aide des trois indices trophiques pour un groupe donné (Chla, PT et SECCHI). En fonction de l'établissement des niveaux trophiques, on constate que tant les lacs alcalins, qu'acides à circumneutres, présentent un large gradient trophique. Par contre, les lacs alcalins tendent à être plus productifs que les circumneutres. Le seul lac classé oligotrophe de notre jeu de données et présentant une alcalinité élevée est le lac Duhamel. Celui-ci est un lac très profond.

Les classes intermédiaires de l'indice trophique sont assez bien réparties le long de l'axe 2 de l'ACP. C'est-à-dire que le jeu de données est constitué de lacs représentant une grande hétérogénéité morphométrique. Par contre, les conditions oligotrophes tendent plutôt à s'observer au sein des lacs acides ou circumneutres profonds et l'observation des conditions hypereutrophes se limite aux lacs peu profonds. Ainsi, le gradient d'eutrophisation est influencé par les deux premiers axes de l'ACP; l'axe 1 représente plutôt les variables chimiques in situ et l'axe 2 représente davantage les variables morphométriques.

5. CONCLUSION

L'étude de corrélation entre les variables a permis de documenter les liens existant entre la géologie des BV, la physico-chimie de l'eau et la production primaire dans les lacs. La composition géologique des BV influençait la concentration en éléments chimiques dans les plans d'eau à l'étude. Bien que les activités anthropiques puissent influencer les propriétés chimiques de l'eau en provoquant, entre autres, l'érosion des sols en place et l'ajout de nutriments au BV, la géologie semble jouer un rôle prépondérant sur les propriétés alcalines des lacs à l'étude et sur leur niveau de production primaire.

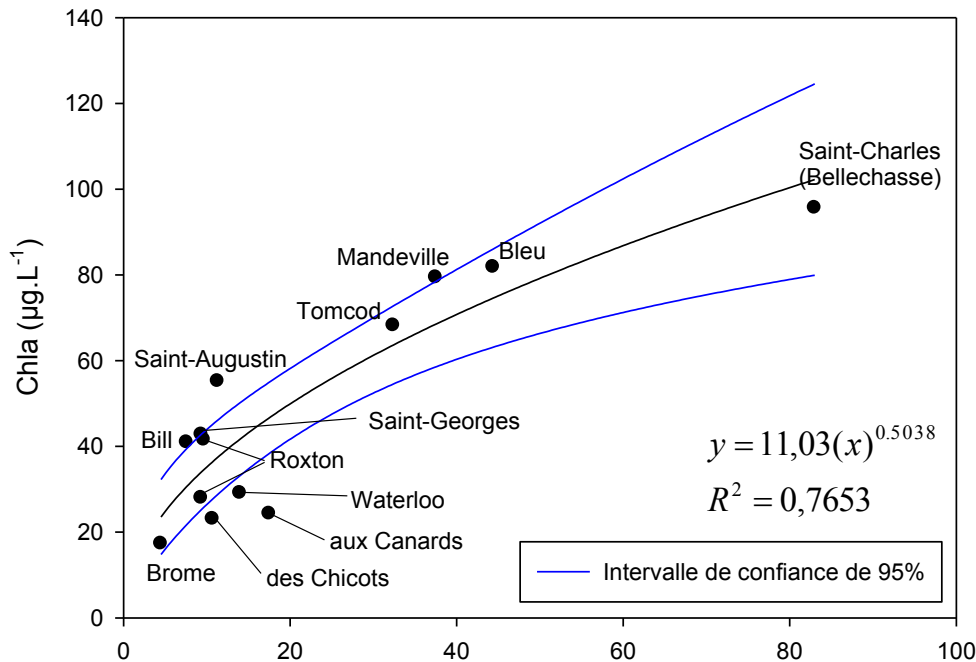


Figure 4. Relation entre les concentrations de Chla et Al dissous dans l'épilimnion des 12 lacs montrant des concentrations en Chla > 15 µg·L⁻¹.
Relationship between the Chla concentrations and dissolved Al in the epilimnion of 12 lakes with concentrations of Chla > 15 µg·L⁻¹.

