

**H₂O CHELSEA – 7^e ANNÉE (2009):
SOMMAIRE DE LA SURVEILLANCE DES EAUX DE SURFACE**

Étienne Paquet
Isabelle Pitre
H₂O Chelsea

Rachel Deslauriers
Coordonnatrice de développement durable
Municipalité de Chelsea

Scott Findlay
Département de biologie et Institut de l'environnement
Université d'Ottawa
et
Centre de cancérologie
Institut de recherche de l'Hôpital d'Ottawa

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	3
INTRODUCTION	4
RÉSULTATS	5
Ruisseau Meech	5
Ruisseau Hayworth	9
Ruisseau Chelsea	13
Lac Meech.....	19
Lac Kingsmere	22
Lac Beamish.....	26
RECOMMANDATIONS	29

REMERCIEMENTS

H₂O Chelsea est un projet établi conjointement par la Municipalité de Chelsea, l'Institut de l'environnement de l'Université d'Ottawa et Action Chelsea pour le respect de l'environnement (ACRE). Les auteurs du rapport 2009 voudraient remercier les personnes et les institutions suivantes pour leur participation et leur soutien :

- les citoyens de Chelsea et nos bénévoles de l'équipe de recherche sur l'eau;
- le maire, le conseil municipal de Chelsea et le personnel municipal participant;
- les professeurs Antoine Morin, Frances Pick (biologie); Michel Robin (sciences de la terre); Mike Sawada (géographie) de l'Université d'Ottawa;
- Stephen Woodley, de Parcs Canada;
- Allison Stoddart de ACRE;
- le comité directeur de H₂O Chelsea (Alison Woodley, Scott Findlay, Rachel Deslauriers);
- L'Institut de l'environnement de l'Université d'Ottawa;
- la Commission de la capitale nationale (CCN) et les biologistes du parc de la Gatineau;

Le financement pour la 7^e année de fonctionnement (2009) de H₂O Chelsea a été fourni par la municipalité de Chelsea, la CCN et le programme Horizons Sciences d'Environnement Canada.

INTRODUCTION

H₂O Chelsea est un programme communautaire de recherche et de surveillance de l'eau établi conjointement par la Municipalité de Chelsea, l'Institut de l'environnement de l'Université d'Ottawa et Action Chelsea pour le respect de l'environnement (ACRE). Le but du programme est d'acquérir une meilleure compréhension des ressources en eau souterraine et en eau de surface de Chelsea, afin de mieux informer les décisions des planificateurs et des gestionnaires municipaux. Ce projet, qui repose sur la participation de bénévoles, bénéficie de la contribution active de plus de 40 résidents locaux, d'employés municipaux, ainsi que de professeurs et d'étudiants de l'Université d'Ottawa.

Un sommaire complet des conclusions des six premières années d'opération (2003-2007) a été dressé dans le rapport « H₂O Chelsea – 2^e année (2004) » (Stow and Findlay, 2004), le rapport « H₂O Chelsea – 3^e année (2005) » (Giles et al., 2005), le rapport « H₂O Chelsea – 4^e année (2006) » (Giles et al., 2006), le rapport « H₂O Chelsea – 5^e année (2007) » (Pitre et al., 2007) et le rapport « H₂O Chelsea – 6^e année (2008) » (Pitre et al., 2008). Ces rapports sont disponibles sur le site web de H₂O Chelsea à www.h2ochelsea.ca.

Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur les nouvelles activités entreprises en 2009 et les résultats d'une importance significative, dans la mesure où ils sont les indices de problèmes existants ou prévisibles. Les résultats à jour (cumulatifs, c'est-à-dire de 2003 à 2009) et les données sommaires provenant des programmes d'échantillonnage sont présentés à l'annexe 1.

RÉSULTATS

Ruisseau Meech

L'échantillonnage du ruisseau Meech effectué au cours du printemps et de l'été 2004 et 2005 indiquait clairement une dégradation substantielle de la qualité de l'eau en aval du parc de stationnement n° 16 de la Commission de la capitale nationale (CCN) jusqu'à la décharge de la rivière Gatineau. Des taux élevés de bactéries fécales, de nutriments et de solides en suspension dans la partie aval du ruisseau donnaient fortement à penser que les problèmes de qualité de l'eau étaient au moins partiellement dus à la présence de bétail dans le lit du ruisseau ou la zone riveraine.

À la suite d'une recommandation présentée par H₂O Chelsea à la Commission de la capitale nationale ainsi qu'à Environnement Canada et à Environnement Québec (MENVIQ avant 2005, maintenant MDDEP) (veuillez consulter le bulletin d'information sur la vallée Meech à http://www.h2ochelsea.ca/PDFs/Meech%20Valley%20Factsheet_fren.pdf pour plus de détails), le bétail a été exclu de la vallée du ruisseau Meech à l'automne 2005, après la clôture de la saison d'échantillonnage 2005.

De 2004 à 2009, le ruisseau Meech a été échantillonné, de juin à octobre, à six stations de contrôle. Quatre de ces stations sont situées sur le territoire du Parc de la Gatineau, soit : 1) à la décharge du lac Meech (décharge Meech); 2) au pont du chemin Cowden (M10); 3) au pont du parc de stationnement n° 16 de la CCN (M11); 4) au pont couvert du chemin Cross Loop (M12). Les deux autres stations sont situées à l'extérieur du Parc, soit : 5) immédiatement en amont du viaduc de la route 105, au nord de Farm Point (M13A) et 6) au pont du chemin Du Pont, à Farm Point/Saint-Clément (M14). En 2008, un nouveau site a été ajouté à la fin du chemin Bellevue (M14A) afin de détecter les impacts de la construction d'un système d'assainissement des eaux usées à Farm Point en 2008-2009 (Figure 1). Ne dénotant aucune différence significative entre les sites en amont et en aval, ce site M14A a été abandonné en 2009. Des échantillons mensuels ont été recueillis à chacune de ces stations et ont été analysés pour en connaître les concentrations de bactéries, de nutriments, de solides en suspension totaux, d'anions et de cations.

Comme prévu, la numération des coliformes fécaux a diminué aux stations aval après le retrait du bétail, tout comme les solides en suspension totaux, le phosphore total et le potassium. À l'opposé, le sodium et les chlorures n'ont montré aucun signe d'effet du retrait du bétail (consultez le rapport H₂O Chelsea – 5^e année pour plus de détails). Ces résultats confirment l'hypothèse selon laquelle la diminution de la qualité de l'eau dans le cours inférieur du ruisseau Meech était due en partie à la présence de bétail dans le lit du ruisseau et la zone riveraine.

Les tendances observées en 2008 concernant la numération des coliformes fécaux, les nutriments et les autres paramètres sont similaires à celles observées en 2007, à

l'exception d'augmentations dans les concentrations de potassium, de sodium, de calcium et de magnésium observées au site M11 (Figures 2 et 3). Ces augmentations ont été causées par des valeurs élevées enregistrées au mois d'août, et pourraient être dues aux travaux de construction effectués dans le parc de stationnement n° 16 de la CCN et à l'utilisation d'abat-poussière par la Municipalité dans cette région. Une augmentation des solides en suspension totaux (Figure 3) a aussi été observée en aval du site M12.

Les tendances de 2009 concernant les coliformes fécaux, les nutriments et les minéraux sont semblables aux tendances de 2007 et 2008. Par contre, le site M10 subit une augmentation substantielle dans toutes les analyses sauf celle de la numération des coliformes fécaux. Cette augmentation est surtout concentrée dans le mois de juillet dans le cas des minéraux et solides en suspension et s'étend jusqu'en août pour le phosphore et l'azote. Malgré le fait qu'un barrage de castors se trouve au site M10, ce dernier n'est probablement pas la cause principale de ces changements car les coliformes fécaux ne suivent pas la même tendance que les autres paramètres. Ainsi, il est plus probable que les augmentations observées sont liées à une zone de forte érosion et une augmentation du ruissellement causée par de fortes pluies.

Deux importantes questions demeurent relativement au ruisseau Meech. Bien que le retrait du bétail ait entraîné une amélioration de la qualité de l'eau dans le cours inférieur du ruisseau, la qualité de l'eau est encore considérablement moindre qu'en amont. Bien que la construction d'un système de traitement des eaux usées à Farm Point en 2009 puisse avoir un effet positif sur la qualité de l'eau des sites en aval, il est possible qu'il y ait d'autres facteurs contributifs, en particulier : 1) l'érosion naturelle des berges (glissements de terrain), notamment entre les stations M11 et M13; et/ou 2) la charge de nutriments due au ruissellement en provenance du site Saint-Clément.

Figure 1. Sites d'échantillonnage du ruisseau Meech.



