

**H<sub>2</sub>O CHELSEA – 5<sup>e</sup> ANNÉE (2007):  
SOMMAIRE DE LA SURVEILLANCE DES EAUX DE SURFACE ET  
DES EAUX SOUTERRAINES**

Isabelle Pitre  
H<sub>2</sub>O 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

Patrick Henry  
H<sub>2</sub>O Chelsea

## **REMERCIEMENTS**

H<sub>2</sub>O 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 2007 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, Jules Blais, David Lean (biologie); Michel Robin (sciences de la terre); Mike Sawada (géographie) de l'Université d'Ottawa;
- Stephan Moresoli, de Ressources naturelles Canada;
- Stephen Woodley, de Parcs Canada;
- le comité directeur de H<sub>2</sub>O Chelsea (Alison Woodley, Allison Stoddart, Rachel Deslauriers);
- Rachelle DeRoches et Anne-Marie Dorion, de l'Institut de l'environnement de l'Université d'Ottawa;
- les étudiants John Selwyn et Kristen Feige de l'Université d'Ottawa.

Le financement pour la 5<sup>e</sup> année de fonctionnement (2007) de H<sub>2</sub>O Chelsea a été fourni par la municipalité de Chelsea, le Centre local de développement des Collines de l'Outaouais et le programme Horizons Sciences de Développement des ressources humaines Canada.

## **INTRODUCTION**

H<sub>2</sub>O 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 70 résidents locaux, d'employés municipaux, ainsi que de professeurs et d'étudiants de l'Université d'Ottawa.

Un sommaire complet des conclusions des quatre premières années d'opération (2003-2006) a été dressé dans le rapport « H<sub>2</sub>O Chelsea – 2<sup>e</sup> année (2004) » (Stow and Findlay, 2004), le rapport « H<sub>2</sub>O Chelsea – 3<sup>e</sup> année (2005) » (Giles et al., 2005) et le rapport « H<sub>2</sub>O Chelsea – 4<sup>e</sup> année (2006) » (Giles et al., 2006). Ces rapports sont disponibles sur le site web de H<sub>2</sub>O Chelsea à [www.h2ochelsea.ca](http://www.h2ochelsea.ca) .

Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur les nouvelles activités entreprises en 2007 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 2007) 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> .....	10
<i>Ruisseau Chelsea</i> .....	12
<i>Lac Meech</i> .....	15
<i>Lac Kingsmere</i> .....	19
<i>Lac Beamish</i> .....	22
Recommandations.....	24

## 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 (Figure 1).



**Figure 1.** Bétail paissant dans le ruisseau Meech ou aux abords de celui-ci, à l'été 2005.

À la suite d'une recommandation présentée par H<sub>2</sub>O 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](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 : 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); 5) immédiatement en amont du viaduc de l'Autoroute 105, au nord de Farm Point (M13A); 6) au pont de la route Du Pont, à Farm Point/Saint-Clément (M14) (Figure 2). 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.

En comparant les changements observés dans la qualité de l'eau avant et après le retrait du bétail, nous sommes en mesure d'évaluer les effets de la présence du bétail sur la qualité de l'eau en utilisant ce que nous appelons l'approche expérimentale « témoin-impact avant-après » (l'approche BACI). Dans le cas du ruisseau Meech, nous possédons trois ans (2003 à 2005) de données antérieures au retrait du bétail (avant) et deux ans

(2006 et 2007) de données postérieures au retrait (après). Les stations d'échantillonnage Décharge M à M11 représentent les stations témoins : la présence de bétail dans ces secteurs amont était limitée, alors qu'il y avait des preuves substantielles de l'utilisation du ruisseau par le bétail entre les stations M11 et M12, et entre M12 et M13A (stations d'impact). Si le bétail contribuait à la diminution de la qualité de l'eau dans la partie aval du ruisseau Meech, nous nous attendrions à ce que son retrait n'ait pas d'effet détectable sur les paramètres de qualité de l'eau aux stations témoins, mais qu'elle se traduise par une augmentation de la qualité de l'eau aux sites d'impact, pour les paramètres de qualité de l'eau susceptibles d'être influencés par l'érosion due à la présence du bétail (p. ex. les solides en suspension totaux, SST) ou par les excréments du bétail (phosphore). D'autre part, pour les analytes qui ne sont pas influencés par l'érosion ou qui ne sont pas des constituants majeurs des excréments du bétail, nous ne nous attendons pas à observer de changements de niveau avant et après le retrait du bétail à toutes les stations.

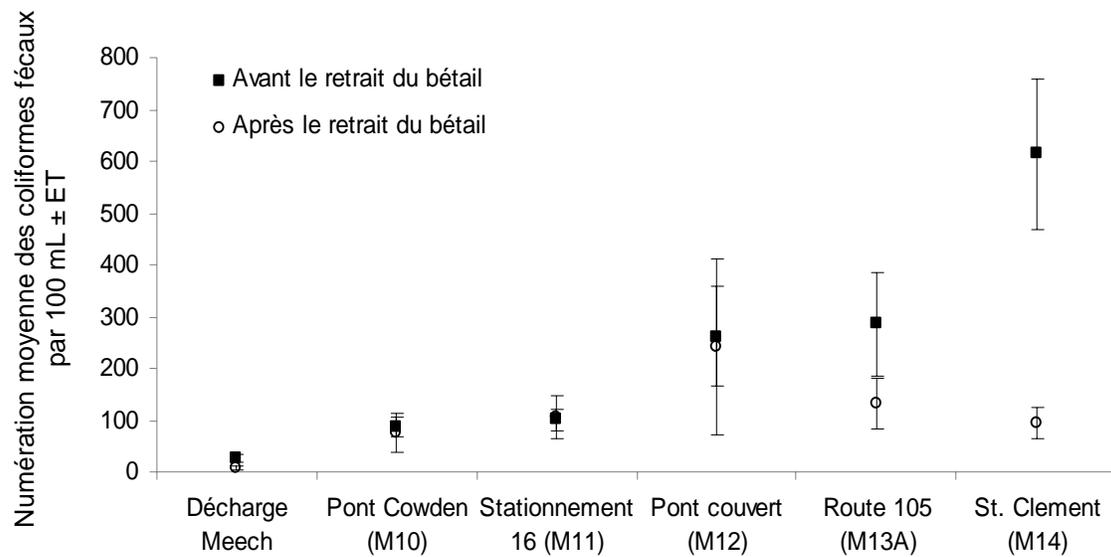
**Figure 2.** Sites d'échantillonnage du ruisseau Meech.



