

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/288668271>

Étude sur l'état du lac Osisko, Rouyn-Noranda, Québec

Working Paper · February 2015

CITATIONS

0

READS

2,374

3 authors, including:



[Isabelle Proulx](#)

Institut National de la Recherche Scientifique

6 PUBLICATIONS 90 CITATIONS

SEE PROFILE



[Dominic Ponton](#)

Université de Montréal

36 PUBLICATIONS 406 CITATIONS

SEE PROFILE

ÉTUDE SUR L'ÉTAT DU LAC OSISKO, ROUYN-NORANDA, QUÉBEC

Par

Isabelle Proulx, Ph.D. en écotoxicologie aquatique (isabelle_proulx@hotmail.com)

Dominic Ponton, Ph.D. en écotoxicologie aquatique (dominic.ponton@gmail.com)

Geneviève Trudel, M.Sc. en biologie (genevieve.trudel@rouyn-noranda.ca)

Rapport présenté aux membres du groupe de travail sur le lac Osisko :

Ville de Rouyn-Noranda

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
Changements Climatiques

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Agence Régionale de Santé et de Services Sociaux

Fonderie Horne, une compagnie de Glencore

Février 2015

Résumé et recommandations

La Ville de Rouyn-Noranda (ci-après appelée la Ville) et ses citoyens sont préoccupés par l'état de santé général du lac Osisko. Le lac Osisko a grandement été contaminé par le passé par la Fonderie Horne, les parcs à résidus miniers et les eaux usées municipales. Depuis la construction des digues en 1968, l'apport de contaminants dans la partie sud a grandement diminué. La contamination atmosphérique a aussi beaucoup diminué depuis les années 70 due aux aménagements réalisés par la Fonderie Horne. Malgré cette diminution importante, des dorésensemencés dans le lac en 2001 et analysés en 2006 ont démontré une contamination importante en divers éléments traces. En 2008, un groupe de travail a été formé afin de clarifier l'état de la contamination du lac. Une revue de littérature sur l'état de santé du lac et des recommandations ont été faites en 2009 afin de guider les échantillonnages. Ce rapport traite de ces résultats récents et d'autres obtenus par les auteurs D. Ponton et I. Proulx au cours de leurs recherches doctorales.

Le lac Osisko est méso-eutrophe. Les concentrations de phosphore dans l'eau sont élevées et peuvent causer une prolifération importante des plantes aquatiques, une diminution des concentrations en oxygène et une prolifération de cyanobactéries (non observée). Des concentrations plus élevées de phosphore ont été mesurées dans l'eau des émissaires 1 et 2 comparativement aux deux autres émissaires, ce qui indique un apport plus grand de phosphore provenant de ces deux sous-bassins versants. Cependant, les données recueillies ne permettent pas d'en déterminer la source précise. Nous recommandons qu'une analyse plus approfondie des sources de phosphore contribuant aux concentrations élevées dans ces émissaires (p.ex. surverse du réseau d'égouts) soit effectuée afin de réduire les apports de phosphore dans le lac, et ainsi limiter l'eutrophisation du lac.

Bien que variable, le pH du lac est généralement élevé. L'activité photosynthétique associée à l'abondance de plantes aquatiques pourrait expliquer en partie ce pH. Puisqu'à certaines occasions, les pH mesurés excèdent la limite supérieure ($\text{pH} > 9$) pour la baignade, celle-ci devrait être interdite dans le lac Osisko. Le pH des émissaires pluviaux est généralement sous la valeur de 8, donc ne semble pas contribuer au pH élevé du lac. Toutefois, à une occasion, un pH supérieur à 11 a été mesuré dans l'émissaire pluvial 4. Nous recommandons le suivi du pH dans cet émissaire afin de s'assurer que le phénomène n'est pas récurrent.

Certaines concentrations d'éléments traces mesurées dans l'eau du lac, comme celles de l'aluminium (Al), du cadmium (Cd), du cuivre (Cu) et du plomb (Pb), dépassent les concentrations recommandées pour protéger les organismes aquatiques d'effets chroniques ou aigus. Les concentrations d'éléments traces mesurées dans l'eau des émissaires pluviaux indiquent que les émissaires 1 et 2 sont potentiellement des sources d'éléments traces. Effectivement, dans ces émissaires, les concentrations d'Al, de Cd, de Cu, de Pb et de zinc (Zn), dépassent occasionnellement les concentrations permises à la sortie d'effluents industriels. L'élément dont la concentration dépasse le plus fréquemment ce seuil est le Cu (81 %), ensuite le Zn (51 %), l'Al (21 %) et le Cd (21 %) et le Pb (9 %). Les sources de métaux provenant de ces deux émissaires devraient être identifiées. De plus, afin de quantifier l'apport d'éléments traces par les émissaires au lac Osisko, les débits des entrées d'eau au lac, des émissaires pluviaux et à la sortie du lac devraient être mesurés.

Étant donné que le pH du lac Osisko est élevé, les éléments traces peuvent sédimenter davantage que dans un lac à pH plus faible. Les concentrations d'éléments traces dans les sédiments du lac Osisko sont parmi les plus élevées des lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury. La

grande majorité des éléments traces présents dans les sédiments dépassent les critères pouvant causer des effets fréquents sur des organismes benthiques, et ce, malgré une réduction importante de l'apport de métaux depuis les années 70 en provenance de la Fonderie. Cependant, selon le modèle SEM-AVS et les mesures chez les larves du diptère *Chironomus*, les éléments traces présents dans les sédiments, à l'exception du Zn et du sélénium (Se), semblent être peu biodisponibles. La faible biodisponibilité de la plupart des éléments traces dans les sédiments est probablement due au caractère physicochimique de ces sédiments. Afin d'éviter le relargage d'éléments traces provenant des sédiments vers la colonne d'eau, nous suggérons d'interdire toute activité pouvant remanier les sédiments. Étant donné que le phénomène d'eutrophisation pourrait également entraîner un relargage des métaux dans la colonne d'eau, des mesures devraient être prises afin de réduire la vitesse d'eutrophisation du lac Osisko.

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans la chair des poissons du lac Osisko en 2009 et 2011 sont comparables ou plus basses à celles mesurées dans la chair de poissons ailleurs au Québec et en Ontario, à l'exception des concentrations de cuivre (Cu) et de Se. La plupart des concentrations d'éléments traces mesurées dans la chair des poissons en 2009 et 2011 étaient beaucoup plus basses qu'en 2006. Les concentrations de tous les éléments traces mesurées dans la chair des poissons en 2006 sont environ de 3 à 1000 fois plus élevées que chez les poissons récoltés en 2009 et 2011 (à l'exception de l'arsenic (As) et du mercure (Hg)). Les mesures d'éléments traces dans les différentes composantes du lac (eau, sédiments, proies) entre 2001 et 2010 n'ont pas permis d'expliquer les différences entre les concentrations d'éléments traces chez les dorés. En raison des hautes concentrations de Se mesurées dans la chair des dorés en 2006, la recommandation actuelle de consommation maximale de poissons provenant du lac Osisko, qui est de deux portions par mois, devrait être maintenue. Si des tissus de dorés de ces deux échantillonnages (2006 et 2009) sont toujours disponibles, nous recommandons que les analyses soient répétées afin de s'assurer que ces différences ne soient pas le résultat d'erreurs analytiques. Nous recommandons aussi le suivi annuel des éléments traces chez les dorés et les perchaudes du lac Osisko afin d'observer si un tel épisode de forte contamination est fréquent.

Aucune source actuelle importante de Se n'a été identifiée dans ce rapport. La contamination historique des sédiments semble être la principale source de Se pour les poissons du lac Osisko. Le sélénium organique dans les sédiments, étant également biodisponible, serait alors absorbé par les organismes benthiques, puis transféré dans les réseaux trophiques, exposant les organismes qui ont une source de nourriture benthique à une source historique de Se. Le Se ne semble pas représenter un risque de toxicité élevée pour les perchaudes du lac Osisko. Par contre, dans le lac Rouyn, environ un tiers de la population de perchaude pourrait subir un risque d'effets tératogènes dus au Se.

Le thallium (Tl) n'est pas un élément qui a été analysé par le groupe de travail. Par contre, des données récentes d'I. Proulx et de D. Ponton suggèrent que les concentrations de Tl dans le lac Osisko sont relativement faibles, mais qu'elles sont élevées dans plusieurs compartiments des lacs Rouyn, Kinojévis et Caron. Plus d'études sont nécessaires afin d'évaluer les effets probables de cet élément sur les organismes aquatiques et sur les humains qui consomment des poissons ayant des concentrations de Tl élevées.

Équipe de réalisation

COORDINATION DU PROJET : Geneviève Trudel

RECHERCHE ET RÉDACTION : Isabelle Proulx
Dominic Ponton
Geneviève Trudel

ÉCHANTILLONNAGE : Stéphane Lacombe
Robert Prairie
Geneviève Trudel

CARTOGRAPHIE : Natalie Marsan

MISE EN PAGE : Geneviève Laurin
Andrée-Anne Dupuis

Table des matières

Résumé et recommandations	3
Équipe de réalisation	5
Table des matières.....	7
Liste des cartes.....	9
Liste des tableaux.....	10
Liste des figures	12
Liste des encadrés.....	14
Liste des abréviations	15
1. Introduction	17
2. Aire d'étude	18
3. Méthodologie.....	21
3.1 Eau de surface	21
3.1.1 Échantillonnage.....	21
3.1.2 Analyse du phosphore, du COD, de la chlorophylle a, des éléments traces, de l'alcalinité, de la dureté et de la MES.....	23
3.2 Émissaires pluviaux	24
3.2.1 Échantillonnage.....	24
3.2.2 Analyse du phosphore total, de la MES et des éléments traces	24
3.3 Sédiments	25
3.3.1 Échantillonnage.....	25
3.3.2 Analyse des éléments traces.....	25
3.4 Poissons.....	26
3.4.1 Échantillonnage.....	26
3.4.2 Analyse des éléments traces.....	26
3.5 Plantes aquatiques	26
3.5.1 Échantillonnage.....	26
3.5.2 Identification des plantes aquatiques.....	27

3.6	Comparaison des concentrations d'éléments mesurées dans cette étude	27
3.7	Analyses statistiques	28
4.	Résultats et discussion	29
4.1	Limnologie du lac Osisko	29
4.1.1	État trophique du lac	29
4.1.2	Concentrations de phosphore	31
4.1.3	pH de l'eau	32
4.1.4	Macrophytes	34
4.2	Contamination du lac Osisko en éléments traces	35
4.2.1	Eau	35
4.2.2	Sédiments	42
4.2.2.1	Biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments	48
4.2.3	Poissons	55
4.3	Écotoxicologie du Se et sa particularité dans le lac Osisko	65
4.3.1	Spéciation du Se	65
4.3.2	Biodisponibilité du Se dans l'eau	66
4.3.3	Concentration de Se chez les poissons planctivores	67
4.3.4	Concentrations de Se chez les perchaudes dont l'alimentation varie	68
4.3.5	Effet du Se chez les perchaudes	69
4.4	Le TI dans le lac Rouyn et ceux en aval	70
5.	Conclusion	75
6.	Références	78
	Annexes	86

Liste des cartes

Carte 1-1 : Localisation du lac Osisko	17
Carte 2-1 : Limites et occupation du sol des trois sous-bassins versants du lac Osisko	19
Carte 2-2 : Localisation des parcs à résidus miniers dans le bassin versant nord	21
Carte 3-1 : Localisation des stations d'échantillonnage de l'eau de surface du lac () ainsi que la localisation des émissaires pluviaux et des regards des sous bassins versants 1 à 4.....	22

Liste des tableaux

Tableau 4-1 : Valeurs moyennes (min-max; n=4) des mesures physicochimiques de l'eau du lac Osisko aux stations 1 et 2 (carte 3-1) en juillet 2010 et 2011	29
Tableau 4-2 : Valeurs moyennes (min.-max.) des mesures physicochimiques prises dans l'eau des émissaires 1 à 4 (carte 3-1) en 2009 et 2011	32
Tableau 4-3 : Liste des espèces de plantes aquatiques répertoriées dans le lac Osisko.....	34
Tableau 4-4 : Concentrations d'éléments traces ($\mu\text{g/l}$) extractibles totaux dans l'eau du lac Osisko à divers sites et dates d'échantillonnage et critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (CVAC et CVAA; $\mu\text{g/l}$; MDDEFP, 2013).....	36
Tableau 4-5 : Résumé (moyenne, écart-type, valeur minimale et maximale; n=53; $\mu\text{g/l}$) des concentrations d'éléments traces mesurées dans les émissaires (stations 1 à 4; carte 3-1) en 2009 et 2011. Critère de valeur aigüe finale à l'effluent (VAFe; $\mu\text{g/l}$; MDDEFP, 2013) et fréquence de leur dépassement (FD)	40
Tableau 4-6 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g}$ poids sec; \pm écart-type; n=10) d'éléments traces dans les sédiments (0-5 cm) des stations 1 et 2 (carte 3-1) du lac Osisko en comparaison à des critères de qualité des sédiments	43
Tableau 4-7 : Concentrations naturelles d'éléments traces ([ET]; $\mu\text{g/g}$ poids sec) dans les sédiments du lac Osisko. Concentrations d'éléments traces ([ET]) mesurées dans les sédiments (0-5 cm) du bassin sud du lac Osisko à diverses années et dans diverses études.....	46
Tableau 4-8 : Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans la chair de dorés (<i>Sander vitreus</i>) du lac Osisko (n=7; min-max), du fleuve St-Laurent (n=1) et d'autres lacs de la région de Rouyn-Noranda (RN) et de Chibougamau (CH) (n=1).....	56
Tableau 4-9 : Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) (min-max) dans la chair des perchaudes (<i>Perca flavescens</i>) récoltées dans le lac Osisko et dans le lac Rouyn à Rouyn-Noranda en 2009 et 2011	57
Tableau 4-10 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g}$; \pm écart-type; n=16) de divers éléments estimés en poids sec (facteur de conversion de 5) selon les concentrations en poids humide mesurées dans la chair des perchaudes (<i>Perca flavescens</i>) du lac Osisko en 2011 et étendue (min-max) des concentrations (poids sec) d'éléments traces mesurés en 2001 dans la chair de perchaudes d'une douzaine de lacs de la région de Sudbury par Pyle <i>et al.</i> (2005)	58
Tableau 4-11 : Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans la chair de dorés (<i>Sander vitreus</i>) dans le lac Osisko en 2006 et en 2009	59