L'alcalinité est une propriété qui semble varier très peu dans le temps. Les mesures d'alcalinité interannuelles étaient constantes d'une année à l'autre. Les lacs situés dans des bassins versants dont la géologie leur confère des propriétés alcalines étaient généralement plus enrichis. La question qui se pose est de savoir si un lac acide ou circumneutre, soumis à des apports d'éléments alcalinisant d'origine anthropique, pourrait devenir un plan d'eau alcalin, même en absence d'un socle rocheux favorisant un tel état. Si tel était le cas, la réversibilité du processus d'eutrophisation serait probablement plus facile pour un lac naturellement acide ou circumneutre. Il serait donc intéressant de vérifier les conditions naturelles d'un lac dégradé, avant d'établir les objectifs de restauration de celui-ci. Advenant le cas que la géologie soit un facteur clé d'amplification pour l'eutrophisation anthropique, le choix d'un lac dans le but d'y développer la villégiature ou d'en faire un réservoir d'eau potable devrait considérer la géologie du bassin versant comme un critère important, au même titre que les caractéristiques morphométriques et la situation géographique du lac. L'ajout de ce critère permettrait de faire des choix plus éclairés en termes de développement durable.

Par ailleurs, nous avons constaté que la biomasse primaire des lacs à l'étude augmente avec l'accroissement de PT dans la colonne d'eau. Cette relation est bien connue. Toutefois,

nous avons également soulevé le fait que d'autres facteurs, tel l'aluminium, pourraient jouer un rôle intermédiaire ou indirect sur la production primaire. L'influence de l'aluminium sur les algues est très peu documentée. Des concentrations élevées dans le milieu provoquent généralement des conditions toxiques pour les organismes vivants. La présence de l'aluminium dans l'environnement a fait l'objet de recherches dans le domaine de l'écotoxicologie, mais évidemment peu de travaux documentent l'influence des concentrations naturelles de l'Al dissous sur la production primaire. Une étude cherchant plutôt à mesurer l'efficacité de la biominéralisation de la silice par deux taxa de diatomées a permis de découvrir que l'ajout de trichlorure d'aluminium (AlCl₃) à de faibles dosages dans le milieu avait un effet positif sur le taux de croissance de ces espèces (VRIELING *et al.*, 1999). Les résultats de ces travaux appuient le fait que les concentrations d'aluminium pourraient avoir une influence sur la biomasse primaire, mais les causes restent inexpliquées. Dans le cas présent, la plupart des lacs montrant une production primaire très élevée en présence de l'aluminium, subissent également des efflorescences de cyanobactéries importantes. Il y a lieu de s'interroger sur les liens qui pourraient exister entre la biodisponibilité des éléments essentiels pour la biomasse, la présence d'éléments dissous comme Al, COD, Ca et Na, et le type de communauté biologique colonisant la colonne d'eau.

