

**H₂O CHELSEA – 6^e ANNÉE (2008):
SOMMAIRE DE LA SURVEILLANCE DES EAUX DE SURFACE ET
DES EAUX SOUTERRAINES**

Isabelle Pitre, H₂O 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

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 2008 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 Jean Perras, 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;
- le comité directeur de H₂O Chelsea (Alison Woodley, Scott Findlay, Rachel Deslauriers);
- L'Institut de l'environnement de l'Université d'Ottawa;

Le financement pour la 6^e année de fonctionnement (2008) de H₂O Chelsea a été fourni par la municipalité de Chelsea.

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 documenter 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 cinq 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) et le rapport « H₂O Chelsea – 5^e année (2007) » (Pitre et al., 2007). 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 2008 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 2008) et les données sommaires provenant des programmes d'échantillonnage sont présentés à l'annexe 1.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements.....	2
Introduction.....	3
Table des matières.....	4
Résultats.....	5
<i>Ruisseau Meech</i>	5
<i>Ruisseau Hayworth</i>	9
<i>Ruisseau Chelsea</i>	12
<i>Lac Meech</i>	18
<i>Lac Kingsmere</i>	21
<i>Lac Beamish</i>	24
Recommandations.....	27

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 2007, 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 l'Autoroute 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). 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 sont probablement reliées 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.

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.



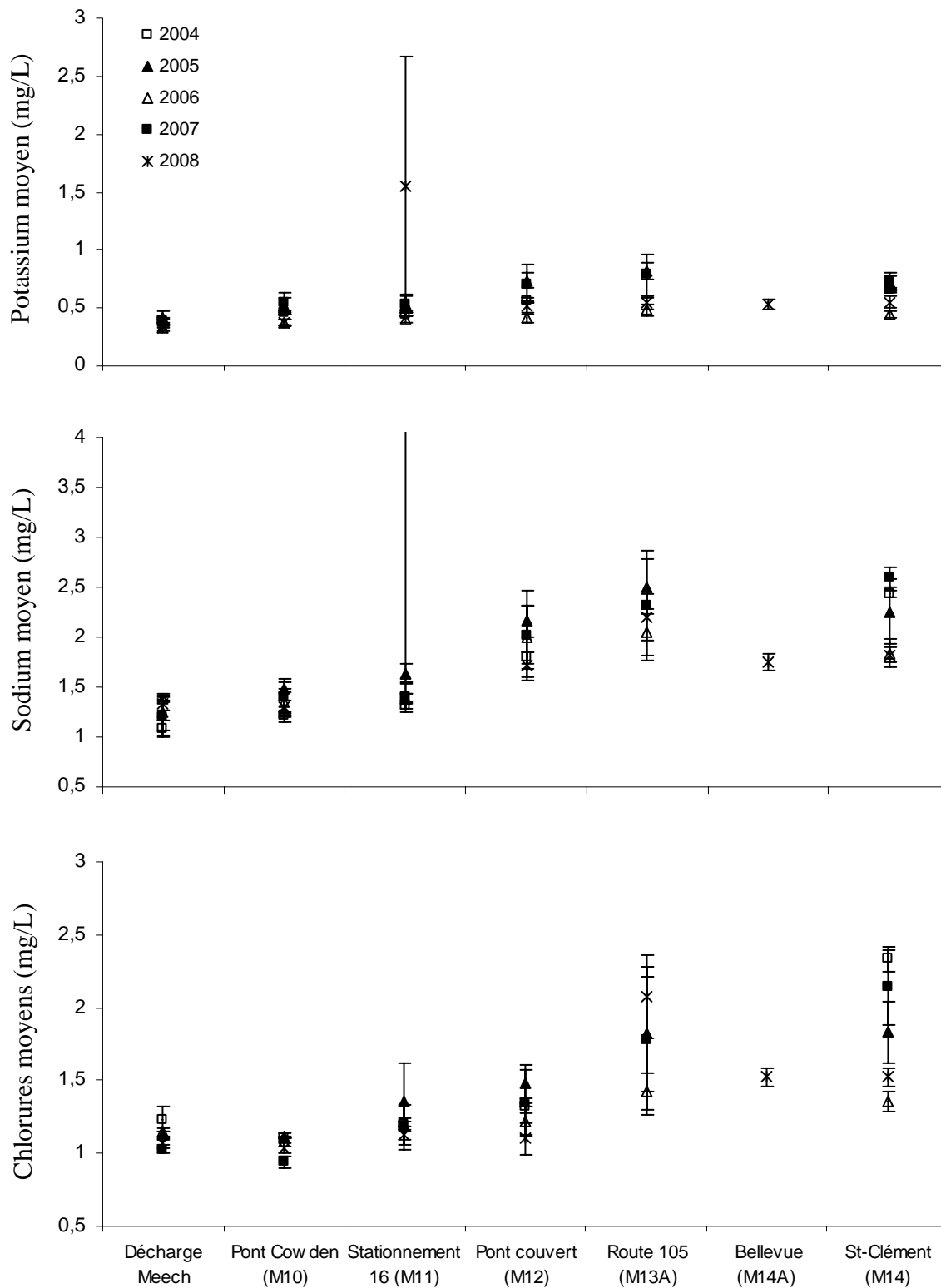


Figure 2. Concentrations moyennes de potassium (haut), sodium (milieu) et chlorures (bas) le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, pour les années 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