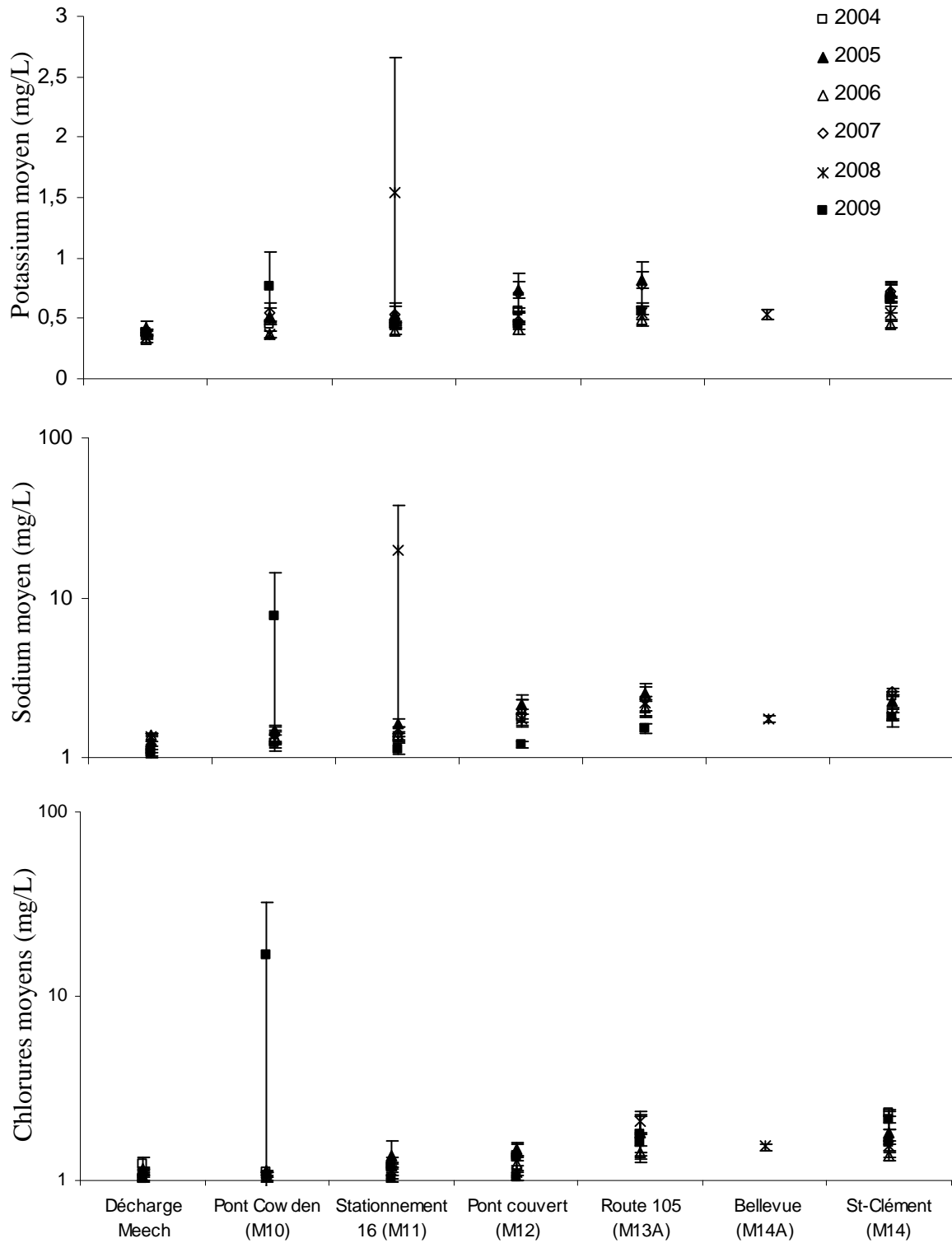


Figure 2. Concentrations moyennes de potassium (haut), sodium (milieu) et chlorures (bas) le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, pour les années 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

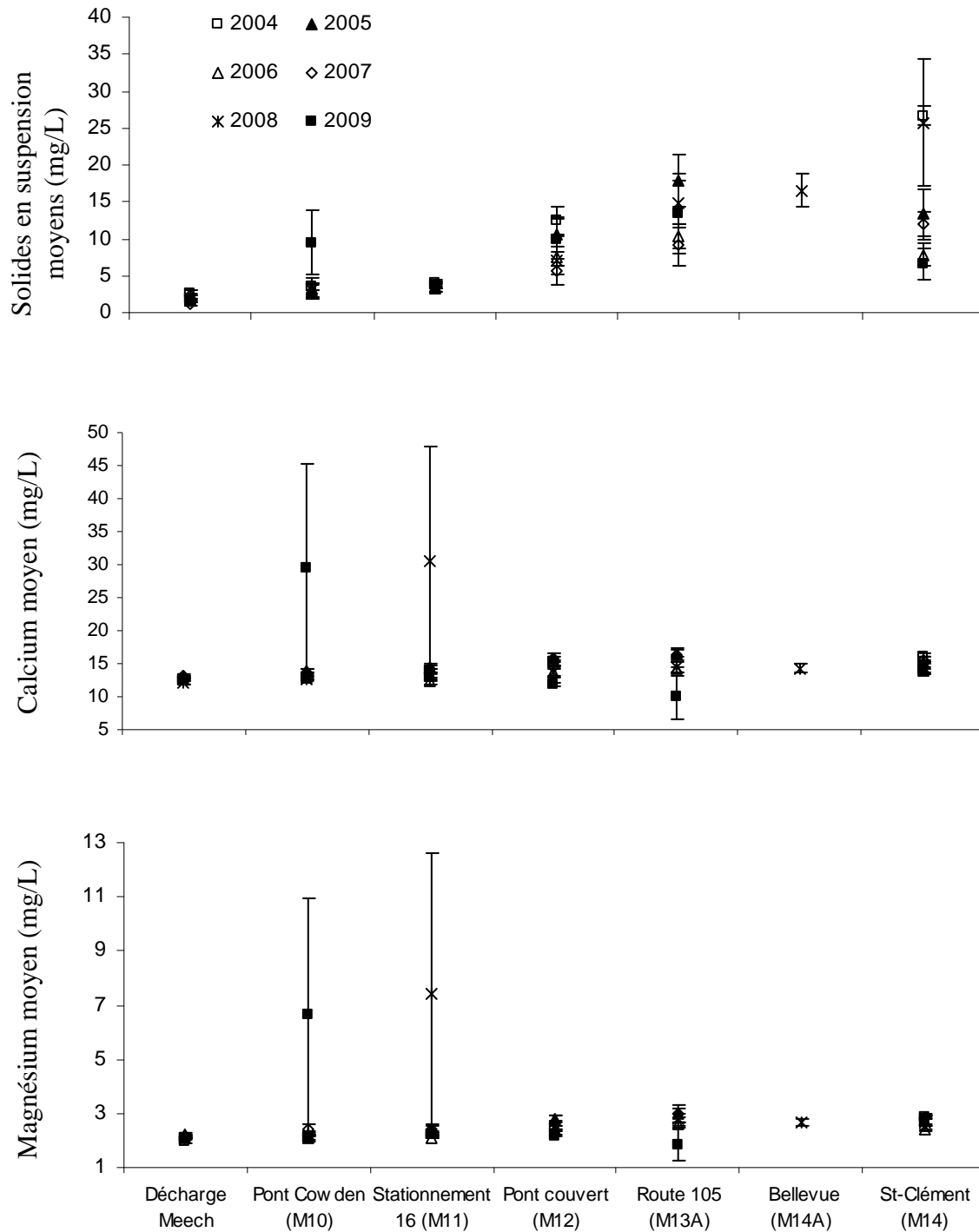


Figure 3. Concentrations moyennes de solides en suspension (haut), calcium (milieu) et magnésium (bas) le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, pour les années 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

Ruisseau Hayworth

L'échantillonnage de 2003 à 2008 a indiqué de façon constante une mauvaise qualité de l'eau du ruisseau Hayworth, la plupart des analyses ayant régulièrement dépassé les normes canadiennes pour les eaux utilisées à des fins récréatives. Contrairement aux ruisseaux Chelsea et Meech, où on a détecté des modèles spatiaux clairs et cohérents dans la qualité de l'eau, de tels modèles spatiaux n'ont pas été détectés pour le ruisseau Hayworth. Un échantillonnage intensif en 2007 a démontré qu'il existe peu d'indices de la présence de problèmes d'érosion significatifs dans le ruisseau Hayworth : les zones riveraines sont généralement bien végétalisées et ne présentent pas de signes d'érosion (Figure 4a). Des pics de conductivité et de SDT correspondaient à un secteur qui présentait des signes évidents de la présence de bétail (Figure 4b) et à un secteur qui se situait immédiatement en aval de la tranchée agricole. Étant donné le débit relativement faible du ruisseau Hayworth, des charges relativement faibles en éléments nutritifs ou en sédiments, dues par exemple à la présence de bétail ou aux activités agricoles adjacentes, peuvent entraîner des réductions considérables de la qualité de l'eau.



Figure 4. Photos prises pendant l'échantillonnage intensif du ruisseau Hayworth de 2007.

En 2009, l'échantillonnage a été réduit à deux sites le long du ruisseau Hayworth : en amont du terrain de golf (H1) et au milieu du terrain de golf (H1B) (Figure 5). Des échantillons mensuels ont été recueillis à chacune de ces stations, de juin à octobre, et ont été analysés pour en connaître les concentrations de bactéries et de nutriments.

Pour 2008, la qualité de l'eau du ruisseau Hayworth demeure pauvre, et des pics de numération des coliformes fécaux (Figure 6) et de phosphore (Figure 7) ont été observés au site H1B au mois d'août. Le bris d'un barrage de castors sur ce ruisseau au cours de l'été pourrait être responsable des augmentations de phosphore et de coliformes fécaux observées à ces deux sites. En 2009, pour la première fois aux sites H1 et H1B, le nombre moyen de coliformes fécaux est sous les normes récréatives provinciales. La même diminution s'observe pour le phosphore et l'azote.