- Tableau 4-12 : pH, concentration de carbone organique dissous (COD; mg/l) et concentrations d'éléments traces dissous ($\mu\text{g/l}$) (\pm écart-type pour les données de 2006 et 2010; n=3)) dans l'eau du lac Osisko en 2001, 2002, 2003, 2006 et 201060
- Tableau 4-13 : Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g}$ poids sec) (min.-max.) d'éléments traces mesurées chez les larves de *Chironomus* au lac Osisko ingérant des sédiments oxygènes récoltés en 2006, 2009 et 201061
- Tableau 4-14 : Comparaison des concentrations d'As, de Co et de Cd dans la chair des perchaudes récoltées par D. Ponton en 2010 et 2011 et les concentrations de ces mêmes éléments dans la chair des dorés et des perchaudes récoltées dans cette étude en 2006, 2009 ou 201162
- Tableau 4-15 : Concentrations de Se ($\mu\text{g/g}$ poids sec; n=5; \pm écart-type) dans les larves de *Chaoborus* de cinq lacs de la région de Rouyn-Noranda. Certains lacs ont été échantillonnés en 2010 et 2011. Données tirées de Ponton & Hare (2013)67

Liste des figures

- Figure 4-1 : Concentration d'oxygène dissoute (○; mg/l), pH (■) et température (◇;°C) dans la colonne d'eau à différentes profondeurs (m) aux stations 1 (gauche) et 2 (droite) en juillet (haut) et en mars (bas) 2011 (carte 3-1 pour les stations)30
- Figure 4-2 : Concentrations de phosphore total (µg/l) dans les émissaires 1 (●), 2 (○) et 4 (▼) à diverses dates en 201132
- Figure 4-3 : Variation journalière (27-28 juillet 2010) de la moyenne du pH de l'eau à trois sites différents à l'ouest du lac Osisko (panneau A) et variation annuelle du pH de l'eau (panneau B) aux stations 1 (●) et 2 (○) (carte 4-1) du lac Osisko33
- Figure 4-4 : Concentrations d'Al, Cd, Cu et Pb extractibles (µg/l) dans le lac Osisko aux stations 1 (●) et 2 (○) pendant une année37
- Figure 4-5 : Concentrations moyennes (µg/l; n=3) d'éléments traces dissous (<0,2 µm) dans l'eau du lac Osisko (OS) en comparaison aux concentrations dans le lac témoin Opasatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe)38
- Figure 4-6 : Concentrations d'Al, Cd, Cu, Pb et Zn (µg/l) dans les émissaires 1 (●), 2 (○) et 4 (▼) (carte 3-1) se déversant dans le lac Osisko à diverses dates en 201141
- Figure 4-7 : Concentrations moyennes (µg/g poids sec; n=6) d'éléments traces dans les sédiments (0-5 cm) du lac Osisko (OS) en 2010 en comparaison aux concentrations dans le lac Opasatica en 2007 (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)44
- Figure 4-8 : Profils des concentrations moyennes d'As, de Cd, de Cr, de Cu, de Ni, de Pb, de S et de Se (µg/g poids sec; n=2) dans les sédiments de la station 2 du lac Osisko ...45
- Figure 4-9 : Concentrations de Cd, Se et Zn (µg/g poids sec; n=2-19) chez des larves de *Chironomus* se nourrissant de sédiments oxygènes dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opasatica (OP) et dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)51
- Figure 4-10 : Concentrations de Cd, Se et Zn (µg/g poids sec; n=2-17) chez des larves de *Chironomus* se nourrissant de sédiments anoxiques dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opasatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs).....52

Figure 4-11 : Concentrations d'As, Ba, Co, Ni, Cu et Mn ($\mu\text{g/g}$ poids sec; $n=3-30$) chez les larves de <i>Chironomus</i> dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opasatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)	53
Figure 4-12 : Concentration de TI chez les larves de <i>Chironomus</i> (nmol/g poids sec) provenant de 30 lacs de Sudbury et Rouyn-Noranda et dans les lacs Kinojévis et Rouyn (données non publiées d'I. Proulx)	71
Figure 4-13 : Concentrations de TI dans le corps entier de jeunes perchaudes de l'année ($[\text{TI}]_{\text{JPA}}$ <i>P. flavescens</i> ; nmol/g poids sec; $n=5$ pour Osisko et $n=6$ pour les autres lacs) provenant de différents lacs de Rouyn-Noranda (Dufault, Duprat, Kinojévis, Osisko) et de Sudbury (Hannah, McFarlane)	72
Figure 4-14 : Concentrations de TI dans la chair de perchaudes de différentes grosseurs (nmol/g poids sec) provenant de différents lacs de Rouyn-Noranda (Dufault, $n=26$; Osisko, $n=11$; Rouyn, $n=12$) et Sudbury (Kelly, $n=16$)	72
Figure 4-15 : Concentrations de TI dans la chair de perchaudes de différentes grosseurs ($[\text{TI}]_{\text{chair}}$ de <i>P. flavescens</i> ; nmol/g) de différents lacs en fonction des concentrations de TI dans le foie ($[\text{TI}]_{\text{foie}}$ de <i>P. flavescens</i> ; nmol/g)	73

Liste des encadrés

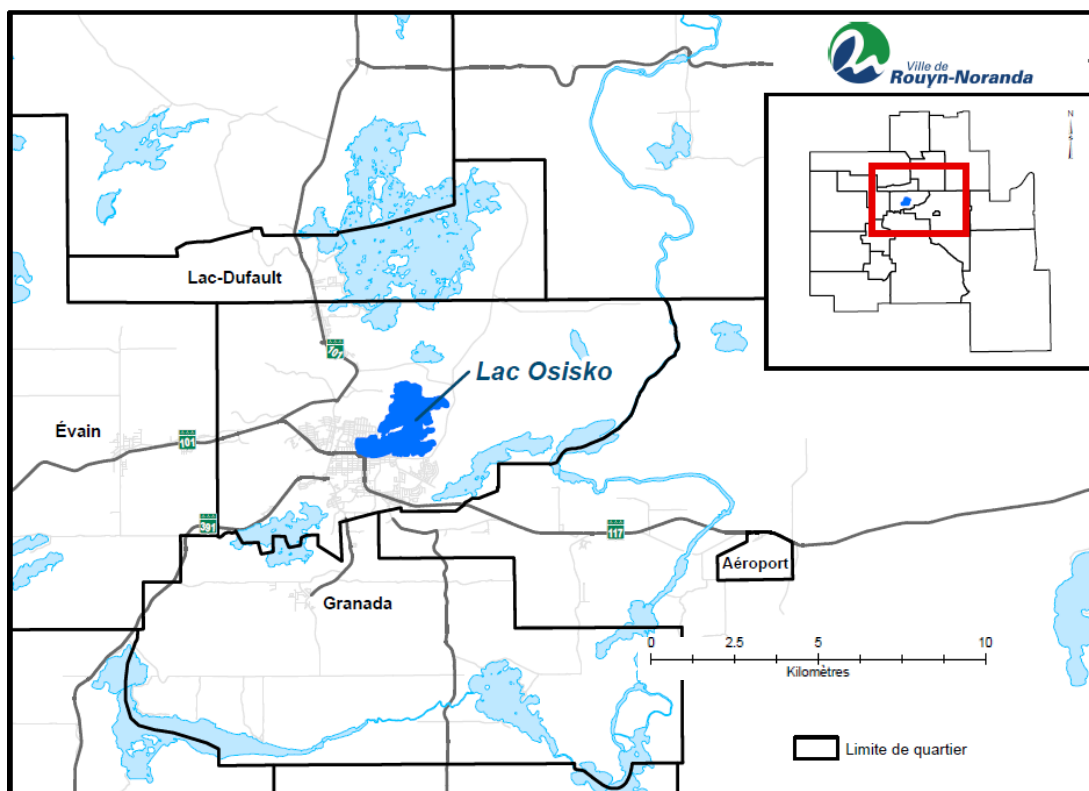
Encadré 4-1 : Calcul afin d'établir le nombre de portions (0,230 kg; MDDEP, 2008) de poissons du lac Osisko pouvant être consommées par mois selon les mesures plus récentes de Se.....	63
---	----

Liste des abréviations

Al	Aluminium
Ag	Argent
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Be	Béryllium
Cd	Cadmium
CEF	Concentration d'effets fréquents
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration produisant un effet probable
CER	Concentration produisant des effets rares
Co	Cobalt
COD	Carbone organique dissous
CSE	Concentration seuil produisant un effet
Cu	Cuivre
CVAA	Critère pour la protection de la vie aquatique (effet aigu)
CVAC	Critère pour la protection de la vie aquatique (effet chronique)
Fe	Fer
Hg	Mercure
ICP-AES	Spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif
ICP-MS	Spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif
ICP-OES	Spectrométrie d'émission optique couplée à un plasma inductif
Li	Lithium
MES	Matières en suspension
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
n. d.	Non déterminé
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Se	Sélénium
SEM-AVS	Simultaneously extracted metals – acid volatile sulfides
Sb	Santimoine
Sr	Strontium
U	Uranium
V	Vanadium
VAF _e	Valeur aiguë finale à l'effluent
Tl	Thallium
Zn	Zinc
[ET]	Concentration d'éléments traces

1. Introduction

Le lac Osisko est situé en plein cœur de la ville de Rouyn-Noranda (carte 1-1). Il est divisé en trois parties par des digues (nord, central et sud). Considérant la position géographique privilégiée de ce lac, la Ville souhaite depuis de nombreuses années favoriser l'utilisation de la partie sud¹ du lac à des fins récréatives. Cependant, plusieurs études ont montré une contamination importante en métaux au niveau des sédiments, de l'eau de surface et des poissons du lac Osisko, ayant entraîné des effets chez les organismes et limitant l'utilisation potentielle de ce plan d'eau (Ponton, 2009; Savard, 1978; SPE, 1979). Également, depuis la fin des années 1990, la portion sud-ouest du lac est envahie par des plantes aquatiques qui affectent aussi l'usage potentiel et son aspect esthétique.



Carte 1-1 :
Localisation du lac Osisko

En 2008, la Ville a mis en place un programme de protection des lacs visant à protéger et à mettre en valeur les lacs habités du territoire par une responsabilisation de tous les usagers du bassin versant. Considérant l'intérêt de la Ville pour le lac Osisko, l'amélioration de son état de

¹ Dans ce rapport, le terme « lac Osisko » réfère à la partie sud.

santé est apparue comme prioritaire. À la même période, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) informait le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), l'Agence régionale de santé et de services sociaux et la Ville des résultats d'une étude indiquant une bioaccumulation anormale de chrome (Cr) et de sélénium (Se) dans la chair des dorésensemencés dans le lac Osisko en 1999 et 2000 (annexe C dans Ponton, 2009). À la lumière de ces résultats et considérant la diversité des préoccupations entourant le lac Osisko, la Ville a décidé de mettre en place un comité de travail formé de représentants des institutions mentionnées ci-dessus et de la Fonderie Horne.