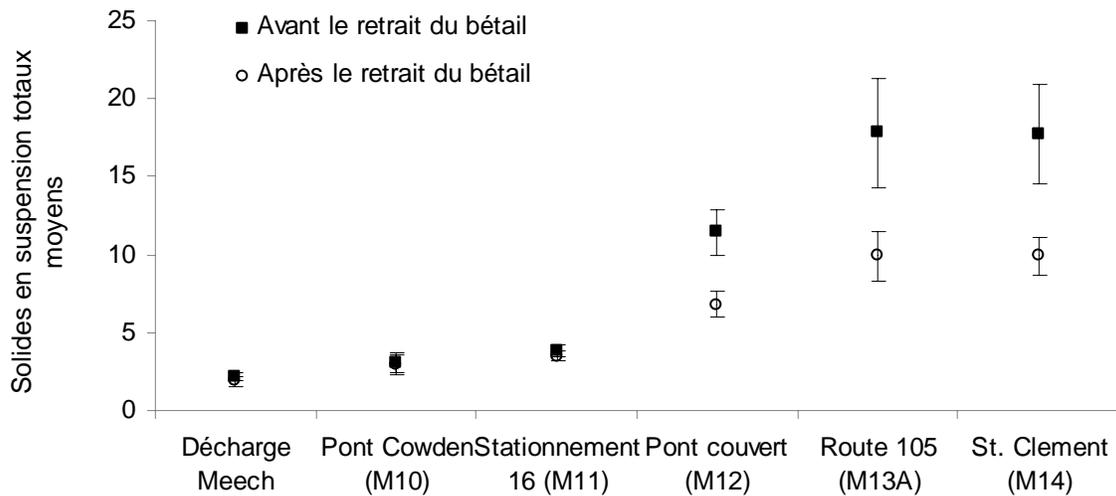
Comme prévu, la numération des coliformes fécaux a diminué fortement aux stations aval après le retrait du bétail (Figure 3), tout comme les solides en suspension totaux (Figure 4), le phosphore total (Figure 5) et le potassium (Figure 6). À l'opposé, le sodium et les chlorures n'ont montré aucun signe d'effet du retrait du bétail (Figures 7, 8). Ces résultats confirment l'hypothèse selon laquelle la diminution de la qualité de l'eau dans le cours inférieur du ruisseau Meech était due à la présence de bétail dans le lit du ruisseau et la zone riveraine. De surcroît, ils démontrent que des mesures d'atténuation

relativement directes (comme le retrait du bétail) peuvent entraîner une amélioration spectaculaire et quasi immédiate de la qualité de l'eau.

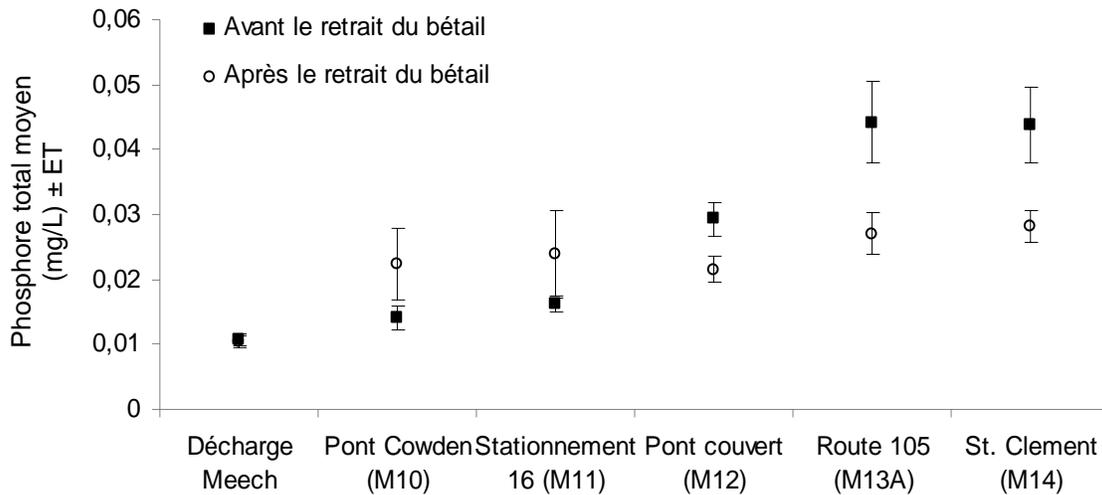
Deux importantes questions demeurent relativement au ruisseau Meech. Bien que le retrait du bétail ait entraîné une amélioration spectaculaire de la qualité de l'eau dans le cours inférieur du ruisseau, la qualité de l'eau est encore considérablement moindre qu'en amont. Bien que la situation puisse continuer à s'améliorer, il est possible qu'il y ait d'autres facteurs contributifs, en particulier : 1) l'érosion non provoquée par le bétail, notamment entre les stations M11 et M13; et/ou 2) la charge due au ruissellement en provenance de Saint-Clément.



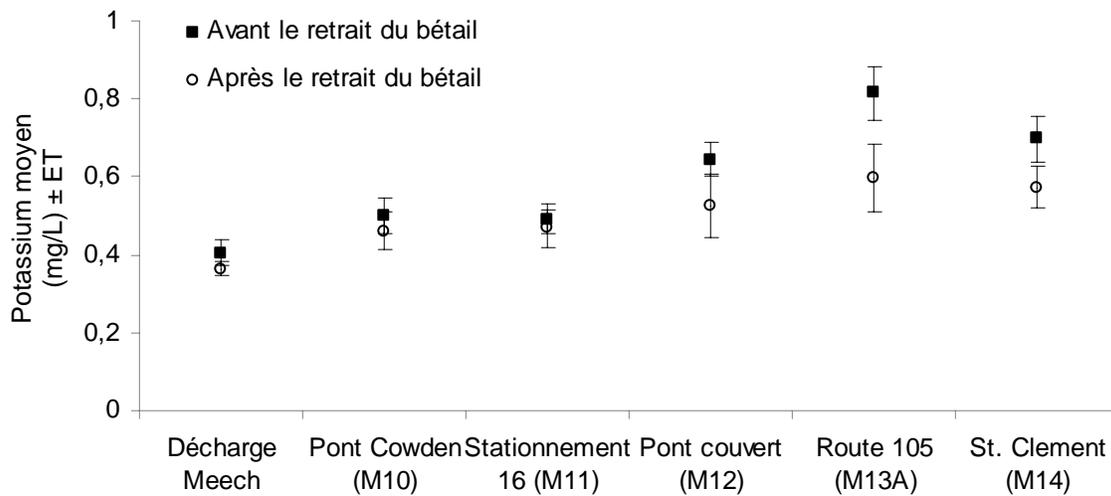
**Figure 3.** Numération moyenne des coliformes fécaux par 100 mL aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.



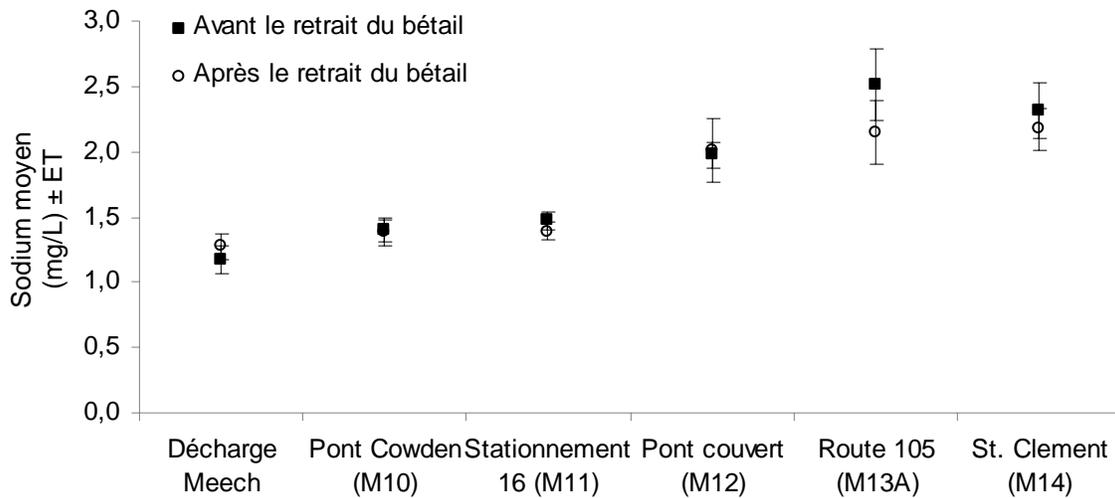
**Figure 4.** Solides en suspension totaux moyens pour les stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.