Figure 5. Stations d'échantillonnage du ruisseau Hayworth



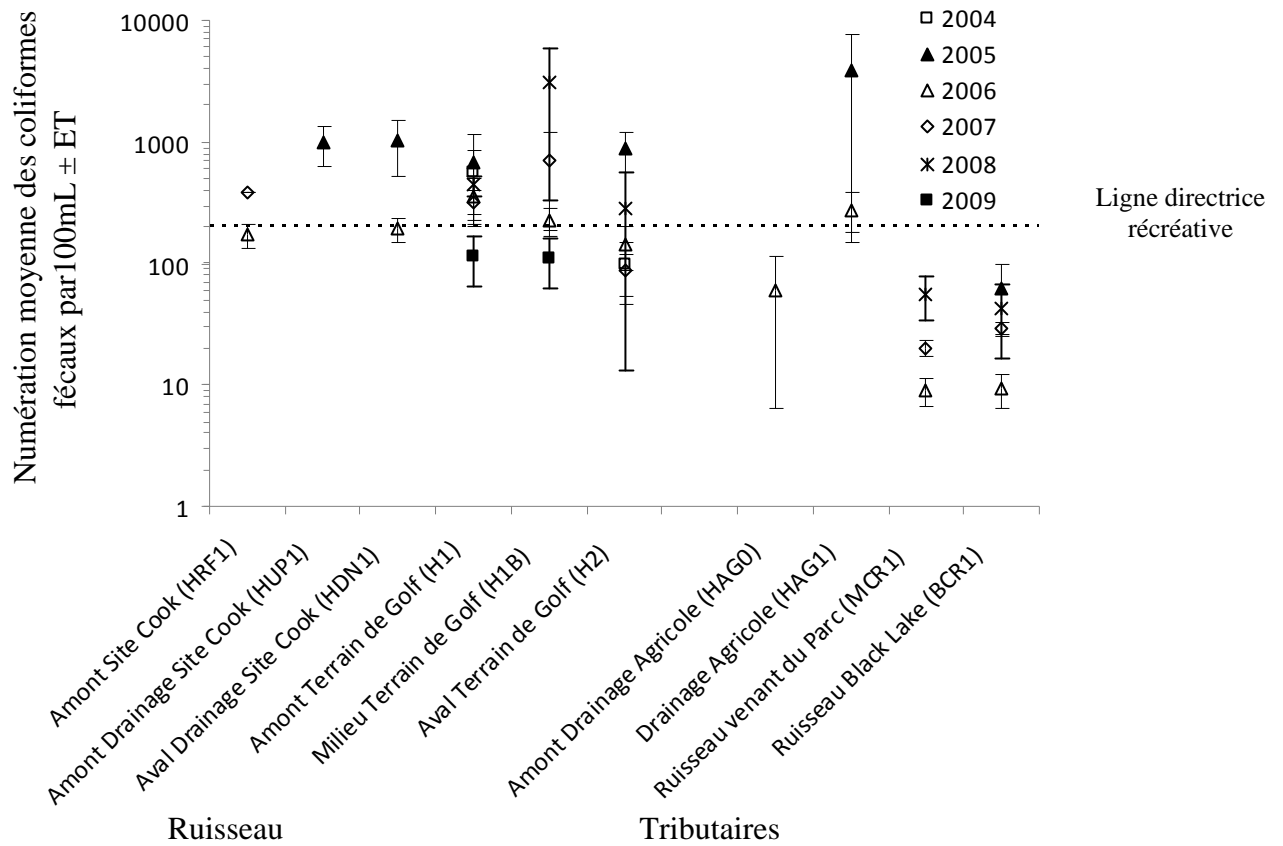


Figure 6. Nombre moyen de coliformes fécaux par 100 ml (\pm erreur-type) pour les stations situées sur le ruisseau Hayworth et ses tributaires, 2004-2009 (note : ligne directrice pour les eaux utilisées à des fins récréatives = 200 coliformes fécaux/100 mL).

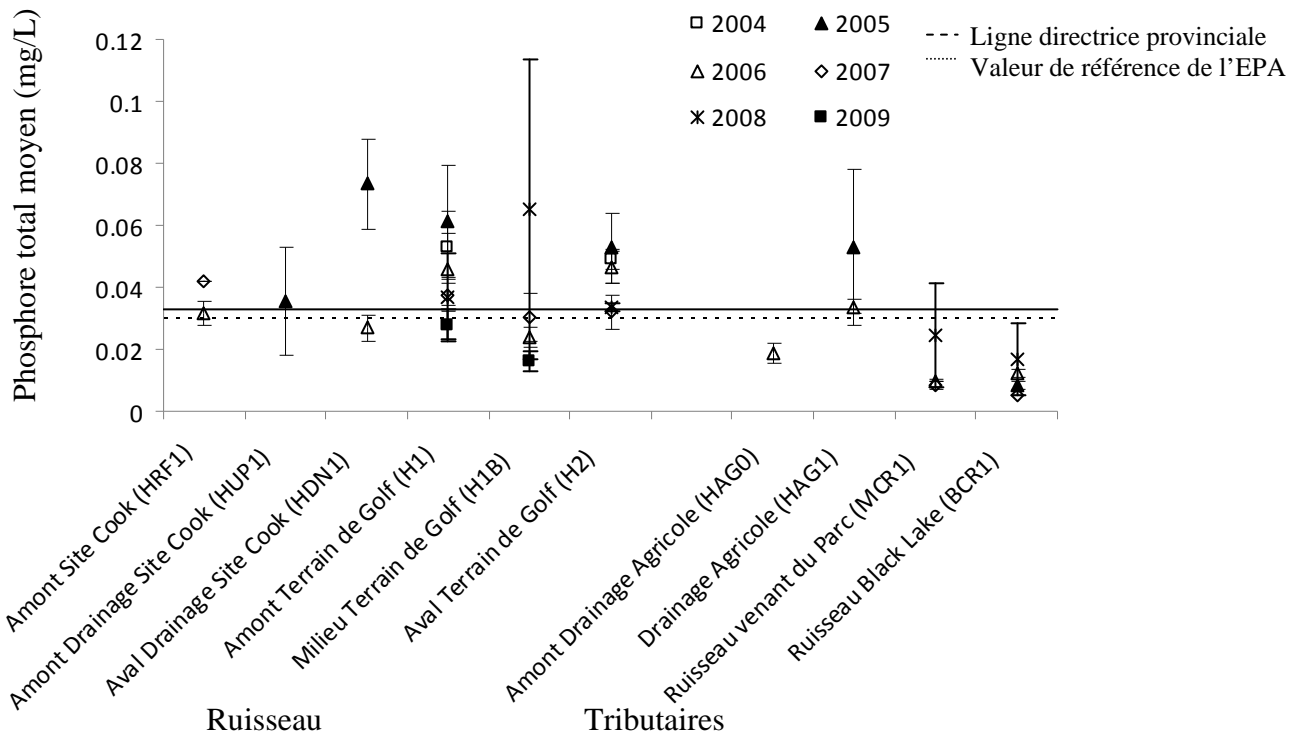


Figure 7. Moyenne annuelle des concentrations de phosphore total le long du ruisseau Hayworth, 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de l'année \pm l'erreur-type.

Ruisseau Chelsea

La qualité de l'eau dans le cours supérieur du ruisseau Chelsea est raisonnablement bonne. Par contre, l'échantillonnage de 2004 à 2007 a montré de façon constante une qualité de l'eau réduite dans le cours inférieur du ruisseau. Des résultats élevés y ont été observés, particulièrement au niveau de la numération des coliformes fécaux et des concentrations de phosphore, de potassium et de solides en suspension, ces derniers dépassant souvent les recommandations de Santé Canada. Des échantillonnages mieux ciblés en 2006 ont montré que la dégradation de la qualité de l'eau en aval commençait à peu près entre les chemins des Artisans et Loretta et allait jusqu'à la décharge de la rivière Gatineau.

Pour isoler les problèmes, en 2007, nous avons échantillonné intensivement le ruisseau en entier. Au cours de l'été, des pics de SDT et de conductivité ont été observés dans les secteurs montrant des signes d'une érosion substantielle des berges (glissements de terrain, sapement des berges, etc.) (Figure 8). Ces données donnent fortement à penser que l'érosion des berges contribue de façon significative à la diminution de la qualité de l'eau dans le cours inférieur du ruisseau Chelsea. Une question importante, et encore largement non résolue, consiste à se demander s'il existe d'autres éléments, par exemple l'utilisation de fertilisants ou de pesticides, qui y contribuent également.

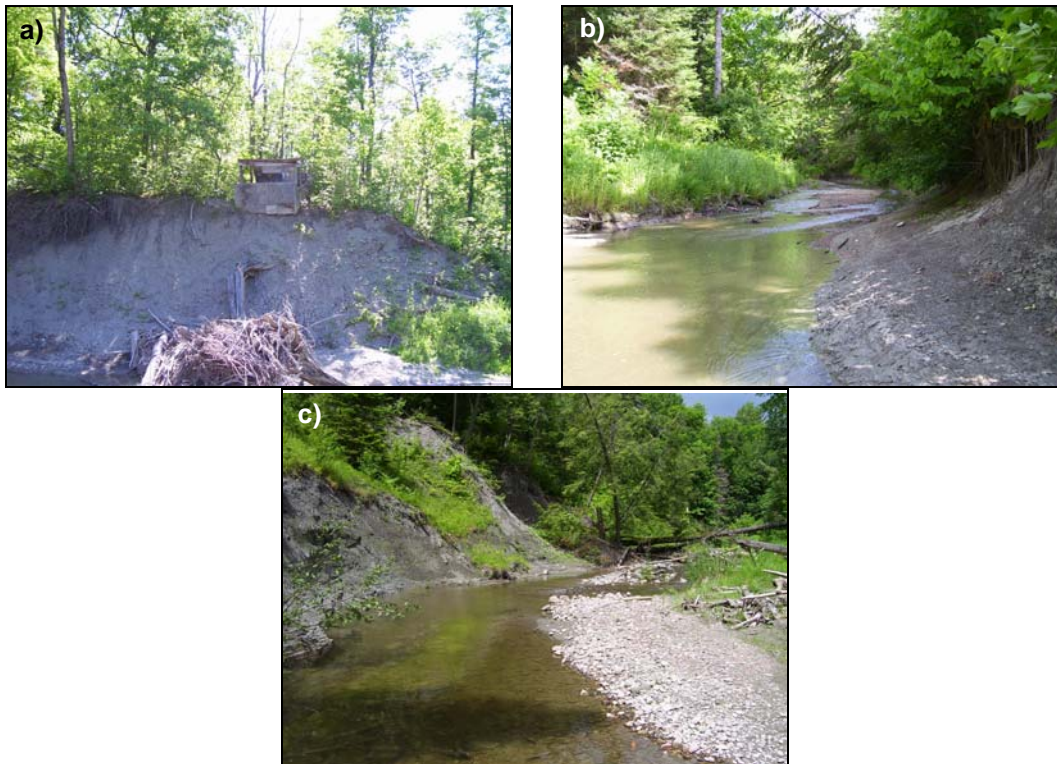


Figure 8. Photographies prises aux stations a) St6, b) St19 et c) St25 au cours de l'échantillonnage intensif du ruisseau Chelsea en 2007.