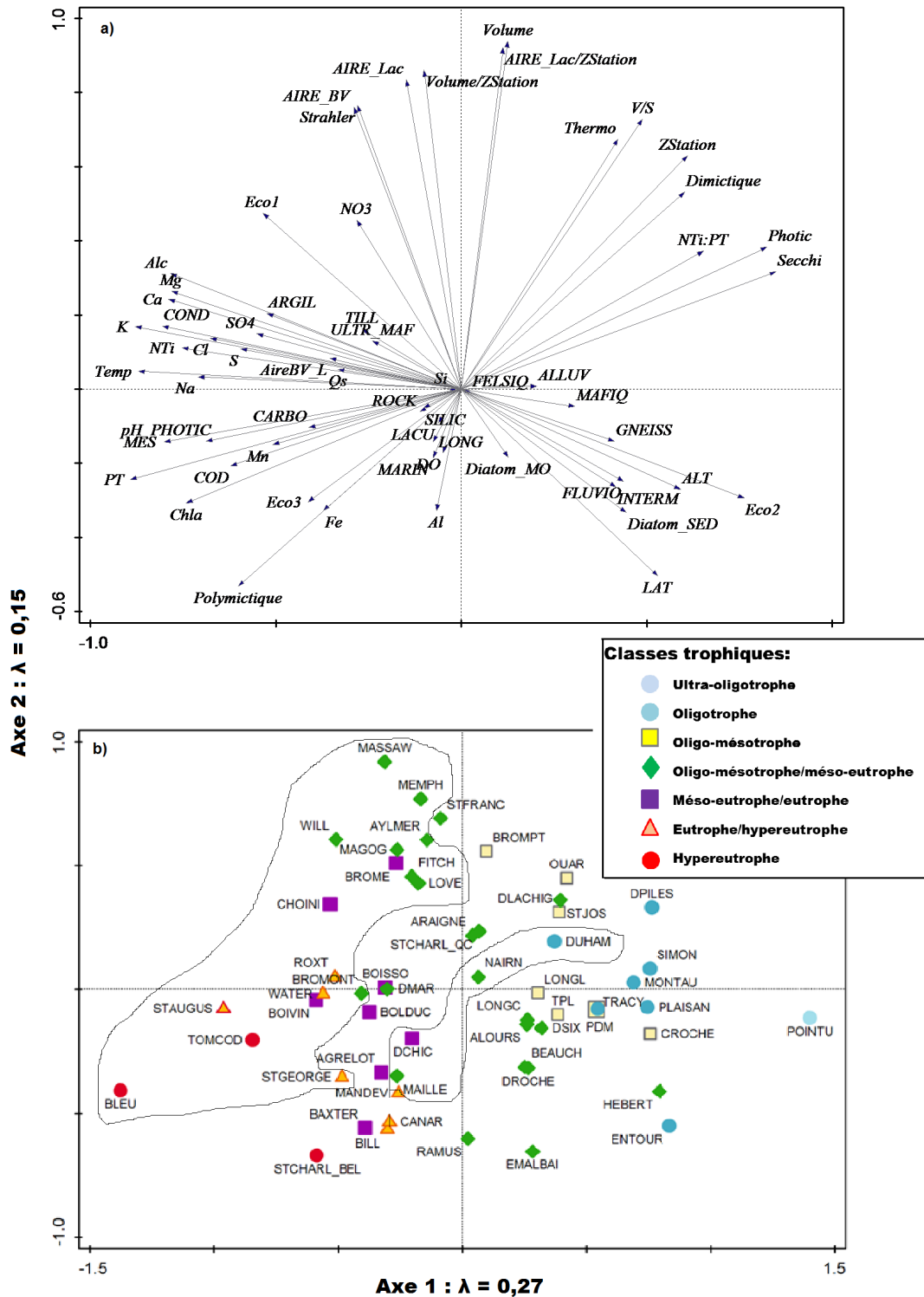


Figure 5. Ordination présentant les résultats de l'ACP effectuée avec 57 variables de 56 lacs : a) illustre les corrélations entre les variables environnementales et b) représente la distribution des lacs en fonction des variables environnementales. Un pictogramme identifie la classe trophique à laquelle chacun des lacs appartient.

Ordination biplot with the results of the ACP performed on 57 variables of the 56 study lakes: a) illustrates the correlation between environmental variables and b) shows the distribution of lakes in relation to environmental variables. A pictogram identifies the trophic status to which each lake belongs.

Nous savons que les oligo-nutriments ne sont jamais présents sous la forme d'ions libres dans un organisme. Ainsi, leur absorption, leur transport, ainsi que leur stockage et leur mode d'action sont conditionnés par la liaison à une protéine. Ces liaisons sont effectuées normalement avec des métaux alcalins comme Na, K et Ca (CHAPPUIS, 1991). Ces connaissances biochimiques peuvent être des pistes à approfondir pour vérifier si des interactions existent entre le carbone organique dissous, le calcium dissous, le sodium dissous, l'aluminium dissous et la production primaire dans nos lacs. Advenant le cas que l'aluminium favoriserait les cyanobactéries au détriment des algues, certaines interventions aujourd'hui utilisées, comme l'épandage d'alun ($KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$) dans les lacs, devraient être réexaminées afin que les actions de restauration n'engendrent pas des effets plutôt néfastes à moyen et long termes sur la diversité biologique.

Nous avons constaté que les indicateurs trophiques classiques permettent de bien départager les lacs oligotrophes de ceux eutrophes, car il n'y a aucun chevauchement entre les valeurs des indicateurs de ces deux classes. Toutefois, des chevauchements importants surviennent entre les indicateurs d'états trophiques de niveaux intermédiaires, et ces limites sont sujettes à la controverse. Les classes trophiques ne correspondraient pas à des seuils d'effets démontrés (EPA, 2000), bien que « le système canadien présuppose implicitement que l'eutrophisation des plans d'eau se fait par paliers et que les limites entre les classes trophiques sont des seuils d'effets démontrés dans le processus d'eutrophisation » (BERRYMAN, 2006). Dans ce contexte, nous désirons vérifier si un indice biologique, basé sur les communautés de diatomées, serait en mesure de documenter des seuils écologiques tout au long du parcours du processus d'eutrophisation des lacs. Le cas échéant, il pourrait être possible de développer un indice trophique biologique basé sur les diatomées pour les lacs du Québec méridional.

Finalement, la série des lacs étudiée couvre l'ensemble du spectre trophique (ultra-oligotrophe à hypereutrophe), donc l'acquisition de ces données permettra de documenter la structure de la communauté de diatomées en fonction des différents états trophiques du Québec méridional.