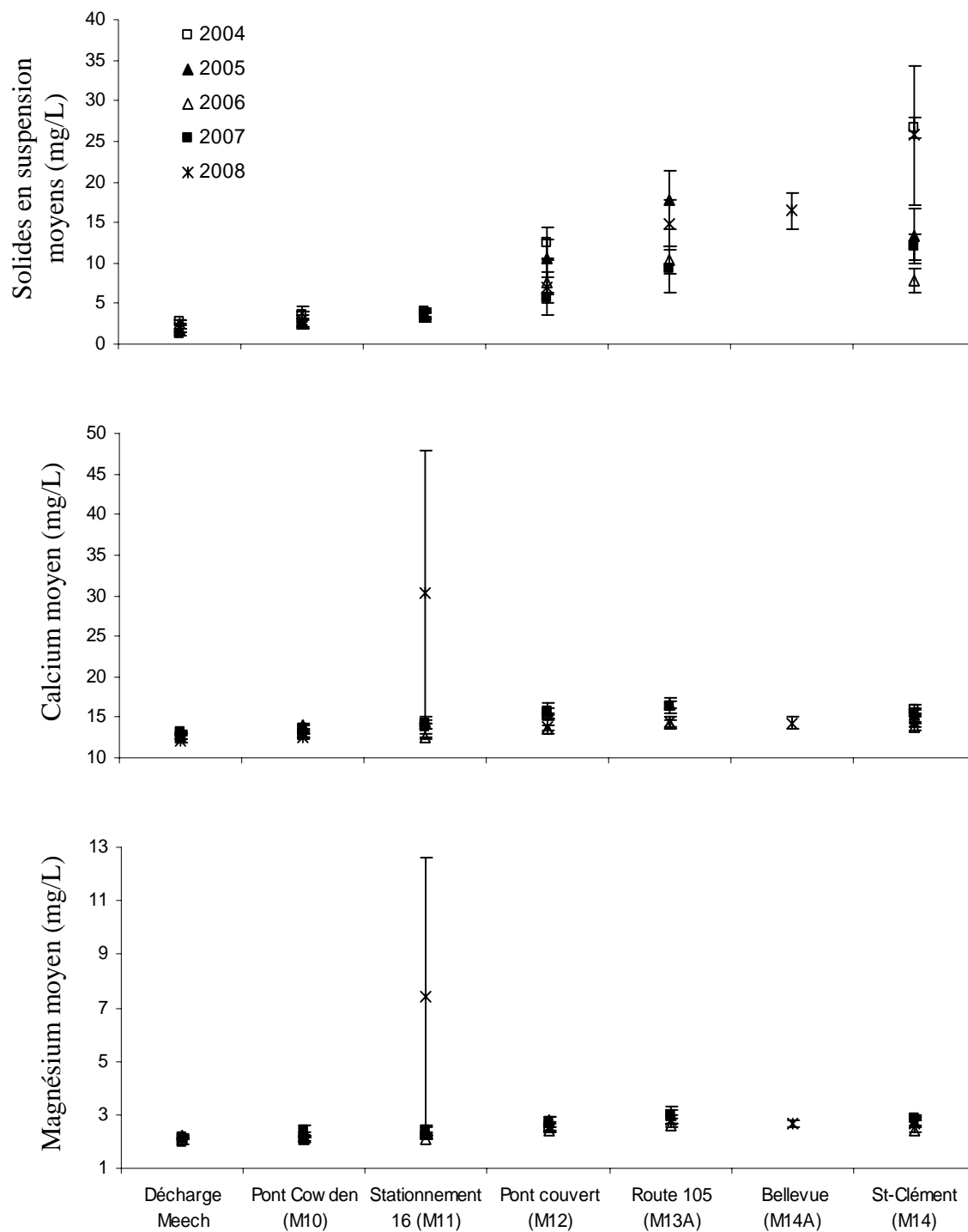


Figure 3. Concentrations moyennes de solides en suspension (haut), calcium (milieu) et magnésium (bas) le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, pour les années 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

Ruisseau Hayworth

L'échantillonnage de 2003 à 2007 a indiqué de façon constante une mauvaise qualité de l'eau du ruisseau Hayworth, la plupart des analytes 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, particulièrement dans son cours supérieur, des charges relativement faibles en éléments nutritifs ou en sédiments dues 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 2008, l'échantillonnage a été réduit à cinq sites le long du ruisseau Hayworth : en amont du terrain de golf (H1); au milieu du terrain de golf (H1B); en aval du terrain de golf (H2); le ruisseau du Parc de la Gatineau (MCR1) et le ruisseau Black Lake (BCR1) (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.

Les tendances observées en 2008 sont similaires à celles observées en 2007. 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. Les résultats pour ces paramètres observés au mois d'août dans le ruisseau du Parc de la Gatineau, qui se jette dans le ruisseau Hayworth en amont du site H1B, sont aussi plus élevés que par les années passées. 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.

Figure 5. Stations d'échantillonnage du ruisseau Hayworth

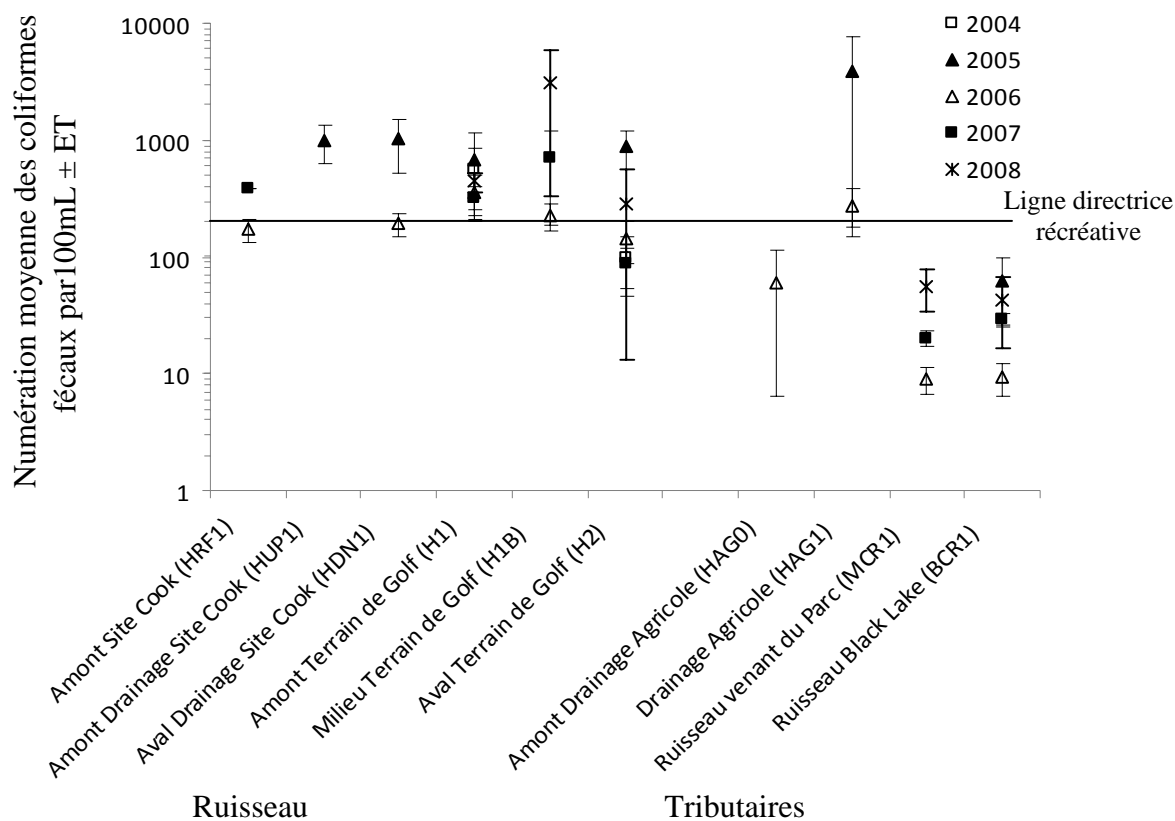


Figure 6. Nombre moyen de coliformes fécaux par 100 ml (\pm erreur-type) pour les stations situées sur le ruisseau Hayworth et ses tributaires, 2004-2008 (note : ligne directrice pour les eaux utilisées à des fins récréatives = 200 coliformes fécaux/100 mL).