En 2009, le ruisseau Chelsea a été échantillonné de juin à octobre, à quatre anciennes stations : 1) entrée CCN(C2); 2) aval Old Chelsea (C4); 3) tributaire – aval (C7) et 4) chemin Fleury (C9) (Figure 9). Un nouveau site près de l'autoroute 5 (C8) a été ajouté à cette liste pour noter les changements possibles dans le développement résidentiel dans le secteur. Les autres stations ont été enlevées dû à plusieurs facteurs dont la consistance entre les données interannuelles et des coupures budgétaires. Des échantillons mensuels ont été recueillis à chacune de ces stations et ont été analysés pour en connaître les concentrations de bactéries, de nutriments, de solides en suspension totaux, d'anions et de cations.

Figure 9. Stations d'échantillonnage du Ruisseau Chelsea



Les tendances observées en 2009 aux sites en amont demeurent comparables aux années antérieures; une diminution dans les coliformes fécaux (Figure 12) et une forte similitude entre les nutriments, les anions, les cations et les solides en suspension (Figures 10 et 11). Certaines de ces valeurs se situant même sous les valeurs des lignes directrices provinciales. En ce qui concerne les sites en aval, la qualité de l'eau du ruisseau continue à s'appauvrir. Des concentrations plus élevées de coliformes fécaux (Figure 12), de nutriments et de solides en suspension y ont été mesurées. Les régions particulièrement affectées par l'érosion voient une amplification de ce problème comme les sites C9B et C10A. Les tendances pour les anions et les cations semblent persister d'années en années.

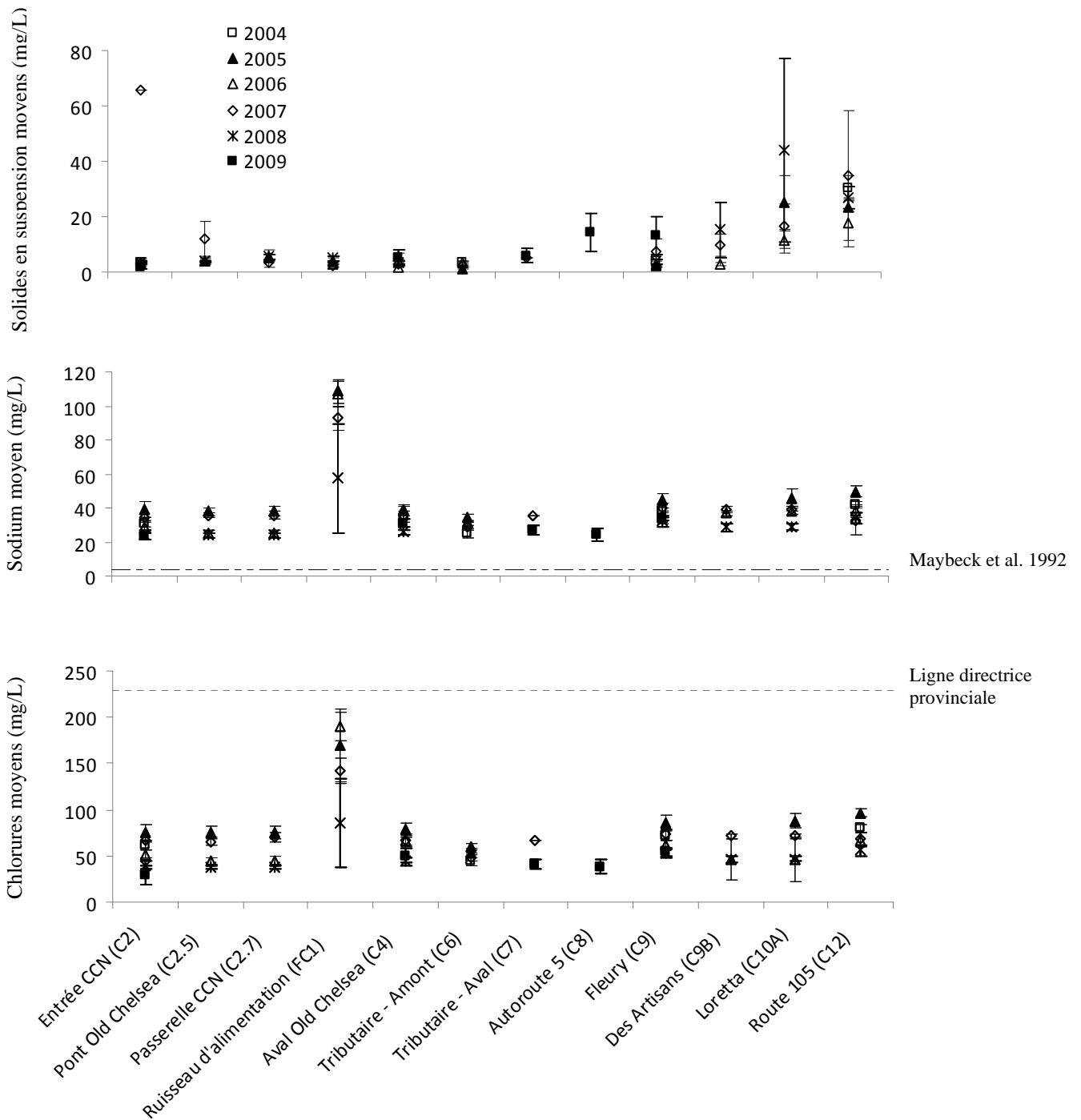


Figure 10. Concentrations annuelles moyennes des solides en suspension (haut), sodium (milieu) et chlorures (bas) pour les sites d'échantillonnage le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de l'année \pm l'erreur-type.

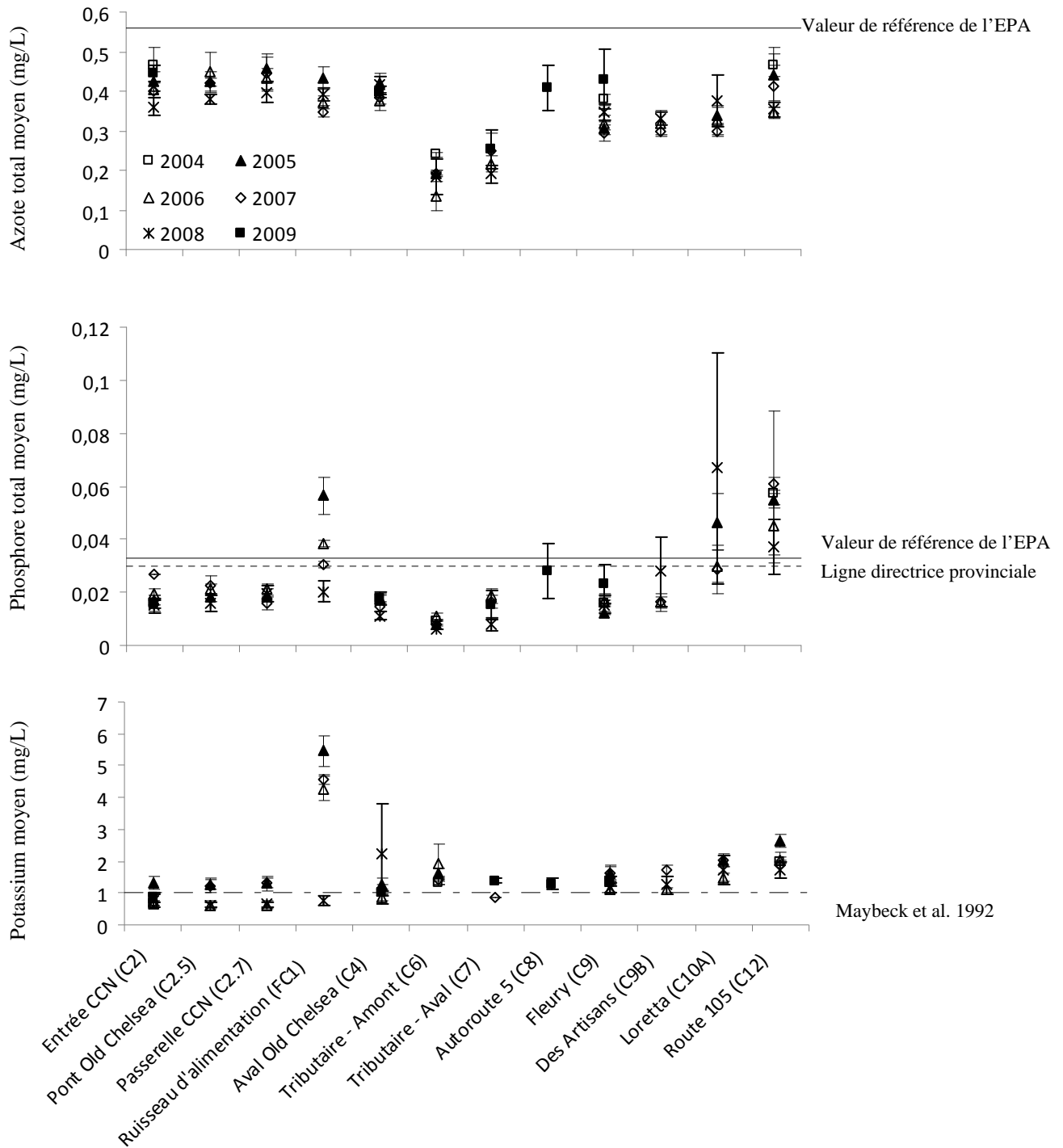


Figure 11. Concentrations moyennes annuelles en azote Kjeldahl total (haut), phosphore total (milieu) et potassium (bas) aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, de 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