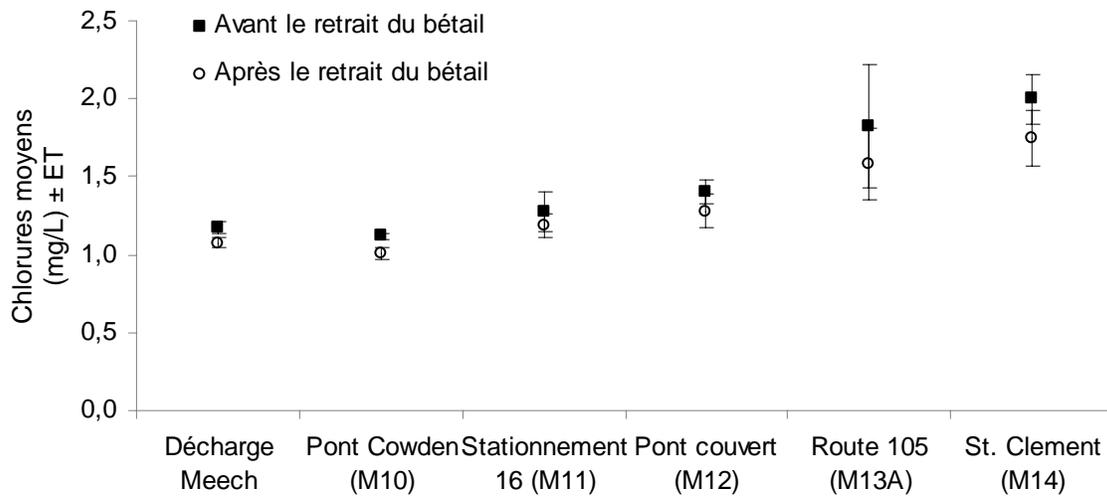
**Figure 5.** Concentrations moyennes de phosphore total aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.



**Figure 6.** Concentrations moyennes de potassium aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.



**Figure 7.** Concentrations moyennes de sodium aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.

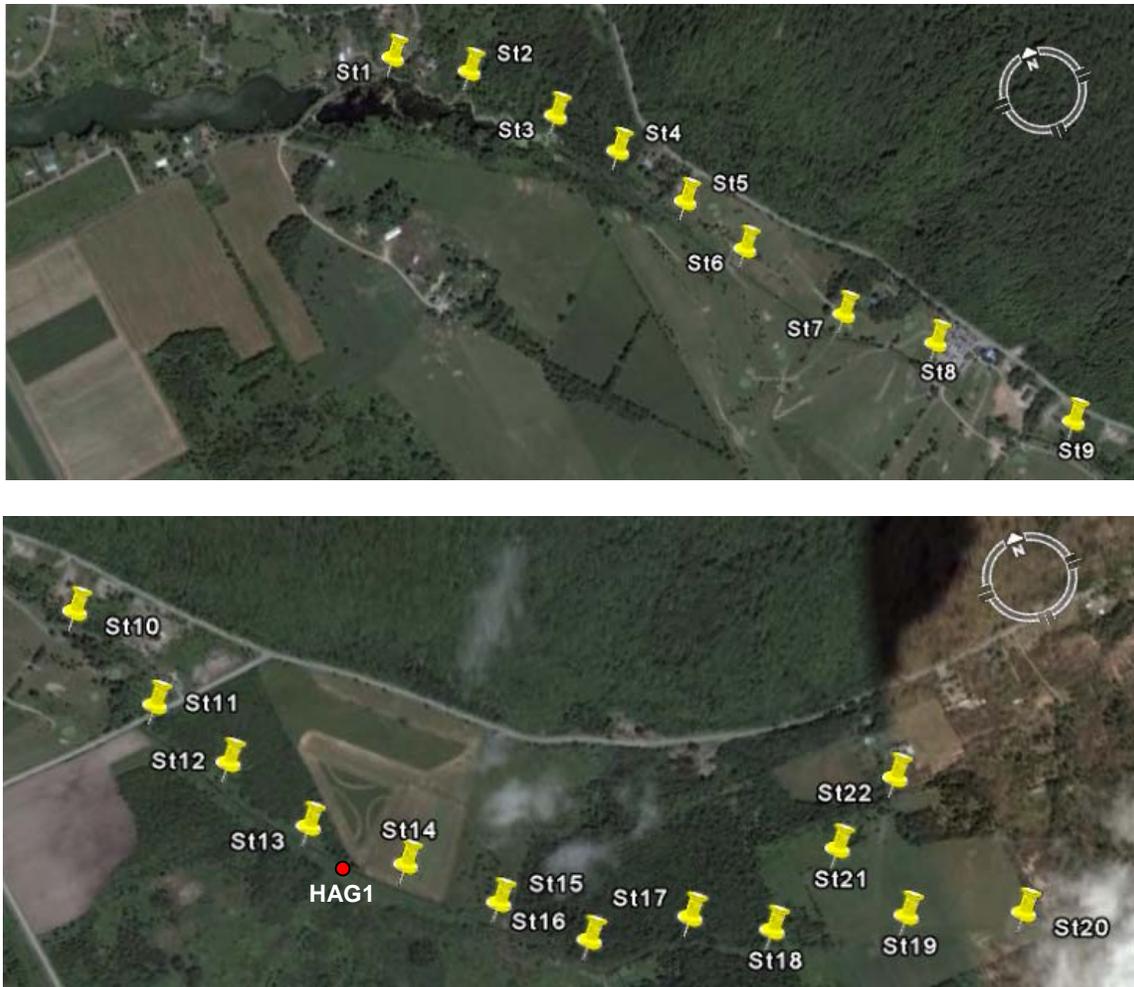


**Figure 8.** Concentrations moyennes de chlorures aux stations d'échantillonnage situées le long du ruisseau Meech, en direction aval de gauche à droite, avant (2004-2005) et après (2006-2007) le retrait du bétail. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les mois  $\pm$  l'erreur-type.