Ruisseau Chelsea

La qualité de l'eau dans le cours supérieur du ruisseau Chelsea est raisonnablement bonne. À titre de comparaison, l'échantillonnage de 2004 à 2007 a montré de façon constante une qualité de l'eau réduite dans le cours inférieur du ruisseau, y compris des résultats élevés relativement à la numération des coliformes fécaux, ainsi qu'aux concentrations de phosphore, de potassium et de solides en suspension, qui dépassaient souvent les recommandations. 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.

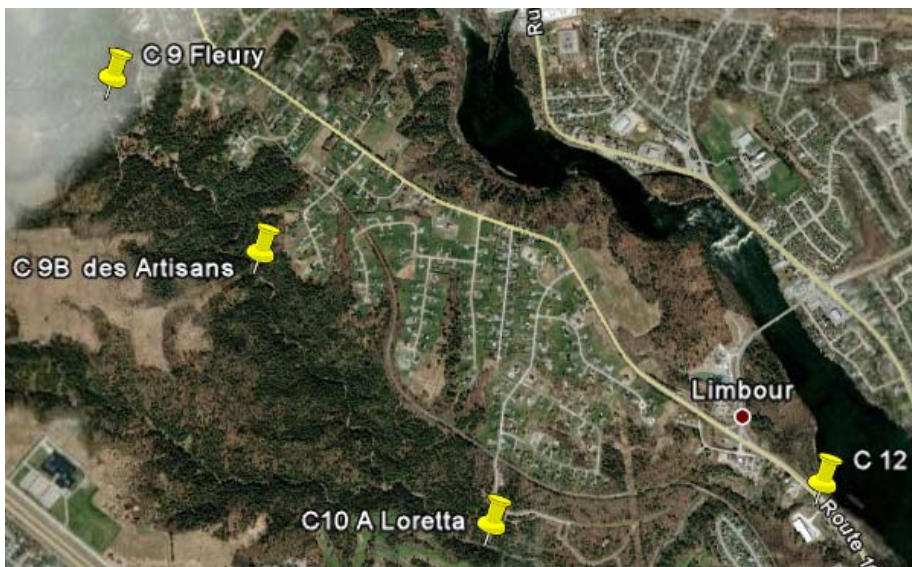
Pour isoler les problèmes, en 2007, nous avons échantillonné intensivement le ruisseau en entier. Au cours de l'été, des pics de SDT et de conductivité ont été observés dans les secteurs montrant des signes d'une érosion substantielle des berges (glissements de terrain, sapement des berges, etc.) (Figure 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 2008, le ruisseau Chelsea a été échantillonné de juin à octobre, à onze stations : 1) entrée CCN(C2); 2) pont Old Chelsea (C2.5); 3) passerelle de la CCN (C2.7); 4) ruisseau d'alimentation (FC1); 5) aval Old Chelsea (C4); 6) tributaire – amont (C6); 7) tributaire – aval (C7); 8) chemin Fleury (C9); 9) chemin des Artisans (C9B); 10) chemin Loretta (C10A); 11) route 105 (C12) (Figure 9). 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



La qualité de l'eau est encore raisonnablement bonne en amont du Ruisseau Chelsea. Des diminutions au niveau des concentrations de sodium, chlorures, potassium et phosphore total (Figures 10 et 11) ont été mesurées au site du ruisseau d'alimentation. Certaines de ces valeurs se situant même sous les valeurs des lignes directrices provinciales. Cependant, la qualité de l'eau en aval du ruisseau continue à être pauvre. Des concentrations plus élevées de coliformes fécaux (Figure 12), de nutriments et de solides en suspension y ont été mesurées, particulièrement dans les régions où l'érosion est un problème (C9B et C10A).

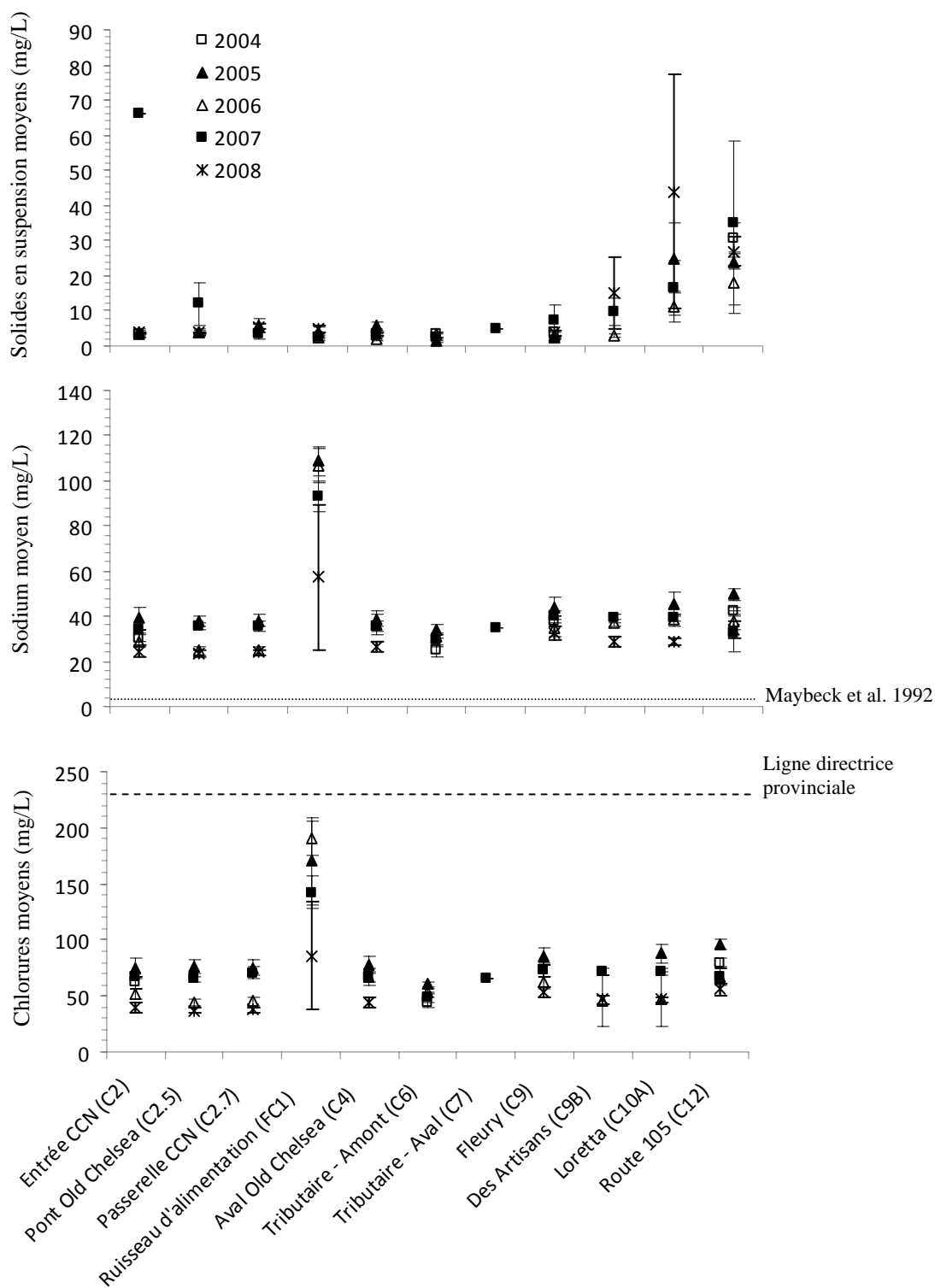


Figure 10. Concentration annuelle moyenne des solides en suspension (haut), sodium (milieu) et chlorures (bas) pour les sites d'échantillonnage le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de l'année \pm l'erreur-type.