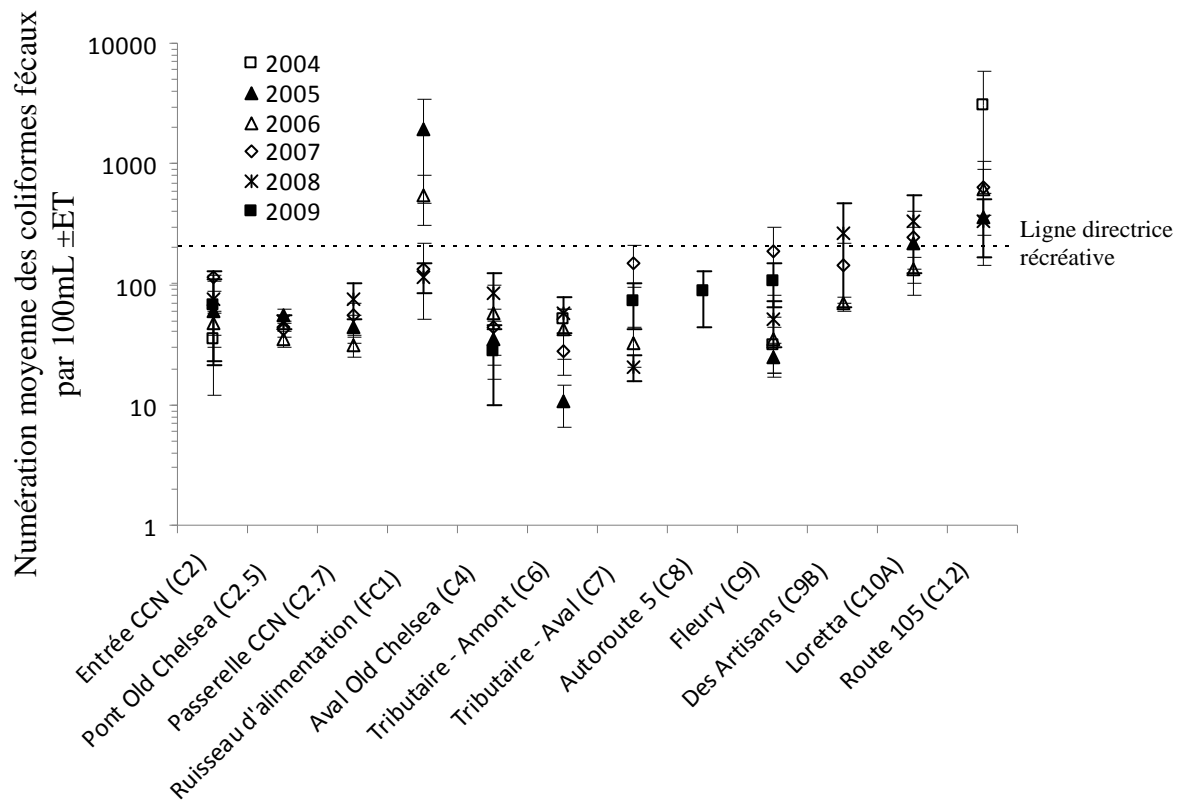


Figure 12. Numération moyenne annuelle des coliformes fécaux par 100mL (\pm erreur-type) aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, de 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

Lac Meech

L'échantillonnage s'est effectué à deux stations sur le lac Meech en 2009, soit « Meech Hole » (ML3) et Meech Sud (ML5). Un échantillonnage plus intensif au cours des années antérieures avait permis d'établir que l'essentiel des variations spatiales de la qualité de l'eau au lac Meech est capté par ces deux stations. Les autres stations apportaient comparativement peu d'information mais nécessitaient une dépense considérable de ressources. À chaque station, des profils de profondeur relatifs à l'oxygène dissous et aux températures ont été produits, et des échantillons d'eau ont fait l'objet d'analyses de la teneur en coliformes fécaux, en nutriments et en chlorophylle-*a*. Comme par les années passées, des échantillons ont été recueillis tous les mois entre juin et octobre.

Alors que la plupart des paramètres de la qualité de l'eau du lac Meech étaient compatibles avec les échantillonnages menés en 2003-2008, les taux d'oxygène observés à la fin de l'été 2009 dans les profondeurs du lac étaient considérablement plus faibles que les années antérieures. En 2008, à partir de la fin du mois de juillet jusqu'en septembre, les eaux plus profondes que 12 m étaient anoxiques (Figure 13). Malheureusement en 2009, aucune donnée n'est disponible au mois d'août lié à un mauvais fonctionnement des sondes. Par contre, pour le mois de septembre au lieu de remarquer cette zone anoxique à 12 mètres comme en 2008, elle se produit plus près de la surface soit à près de 9 mètres. Cette anoxie entraîne une redissolution des éléments nutritifs présents dans les sédiments, avec le résultat qu'à la fin de l'été/début de l'automne, les taux d'éléments nutritifs en eau profonde en 2008 et 2009 étaient parmi les plus élevés jamais enregistrés (Figure 14).

Les faibles concentrations d'oxygène dissous dans les eaux profondes doivent nous préoccuper au moins pour deux raisons. Premièrement, comme il a été observé en 2006-2009, l'anoxie contribuera habituellement à une redissolution des éléments nutritifs contenus dans les sédiments. Lorsque ces éléments nutritifs sont remis en circulation et remontent vers la surface à l'automne, au moment du renversement des eaux, ils peuvent être utilisés par le phytoplancton, augmentant ainsi le risque de développement de fleurs d'eau, particulièrement si les températures de l'été et de l'automne augmentent, comme le prédisent les modèles climatiques régionaux. Deuxièmement, les taux d'oxygène dissous optimaux pour le touladi (truite grise) sont de 6 à 12 mg/L, et les températures optimales sont de moins de 10 °C. Les données de 2006-2009 indiquent que, de juillet à septembre, la niche thermique optimale du touladi n'est pas présente dans le lac Meech.

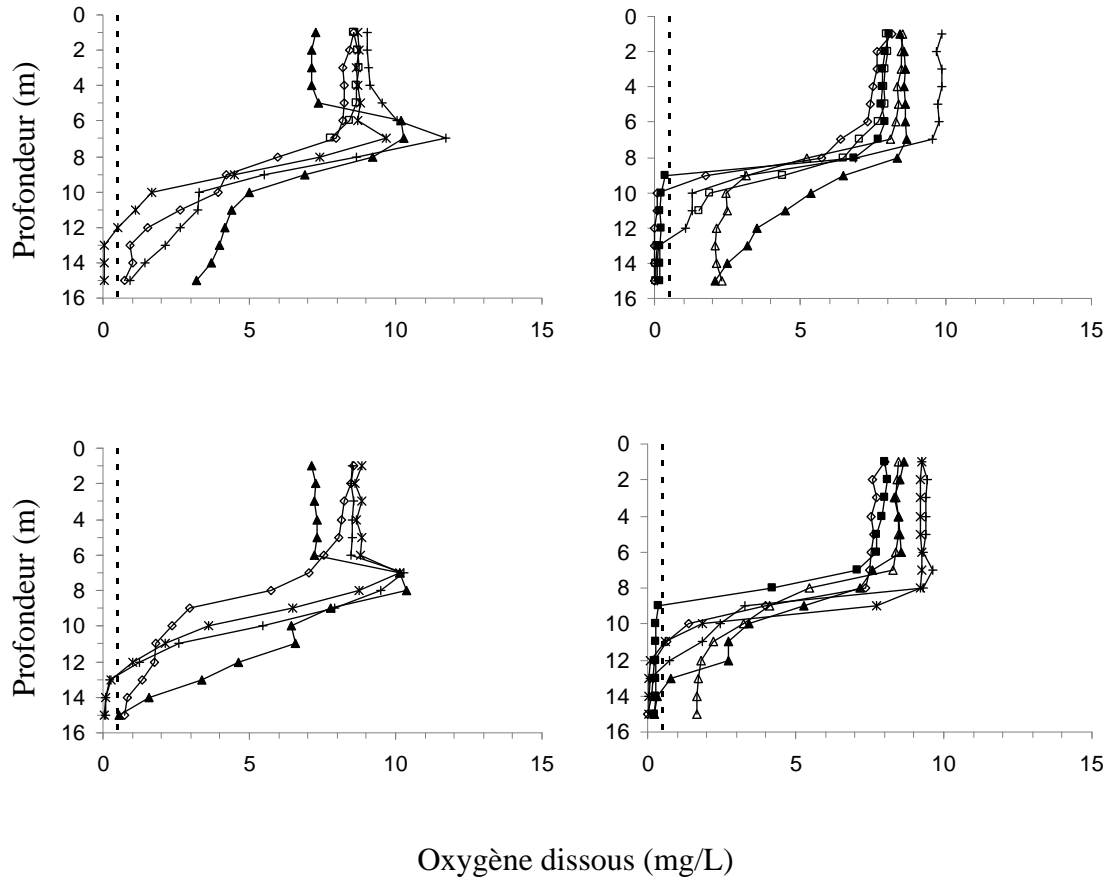


Figure 13. Profils de profondeur relatifs à l’oxygène dissous aux stations ML3 (en haut) et ML5 (en bas), pour le mois d’août (à gauche) et le mois de septembre (à droite), de 2003 à 2009. La ligne pointillée représente des conditions anoxiques ($< 0,5$ mg/L d’oxygène).