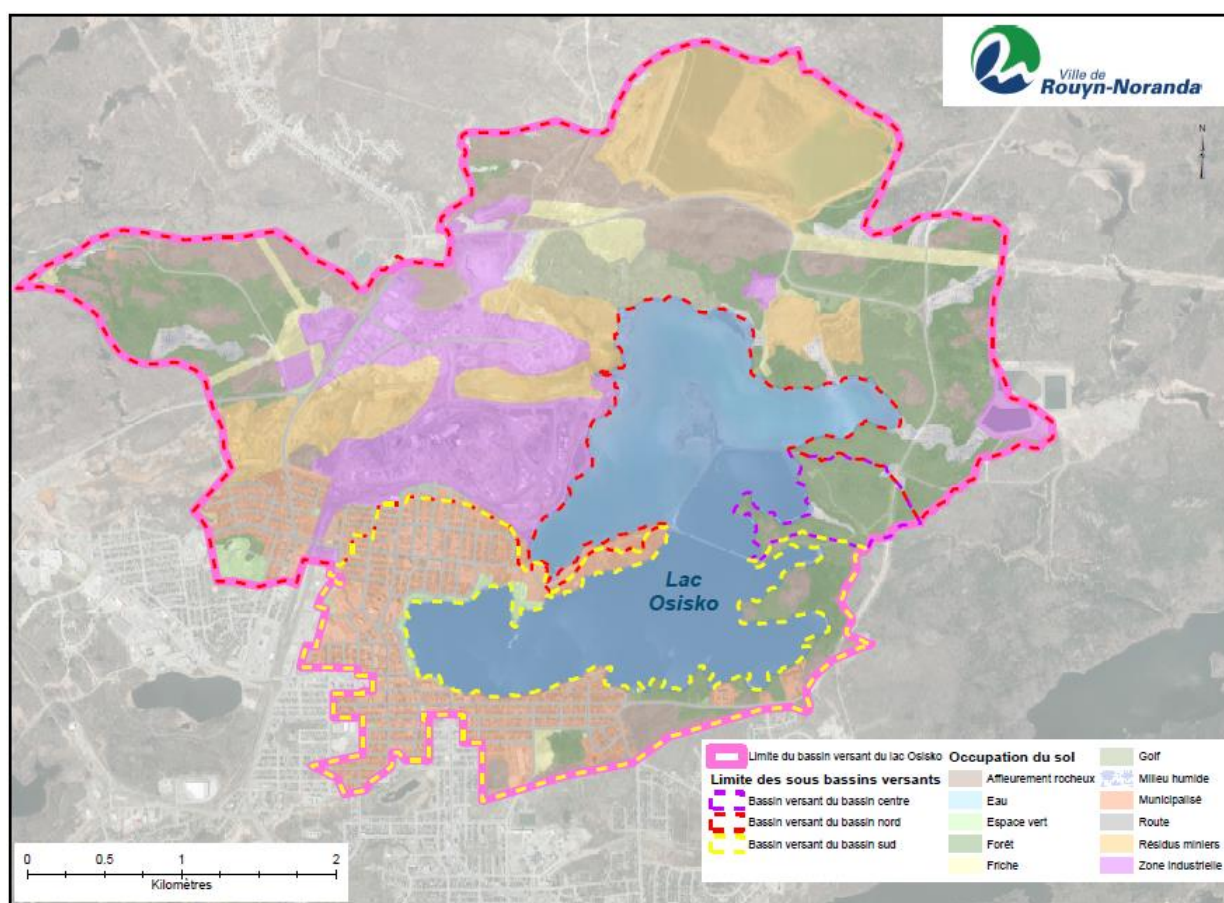
Ce groupe avait comme objectif initial de comprendre les processus de contamination en éléments traces des dorés et de proposer des pistes de solution pour l'amélioration de l'état de santé du lac Osisko. Pour y parvenir, le groupe a tout d'abord fait réaliser une revue de littérature scientifique en incluant également des résultats plus ou moins récents n'ayant pas été publiés. Le rapport qui en a découlé traite principalement des notions de base en écotoxicologie aquatique des métaux, de la problématique environnementale du lac, des comparaisons des concentrations en éléments traces de divers compartiments des lacs de la région et des effets observés de cette contamination sur les organismes. L'auteur a fait des recommandations quant aux futurs échantillonnages afin de répondre à certaines questions (Ponton, 2009). La question principale était : existe-t-il toujours une source importante de contamination provenant du bassin versant du lac Osisko et quelle est l'ampleur de celle-ci par rapport à la contamination historique ?

À la suite de ce rapport, plusieurs mesures ont été prises dans l'eau, les sédiments, les émissaires pluviaux et la chair des poissons du lac Osisko. L'objectif du présent rapport est de comptabiliser les données amassées par le groupe et de les comparer aux données régionales afin de caractériser l'état de santé du lac Osisko et d'émettre des recommandations pour l'améliorer dans une perspective à la fois écosystémique et d'utilisation récréative.

2. Aire d'étude

Une description détaillée de l'historique du lac Osisko, de son utilisation actuelle et des travaux de mise en valeur effectués par le passé est présentée au deuxième chapitre du rapport de Ponton (2009). La présente section en fait un résumé.

Le lac Osisko peut être influencé à la fois par une contamination de type naturelle, industrielle et municipale. Autour du lac, on retrouve des parcs, des forêts, des zones résidentielles et des zones industrielles. Au nord du lac se trouve la Fonderie Horne, qui est en exploitation depuis 1927, ainsi que des parcs à résidus miniers. En 1968, des digues ont été construites afin de séparer le lac en trois parties : le bassin nord, utilisé comme un bassin de polissage de la Fonderie Horne, le bassin central, recevant une partie des eaux usées de la ville et le bassin sud, considéré comme la partie la plus naturelle du lac et sans utilisation particulière. La carte 2-1 montre les limites des bassins versants des trois bassins formant le lac Osisko, ainsi que l'occupation du sol de chacun de ces bassins versants.



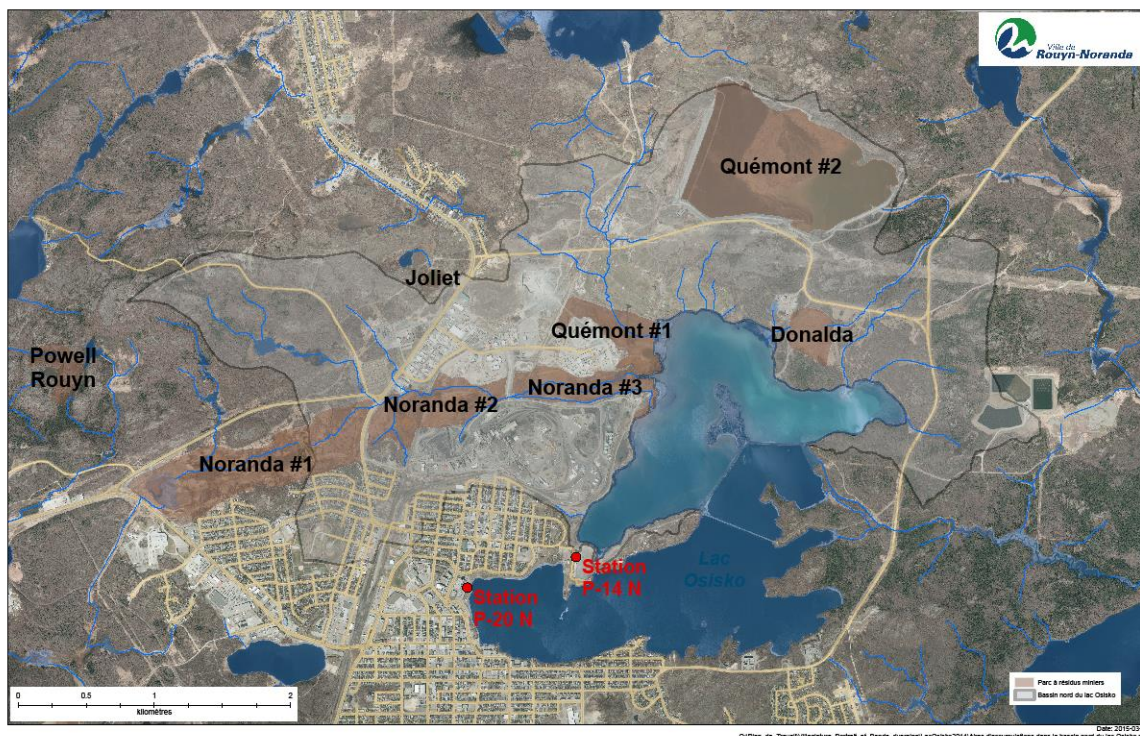
**Carte 2-1 :
Limites et occupation du sol des trois sous-bassins versants du lac Osisko**

Actuellement, la propriété de la Fonderie est délimitée par un fossé qui collecte les eaux provenant de la portion sud du site et les achemine dans le bassin nord du lac Osisko. En plus de recevoir les eaux de drainage de la Fonderie Horne, le bassin nord reçoit aussi le drainage de surface de plusieurs parcs à résidus (Quémont 1, Noranda 1, Noranda 2 et Noranda 3)

appartenant à Glencore Canada Corp. et d'autres anciens sites miniers (carte 2-2). Jusqu'en novembre 2013, le bassin nord recevait aussi l'effluent intermédiaire du parc à résidus Quémont 2 (carte 2-2). Le parc à résidus Noranda 1 a été en opération de 1928-1931. Il a été réutilisé de 1979 à 1985 pour recouvrir les résidus sulfureux avec des résidus neutres provenant des activités de la mine Chadbourne. Le parc à résidus Quémont 1 a, quant à lui, été en opération de 1949-1970. Outre les contaminants liés à l'activité minière, le bassin nord reçoit les eaux pluviales provenant d'une partie du boulevard Saguenay, du parc industriel, du terrain de golf Noranda et de trop-plein de certains regards d'égouts sanitaires en période de surverse. L'effluent du bassin nord s'écoule vers le lac Rouyn par le ruisseau Osisko et doit respecter les normes de la Directive 019 du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

Avant la construction en 1998 des étangs aérés traitant les eaux usées municipales, le bassin central recevait les eaux usées provenant de la station de pompage P-14 située à proximité de la presqu'île du lac Osisko (carte 2-2). Depuis, le trop-plein de cette station se déverse dans le bassin central uniquement durant les périodes de fortes pluies, à la fonte des neiges et lors du nettoyage printanier du poste de pompage (Services de l'environnement et de l'assainissement des eaux – Ville de Rouyn-Noranda). L'effluent de ce bassin rejoint celui du bassin nord dans le ruisseau Osisko, puis le lac Rouyn.

Le bassin versant de la portion sud du lac Osisko est le plus urbanisé. Les rives y accueillent 47 résidences et l'ensemble du bassin est occupé par 4 632 logements, 128 commerces et 107 établissements de services (Ville de Rouyn-Noranda, 2014). Par le passé, des rejets de l'usine de filtration d'eau potable de la Ville étaient dirigés dans le bassin sud du lac par le trop-plein de la station de pompage située à l'arrière de l'hôpital (station P-20, carte 2-2). Depuis 1998, un réservoir souterrain permet de régulariser les débits provenant de l'usine de filtration. Des débordements peuvent encore survenir en des circonstances exceptionnelles (bris d'équipements, période de nettoyage de la station; Services de l'environnement et de l'assainissement des eaux – Ville de Rouyn-Noranda).



**Carte 2-2 :
Localisation des parcs à résidus miniers dans le bassin versant nord**

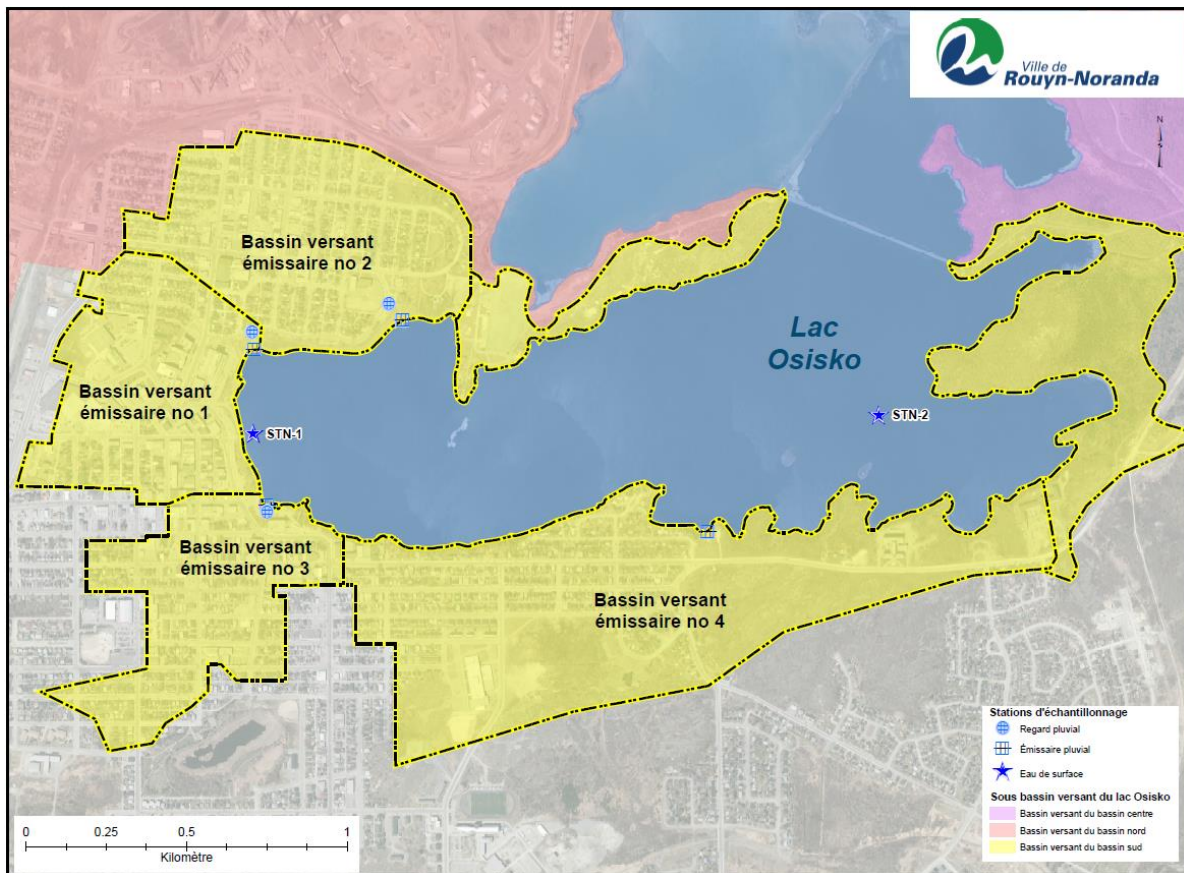
La construction des digues en 1968 a permis de bloquer l’apport des eaux de drainage des parcs à résidus miniers et de la Fonderie Horne dans la partie sud du lac. Depuis les années 1970, divers travaux d’aménagements ont été réalisés par la Fonderie Horne (p. ex. nouveaux vaisseaux de smeltage, arrêts des fours à réverbère, dépoussiéreurs, usine d’acide, système de contrôle intermittent, gestion des entreposages, etc.) permettant ainsi de réduire de façon significative les émissions atmosphériques de contaminants, et par conséquent, leurs dépositions dans la partie sud du lac.