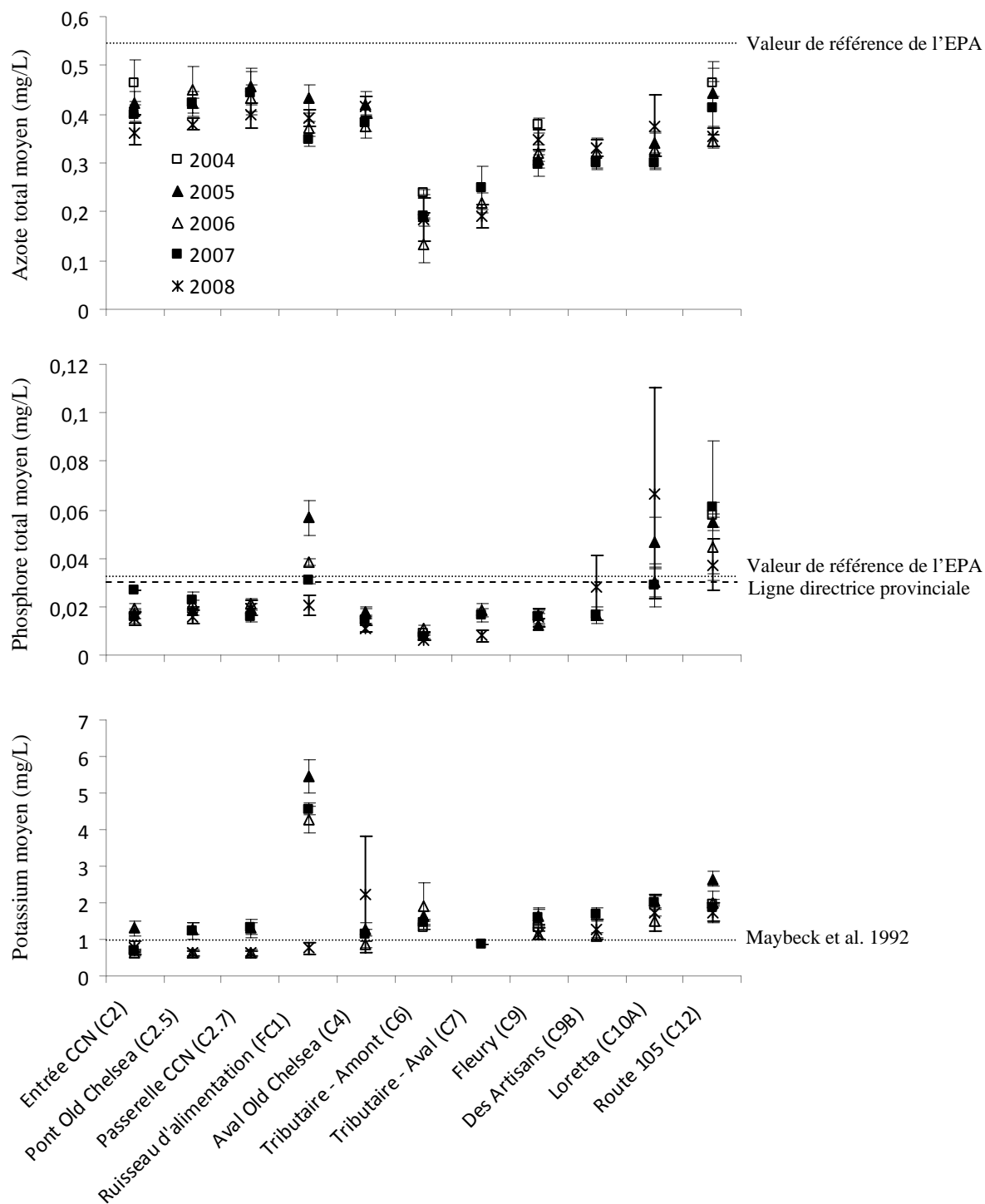


Figure 11. Concentrations moyennes annuelles en azote Kjeldahl total (haut), phosphore total (milieu) et potassium (bas) aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, de 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