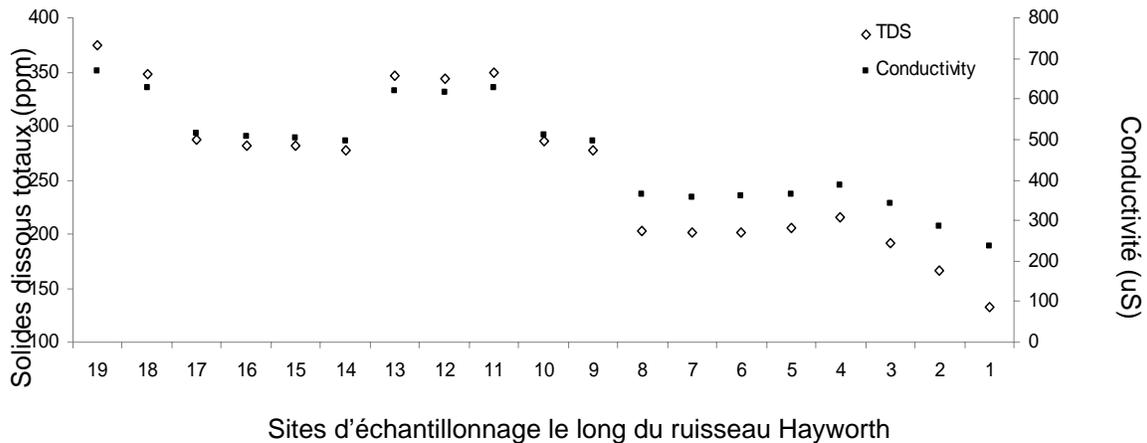
## Ruisseau Hayworth

L'échantillonnage de 2003 à 2006 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. Il est possible que de tels modèles existent mais que la résolution spatiale du programme d'échantillonnage ordinaire de H<sub>2</sub>O soit trop rudimentaire pour les détecter. Pour examiner cette possibilité, en 2007, des stations d'échantillonnage ont été établies approximativement tous les 100 mètres le long du ruisseau Hayworth, depuis St1 (sur le lac Beamish) jusqu'à St20 (sur l'affluent amont) (Figure 9). Chaque station a été échantillonnée une fois entre le 3 juillet et le 6 juillet 2007. Des photographies ont été prises à chaque station et un certain nombre de paramètres de l'eau ont été mesurés, dont la conductivité, les solides dissous totaux (SDT), le pH et la température.

**Figure 9.** Stations d'échantillonnage du ruisseau Hayworth.



Le ruisseau Hayworth montre une diminution générale des SDT et de la conductivité en allant vers l'aval depuis St19 (en amont de la station Cook) jusqu'à St1 (sur le lac Beamish) (Figure 10). Des pics locaux de conductivité et de SDT ont été observés le long de cette dénivellation, en amont de la station Cook et en aval de la tranchée de drainage agricole (HAG1) qui s'écoule dans le ruisseau Hayworth depuis le sud. Contrairement au ruisseau Chelsea, 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 11a). Cependant, le premier pic de conductivité et de SDT correspond à un secteur qui présentait des signes évidents de la présence de bétail (St18, Figure 11b) et le deuxième pic important 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 10.** Conductivité (uS) et solides dissous totaux (ppm) aux stations d'échantillonnage le long du ruisseau Hayworth en direction aval de gauche à droite. Les valeurs illustrées sont les mesures prises à chaque station entre le 3 juillet et le 6 juillet 2007.



**Figure 11.** Photos prises pendant l'échantillonnage intensif du ruisseau Hayworth de 2007.

## Ruisseau Chelsea

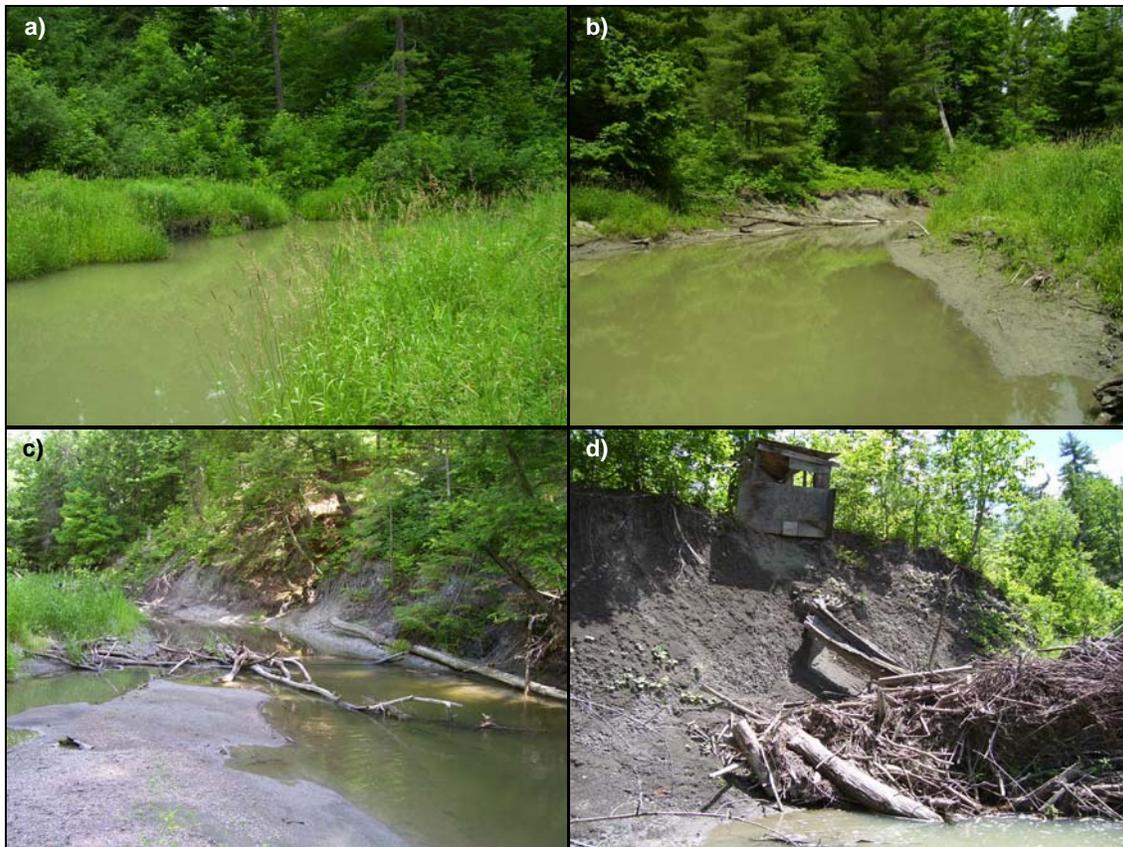
La qualité de l'eau dans le cours supérieur du ruisseau Chelsea est raisonnablement bonne. À titre de comparaison, l'échantillonnage de 2004 à 2006 a montré de façon constante une qualité de l'eau réduite dans le cours inférieur du ruisseau, y compris des résultats élevés relativement à la numération 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. Des stations d'échantillonnage ont été établies environ tous les 100 mètres, depuis l'amont du centre d'information de la CCN (St56) jusqu'à l'amont immédiat de la décharge dans la rivière Gatineau, à proximité de l'Autoroute 105 (St2) (Figure 12). Chaque station a été échantillonnée une fois entre le 15 juin et le 29 juin 2007. Des photographies ont été prises à chaque station et un certain nombre de paramètres ont été mesurés, notamment la conductivité, les solides dissous totaux (SDT), le pH et la température. Quelques-unes de ces stations ont été échantillonnées à nouveau à l'automne, entre le 10 octobre et le 31 octobre. Encore une fois, des photographies ont été prises à chaque station, et des échantillons bactériologiques et d'éléments nutritifs ont été recueillis après avoir mesuré la conductivité, le pH et la température. À chaque station, l'étendue de l'érosion a été évaluée selon une échelle ordinale, allant de 0 (aucune érosion) à 3 (glissement de terrain) (Figure 13).