3. Méthodologie

3.1 Eau de surface

3.1.1 Échantillonnage

Des échantillons d’eau ont été récoltés à deux stations dans le bassin sud du lac Osisko (station 1 : 48,24184°N, 79,01772°O et station 2 : 48,24225°N, 78,99148°O; carte 3-1). La station 1 est située à l’ouest du lac en eau peu profonde (2 m), tandis que la station 2 est située à l’est en eau plus profonde (~8 m; carte 3-1). Ces stations ont été échantillonnées de juillet 2010 à juillet 2011 de façon à obtenir des données temporelles mensuelles au cours d’une année.



Carte 3-1 :

Localisation des stations d'échantillonnage de l'eau de surface du lac (★) ainsi que la localisation des émissaires pluviaux et des regards des sous bassins versants 1 à 4

Les mesures de transparence ont été obtenues à l'aide d'un disque de Secchi. Pour les analyses d'alcalinité, de dureté, de matières en suspension (MES), de phosphore total et de carbone organique dissous (COD), un échantillon d'eau a été prélevé à 1 m sous la surface à l'aide d'un porte-bouteille contenant une bouteille de plastique de 500 ml. Un sous-échantillon de 50 ml a été prélevé et acidifié avec de l'acide sulfurique (H_2SO_4 ; % final d'acide de 30 %) pour les analyses de phosphore total. Un sous-échantillon de 100 ml a été prélevé et acidifié avec de l'acide chlorhydrique (HCl; % final d'acide de 10 %) pour les analyses de COD. Pour les analyses de chlorophylle a, 250 ml d'eau ont été prélevés à 1 m sous la surface, dans une bouteille brune attachée au porte-bouteille. Pour l'analyse des éléments traces, de l'eau a été récoltée dans une bouteille à 30 cm sous la surface à l'aide d'un gant allant jusqu'au coude. Par la suite, 125 ml ont été transvidés dans une bouteille contenant 250 μ l d'acide nitrique (HNO_3 ; % final d'acide de 0,2 %).

Une multisonde portative (modèle YSI 556MPS) a été utilisée pour obtenir des données *in situ* de température, de conductivité, d'oxygène dissous et de pH à tous les 0,5 m de profondeur dans la colonne d'eau aux stations 1 et 2. Le pH a été mesuré à trois endroits différents dans la section ouest du lac les 27 et 28 juillet 2010 à différentes heures. Les trois endroits étaient situés : (1) près de la presqu'île (2) en face du Pavillon Fiset et (3) en face de la rue du Terminus.

3.1.2 Analyse du phosphore, du COD, de la chlorophylle a, des éléments traces, de l'alcalinité, de la dureté et de la MES

Les analyses de phosphore total, de COD, de chlorophylle *a* et d'éléments traces ont été effectuées au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le phosphore total a été mesuré à l'aide de l'appareil Lachat QuickChem 8500 selon la méthode MA. 303 – P 5.0 (CEAEQ, 2014a). Le COD a été mesuré à l'aide d'un analyseur de marque Shimadzu, Total Organic Carbon, modèle TOC-Vcph selon la méthode MA. 300 – C. 1.0 (CEAEQ, 2011a). La chlorophylle *a* a été mesurée par fluorométrie selon la méthode MA. 800 – Chlor. 1.0 (CEAEQ, 2012a). Pour l'analyse des éléments traces, les échantillons d'eau ont tout d'abord été minéralisés à chaud avec de l'acide nitrique (HNO₃) et de l'acide chlorhydrique (HCl). Les concentrations d'aluminium (Al), d'argent (Ag), d'arsenic (As), de bore (B), de baryum (Ba), de béryllium (Be), de cadmium (Cd), de cobalt (Co), de Cr, de cuivre (Cu), de fer (Fe), de lithium (Li), de manganèse (Mn), de molybdène (Mo), de nickel (Ni), de plomb (Pb), de Se, d'antimoine (Sb), de strontium (Sr), d'uranium (U), de vanadium (V) et de zinc (Zn) ont par la suite été mesurées par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) selon la méthode MA. 203 – Mét. Tra. 1.0 (CEAEQ, 2013a) et par spectrométrie d'émission optique couplée à un plasma inductif (ICP-OES) selon la méthode MA. 203 – Mét. 3.2 (CEAEQ, 2013b). Il est à noter que pour les analyses d'éléments traces, les échantillons d'eau n'ont pas été filtrés. Les mesures des concentrations en éléments traces dans l'eau correspondent donc à la somme des éléments traces dissous et des éléments traces associés aux particules en suspension et aux organismes s'y trouvant, mis en solution par une digestion modérée, sans la destruction du réseau silicaté (éléments traces extractibles totaux).

L'alcalinité, la dureté et la MES ont été analysés au laboratoire Multilab Direct selon les méthodes d'analyse de la compagnie (M-ALCA-2.0, M-MET-3.0 et M-SOLI-1.0 respectivement).

3.2 Émissaires pluviaux

3.2.1 Échantillonnage

Un échantillonnage des 4 principaux émissaires pluviaux se déversant dans le lac Osisko a été réalisé en 2009 et en 2011 (carte 3-1). En 2009, des échantillons ponctuels ont été récoltés avant, pendant et après un événement de pluie, en juillet et septembre. La campagne d'échantillonnage de 2009 visait à évaluer l'influence d'un événement de pluie, à la suite d'une période de sécheresse, sur la qualité de l'eau des émissaires se déversant dans le lac Osisko. En 2011, un échantillonnage mensuel des émissaires pluviaux 1, 2 et 4 a été effectué (échantillons instantanés) de mars à décembre. Aucun échantillonnage n'a été effectué à l'émissaire 3 en 2011, en raison d'un trop faible débit.

Une multisonde portative (modèle YSI 556MPS) a été utilisée pour obtenir des mesures *in situ* de la conductivité et du pH. Des échantillons d'eau ont été récoltés à l'aide de deux bouteilles d'échantillonnage de 500 ml fixées à un porte-bouteille. Afin de ne pas entrer en espace clos et de faciliter l'échantillonnage dans une conduite à fort débit, le porte-bouteille a été fixé à un mat extensible. Pour les analyses de phosphore total, 125 ml d'eau échantillonnés ont été transférés dans une bouteille contenant 1,25 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4 ; 30%). Pour les analyses d'éléments traces, 125 ml d'eau échantillonnés ont été transvidés dans une bouteille contenant 250 μ l d'acide nitrique (HNO_3 ; 0,2%). Pour des analyses d'alcalinité, de dureté et de MES, 500 ml d'eau échantillonnés ont été transférés dans une bouteille.

3.2.2 Analyse du phosphore total, de la MES et des éléments traces

L'alcalinité, la dureté et la MES (pour certains échantillons) ont été analysées au laboratoire Multilab Direct selon les méthodes décrites dans la section 3.1.2.

Les analyses de phosphore total et d'éléments traces (Al, Ag, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, V et Zn) ont été effectuées au laboratoire du CEAEQ selon les procédures décrites dans la section 3.1.2. Le laboratoire a aussi effectué des analyses de MES pour certains échantillons. Les mesures de MES ont été réalisées à l'aide d'un filtre de 1,2 μ m selon la méthode MA 104 – S.S. 1.1 (CEAEQ, 2012b).

3.3 Sédiments

3.3.1 Échantillonnage

L'échantillonnage des sédiments a eu lieu le 26 octobre 2010 aux stations 1 et 2 (carte 3-1). Une carotte de sédiments de 20 cm de longueur a été collectée à chacune des stations à l'aide d'un carottier de type Kajak-Brinkhurst (figure 1 en annexe).

Les carottes ont été extrudées pour chaque tranche de 1 cm pour les premiers 5 cm à partir de la surface, puis en tranche de 2,5 cm du 5^e au 20^e cm. Chaque extrusion de sédiments a été placée dans des sacs de plastique et conservée au congélateur jusqu'à l'analyse.

3.3.2 Analyse des éléments traces

Les mesures d'Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, V et de Zn ont été effectuées en duplicata pour chaque profondeur de sédiments. Les concentrations d'éléments traces ont été exprimées en poids sec afin de faciliter la comparaison des résultats avec ceux de d'autres études.

Les mesures d'éléments traces ont été effectuées au laboratoire environnemental et hygiène industrielle de la Fonderie Horne, en mars 2011, selon leur méthode EAU H. ENV. 96.O38 (SM3120) basée sur la méthode 3050 de l'Environmental Protection Agency (EPA). Brièvement, les échantillons ont été séchés et digérés par l'ajout d'acide nitrique, d'acide chlorhydrique et de peroxyde d'hydrogène tout en chauffant l'échantillon. Ce type de digestion ne permet généralement pas de libérer la totalité des éléments traces dans les sédiments (dont ceux liés aux structures de silicate), mais plutôt de libérer ceux qui sont potentiellement biodisponibles. Les produits de digestion ont été laissés décanter, puis l'analyse des éléments traces dans la fraction surnageant a été réalisée par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif (ICP-AES).

Afin d'assurer un contrôle de qualité, sept échantillons ont été analysés par ICP-OES (Al, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, V et Zn) Sb et ICP-MS (As et Se) par AGAT Laboratoire Itée selon leurs méthodes MET-101-6107 et MET-101-6105 respectivement. Ces méthodes de mesures sont basées sur celles de l'EPA : 3050 et 6020. La qualité des résultats a été vérifiée par l'analyse de duplicata, de blancs de digestion, d'échantillons dosés et de matériaux de digestion certifiés. Les résultats obtenus ont permis de vérifier la justesse des valeurs d'éléments traces obtenues par le laboratoire de la Fonderie Horne.

3.4 Poissons

3.4.1 Échantillonnage

Des dorés jaunes (*Sander vitreus*) ont été capturés dans le bassin sud du lac Osisko en août 2006 et en juillet 2009, tandis que des perchaudes (*Perca flavescens*) ont été capturées en octobre 2009 et juillet 2011 à l'aide de filets selon le protocole décrit dans le *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique* (MEF, 1994).

3.4.2 Analyse des éléments traces

Les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, mercure (Hg), Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, V et Zn ont été mesurées dans les tissus des poissons. Les concentrations ont été exprimées en poids humide ($\mu\text{g/g}$) afin de faciliter la comparaison des résultats avec ceux de d'autres études.

Les mesures d'éléments traces ont été effectuées au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Les concentrations de Hg dans les tissus ont été analysées à l'aide d'un analyseur de mercure Milestone Inc. (DMA-80) selon la méthode MA. 207 – Hg 2.1 (CEAEQ, 2013c). Pour l'analyse des autres éléments traces (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, V et Zn), les tissus ont été séchés et homogénéisés. Ils ont par la suite été minéralisés à l'aide d'acide nitrique et chlorhydrique dans un bloc digesteur. Les produits de digestion ont été analysés par ICP-MS, et ce, selon les méthodes MA. 200 Mét. 1.2 (CEAEQ, 2014b), MA. 203 Mét. Tra. Ext. 1.0 (CEAEQ, 2013a) et MA. 203 Mét. Tra. 2.0 (CEAEQ, 2011b).

3.5 Plantes aquatiques

3.5.1 Échantillonnage

Un inventaire sommaire des plantes aquatiques du bassin sud du lac Osisko a été effectué en août 2010, le long de transects nord-ouest dans la partie peu profonde du bassin sud du lac. L'inventaire s'est fait à l'aide d'un aquascope et d'un double râteau (protocoles de fabrication du MDDELCC). Un spécimen de chacune des espèces identifiées a été récolté, séché et monté dans un herbier.

3.5.2 Identification des plantes aquatiques

Lorsque possible, les plantes étaient directement identifiées sur le terrain. Au besoin, l'identification a été complétée et validée en laboratoire (Crow & Hellquist, 2000; Fleurbec, 1987; Marie-Victorin *et al.*, 1995).