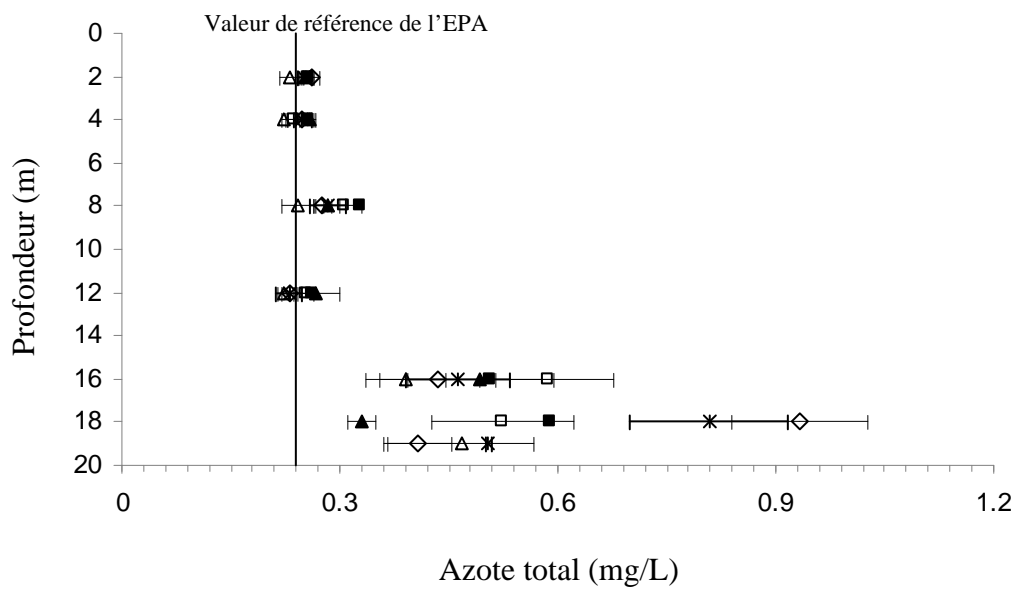
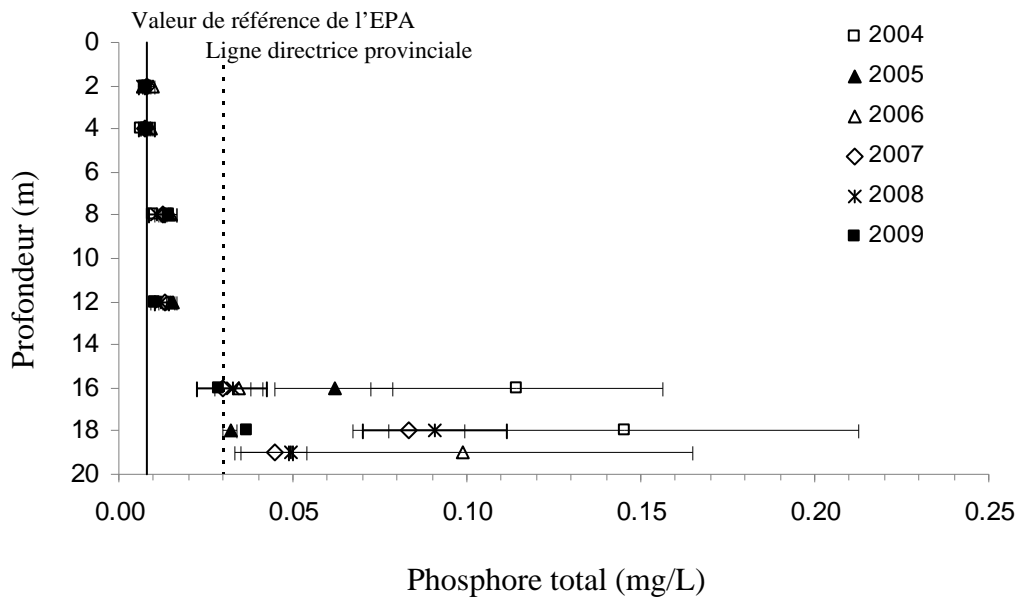


Figure 14. Moyenne annuelle du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Meech. Les valeurs illustrées sont les moyennes pour les stations ML3 et ML5 de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

Lac Kingsmere

En 2009, une seule station d'échantillonnage (KL1) sur le lac Kingsmere a fait l'objet d'échantillonnages mensuels, de juin à octobre, et d'analyses d'oxygène dissous, de température, de coliformes fécaux, d'azote total, de phosphore total et de chlorophylle-*a*. En 2009, le taux de coliformes fécaux a atteint le plus haut niveau enregistré depuis le début du programme, plus du double du nombre enregistré en 2008. Le phosphore total semble rester sur les mêmes tendances que les années précédentes tout comme la chlorophylle-*a*. L'azote cependant subit également une augmentation marquée en 2009 contrairement à 2008. Dans le cas des coliformes fécaux cette augmentation est partiellement explicable par une donnée extrême au mois d'août. Cette donnée semble être provoquée par une erreur instrumentale ou de manipulation. Dans le cas de l'azote, une augmentation constante a été observée au cours de toute la saison d'échantillonnage. Par contre, cette augmentation importante en azote ne s'est pas traduite en augmentation de la production primaire (chlorophylle-*a*).

En ce qui concerne les taux d'oxygène, plusieurs problèmes dans le fonctionnement des appareils ont perturbé les analyses, ne laissant que le mois d'août avec un ensemble de données complètes. On remarque tout de même une zone anoxique ($< 0,5$ mg/l) à 6 mètres de profondeur pour cette période. Cette réduction était également observable dans les années antérieures, mais à plus faible envergure (Figure 15).

En comparant 2008 à 2007, les niveaux d'oxygène dissous plus élevés ont entraîné moins de redissolution des éléments nutritifs dans les sédiments, avec le résultat que les taux d'éléments nutritifs enregistrés en eaux profondes à la fin de l'été ont été élevés, mais moins qu'en 2007 (Figure 16). Cela a résulté en une diminution de la biomasse du phytoplancton, comme l'indique la diminution du taux de chlorophylle-*a* en comparaison avec l'année précédente (Figure 17). On peut estimer que les tendances de 2009 suivent le même patron en s'aggravant du moins au mois d'août.

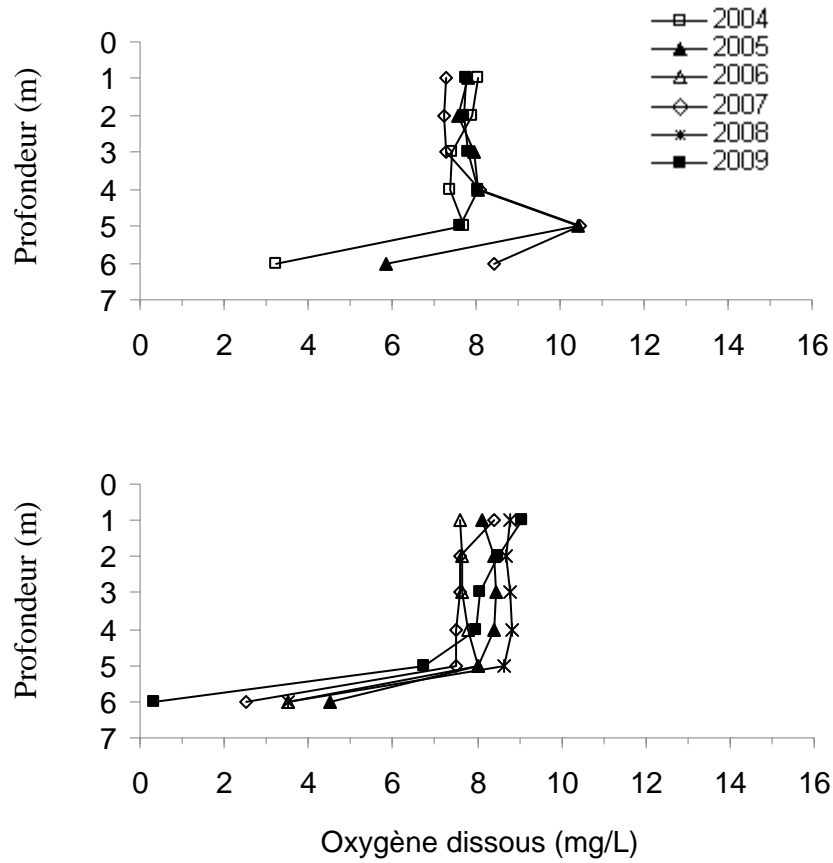


Figure 15. Profils de profondeur relatifs à l’oxygène dissous pour le lac Kingsmere, au cours du mois de juillet (haut) et du mois d’août (bas), de 2004 à 2009.