5.1 Travaux futurs

Nous sommes conscients que l'étude des variables environnementales décrivant l'occupation des sols contribuerait à expliquer, en grande partie, les conditions physico-chimiques des lacs à l'étude. Dans ce contexte, il aurait été intéressant de pouvoir départager l'influence des types d'occupation des sols de celle des variables géologiques, sur les conditions physico-chimiques des lacs. Des travaux futurs portant sur l'influence des activités humaines sur la dégradation des lacs

de villégiature devraient inclure de telles variables. Ces travaux nous permettraient de mieux définir la vulnérabilité des lacs aux propriétés alcalines face aux multiples perturbations anthropiques.

REMERCIEMENTS

Merci aux membres du Laboratoire de paléocéologie aquatique (LPA) de l'Université Laval, particulièrement à nos assistantes de terrain et de laboratoire, soit Valérie Labrecque, Nathalie Lesage et Claudia Rousseau. Merci également aux riverains et acteurs du territoire qui ont participé à cette aventure. Grâce à leur collaboration, les campagnes de terrain ont été un succès. Enfin, nous tenons également à remercier la DPÉP du MDDEFP, tout particulièrement M. Daniel Blais. Nos travaux ont été supportés financièrement par la firme de génie-conseil CIMA+, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG à R. Pienitz) et le support logistique du Centre d'études Nordiques (CEN).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMIRBAHMAN, A., A.R. PEARCE, R.J. BOUCHARD, S.A. NORTON, et J.S. KAHL (2003). Relationship between hypolimnetic phosphorus and iron release from eleven lakes in Maine, USA. *Biogeochemistry*, 65, 369-386.
- BERRYMAN, D. (2006). *Établir des critères de qualité de l'eau et des valeurs de référence pour le phosphore, selon les éco-régions : opportunité, faisabilité et premier exercice exploratoire*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 2-550-46503-2, Envirodoq no ENV/2005/0239, collection no QE/167, 32 p. et 2 annexes.
- BOBÉE, B., M. LACHANCE et L. POTVIN (1981). Analyse multivariée et interprétation géochimique de la variabilité spatiale de la qualité de l'eau des rivières du Québec méridional. *J. Hydrol.*, 53, 95-116.
- CARIGNAN, R., C. CRAGO et H. VAN LEEUWEN (2003). État des lacs de la Municipalité de Saint-Hippolyte et de deux lacs de la Municipalité de Prévost en 2001 et 2002, Montréal, Station de biologie des Laurentides, Université de Montréal, 116 p.
- CARLSON, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 361-362.
- CHAPPUIS, P. (1991). *Les oligo-éléments en médecine et biologie*, Lavoisier, Paris, 688 p.

- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (2004). Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique : le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 2004, CCME, Winnipeg, 7 p.
- DAVE, G. (1992). Sediment toxicity and heavy metals in 11 lime reference lakes of Sweden. *Water Air Soil Pollut.*, 63, 187–200.
- DILLON, P.J., H.E. EVANS et P.J. SCHOLER (1988). The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments. *Biogeochemistry*, 3, 201-220.
- DRISCOLL, C.T. et W.D. SCHECHER (1990). The chemistry of aluminum in the environment. *Environ. Geochem. Health*, 12, 28-49.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2000). Nutrient Criteria technical Guidance Manual – Lakes and Reservoirs – First edition, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology, rapport no EPA-822-B00-001, pagination multiple.
- FISHER, T.R. et D.R.S. LEAN (1992). Interpretation of radiophosphate dynamics in lake waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49, 252-258.
- GALVEZ-CLOUTIER, R. et M. SANCHEZ (2007). Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: Monitoring and recommendations. *Water Qual. Res. J. Canada*, 42, 252-268.
- GERMAIN A., C. GAGNON et C.B. LIND (2000). *Entry and exposure characterization for aluminum chloride, aluminum nitrate and aluminum sulfate*. Supporting document for Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Program. Rapport inédit. Montréal (QC): Environnement Canada, 111 p.
- GENSEMER, R.W. et R.C. PLAYLE (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 29, 315-450.
- HADE, A. (2002). *Nos lacs: Les connaître pour mieux les protéger*. Éd. FIDES, Québec, 359 p.
- HAVENS, K. E. (2008) Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. Dans: *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. Springer New York, 733-747.
- HOLLISTER, J. et W.B. MILSTEAD (2010). Using GIS to estimate lake volume from limited data. *Lake Reserv. Manage.*, 26, 194-199.
- HORNE, A.J. et C.R. GOLDMAN (1994). *Limnology*, 2e édition. McGraw Hill Inc., New York, 576 p.
- HÖRNSTRÖM, E., C. EKSTRÖM et M.O. DURAINI (1984). Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area. *Report-Institute of Freshwater Research*, Drottningholm, 61, 115-127.
- HUDSON, J.J., W.D TAYLOR. et D.W. SCHINDLER (2000). Phosphate concentrations in lakes. *Nature*, 406, 54-56.
- HYENSTRAND, P., P. BLOMQUIST et A. PETTERSON (1998). Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review, *Adv. Limnol.*, 51, 41-62.
- KALFF, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems*, Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 608 p.
- LAVOIE, I., I. LAURION, I., A. WARREN et W.F. VINCENT (2007). Les fleurs d'eau de cyanobactéries, revue de littérature. INRS rapport 916, xiii, 124 p.
- LI, T. et J.P. DUCRUC (1999). *Les provinces naturelles*. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec. Ministère de l'Environnement, 90 p.
- MASON, C.F. (1991). *Biology of Freshwater Pollution*. 2e Édition. Longman Scientific and Technical. Longman Group UK Limited, 351 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2013). Les plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert – Bilan final de la gestion des épisodes en 2012, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66983-8 (PDF), 17 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) ET CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DES LAURENTIDES (CRE LAURENTIDES) (2007). Protocole de mesure de la transparence de l'eau, mai 2007, 2e édition mai 2009, Québec, MDDEP et CRE Laurentides, ISBN 978-2-550-5573-9 (version imprimée), 8 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV) (2003). Synthèse des informations environnementales disponibles