3.6 Comparaison des concentrations d'éléments mesurées dans cette étude

Lors de cette étude, plusieurs éléments traces ont été analysés dans l'eau du lac et des émissaires, dans les sédiments et dans la chair des poissons. Certains éléments traces ont été mesurés dans tous ces types d'échantillons, tandis que d'autres n'ont été mesurés que dans certains d'entre eux (tableau 1 en annexe).

Les concentrations d'éléments traces dans l'eau ont été comparées aux critères de protection de la vie aquatique, effet aigu (CVAA) et effet chronique (CVAC), du MDDEFP (2013), pour évaluer la présence potentielle de toxicité pour les organismes aquatiques. Pour l'Ag, le Ba, le Be, le Cd, le Cr, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb, l'U et le Zn, ces critères de toxicité sont calculés en fonction de la dureté de l'eau. Ainsi, pour ces métaux, la valeur du critère de toxicité augmente avec la dureté puisqu'il faut une concentration plus élevée de l'élément pour induire le même effet lorsque la dureté est plus élevée. Dans les échantillons d'eau du lac, les critères de toxicité de ces métaux ont été calculés en fonction de la dureté moyenne mesurée de l'eau du lac Osisko qui était de 71,4 mg/l d'équivalence en CaCO_3 .

Les concentrations d'éléments traces dans l'eau des émissaires ont été comparées aux critères de la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe; MDDEFP, 2013). Les critères de toxicité pour l'Ag, le Ba, le Be, le Cd, le Cr, le Cu, le Mn, le Ni, le Pb, l'U et le Zn ont été calculés en fonction de la dureté de l'eau (équivalence en CaCO_3) de chaque échantillon.

Les concentrations moyennes des éléments traces dans les cinq premiers centimètres à partir de la surface des carottes ont été comparées aux critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (Environnement Canada & MDDEP, 2007) : concentration d'effets rares (CER), concentration seuil produisant un effet (CSE), concentration d'effets occasionnels (CEO), concentration produisant un effet probable (CEP) et concentration d'effets fréquents (CEF).

Afin de bien évaluer l'état de contamination du lac Osisko, les concentrations d'éléments traces dans l'eau, les sédiments et les larves de l'insecte *Chironomus* (diptère, chironomidés) échantillonnés dans le lac Osisko ont été comparées aux concentrations mesurées dans le lac Opasatica, un lac non affecté par les activités minières à Rouyn-Noranda et à celles mesurées dans d'autres lacs situés dans les régions de Rouyn-Noranda et Sudbury (ville minière en Ontario) (tableau 2 en annexe). Plusieurs de ces lacs ont été contaminés par les activités minières, soit par déposition atmosphérique, drainage de parcs à résidus miniers ou par des apports d'eaux usées municipale et industrielle (Couillard *et al.*, 2004; Couillard *et al.*, 2008). Les mesures de concentrations d'éléments traces chez les *Chironomus* sont tirées de la thèse d'Isabelle Proulx (2014).

Les concentrations de Se mesurées chez les larves de *Chaoborus* dans le lac Osisko ont aussi été comparées aux concentrations mesurées chez des larves récoltées dans d'autres lacs de la région de Rouyn-Noranda. Ces données sont tirées de Ponton & Hare (2013).

Finalement, les concentrations d'As, Cd, Co, Se et thallium (Tl) chez des perchaudes échantillonnées par D. Ponton ont aussi été utilisées à titre de comparaison. Les tissus de perchaudes analysés par D. Ponton ont été séchés à froid dans un lyophilisateur, pesés (environ 10 mg poids sec par échantillon) et insérés dans un pot en polyéthylène de haute densité. Pour les jeunes perchaudes de l'année, les mesures de concentrations d'éléments traces dans le poisson entier ont été effectuées en broyant le poisson entier afin d'obtenir une poudre homogène. Environ 10 mg de cette poudre a été utilisé pour les analyses d'éléments traces. Les échantillons ont été digérés à la température de la pièce dans l'acide nitrique (100 µl par mg de tissu sec) pendant deux jours et dans du peroxyde d'hydrogène (40 µl par mg de tissu sec) pendant un jour. À la fin de la période de digestion, de l'eau déminéralisée ultra-pure a été ajoutée jusqu'à l'obtention d'un volume final de 1 ml par mg de tissus sec. Le matériel de référence TORT-2 (hépatopancréas de homard; Conseil national de recherche du Canada; CNRC) a été soumis au même processus de digestion afin de s'assurer de la validité du processus. Les valeurs mesurées étaient dans la gamme certifiée par le CNRC. Il est à noter qu'aucun matériel de référence n'est disponible pour le Tl.

3.7 Analyses statistiques

Les tests statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel SigmaPlot 11.0. Pour la comparaison des concentrations moyennes d'éléments traces dans deux échantillons, le test paramétrique

test-t de Student a été utilisé lorsque les données satisfaisaient aux exigences de normalité ($p > 0,05$) et d'homogénéité des variances ($p > 0,05$). Dans le cas contraire, le test non paramétrique Mann-Whitney pour la somme des rangs a été utilisé.

4. Résultats et discussion

4.1 Limnologie du lac Osisko

4.1.1 État trophique du lac

Le tableau 4-1 présente les moyennes de mesures physicochimiques pour les deux stations d'échantillonnage de l'eau de surface du lac (carte 3-1). Considérant la transparence, les concentrations de phosphore et celles de chlorophylle *a*, il est possible de classifier le niveau trophique du lac selon la méthode de classification utilisée dans le *Réseau de surveillance volontaire des lacs* du MDDELCC (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl>). Selon cette classification, le lac Osisko est méso-eutrophe.

Tableau 4-1 :
Valeurs moyennes (min-max; n=4) des mesures physicochimiques de l'eau du lac Osisko aux stations 1 et 2 (carte 3-1) en juillet 2010 et 2011

Paramètres	Moyenne (min-max)
Phosphore total ($\mu\text{g/l}$)	23 (16-37)
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)	12 (4-21)
Carbone organique dissous (mg/l)	4,2 (3,3-4,6)
Transparence (profondeur du disque de Secchi en m)	1,7 (0,6-2,9)
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$; à 1 m de profondeur)	266 (264-274)
pH	8,8 (8,5-9,3)

Afin de vérifier si le lac Osisko présente des périodes d'anoxie, plus fréquentes dans les lacs eutrophes, des profils de variation de la température et de l'oxygène ont été effectués en saison estivale et hivernale (sous la glace) en 2011 (figure 4-1). À la station 1, où la profondeur de l'eau est d'environ deux mètres, aucune stratification thermique, ni diminution des concentrations d'oxygène en fonction de la profondeur n'a été observée durant l'été et l'hiver. De plus, aucune stratification thermique n'a été observée à la station 2, où la profondeur de l'eau est d'environ huit mètres. Cependant, à la station 2, une grande diminution des concentrations d'oxygène dans la colonne d'eau en fonction de la profondeur a été observée en été et en hiver, et ce, à partir d'environ quatre mètres de profondeur. Selon les mesures d'oxygène dans la colonne d'eau de la station 2, il y aurait absence d'oxygène à la surface des

sédiments, ceci pouvant entraîner une diffusion des métaux des sédiments vers la colonne d'eau. Cette diminution des concentrations d'oxygène pourrait s'intensifier avec l'eutrophisation et entraîner la formation d'une couche anoxique qui débiterait avant quatre mètres de profondeur. Une diminution des concentrations d'oxygène dans l'eau peut être aussi suivie par une prolifération de cyanobactéries qui peuvent produire des cyanotoxines hautement toxiques.

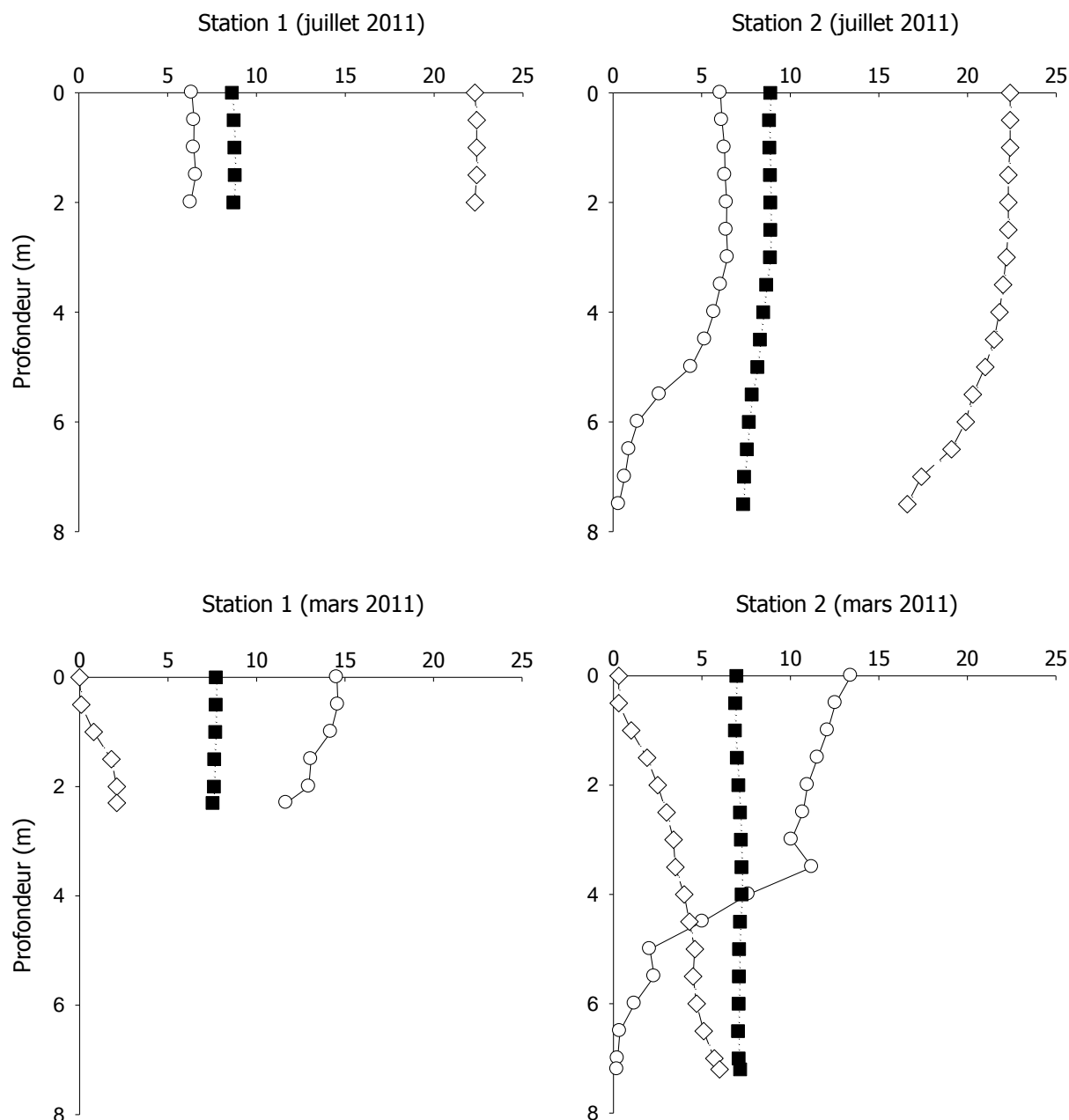


Figure 4-1 :
Concentration d'oxygène dissoute (○; mg/l), pH (■) et température (◇; °C) dans la colonne d'eau à différentes profondeurs (m) aux stations 1 (gauche) et 2 (droite) en juillet (haut) et en mars (bas) 2011 (carte 3-1 pour les stations)

4.1.2 Concentrations de phosphore

Afin d'évaluer si les bassins versants contribuent à l'eutrophisation du lac Osisko, les concentrations de phosphore total dans les regards des quatre émissaires pluviaux se déversant dans le lac Osisko ont été mesurées (tableau 4-2). Étant donné que le débit des émissaires pluviaux n'a pas été mesuré, seule une analyse qualitative des apports de phosphore dans le lac Osisko a pu être réalisée. L'eau des émissaires pluviaux 1 et 2 présente des concentrations en phosphore beaucoup plus élevées que l'eau des deux autres stations et celles-ci varient grandement selon la période de l'année (tableau 4-2). En 2011, dans l'eau de l'émissaire 1, les concentrations de phosphore les plus élevées ont été mesurées à l'été et à l'automne, tandis que la concentration de phosphore la plus élevée dans l'eau de l'émissaire 2 a été mesurée pendant l'hiver (figure 4-2). L'échantillonnage des émissaires en 2009 avait pour objectif d'évaluer l'influence d'un événement de pluie, à la suite d'une période de sécheresse, sur la qualité de l'eau des émissaires se déversant dans le lac Osisko. Aucun patron clair de variation des concentrations en phosphore avant, pendant et après un événement de pluie n'a été observé (tableau 3, en annexe). Les données disponibles ne permettent pas de cibler clairement les sources de phosphore venant des bassins versants 1 et 2. Les hautes concentrations de phosphore mesurées à l'été et à l'automne 2011 pourraient être reliées à l'utilisation d'engrais dans le bassin versant. Également, des débordements d'égouts pendant de fortes précipitations pourraient aussi être la cause d'augmentation des concentrations de phosphore dans les émissaires en été comme en hiver. Afin de bien identifier les sources de phosphore, nous recommandons qu'il y ait une analyse des concentrations de phosphore dans les émissaires 1 et 2 pendant les débordements des réseaux d'égouts. Il serait aussi intéressant de faire une description plus détaillée des émissaires (p. ex. : débit annuel, description des usages des bassins desservis, etc.) dans le but d'expliquer les variations de concentrations en phosphore observées, de préciser leurs impacts et de prioriser les interventions visant à réduire les apports de nutriments dans le lac Osisko.