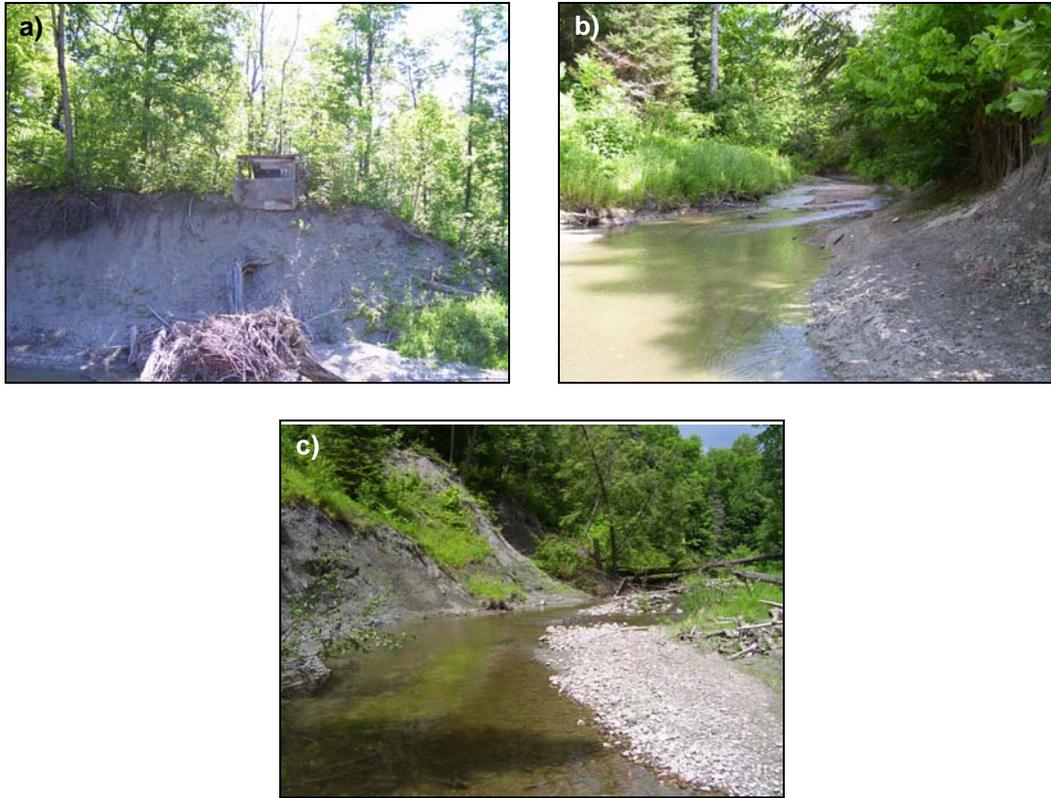
Au cours de l'été, des pics de SDT et de conductivité ont été observés dans les secteurs montrant des signes d'une érosion substantielle des berges (glissements de terrain, sapement des berges, etc.) (Figure 14). Comme prévu, la qualité de l'eau – telle que mesurée par les paramètres de SDT et de conductivité – était plus faible immédiatement en aval de ces secteurs et plus élevée dans les secteurs sans érosion significative (Figure 15). 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 qui y contribuent également.

Figure 12. Site d'échantillonnage du ruisseau Chelsea.

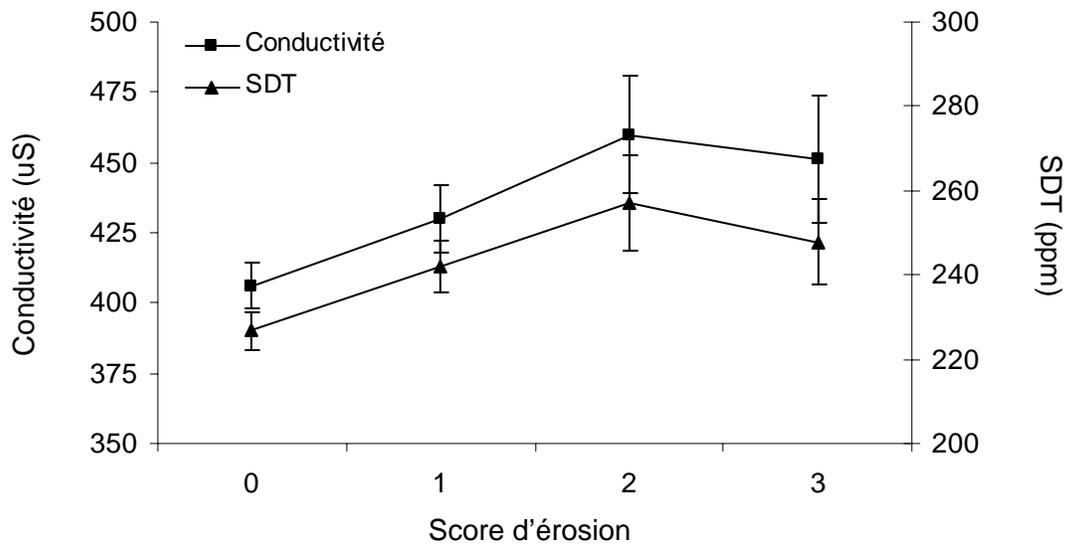




**Figure 13.** Photographies prises au cours de l'échantillonnage intensif du ruisseau Chelsea en 2007, représentant les scores d'érosion a) 0, b) 1, c) 2 et d) 3.



**Figure 14.** Photographies prises aux stations a) St6, b) St19 et c) St25 au cours de l'échantillonnage intensif du ruisseau Chelsea en 2007.



**Figure 15.** Conductivité (uS) et SDT (ppm) par rapport au score d'érosion dans le ruisseau Chelsea. Les valeurs illustrées sont les moyennes ( $\pm$  l'erreur-type) de toutes les stations pour chaque niveau d'érosion.

## Lac Meech

On a effectué des échantillonnages à deux stations sur le lac Meech en 2007, 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.