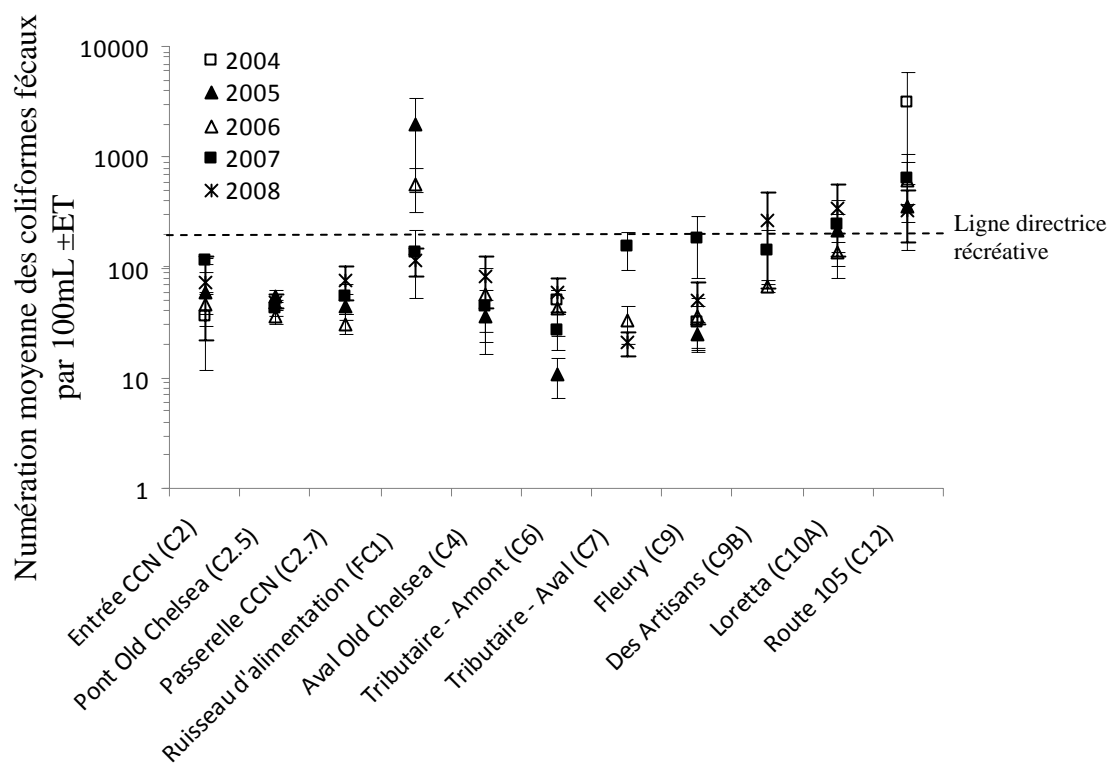


Figure 12. Numération moyenne annuelle des coliformes fécaux par 100mL (\pm erreur-type) aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Chelsea, en direction aval de gauche à droite, de 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois \pm l'erreur-type.

Lac Meech

On a effectué des échantillonnages à deux stations sur le lac Meech en 2008, 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 apportant comparativement peu d'information mais nécessitant 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 2003-2007, les taux d'oxygène observés à la fin de l'été dans les profondeurs du lac étaient considérablement plus faibles que les années antérieures. De la fin du mois de juillet jusqu'en septembre, les eaux plus profondes que 12 m étaient anoxiques (Figure 13). 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 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 2006-2008, 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 2006-2008 indiquent que, de juillet à septembre, la niche thermique optimale du touladi n'est pas présente dans le lac Meech.

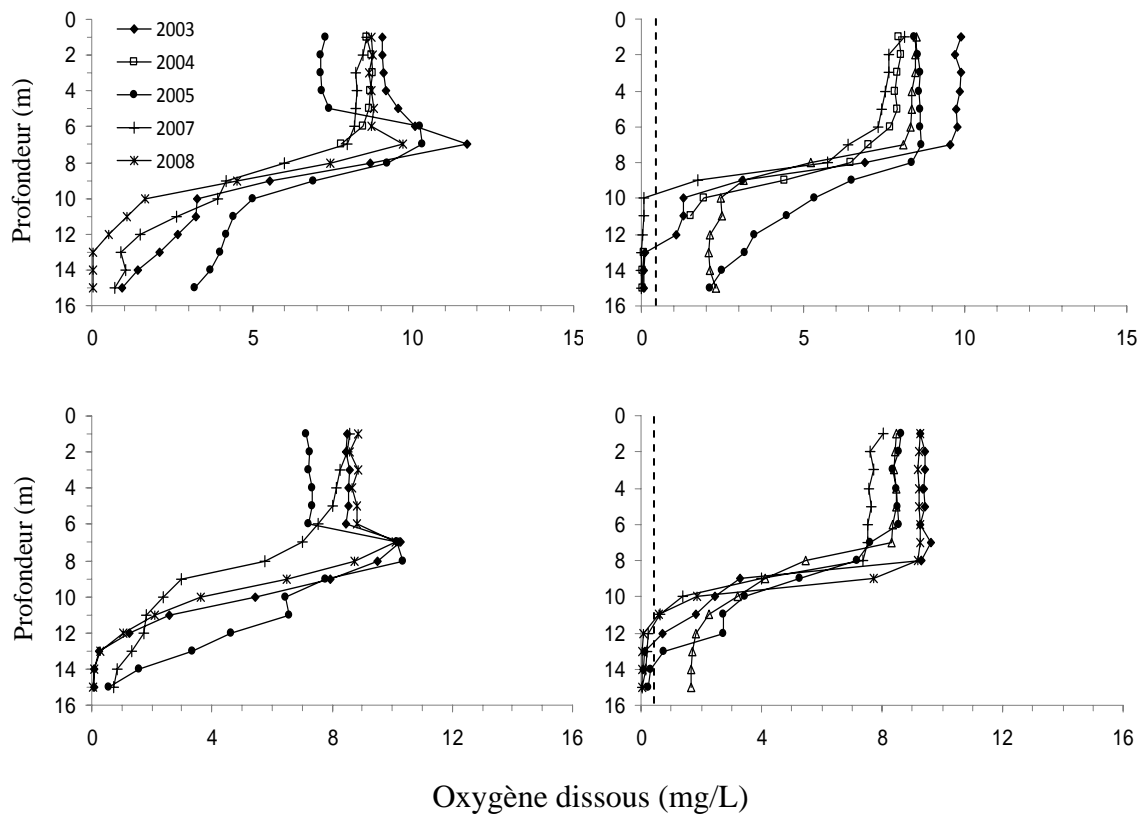


Figure 13. Profils de profondeur relatifs à l'oxygène dissous aux stations ML3 (en haut) et ML5 (en bas), pour le mois d'août (à gauche) et le mois de septembre (à droite), de 2003 à 2008. La ligne pointillée représente des conditions anoxiques ($< 0,5$ mg/L d'oxygène).