L'anoxie des sédiments et de l'eau des lacs peut aussi entraîner une remobilisation du phosphore séquestré dans les sédiments (Søndergaard *et al.*, 2003). Le phosphore peut également être relargué dans la colonne d'eau par l'entremise de la décomposition de la matière organique (Wetzel, 2001). Étant donné que le phénomène d'eutrophisation d'un lac peut entraîner une décomposition accrue de la matière organique et que des périodes d'anoxie peuvent également favoriser la remobilisation du phosphore, il s'avère primordial de réduire les

apports en phosphore. Selon les processus décrits plus haut, le phénomène d'eutrophisation peut perdurer longtemps malgré une réduction des apports en phosphore.

Tableau 4-2 :
Valeurs moyennes (min.-max.) des mesures physicochimiques prises dans l'eau des émissaires 1 à 4 (carte 3-1) en 2009 et 2011

	Phosphore total (µg/l)	Matière en suspension (mg/l)	Conductivité (µS/cm)	pH
Émissaire 1 (n=16)	265 (6-1100)	44 (2-170)	962 (77-1652)	7,4 (5,3-8,3)
Émissaire 2 (n=15)	139 (6-1180)	31 (4-150)	804 (53-1448)	7,3 (6,0-8,6)
Émissaire 3 (n=3)	53 (13-110)	19 (3-42)	1009 (43-2165)	7,4 (6,4-8,5)
Émissaire 4 (n=16)	33 (3-191)	16 (1-122)	435 (65-1530)	7,8 (6,9-11,2)

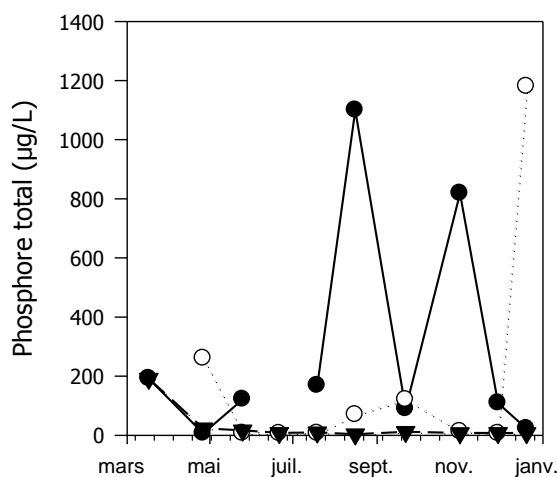


Figure 4-2 :
Concentrations de phosphore total (µg/l) dans les émissaires 1 (●), 2 (○) et 4 (▼) à diverses dates en 2011

4.1.3 pH de l'eau

Les mesures de pH dans le lac Osisko (figure 4-3; panneau B) sont très élevées comparativement aux pH mesurés dans les autres lacs de la région, lesquels se situent généralement entre 6 et 7,5 (Hare & Tessier, 1998; Ponton & Hare, 2009, 2013). Le pH du lac Osisko est très variable au cours d'une journée (figure 4-3, panneau A) et selon la période de l'année (figure 4-3, panneau B). La variation journalière du pH reflète la consommation de CO₂ par les plantes durant le jour (augmentation du pH) et la production de CO₂ pendant la nuit (diminution du pH). Parallèlement, la diminution du pH pendant l'hiver indique une diminution de l'activité photosynthétique.

À certaines occasions, des valeurs de pH de plus de 9,0 ont été mesurées. Ces valeurs excèdent la limite supérieure des critères pour la protection de la vie aquatique (effet chronique; pH : 6,5-9,0) ainsi que pour la baignade (pH : 5,0-9,0), ces valeurs de pH pouvant causer une irritation aux yeux (MDDELCC, 2014b). Étant donné que le pH de l'eau influence la spéciation des métaux et leur biodisponibilité (discutée dans la section 4.3) (Luoma & Rainbow, 2008), le pH élevé (p. ex. : pH > 9) mesuré dans l'eau du lac Osisko pourrait favoriser la précipitation de plusieurs métaux (Luoma & Rainbow, 2008), diminuant ainsi les concentrations dissoutes.

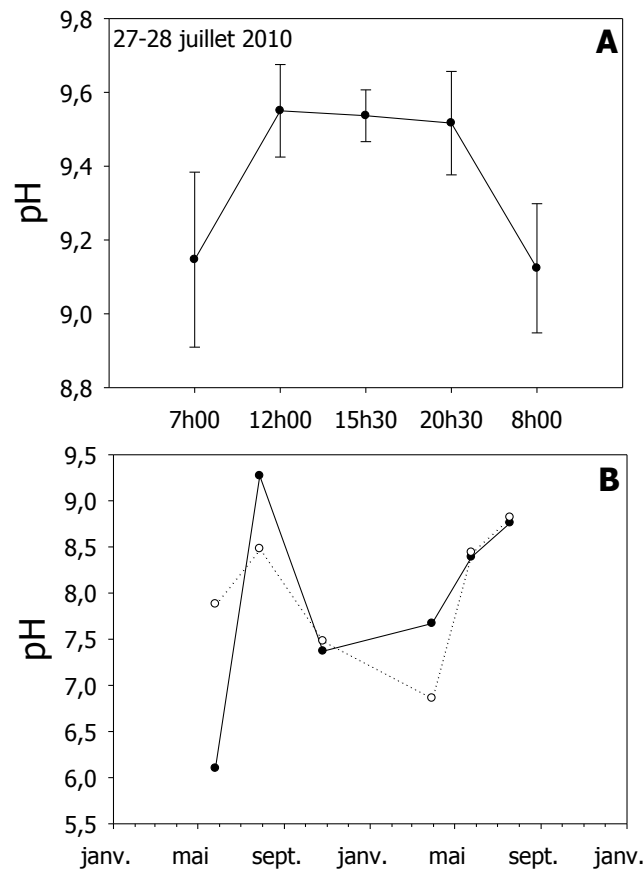


Figure 4-3 :
Variation journalière (27-28 juillet 2010) de la moyenne du pH de l'eau à trois sites différents à l'ouest du lac Osisko (panneau A) et variation annuelle du pH de l'eau (panneau B) aux stations 1 (●) et 2 (○) (carte 4-1) du lac Osisko

Le pH de l'eau des émissaires pluviaux se situant généralement sous la valeur de huit aux quatre stations, ces derniers ne semblent pas être la cause des pH élevés mesurés dans le lac. Toutefois, un pH de 11,2 a été mesuré en juillet 2011 dans l'émissaire 4. Cette valeur de pH dépasse les normes de rejets industriels dictées par le MDDELCC (pH de 6,0 à 9,5; MDDELCC,

2014b). Un ouvrage de surverse d'un poste de pompage (eaux usées non traitées) est situé à proximité de l'émissaire 4, mais les observations hebdomadaires de la Ville ne permettent pas de déterminer si l'événement de pH élevé est relié à une période de débordements. Nous recommandons le suivi des périodes de débordements et du pH de cet émissaire.

4.1.4 Macrophytes

L'inventaire floristique dans la portion sud-ouest du bassin sud du lac Osisko a permis d'identifier les principales espèces de plantes aquatiques présentes (tableau 4-3). Cet inventaire a entre autres, permis de valider la présence du myriophylle à épis, une espèce exotique envahissante. Le myriophylle à épis est une plante aquatique ayant tendance à dominer la zone littorale des plans d'eau et ainsi, diminuer la diversité des habitats en zone littorale (Auger, 2006). Le myriophylle est capable d'utiliser le bicarbonate comme source de carbone inorganique dissous (Auger, 2006). Cette adaptation lui confère un avantage dans les eaux à pH élevé comme celles du lac Osisko, puisqu'en fonction de l'augmentation du pH, les formes dominantes de carbone inorganique passent du dioxyde de carbone (CO₂), au bicarbonate (HCO₃⁻), puis au carbonate (Auger, 2006). Ainsi, le pH élevé du lac Osisko favorise la présence de bicarbonate. L'utilisation par les plantes de bicarbonate comme source de carbone inorganique contribue également à augmenter le pH des lacs (Auger, 2006). Cependant, la plante aquatique submergée présente en abondance dans le lac n'est pas le myriophylle à épis, mais bien l'élodée de Nuttall. Cette espèce indigène est aussi connue pour son caractère envahissant.

**Tableau 4-3 :
Liste des espèces de plantes aquatiques répertoriées dans le lac Osisko**

Nom latin	Nom commun
<i>Equisetum fluviatile</i>	Prêle des cours d'eau
<i>Nuphar variegatum</i>	Nénuphar jaune du Canada
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Myriophylle à épis
<i>Bidens beckii</i> Torrey	Bident de Beck
<i>Elodea Nuttallii</i>	Élodée de Nuttall
<i>Potamogeton confervoides</i>	Potamogeton confervoides
<i>Lemna minor</i>	Lentille d'eau

Pour conclure, selon les mesures prises dans l'eau du lac Osisko, le lac est déjà méso-eutrophe. Si les apports en phosphore ne diminuent pas, les phénomènes liés à l'eutrophisation du lac ne peuvent que s'accroître, limitant l'usage du lac à des fins récréatives et diminuant

également la qualité de vie des organismes aquatiques. La diminution des concentrations en oxygène n'est pas souhaitable puisqu'elle peut entraîner la mort d'organismes ainsi que le relargage de phosphore et de métaux dans la colonne d'eau. Selon les mesures de concentrations de phosphore prises dans les émissaires pluviaux, les apports semblent principalement provenir des émissaires 1 et 2. Nous recommandons qu'une analyse plus approfondie des sources de phosphore dans les bassins versants de ces émissaires soit effectuée. Les sédiments et la décomposition de la matière organique pourraient aussi s'avérer des sources de phosphore pour la colonne d'eau du lac Osisko. Finalement, le pH de l'eau du lac Osisko est élevé comparativement au pH des autres lacs de Rouyn-Noranda. Bien que le pH du lac Osisko semble être dicté par les activités photosynthétiques, un pH de 11,2 a été mesuré dans l'émissaire 4, en juillet 2011. À l'avenir, il faudrait s'assurer que cet émissaire pluvial ne contribue pas à augmenter le pH dans le lac Osisko. Étant donné qu'à certaines occasions, les pH mesurés dans l'eau excèdent la limite supérieure (pH>9) pour la baignade, celle-ci devrait être interdite dans le lac Osisko. Soulignons qu'avant de permettre la baignade, d'autres paramètres devraient être aussi mesurés, dont la présence de coliformes fécaux et de cyanobactéries.

4.2 Contamination du lac Osisko en éléments traces

4.2.1 Eau

Les concentrations extractibles (éléments traces extractibles totaux; voir section 3.1.2) d'Al, Ag, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sb, Sr, U et Zn ont été mesurées aux stations 1 et 2 à cinq dates différentes, sur une période s'échelonnant de juillet 2010 à juillet 2011. Les concentrations sont présentées au tableau 4-4. Il est à noter que les limites de détection des éléments pour les analyses réalisées sur les échantillons d'eau récoltés en mars 2011 étaient beaucoup plus élevées que pour les analyses réalisées sur les échantillons prélevés aux autres dates. En fait, pour l'Ag, le Cd et le Pb, les limites de détection des analyses effectuées en mars 2011 étaient plus élevées que les critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique contre les effets chroniques.

Dans le tableau 4-4, les données présentées en gras dépassent le critère pour les effets chroniques (CVAC), tandis que celles mises en gras et soulignées dépassent également le critère pour les effets aigus (CVAA). Le signe n. d. signifie non déterminé.