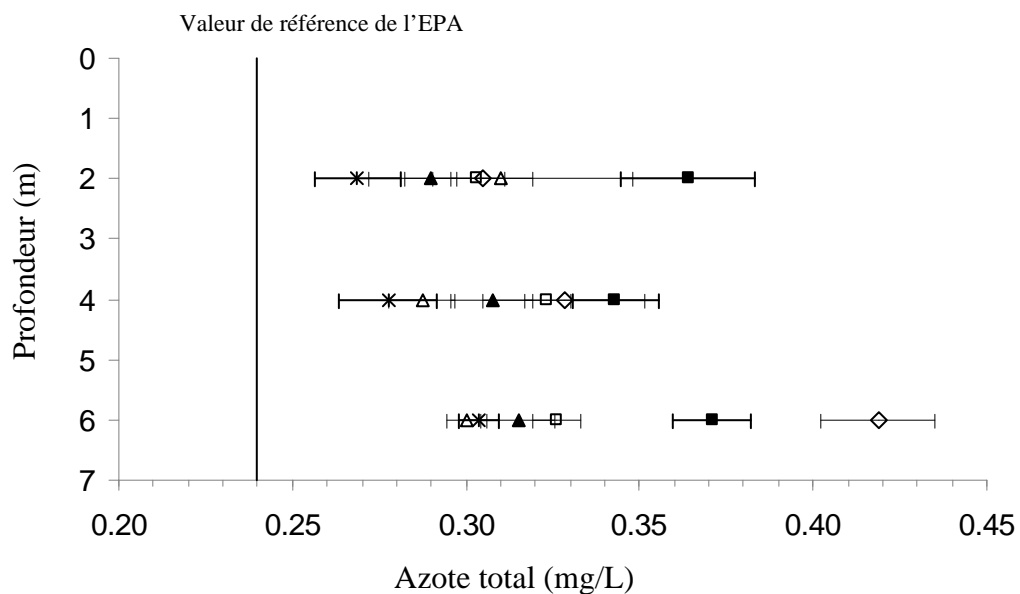
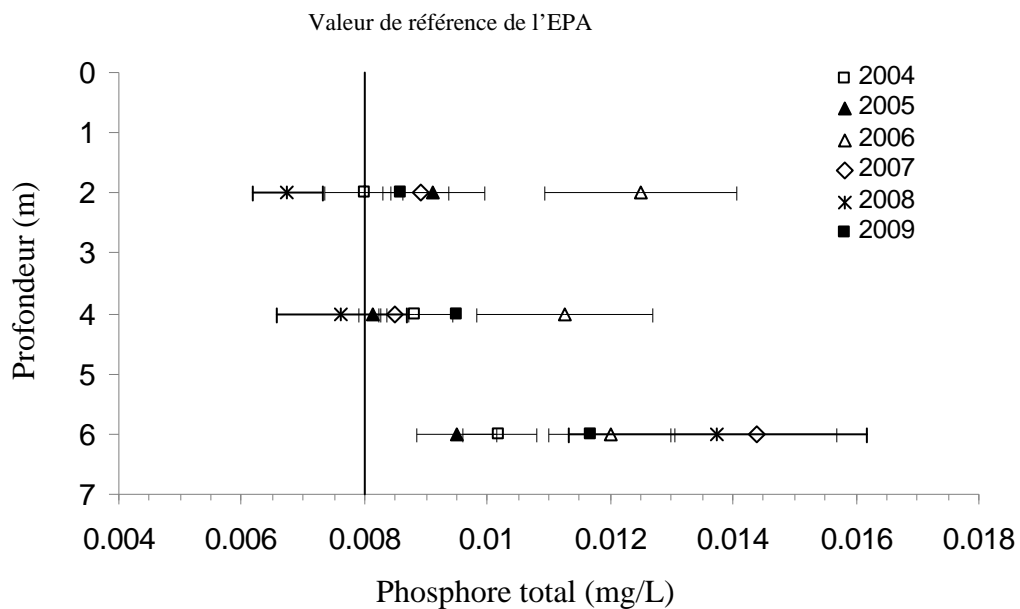


Figure 16. Concentrations moyennes annuelles du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Kingsmere. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

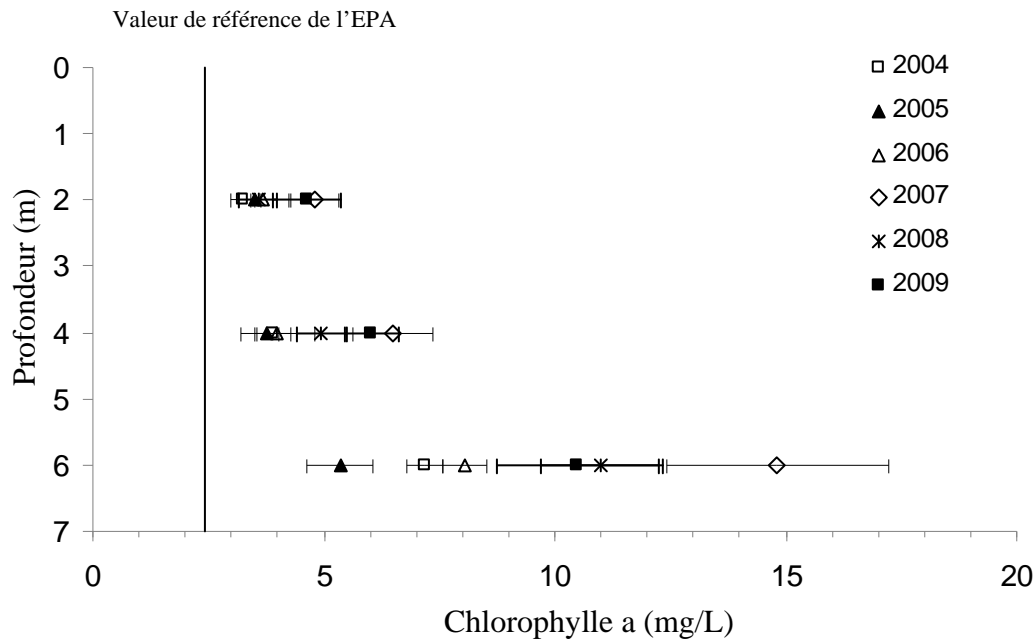


Figure 17. Moyenne annuelle de chlorophylle-*a* (mg/L) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Kingsmere, 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

Les taux de plus en plus faibles d'oxygène dans les eaux (relativement) profondes du lac Kingsmere sont indicateurs d'un problème. Comme noté plus haut, un faible taux d'oxygène entraîne une redissolution des nutriments (« charge interne »). Étant donné la faible profondeur du lac, les nutriments sont libérés dans la zone euphotique, contrairement au lac Meech où les eaux profondes sont situées bien en dessous de la zone euphotique de sorte que les nutriments redissous ne peuvent pas être utilisés par les algues jusqu'à ce qu'ils soient remis en circulation et remontent vers la surface à l'automne, au moment du renversement des eaux. Le lac Kingsmere risque donc de connaître des épisodes de plus en plus graves de prolifération d'algues, et pourrait éventuellement atteindre un état plus mésotrophe, accompagné d'une réduction substantielle de la qualité de l'eau. Comme le lac Kingsmere est petit, peu profond, qu'il est principalement un lac nourricier et qu'il affiche déjà un équilibre nutritif élevé, des efforts immédiats pour réduire les apports de nutriments d'origine humaine sont justifiés.

Lac Beamish

En 2009, l'échantillonnage a été effectué à la station d'échantillonnage centrale du lac Beamish (BL2). Cette station a été échantillonnée une fois par mois de juin à octobre afin de mesurer l'oxygène dissous, la température, les coliformes fécaux, l'azote total, le phosphore total et la chlorophylle-*a*.

La numération de coliformes fécaux mesurée au milieu du lac a été un des plus faible taux enregistré, aucune donnée n'excédant 10 par 100 ml, contrairement à la saison 2008 où le décompte des coliformes fécaux a atteint 450 par 100 ml au mois de septembre. Ce résultat élevé est probablement dû à de la contamination survenue lors de l'échantillonnage. Les autres valeurs observées en 2003-2009 sont nettement inférieures aux lignes directrices nationale et provinciale pour les eaux utilisées à des fins récréatives. Elles se trouvent entre celles observées au lac Meech et au lac Kingsmere.

Les profils de température ont indiqué une stratification limitée du lac Beamish en juin, juillet et août, caractérisée par une couche supérieure d'environ 2 m et un retour au mélange complet des eaux en septembre. Plusieurs données sont manquantes dans les taux d'oxygène dissous causé par des mauvais fonctionnements d'appareils de mesures. Ainsi, il est difficile de déterminer si des patrons de zones anoxiques sont présents. Seul le mois d'août a des données pour la zone profonde soit 5 mètres où le taux s'approche dangereusement d'une région anoxique ($< 0,5$ mg/L) à 0,58 mg/L. Dans les premiers trois mètres, les taux d'oxygène dissous sont relativement élevés soit entre 6,35 et 10.97 pour les 4 mois d'échantillonnage.

Les concentrations de phosphore total ont dépassé ou égalé la ligne directrice provinciale dans la plupart des échantillons prélevés au lac Beamish en 2009, comme dans les années antérieures. À la surface (2m), les valeurs de phosphore et d'azote sont médianes par rapport aux années passées. Les concentrations de phosphore et d'azote ont significativement diminuées au fond du lac durant les mois d'été en particulier par rapport à 2008 (Figure 18). On dénote un écart considérablement plus faible entre les valeurs de surface et en profondeur se qui laisse entendre une plus grande homogénéisation entre les différentes couches d'eau.