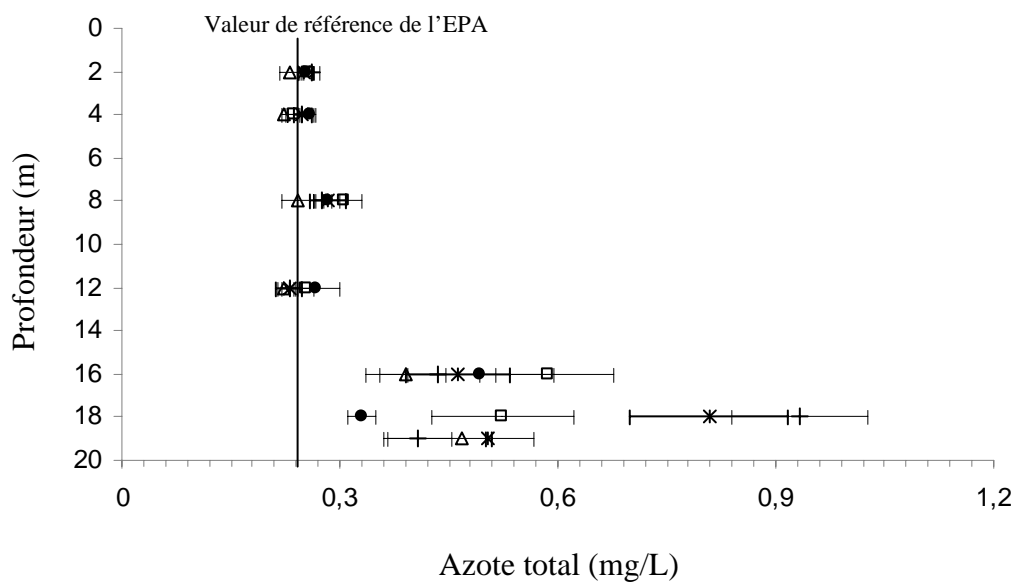
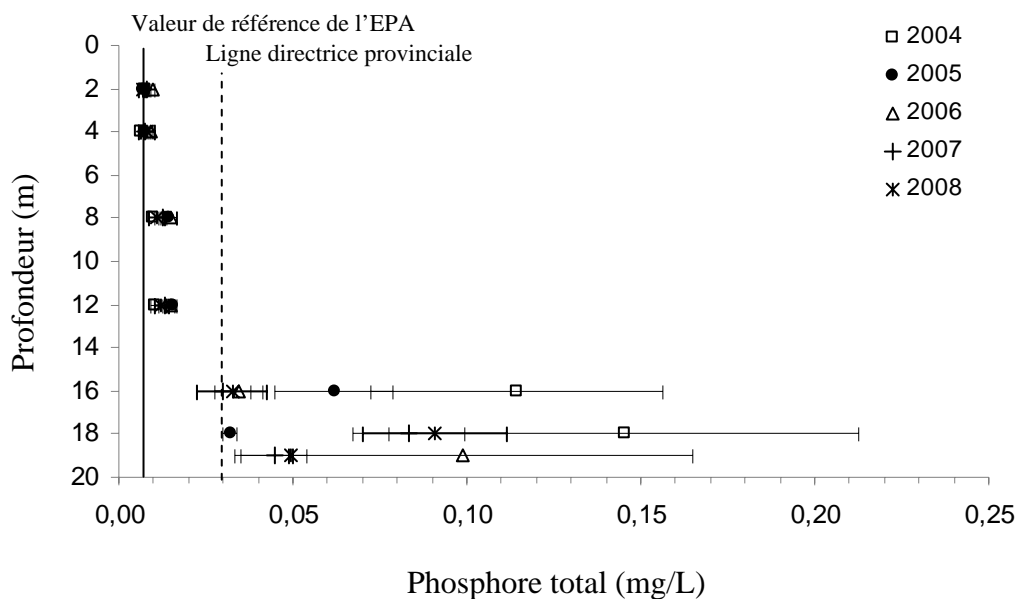


Figure 14. Moyenne annuelle du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Meech. Les valeurs illustrées sont les moyennes pour les stations ML3 et ML5 de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

Lac Kingsmere

En 2008, une seule station d'échantillonnage (KL1) sur le lac Kingsmere a fait l'objet d'échantillonnages mensuels, de juin à septembre, et d'analyses d'oxygène dissous, de température, de coliformes fécaux, d'azote total, de phosphore total et de chlorophylle-*a*. Tandis que la plupart des paramètres de la qualité de l'eau du lac Kingsmere ont été cohérents avec les échantillonnages effectués de 2003 à 2007, les taux d'oxygène observés dans les profondeurs du lac (à plus de 6 m) à la fin de l'été ont été légèrement plus élevés que dans les années antérieures; un taux d'oxygène moyen de 8.4 mg/L ayant été observé à la mi-juillet ainsi qu'un taux moyen de 3.5 mg/L à la mi-août (Figure 15). Comparé 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).

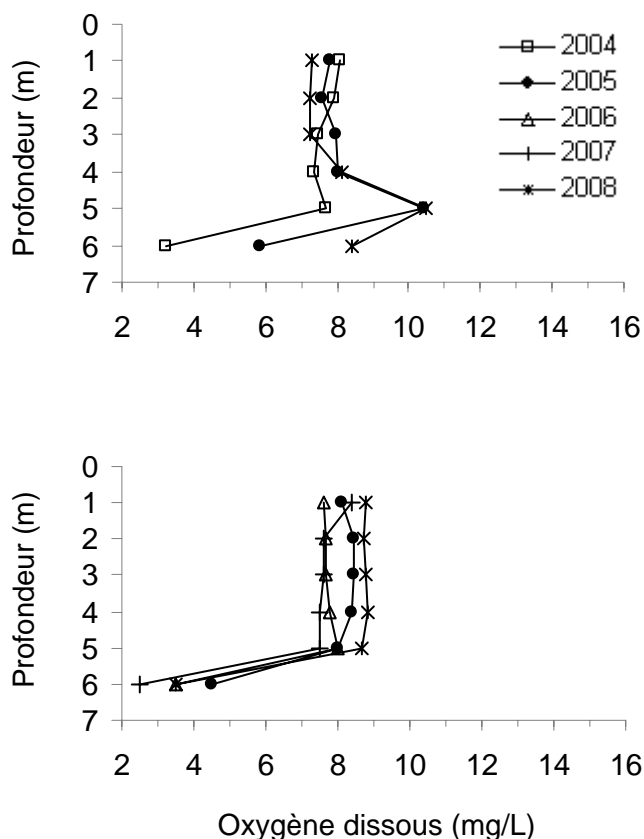


Figure 15. Profils de profondeur relatifs à l'oxygène dissous pour le lac Kingsmere, au cours du mois de juillet (haut) et du mois d'août (bas), de 2004 à 2008.