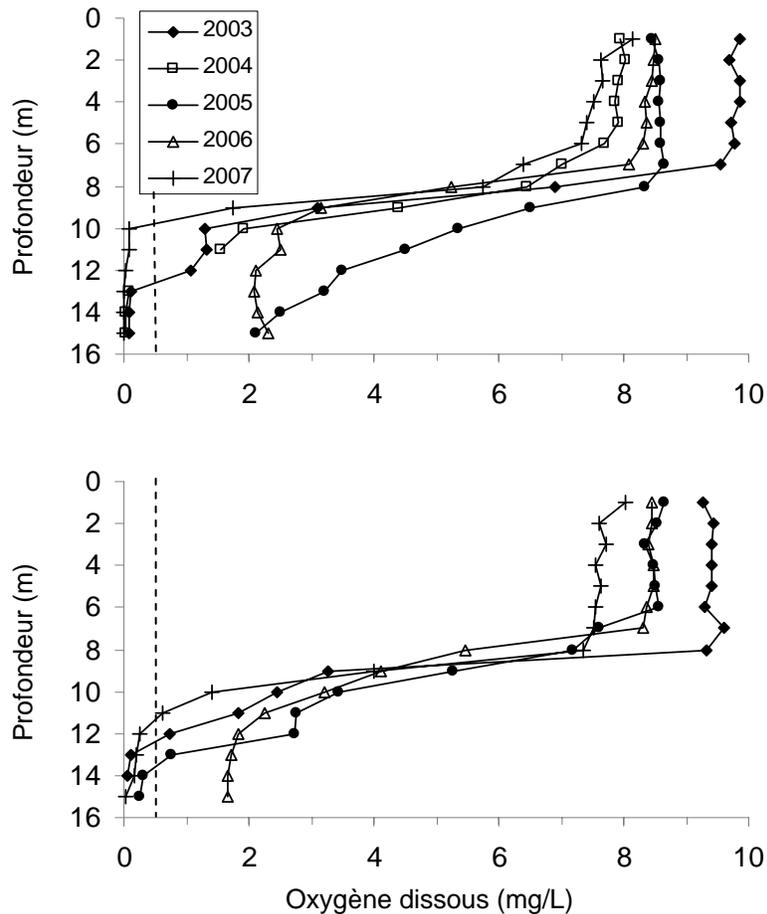
En 2007, une équipe de l'Université d'Ottawa sous la direction des docteurs François Chapleau et Scott Findlay a poursuivi ses échantillonnages (commencés en 2006) de la communauté de poissons du lac Meech. Chapleau et Findlay ont aussi échantillonné le lac Meech en 1990-1991 : la comparaison de ces échantillons fournit donc une information importante sur les changements survenus dans la communauté de poissons au cours des quinze dernières années. En outre, il existe aussi des données d'un échantillonnage des poissons effectué en 1970-1971, ce qui permet d'obtenir un historique de changement encore plus long (presque 40 ans) dans la communauté de poissons.

Alors que la plupart des paramètres de la qualité de l'eau du lac Meech étaient compatibles avec les échantillonnages menés en 2003-2006, les taux d'oxygène observés à la fin de l'été dans les profondeurs du lac étaient considérablement plus faibles que les années antérieures – à vrai dire, à la fin d'août jusqu'en septembre, les eaux plus profondes que 10 m étaient anoxiques (Figure 16). 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 17).

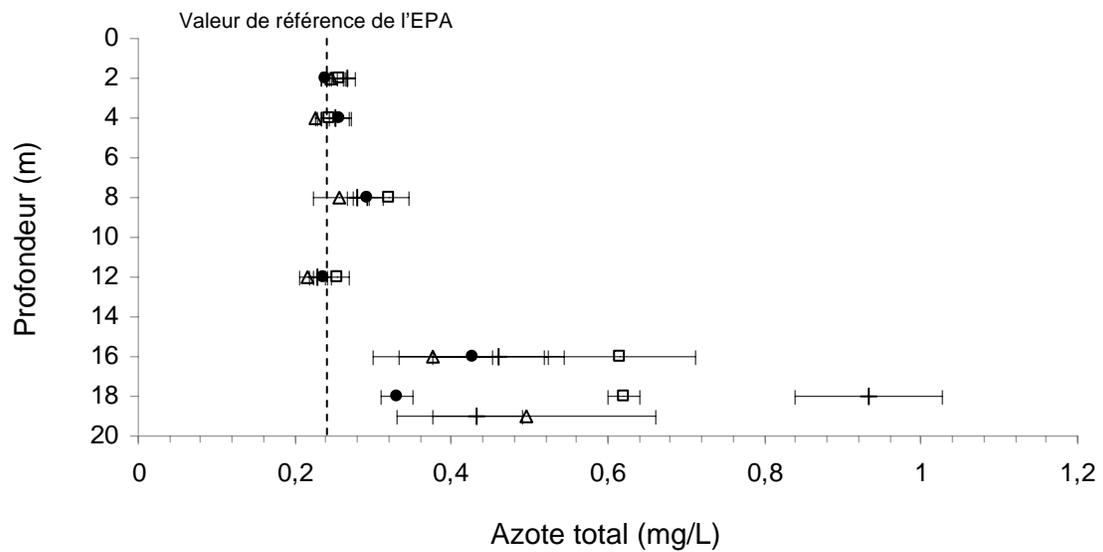
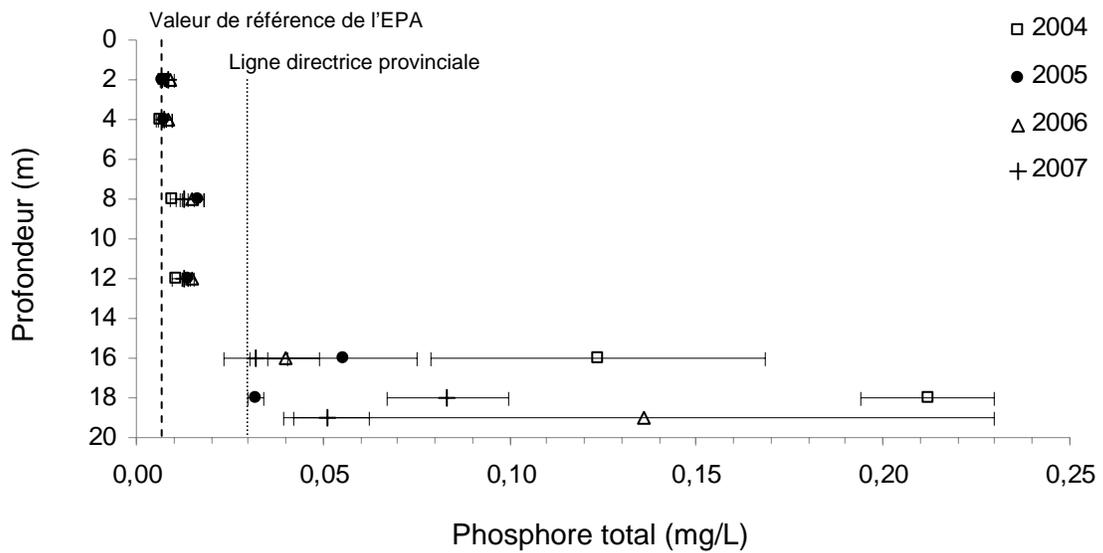
Les faibles concentrations d'oxygène dissous dans les eaux profondes doivent nous préoccuper au moins pour deux raisons. Premièrement, comme il a été observé en 2006 et en 2007, l'anoxie aboutira habituellement à une redissolution des éléments nutritifs contenus dans les sédiments. Lorsque ces éléments 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 et de 2007 indiquent que, de juillet à septembre, la niche thermique optimale du touladi n'est pas présente dans le lac Meech.

Conformément à ce constat, l'échantillonnage intensif de poissons en 2006 et en 2007 n'a permis de recueillir aucun spécimen de touladi. Or au cours de l'enquête de

1970-1971, le touladi était comparativement commun (Tableau 1). Un autre changement majeur survenu depuis 1970-1971 a été la disparition d'un certain nombre d'espèces de cyprins (ménés), y compris plusieurs espèces de ménés, dont le méné émeraude (Tableau 1). Les données démontrent clairement que cette disparition est due en grande partie à la présence dans le lac Meech de populations d'achigan, un poisson dont l'abondance s'est accrue de façon explosive au cours des quinze dernières années (Figure 18) et qui est reconnu pour être un grand prédateur du méné. Il semble inévitable de devoir conclure que le touladi a, à peu de chose près, disparu du lac Meech au cours des dernières décennies.