- en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, Ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025, 143 p.
- NALEWAJKO, C. et B. PAUL (1985). Effects of manipulations of aluminum concentrations and pH on phosphate uptake and photosynthesis of planktonic communities in two Precambrian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 1946-1953.
- NETER, J., M.H. KUTNER, C.J. NACHTSTEIN et W. WASSERMAN (1996). *Applied Linear Statistical Models*. Chicago, Irwin. 1408 p.
- ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES (OCDE) (1982). Eutrophication of waters - Monitoring, assessment, and control: Paris, OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, 154 p.
- PIENITZ, R. et W.F. VINCENT (2003). Generic approaches towards water quality monitoring based on paleolimnology. Dans: *Freshwater Management- Global versus Local Perspectives*. Kumagai, M. et W.F. Vincent (Éditeurs), Springer-Verlag, Tokyo/Berlin, pp. 61-82.
- PIENITZ, R., K. ROBERGE, et W.F. VINCENT (2006). Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Quebec City, Canada. *Can. J. Bot.*, 84, 303-320.
- POURRIOT, R. et M. MEYBECK (1995). *Limnologie générale*. Masson, Paris, France, 956 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. (consultation le 01 juin 2013).
- RICKLEFS, R.E. et G.L. MILLER (2005). *Écologie*. 4e édition, Éd. Boeck Université, Bruxelles, 821 p.
- SCHINDLER, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184, 897-899.
- SIMONEAU, M., L. ROY, et M. OUELLET (2004). Info-lacs – Résultats de l'année 2003, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'environnement, enviroloq n° QE/ENV/2004/0374, rapport n° QE/152, 14 p.
- STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union*, 8, 913-920.
- TER BRAAK, C.J.F. et P. ŠMILAUER (2012). *CANOCO 5: Software for multivariate data exploration, testing, and summarization*. © 1997-2012 Biometris, Plant Research International, The Netherlands, and Petr Šmilauer, Czech Republic.
- TREMBLAY, R. et C. MEUNIER 2013. Plan directeur de l'eau du lac Nairne (Charlevoix), rapport CIMA+ livré à l'Association pour la protection de l'environnement du lac Nairne (APELN), 96 p. + annexes.
- TROUTMAN, D.E. et N.E. PETERS (1982). Deposition and transport of heavy metals in three lake basins affected by acidic precipitation in the Adirondack Mountains, New York. Dans : Keith, L.H., (éd.), *Energy and environmental chemistry*. Vol. 2. Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Science, pp. 33-61.
- VINCENT, W.F. (2009). Cyanobacteria. Dans: *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford, pp. 226-232.
- VRIELING, E. G., L. POORT, T.B.M. BEELEN et W.W.C. GIESKES (1999). Growth and silica content of the diatoms *Thalassiosira weissogii* and *Navicula salinarum* at different salinities and enrichments with aluminium. *Eur. J. Phycol.*, 34, 307-316.
- WETZEL, R.G. (2001). *Limnology*. Academic Press, New York, 1006 p.
- WURTSBAUGH, W.A., W. VINCENT, R.A. TAPIA, C. VINCENT et P. RICHERSON (1985). Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, Lake Titicaca (Peru/Bolivia). *Freshwater Biol.*, 15, 185-195.