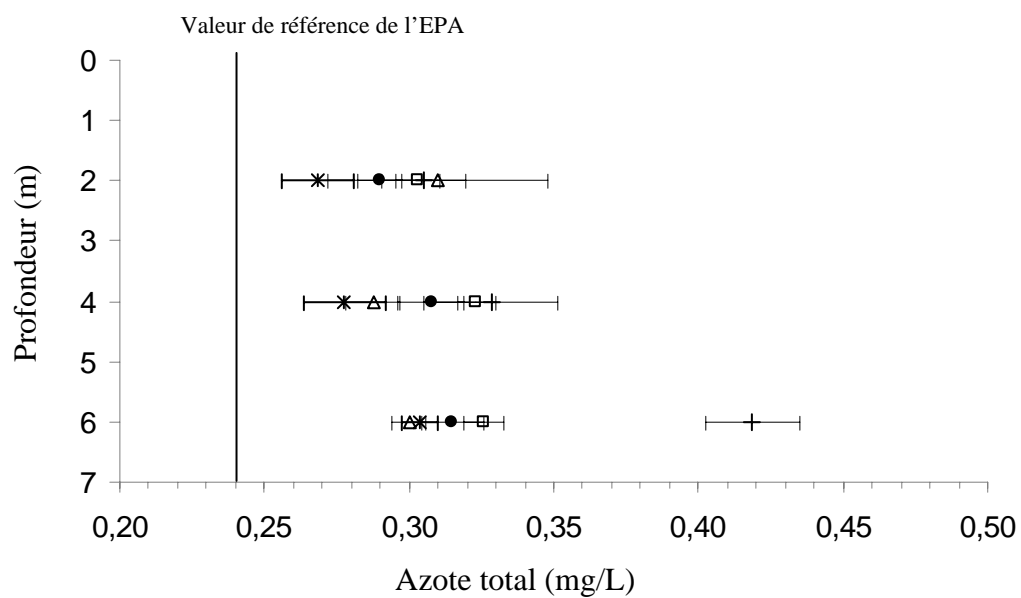
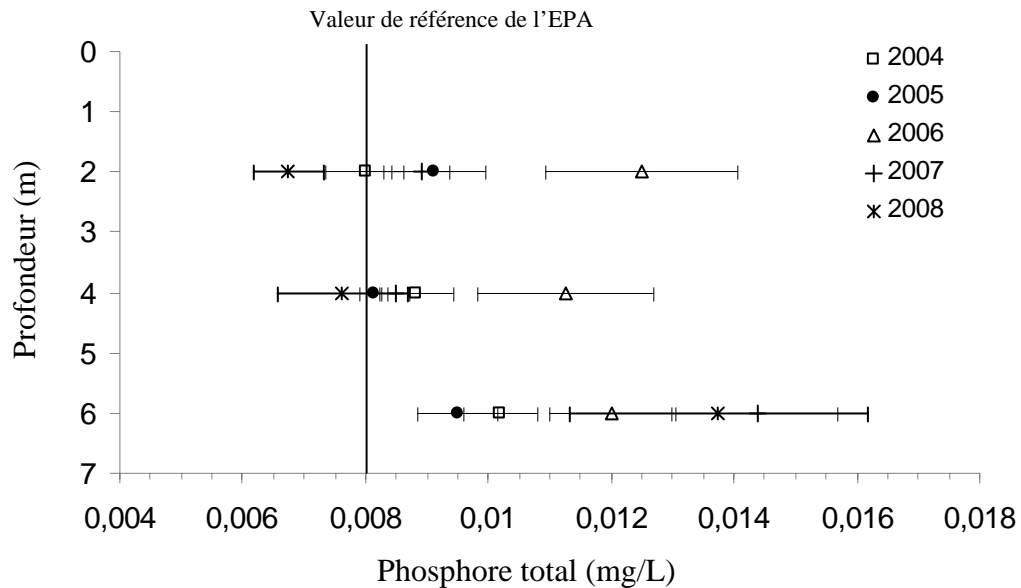


Figure 16. Concentrations moyennes annuelles du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Kingsmere. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

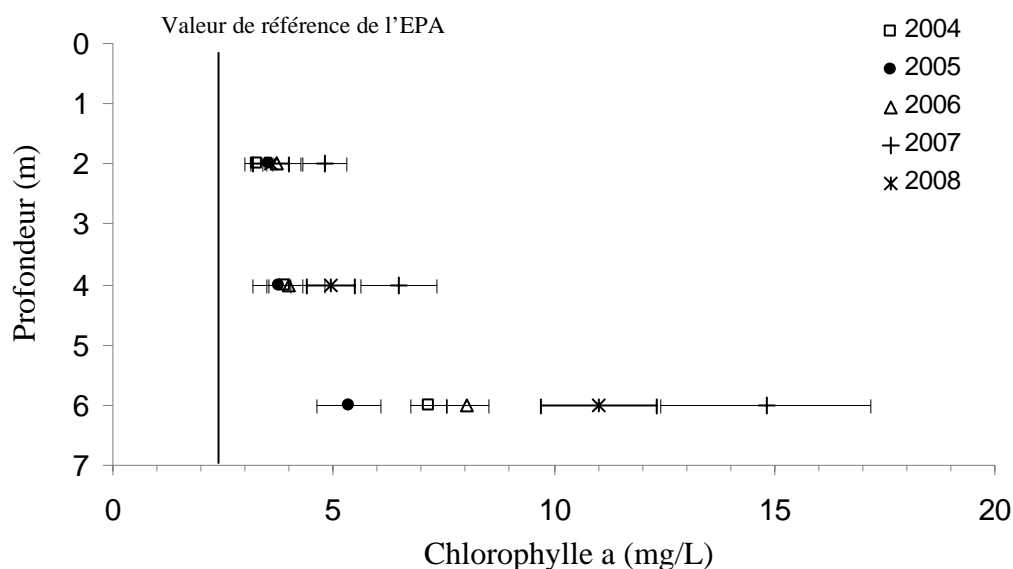


Figure 17. Moyenne annuelle de chlorophylle-*a* (mg/L) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Kingsmere, 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

Les taux de plus en plus faibles d'oxygène dans les eaux (relativement) profondes du lac Kingsmere sont troublants. Comme on l'a noté plus haut, un faible taux d'oxygène entraîne une redissolution des nutriments (« charge interne ») qui, étant donné la faible profondeur du lac, 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). Il existe donc un risque substantiel que le lac Kingsmere, non seulement commence à connaître des épisodes de plus en plus graves de prolifération d'algues, mais également que le lac comme tel connaisse une transition rapide vers 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 2008, 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 relativement faible, se situant entre 5 et 17 par 100 ml, à l'exception d'un échantillon pris en septembre où le décompte des coliformes fécaux a atteint 450 par 100 ml. Ce résultat excessivement élevé est probablement dû à de la contamination survenue lors de l'échantillonnage. Les autres valeurs sont nettement inférieures aux lignes directrices nationale et provinciale pour les eaux utilisées à des fins récréatives, mais elles sont plus élevées que celles observées au lac Meech ou 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. Les taux d'oxygène dissous ont été généralement élevés dans les deux premiers mètres d'eau, allant de 6.5 à 9.9 mg/L. Des conditions anoxiques (< 0,5 mg/L) ont été observées à des profondeurs de plus de 4 m pour la plupart des échantillonnages effectués de la fin du printemps à l'automne.

Les concentrations de phosphore total ont dépassé ou égalé la ligne directrice provinciale dans la plupart des échantillons prélevés au lac Beamish en 2008, comme dans les années antérieures. Les concentrations de phosphore et d'azote ont été significativement plus élevées au fond du lac durant les mois d'été (Figure 18). Ces résultats correspondent à un apport interne en nutriments à partir des sédiments en raison de conditions anoxiques en eaux profondes au moment où le lac était stratifié et/ou d'une remise en suspension de particules sédimentaires. La variation des taux observés selon les années correspond vraisemblablement à des différences d'apport en éléments nutritifs liées à la durée de la stratification et de l'anoxie préalablement à la prise d'échantillon.

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 élevés que ceux enregistrés en 2005-2007 et, à la surface, ils ont été considérablement plus élevés que ceux observés au lac Kingsmere et au lac Meech et que la valeur de référence de la US EPA pour les lacs non pollués de l'écorégion VII (Figure 19).