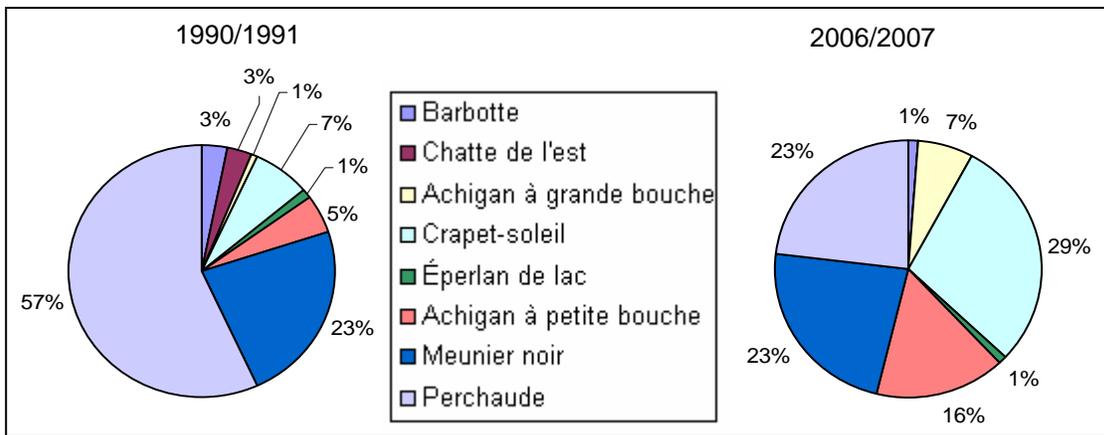
**Figure 16.** Profils de profondeur relatifs à l'oxygène dissous aux stations ML3 (en haut) et ML5 (en bas), pour le mois de septembre, de 2003 à 2007. La ligne pointillée représente des conditions anoxiques ( $< 0,5$  mg/L d'oxygène).



**Figure 17.** 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.

**Tableau 1.** Espèces de poisson observées dans le lac Meech au cours des enquêtes-sondages de 1970-1971, 1990-1991 et 2006-2007.

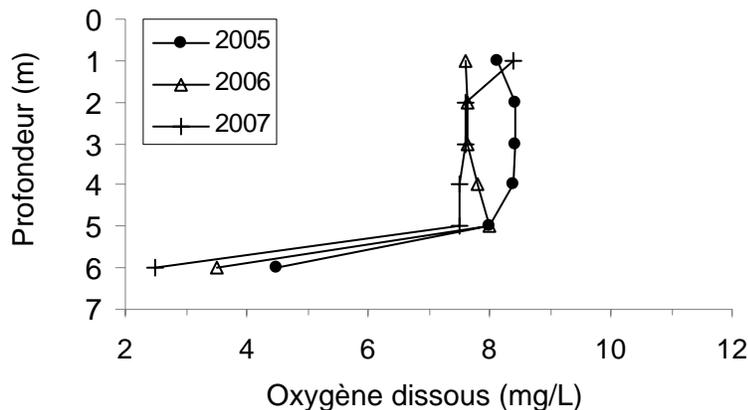
Espèces	1970-1971	1990-1991	2006-2007
Museau noir	1	0	0
Ventre-pourri	1	0	0
Barbotte	1	1	1
Omble de fontaine	1	0	0
Méné des ruisseaux	1	0	0
Méné de lac	1	0	0
Tête-de-boule	1	0	0
Chatte de l'est	1	1	0
Touladi	1	0	0
Achigan à grande bouche	0	1	1
Crapet-soleil	1	1	1
Éperlan de lac	1	1	1
Achigan à petite bouche	1	1	1
Meunier noir	1	1	1
Perchaude	1	1	1



**Figure 18.** Changements dans la communauté de poissons du lac Meech de 1990-1991 à 2006-2007.

## Lac Kingsmere

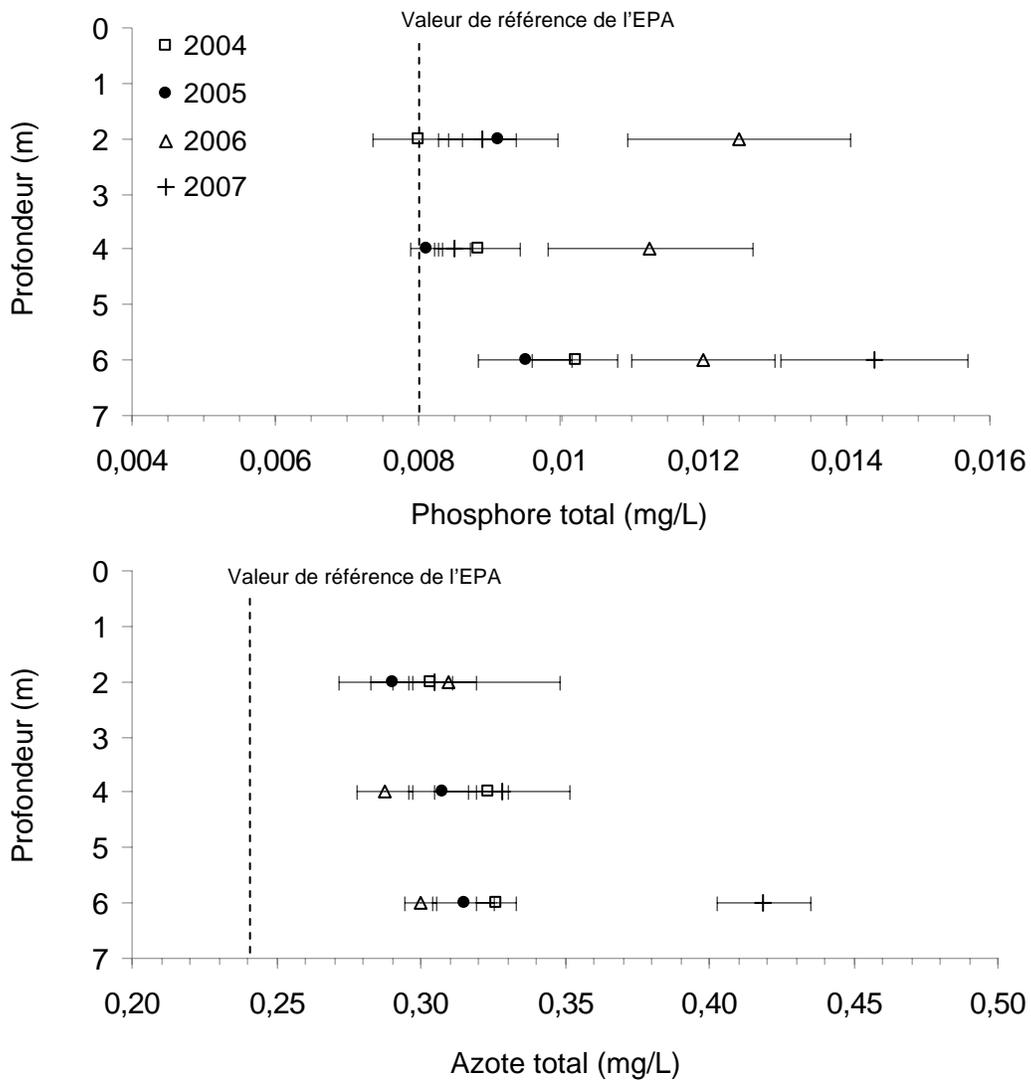
En 2007, une seule station d'échantillonnage (KL1) sur le lac Kingsmere a fait l'objet d'échantillonnages mensuels, de juin à septembre, et d'analyses d'oxygène dissous, de température, de coliformes fécaux, d'azote total, de phosphore total et de chlorophylle-*a*. Tandis que la plupart des paramètres de la qualité de l'eau du lac Kingsmere ont été cohérents avec les échantillonnages effectués de 2003 à 2006, les taux d'oxygène observés dans les profondeurs du lac (à plus de 6 m) à la fin de l'été ont été considérablement plus faibles que dans les années antérieures, les taux d'oxygène observés de la mi-juillet à la mi-août ayant été en moyenne d'environ 2,1 mg/L, une diminution de 50 % par rapport au taux de 4,2 mg/L en 2006 (Figure 19). Comme c'était le cas dans les eaux du lac Meech, les faibles taux d'oxygène entraînent une 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 les plus élevés, et par une marge considérable, qui aient jamais été enregistrés (Figure 20). Comme la profondeur de 6 m se situe pourtant dans la zone euphotique (la profondeur jusqu'où la lumière pénètre), ceci a résulté en une augmentation spectaculaire de la biomasse du phytoplancton, comme l'indique l'augmentation du taux de chlorophylle-*a* en comparaison avec l'année précédente (Figure 21).