Tableau 4-4 :
Concentrations d'éléments traces (µg/l) extractibles totaux dans l'eau du lac Osisko à divers sites et dates d'échantillonnage et critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (CVAC et CVAA; µg/l; MDDEFP, 2013)

Station (carte 3-1)	Date d'échantillonnage	Al	Ag ¹	As	B	Ba ¹	Be ¹	Cd ¹	Co	Cr ¹	Cu ¹	Fe
1	28-juil-10	8,1	0,003	2,8	18	29	<0,008	0,066	0,16	0,06	5,2	200
2	28-juil-10	7,7	<0,002	2,7	18	24	<0,008	0,11	0,14	<0,04	7,6	97
1	26-oct-10	160,0	0,007	2,1	17	25	<0,008	0,17	0,41	0,6	15,0	280
2	26-oct-10	7,6	<0,002	1,6	19	26	<0,008	0,27	0,2	<0,04	5,0	94
1	30-mars-11	77,0	<1	1,6	19	30	<0,2	<0,3	<1	<1	18,0	110
2	30-mars-11	<50	<1	1,4	18	32	<0,2	<0,3	<1	<1	28,0	23
1	25-mai-11	11,0	0,003	1,6	15	27	<0,008	0,22	0,35	<0,04	9,1	150
2	25-mai-11	7,1	0,004	1,5	15	26	<0,008	0,22	0,37	<0,04	8,8	110
1	19-juil-11	6,3	0,003	2,4	19	28	<0,008	0,058	0,18	<0,04	5,1	150
2	19-juil-11	49,0	0,002	2,5	18	28	<0,008	0,055	0,19	<0,04	4,2	150
	Moyenne	37,1	0,004	2,02	17,60	27,50		0,15	0,25		10,6	136
	CVAC ¹	87	0,1	150	5000	306	1,02	0,21	100	11	7	1300
	CVAA ¹	750	1,1	340	28000	870	9,19	1,50	370	16	10	3400

Station (carte 3-1)	Date d'échantillonnage	Li	Mn ¹	Mo	Ni ¹	Pb ¹	Se	Sb	Sr	U ¹	V	Zn ¹
1	28-juil-10	n. d.	110	1,5	1,4	0,99	0,5	0,67	78	0,017	0,08	6,2
2	28-juil-10	n. d.	20	2,6	1,3	1,50	0,6	0,70	77	0,024	0,04	7,9
1	26-oct-10	n. d.	46	1,8	2,1	2,50	0,5	0,65	76	0,029	0,50	30,9
2	26-oct-10	n. d.	41	2,1	1,9	0,66	0,6	0,64	82	0,019	0,08	40,0
1	30-mars-11	6	10	<2	2,0	<4	1	n. d.	95	n. d.	0,60	72,0
2	30-mars-11	5	76	<2	2,0	<4	0,8	n. d.	95	n. d.	<0,30	n. d.
1	25-mai-11	n. d.	150	1,3	2,1	0,99	0,5	0,53	73	0,018	0,04	33,0
2	25-mai-11	n. d.	140	1,3	2,0	0,88	0,5	0,52	71	0,018	0,04	31,0
1	19-juil-11	n. d.	54	1,7	1,3	0,50	0,6	0,50	77	0,017	0,04	4,0
2	19-juil-11	n. d.	55	1,7	1,4	0,29	0,6	0,49	77	0,018	0,03	4,6
	Moyenne	6	70	1,8	1,8	1,04	0,6	0,59	80	0,020	0,16	25,4
	CVAC ¹	440	1440	320 0	39	2,07	5	240	21000	14	12	90
	CVAA ¹	910	3100	290 00	350	53,00	62	1100	40000	320	110	90

¹Le critère est établi en fonction de la dureté moyenne de l'eau du lac Osisko (71,4 mg/l de CaCO₃)

Les concentrations d'éléments traces mesurées sont assez variables entre les stations 1 et 2 pour chaque date d'échantillonnage (tableau 4-4). Par contre, les concentrations de tous les éléments traces n'étaient pas constamment plus élevées à une station qu'à une autre, à l'exception du Fe où les concentrations étaient généralement plus élevées à la station 1 qu'à la station 2.

Les concentrations d'Ag, As, B, Ba, Be, Co, Cr, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Se, Sb, Sr, U, V et de Zn mesurées aux stations 1 et 2 du lac Osisko étaient plus faibles que les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique (CVAC et CVAA; tableau 4-4). Le Be et le Cr se sont généralement avérés non détectables. Par contre, les concentrations d'Al, de Cd, de Cu et de Pb ont présenté des dépassements de critères de qualité de l'eau, dans un ou plusieurs échantillons (tableau 4-4, figure 4-4). Les concentrations de ces derniers éléments traces dans la colonne d'eau varient dans le temps (figure 4-4). Les concentrations d'Al et de Pb ont dépassé le critère de risque d'effets chroniques (CVAC) à la station 1 en octobre 2010 seulement, tandis que les concentrations de Cd ont dépassé ce même critère en octobre 2010 et en mai 2011. Il est à noter que la limite de détection était plus élevée lors des analyses des échantillons de mars 2011 que lors des analyses des autres échantillonnages. Quant au Cu, les concentrations ont dépassé le critère pour les effets chroniques à au moins l'une des stations pour quatre des cinq dates d'échantillonnages. Les concentrations de Cu ont aussi dépassé le critère pour les effets aigus à la station 1 en octobre 2010 et aux deux stations en mars 2011.

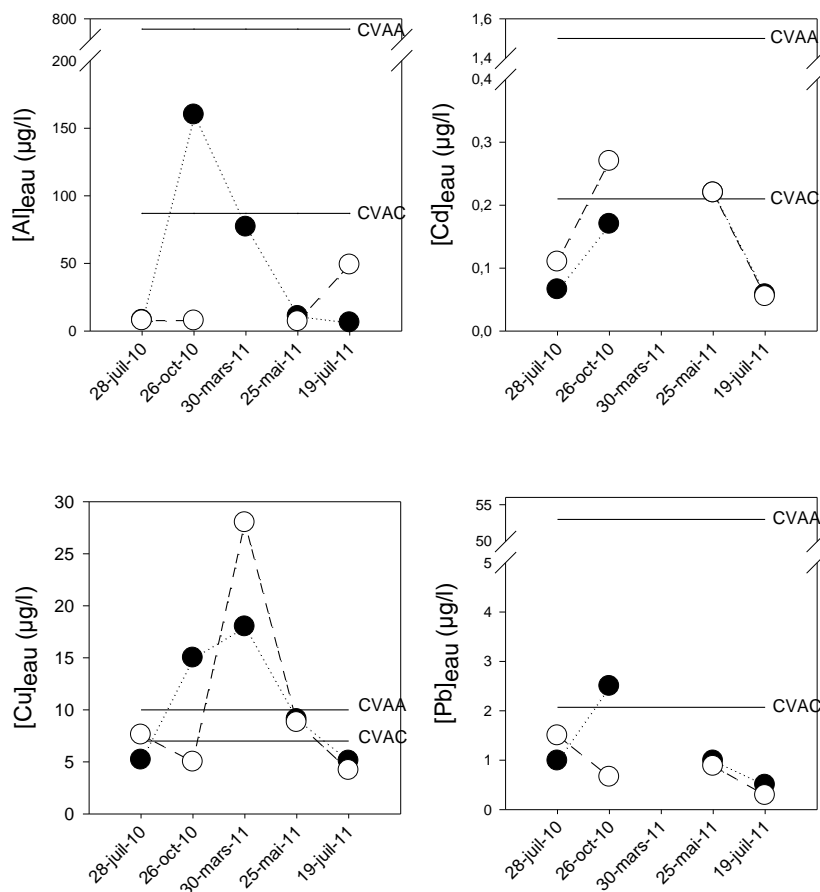


Figure 4-4 :
Concentrations d'Al, Cd, Cu et Pb extractibles (µg/l) dans le lac Osisko aux stations 1 (●) et 2 (○) pendant une année

Dans la figure 4-4, les barres étiquetées CVAA et CVAC représentent les critères de qualité pour les effets aigus et les effets chroniques, respectivement. Il y a absence de points pour les mesures qui étaient au-delà de la limite de détection lors des analyses du 30 mars 2011.

En juin 2010, Proulx (2014) a mesuré les concentrations d'As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Se et Zn dissoutes² (<0,2 µm) dans la colonne d'eau du lac Osisko, du lac Opasatica (un témoin) et d'autres lacs situés dans les régions de Rouyn-Noranda et Sudbury (région minière en Ontario; figure 4-5; tableau 2 en annexe). Dans la figure 4-5, les concentrations dissoutes mesurées dans divers lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury sont aussi comparées aux critères de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique (CVAC). Pour simplifier la figure 4-5, les écarts-types n'ont pas été ajoutés. Les coefficients de variation entre les triplicatas des lacs étaient <10 %. Les barres horizontales représentent le critère pour la protection de la vie aquatique pour les effets chroniques (CVAC; MDDEFP, 2013). Les critères de qualité pour l'As (150 µg/l), le Ba (306 µg/l), le Co (100 µg/l) et le Mn (1440 µg/l) ne sont pas indiqués, car ils sont supérieurs aux échelles verticales. Les données dans cette figure sont tirées de Proulx (2014) et Ponton & Hare (2013).

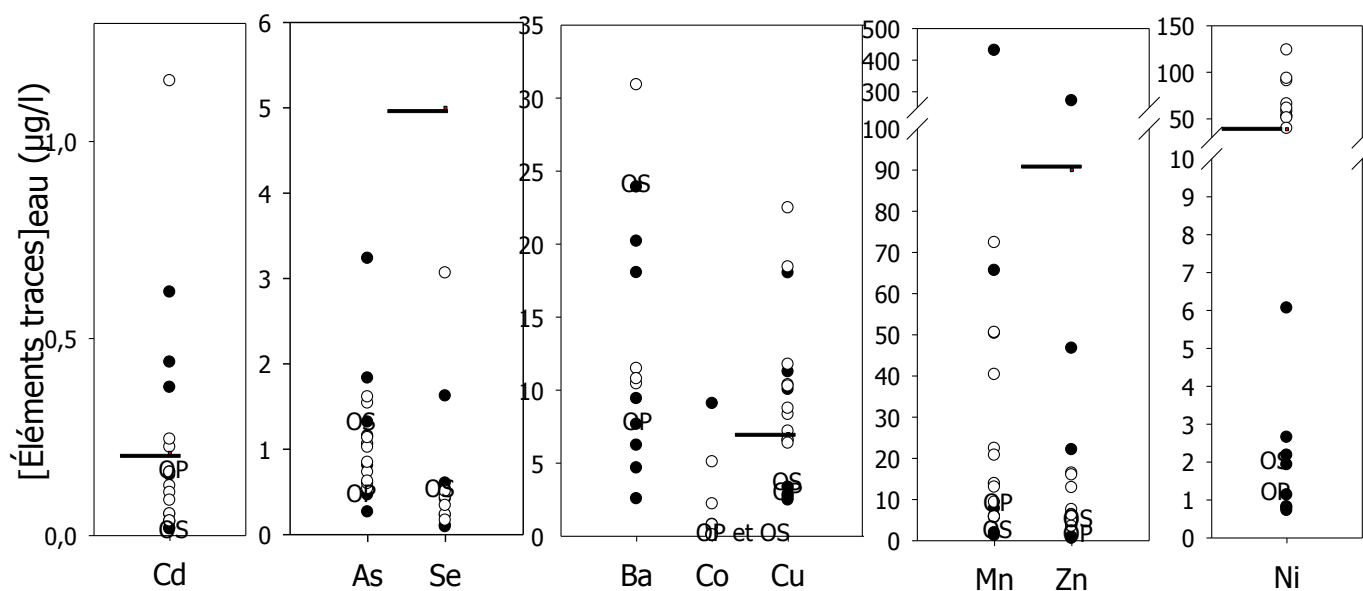


Figure 4-5 :
Concentrations moyennes (µg/l; n=3) d'éléments traces dissous (<0,2 µm) dans l'eau du lac Osisko (OS) en comparaison aux concentrations dans le lac témoin Opasatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe)

² Le terme « concentration dissoute » désigne que les échantillons d'eau ont été filtrés avant l'analyse des éléments traces. Le terme « concentration extractible total » désigne que les échantillons d'eau ont été digérés à chaud avant l'analyse des éléments traces. Pour les mesures de concentration d'éléments traces extractibles totaux, les échantillons d'eau ne sont pas filtrés.

Comme c'est le cas pour les concentrations extractibles d'éléments traces mesurées en juillet 2010 et 2011 dans le lac Osisko, les concentrations dissoutes d'éléments traces mesurées en juin 2010 dans le lac Osisko (Proulx, 2014) ne dépassent pas le critère pour les effets chroniques. Effectivement, au début de l'été, les concentrations d'éléments traces sont plus faibles que pendant d'autres périodes de l'année (figure 4-4). Les concentrations dissoutes d'As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni et Zn dans le lac Osisko sont relativement comparables aux concentrations mesurées dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury. Il n'y a que pour le Ba et le Se que le lac Osisko figure parmi les lacs dont les concentrations de ces éléments traces sont plus élevées. Cependant, les concentrations de Ba et de Se ne semblent pas pour autant problématiques, car ils sont bien en deçà des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique).