Les concentrations de chlorophylle-*a* ont été mesurées une fois par mois entre juin et octobre en prenant deux sous-échantillons, soit à la surface (2 m) et au fond du lac (5 m). Les valeurs obtenues ont été totalisées pour produire une seule moyenne annuelle pour chaque profondeur. Les taux moyens de chlorophylle-*a* ont été plus faibles que ceux enregistrés en 2006-2008 et, au fond du lac, ils ont été considérablement plus bas que ceux observés en 2008. Malgré cette diminution, ils sont toutefois encore supérieurs à la valeur de référence de la US EPA pour les lacs non pollués de l'écorégion VII (Figure 19).

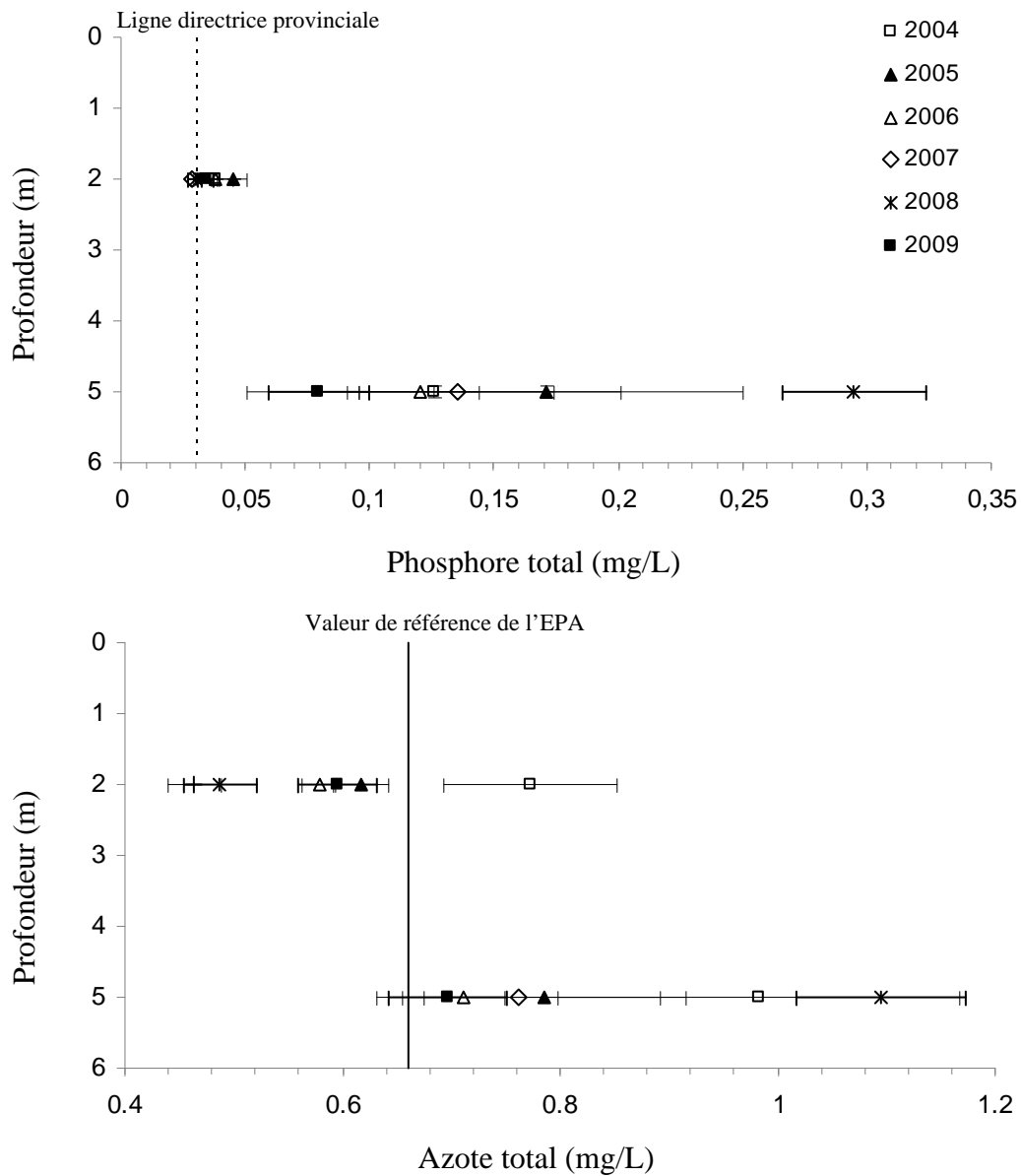


Figure 18. Concentrations moyennes annuelles du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Beamish. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

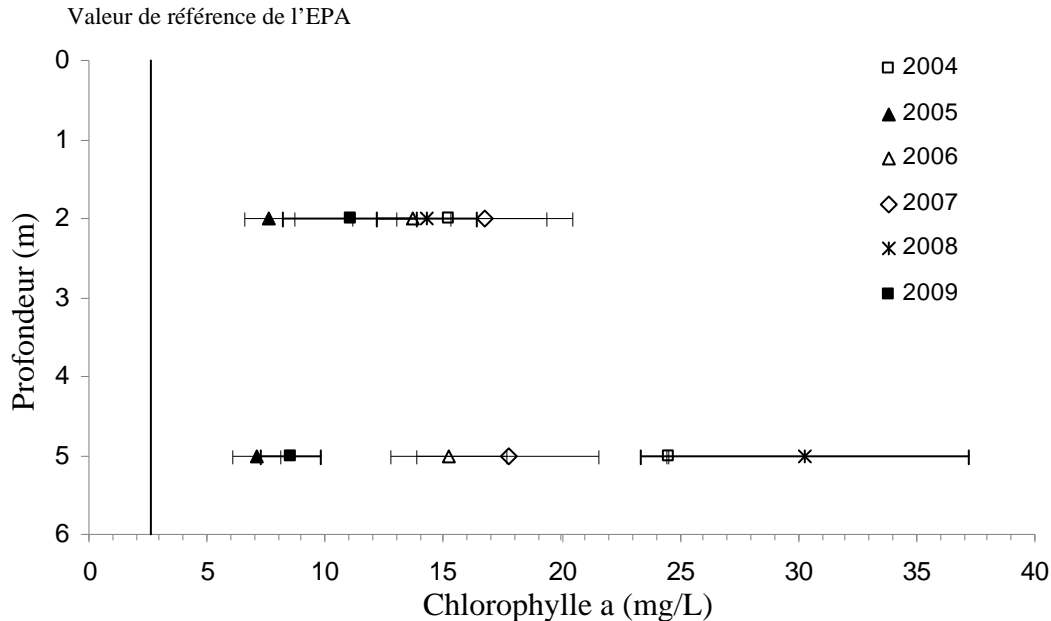


Figure 19. Moyenne annuelle de chlorophylle-*a* (mg/L) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Beamish, 2004-2009. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

En 2007, la Municipalité de Chelsea a participé au projet de renaturalisation des berges de la communauté du lac Beamish dans le secteur Hollow Glen. Le projet, mené par l'Association des Résidents de Hollow Glen, a été financé par le programme EcoAction d'Environnement Canada. Ce dernier vise à supporter les initiatives environnementales communautaires importantes.

Les trois objectifs principaux du projet étaient: 1) établir des mesures de sensibilisation et d'éducation afin de promouvoir l'adoption de meilleures pratiques environnementales dans la communauté avoisinante de Hollow Glen; 2) augmenter et améliorer la zone tampon autour du périmètre du lac Beamish en plantant des arbustes et des arbres qui aident à réduire le ruissellement, combattre l'érosion et filtrer les nutriments qui peuvent causer des fleurs d'eau et 3) renforcer le dialogue proactif avec les voisins en amont à l'intérieur du territoire de Gatineau afin d'aider à réduire l'apport élevé en nutriments provenant des tributaires du lac Beamish.

La plantation d'arbres et d'arbustes autour du périmètre du lac Beamish a eu lieu en Septembre 2008. Seulement le temps pourra nous dire si cette mesure sera suffisante pour réduire le ruissellement, combattre l'érosion, et ultimement, diminuer la redissolution des nutriments en provenance des sédiments causée par les conditions anoxiques des eaux profondes.

RECOMMANDATIONS

R1. Que des étudiants de l'Université d'Ottawa, en collaboration avec la Municipalité de Chelsea, mettent sur pied un projet expérimental sur l'efficacité des mesures d'atténuation de l'érosion (ex. membrane géotextile et enrochement, plantation de végétaux, etc.) dans le ruisseau Chelsea, particulièrement en aval du site C9.

R2. Qu'un programme d'échantillonnage spécifique soit mis sur pied afin de vérifier l'impact de l'apport en nutriments non-reliés à l'érosion (ex. fertilisants, phosphates provenant de fosses septiques, etc.) sur la qualité de l'eau dans l'aval du ruisseau Meech, secteur Farm Point.

R3. Qu'une enquête intensive soit menée sur le cours inférieur du ruisseau Meech, depuis la station M10 jusqu'à la décharge de la rivière Gatineau, afin d'établir des modèles à haute résolution concernant l'érosion des berges et la qualité de l'eau.

R4. Que H₂O Chelsea, en collaboration avec la Municipalité de Chelsea et l'Association des propriétaires de Kingsmere, élabore et mette en œuvre un plan local visant à limiter l'apport exogène de nutriments dans le lac Kingsmere.

R5. Que H₂O Chelsea, en collaboration avec la Municipalité de Chelsea et l'Association des résidents du lac Meech, élabore et mette en œuvre un plan local visant à limiter l'apport exogène de nutriments dans le lac Meech.

R6. Que 2 sites soient ajoutés sur le ruisseau Hayworth, en amont et en aval du ruisseau, pour dénoter si les améliorations dans la qualité de l'eau sont localisées ou globales.

R7. Que des tests additionnels de minéraux soient effectués dans le lac Kingsmere afin de déterminer si des paramètres autres que l'azote augmentent avec le temps.