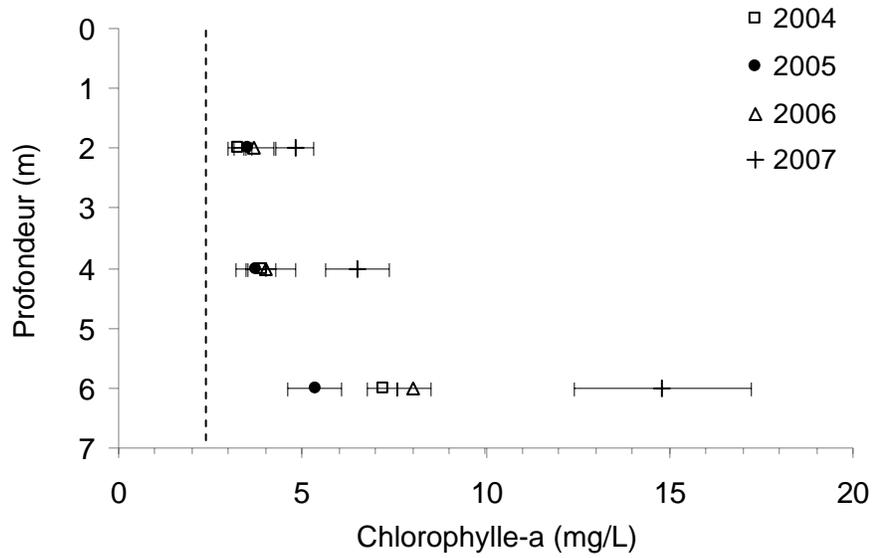
**Figure 19.** Profils de profondeur relatifs à l'oxygène dissous (à droite) pour le lac Kingsmere, au cours du mois d'août, de 2005 à 2007.

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 effectivement 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.



**Figure 20.** 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 21.** Moyenne annuelle de chlorophylle-*a* (mg/L) en fonction de la profondeur dans les eaux du lac Kingsmere, 2004-2007. Les valeurs illustrées sont les moyennes de tous les échantillonnages de juin à septembre  $\pm$  l'erreur-type.

## Lac Beamish

En 2007, l'échantillonnage a été effectué à la station d'échantillonnage centrale du lac Beamish (BL2). Cette station a été contrôlée 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*.

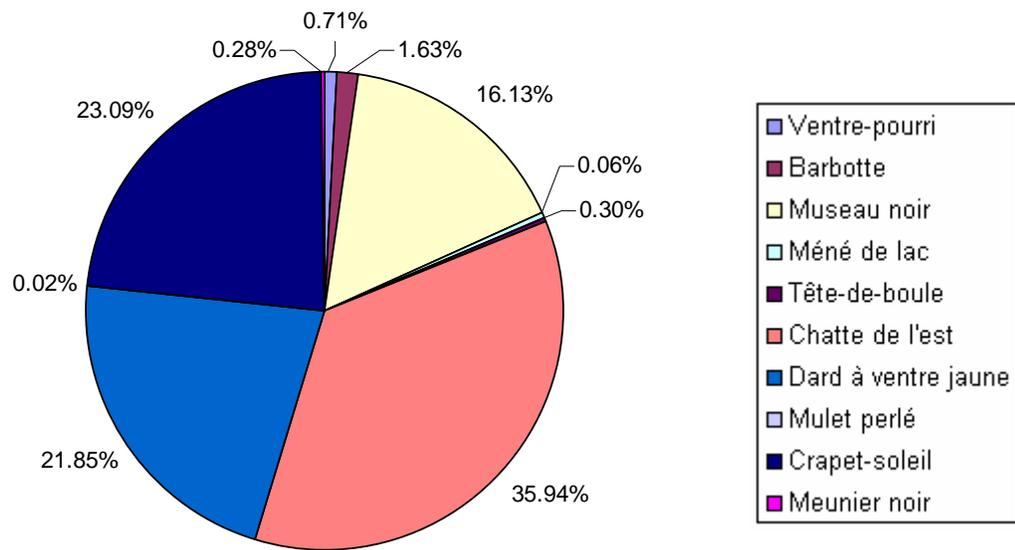
La numération de coliformes fécaux mesurée au milieu du lac a été relativement faible, se situant à l'intérieur de la fourchette de valeurs obtenues au cours des années précédentes. La numération des coliformes fécaux a été de 3 à 16 par 100 ml. Ces valeurs sont nettement inférieures à la ligne directrice 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 trois premiers mètres d'eau, allant de 4,7 à 7,4 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 2007, 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, comme on l'a observé au cours des années antérieures. 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 et 2006 et, à la surface, ils ont été considérablement plus élevés que ceux observés au lac Kingsmere et au lac Meechs et que la valeur de référence de la US EPA pour les lacs non pollués de l'écorégion VII.

Malgré la qualité comparativement mauvaise de l'eau, la communauté de poissons du lac Beamish est très diversifiée. La chatte de l'est, le crapet-soleil, le dard à ventre jaune et le museau noir ont été jugés abondants, tandis que la barbotte, le ventre-pourri, la tête-de-boule, le meunier noir et le méné de lac étaient tous présents (Figure 22).



**Figure 22.** Résultats de l'enquête de 2007 sur les populations de poisson dans le lac Beamish.

## **RECOMMANDATIONS**

R1. 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.

R2. Qu'un programme d'échantillonnage spécifique soit mis en œuvre pour vérifier le rôle de l'apport en nutriments de provenance autre que l'érosion dans le cours inférieur du ruisseau Chelsea.

R3. Que H<sub>2</sub>O 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.

R4. Que H<sub>2</sub>O 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.