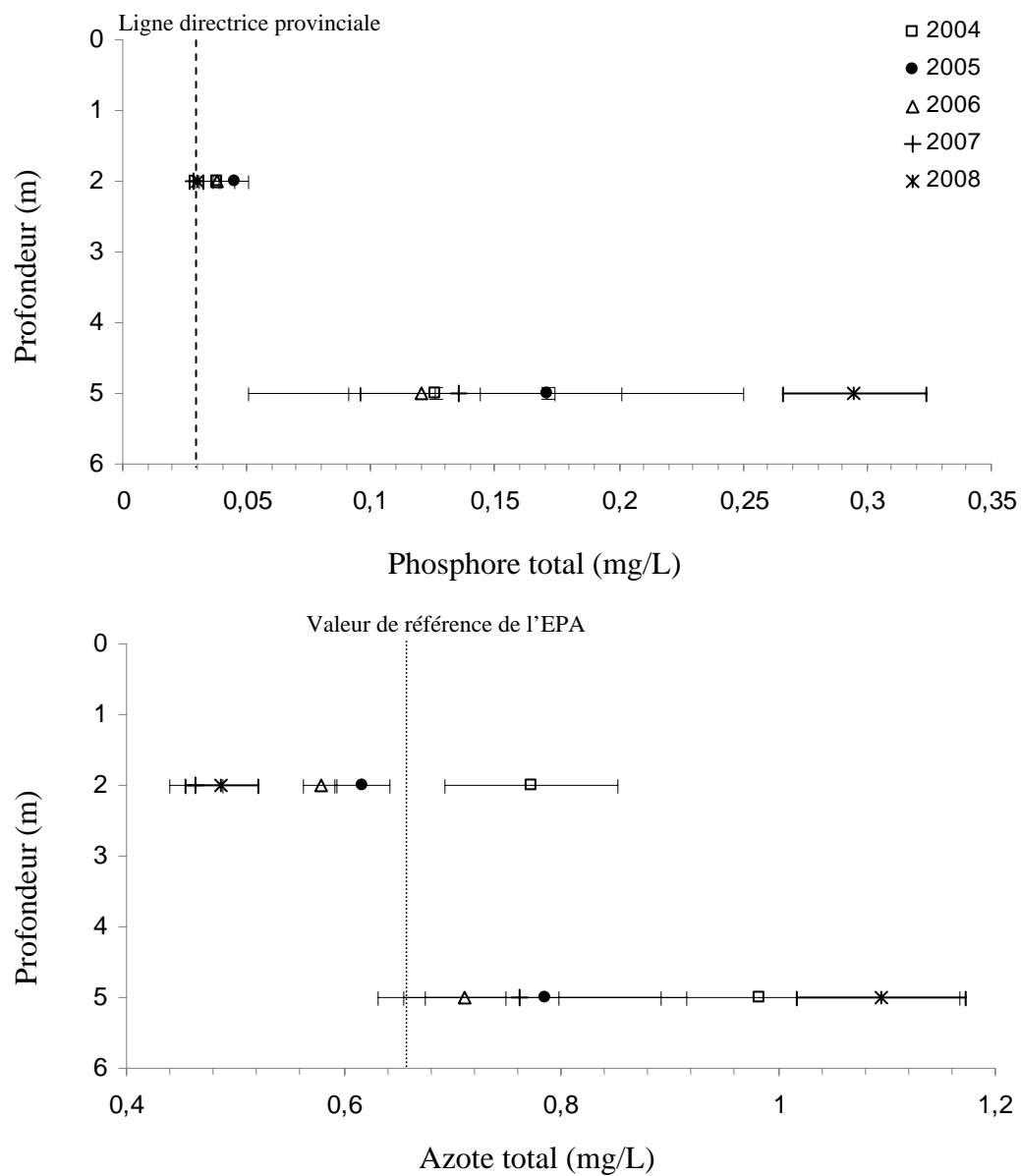


Figure 18. Concentrations moyennes annuelles du phosphore total (en haut) et de l'azote total (en bas) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Beamish. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

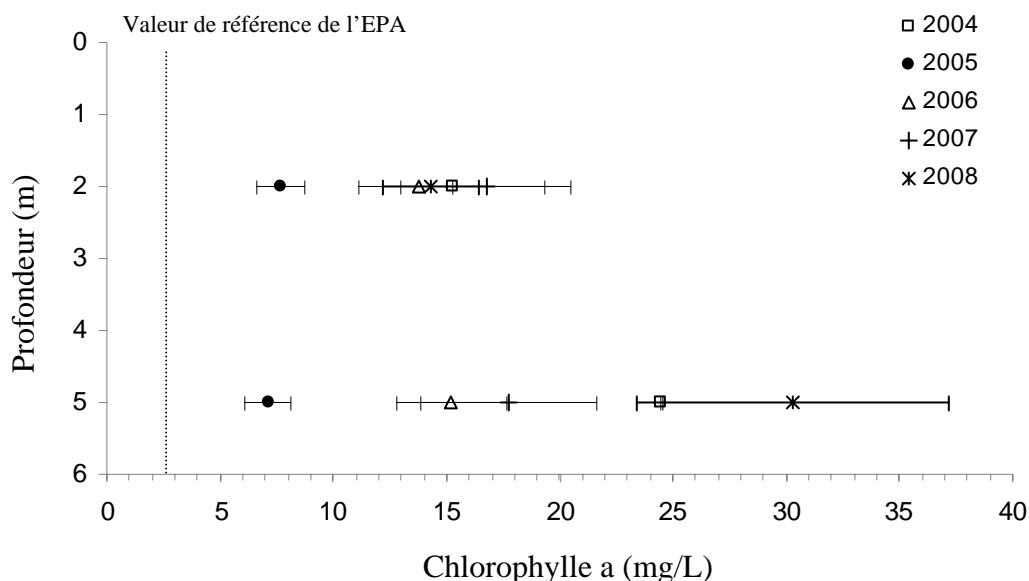


Figure 19. Moyenne annuelle de chlorophylle-*a* (mg/L) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Beamish, 2004-2008. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre \pm l'erreur-type.

En 2007, la Municipalité de Chelsea a supporté et participé au projet de naturalisation et de sensibilisation à l'environnement de la communauté du lac Beamish dans le secteur Hollow Glen. Le projet, mené par l'Association des Résidants 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 dans le ruisseau Chelsea.

R2. Qu'un programme d'échantillonnage spécifique soit mis sur pied afin de vérifier l'impact de l'apport en nutriments non-relié à l'érosion sur la qualité de l'eau dans l'aval du ruisseau Meech.

R3. Qu'une enquête intensive soit menée sur le cours inférieur du ruisseau Meech, depuis la station M11 jusqu'à la décharge de la rivière Gatineau, afin d'établir des modèles à comparativement 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 éliminer 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 éliminer l'apport exogène de nutriments dans le lac Meech.

R6. Que la Municipalité de Chelsea embauche un éco-conseiller qui visitera les propriétaires riverains au cours de l'été 2009 afin de les informer et de les sensibiliser aux meilleures pratiques en bordure des lacs, ce qui aidera à répondre aux recommandations R4 et R5.