Afin d'évaluer si les émissaires pluviaux sont des sources d'éléments traces pour le lac Osisko, les concentrations d'éléments traces ont été mesurées dans les regards des émissaires en 2009 et 2011. Pour toutes les stations, les concentrations d'éléments traces mesurées en 2009 dans les émissaires étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées en 2011. Certaines concentrations d'Al, de Cd, de Cu, de Pb et de Zn dans les émissaires dépassent le critère de valeur aiguë finale à l'effluent (tableau 4-5; figure 4-6; tableau 3 et 4 en annexe). Ce sont les critères de valeur aiguë finale à l'effluent du Cu et du Zn qui ont le plus fréquemment été dépassés. Les concentrations de Pb n'ont, quant à elles, présenté qu'un seul dépassement du critère de valeur aiguë finale à l'effluent, et ce, en 2009 (figure 4-6; tableau 3 et 4 en annexe). L'échantillonnage des émissaires en 2009 avait pour objectif d'évaluer l'influence d'un évènement de pluie, à la suite d'une période sèche, sur la qualité de l'eau des émissaires se déversant dans le lac Osisko. Aucun patron clair de variation des concentrations d'éléments traces, de matières en suspension et de conductivité n'a été observé avant, pendant ou après un évènement de pluie (tableau 3 en annexe). Comme il y a eu des dépassements des critères de qualité pour les mêmes éléments traces (Al, Cd, Cu et Pb) dans l'eau du lac et dans les effluents, il est probable que les concentrations élevées de ces éléments dans l'eau du lac proviennent des émissaires pluviaux. Seules les concentrations de Zn mesurées dans l'eau ne dépassent pas les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique, bien que les valeurs mesurées aux émissaires dépassent souvent le critère de valeur aiguë finale à l'effluent. En raison du pH élevé dans le lac, il se pourrait que le Zn sédimente rapidement, ce qui expliquerait pourquoi les concentrations dans l'eau sont faibles et que les concentrations dans les sédiments sont élevées (voir section 4.2.2. sur les sédiments et figure 4-7). N'ayant pas le

débit des émissaires, on ne peut évaluer l'importance des émissaires sur les concentrations mesurées dans le lac. Par contre, les concentrations d'éléments traces mesurées dans l'eau des émissaires peuvent nous informer sur les sources relatives d'éléments traces arrivant au lac Osisko. Comme pour le phosphore, les concentrations les plus élevées d'Al, Cd, Cu, Pb et Zn ont été mesurées dans les émissaires 1 et 2 (tableau 3 et 4 en annexe).

Tableau 4-5 :
Résumé (moyenne, écart-type, valeur minimale et maximale; n=53; µg/l) des concentrations d'éléments traces mesurées dans les émissaires (stations 1 à 4; carte 3-1) en 2009 et 2011. Critère de valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe; µg/l; MDDEFP, 2013) et fréquence de leur dépassement (FD)

Élément	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.	VAFe	
					Critère	FD (%)
Al	882	2384	7,1	17000	1500	21
Ag	0,02	0,01	0,004	0,039	0,25-44	
As	5	10	0,86	56	680	
B	26	14	6	65	55000	
Ba	35	14	11	85	450-10900	
Be	5	18	0,01	62	0,74-1432	
Cd	2,4	2,3	0,096	9,5	0,8-17,5	21
Co	13	21	0,42	110	740	
Cr	2,8	2,4	0,23	8,1	970-11220	
Cu	467	1038	6,2	6500	6,1-103	81
Fe	941	932	100	6000	6900	
Li	6,6	7,6	1	27	1800	
Mn	686	628	47	2200	2000-28100	
Mo	9	17	0,69	76	58000	
Ni	12	15	1	65	240-3030	
Pb	28	59	0,18	270	21-954	9
Se	1,8	1,4	0,3	6,1	120	
Sr	237	158	13	700	81000	
V	1,3	1,3	0,15	5	220	
Zn	323	390	11	1900	61-776	51

Pour l'Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn, le critère VAFe varie en fonction de la dureté de l'eau. Pour la comptabilisation des concentrations de ces éléments traces dépassant les critères de qualité, la dureté de l'eau au moment de l'échantillonnage a été prise en compte.

Dans la figure suivante, les valeurs suivies d'une étoile (*) dépassent le critère de valeur aiguë finale à l'effluent corrigé pour la dureté.

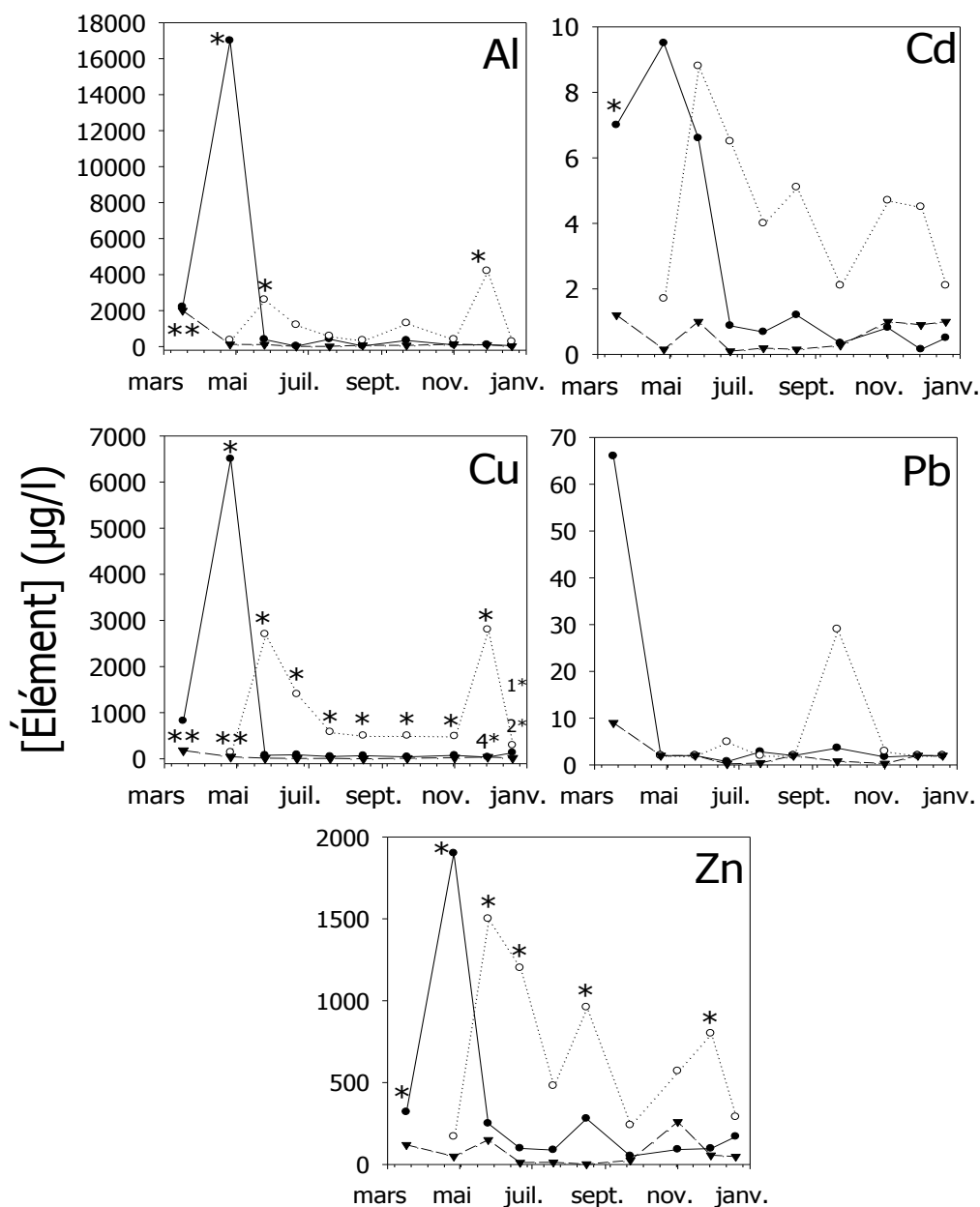


Figure 4-6 :
Concentrations d'Al, Cd, Cu, Pb et Zn (µg/l) dans les émissaires 1 (●), 2 (○) et 4 (▼)
(carte 3-1) se déversant dans le lac Osisko à diverses dates en 2011

En 2011, les concentrations d'Al, Cd, Cu et Zn dans l'émissaire 1 ont été plus élevées au printemps, tandis que dans l'émissaire 2, les concentrations de ces éléments traces ont varié au

cours de l'année, mais sont restées souvent plus élevées que dans les autres émissaires (figure 4-6). Ces tendances sont aussi les mêmes pour les concentrations de Co, Li, Ni et Se dans les émissaires (tableau 4). Les émissaires 1 et 2 drainent des quartiers résidentiels. La fonte des neiges pourrait expliquer pourquoi les concentrations d'Al, Cd, Co, Cu, Li, Ni, Se et Zn ont été plus élevées au printemps dans l'émissaire 1. Bien que la propriété de la Fonderie Horne soit délimitée par un long fossé collectant les eaux provenant de la portion sud du site et les acheminant dans le bassin nord du lac, il se pourrait que cette délimitation ne soit pas aussi franche et que le bassin versant de l'émissaire 2 reçoive aussi des eaux provenant du site de la Fonderie. Ceci pourrait expliquer pourquoi les concentrations de nombreux éléments traces sont plus élevées dans cet émissaire au cours de l'année. Cette hypothèse reste à être confirmée. Il serait intéressant de documenter la proportion d'eau pluviale provenant du terrain de la Fonderie qui s'écoule via le réseau pluvial de la Ville dans le secteur de l'émissaire 2. Toutefois, une grande proportion des éléments observés dans les émissaires 1 et 2 pourraient également provenir d'une infiltration dans le réseau pluvial d'un lixiviat du matériel de mise en forme des rues. En effet, il semble que le fond des rues des quartiers des sous-bassins 1 et 2 ait été aménagé autrefois en grande partie à l'aide de matériel provenant de la Fonderie Horne. Étant donné l'âge du système pluvial, celui-ci pourrait permettre l'infiltration de l'eau percolant dans ses sols, entraînant du même coup des éléments traces. Le remplacement de ce matériel lors de la réfection éventuelle des rues ainsi que la remise à neuf du réseau pluvial seraient donc être à prévoir.

4.2.2 Sédiments

Les concentrations moyennes d'éléments traces dans les premiers 5 cm de sédiments aux stations 1 et 2 sont présentées au tableau 4-6. Dans ce tableau, les données mises en gras dépassent les concentrations d'effets occasionnels (CEO), tandis que les données mises en gras et soulignées dépassent également les concentrations d'effets fréquents (CEF).

Parmi les 14 éléments traces mesurés dans les sédiments, il existe des critères de qualité pour sept (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) d'entre eux. Les concentrations d'As, Cd, Cu, Pb et Zn dépassent le critère le plus élevé, soit la concentration seuil produisant des effets fréquents

(CEF). Quant au Cr et au Ni, les concentrations de ces éléments traces dans les sédiments dépassent le critère produisant des effets occasionnels (CEO)³.

Tableau 4-6 :
Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g}$ poids sec; \pm écart-type; n=10) d'éléments traces dans les sédiments (0-5 cm) des stations 1 et 2 (carte 3-1) du lac Osisko en comparaison à des critères de qualité des sédiments

	Moyenne	Écart-type	Critères de qualité des sédiments ¹				
			CER	CSE	CEO	CEP	CEF
Al	16081	1623					
As	195	29	4,1	5,9	7,6	17	23
Ba	109	47					
Cd	86	8	0,33	0,6	1,7	3,5	12
Cr	63	12	25	37	57	90	120
Co	84	3					
Cu	8323	987	22	36	63	200	700
Fe	155450	57063					
Mn	463	9					
Ni	93	20			47		
Pb	1161	16	25	35	52	91	150
Se	80	13					
V	35	12					
Zn	9083	226	80	120	170	310	770

¹CER : concentration d'effets rares. CSE : concentration seuil produisant un effet. CEO : concentration d'effets occasionnels. CEP : concentration produisant un effet probable. CEF : concentration d'effets fréquents (Environnement Canada et MDDEP, 2007)

En 2010, les concentrations de certains éléments traces dans les sédiments ont aussi été mesurées dans le lac Osisko par Proulx (2014) et dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury⁴. La figure 4-7 présente les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Se et Zn mesurées dans les sédiments du lac Osisko par rapport à celles du lac Opasatica, un lac témoin, et dans d'autres lacs situés dans la région de Rouyn-Noranda (Québec) et Sudbury (ville minière, Ontario). Les concentrations de Ba et de Mn présentes dans les sédiments du lac Osisko ne semblent pas problématiques étant donné qu'elles sont plus élevées dans le lac témoin Opasatica que dans le lac Osisko. Cependant, parmi les lacs échantillonnés à Rouyn-

³ Il est à noter que pour le Ni, seule la concentration pour le critère produisant des effets occasionnels est disponible.

⁴ Il est à noter que la méthode de digestion des sédiments de Proulx (2014) diffère de celle de cette étude. Proulx (2014) a digéré les sédiments à température pièce, à l'aide d'ajout d'acide nitrique et de peroxyde d'hydrogène tandis que dans cette étude, les sédiments ont été digérés par l'ajout d'acide nitrique, d'acide chlorhydrique et de peroxyde d'hydrogène tout en chauffant l'échantillon. Il reste toutefois que ces deux types de digestions sont comparables (Proulx, 2014). Ces méthodes de digestion ne permettent généralement pas de libérer la totalité des éléments traces dans les sédiments, dont ceux liés aux structures de silicate qui ne sont sûrement pas biodisponibles.

Noranda et Sudbury, c'est dans le lac Osisko où l'on retrouve les plus hautes concentrations d'As, Cd, Cu, Se et Zn dans les sédiments. À Rouyn-Noranda, c'est aussi dans le lac Osisko où l'on retrouve les plus hautes concentrations de Co et Ni dans les sédiments.

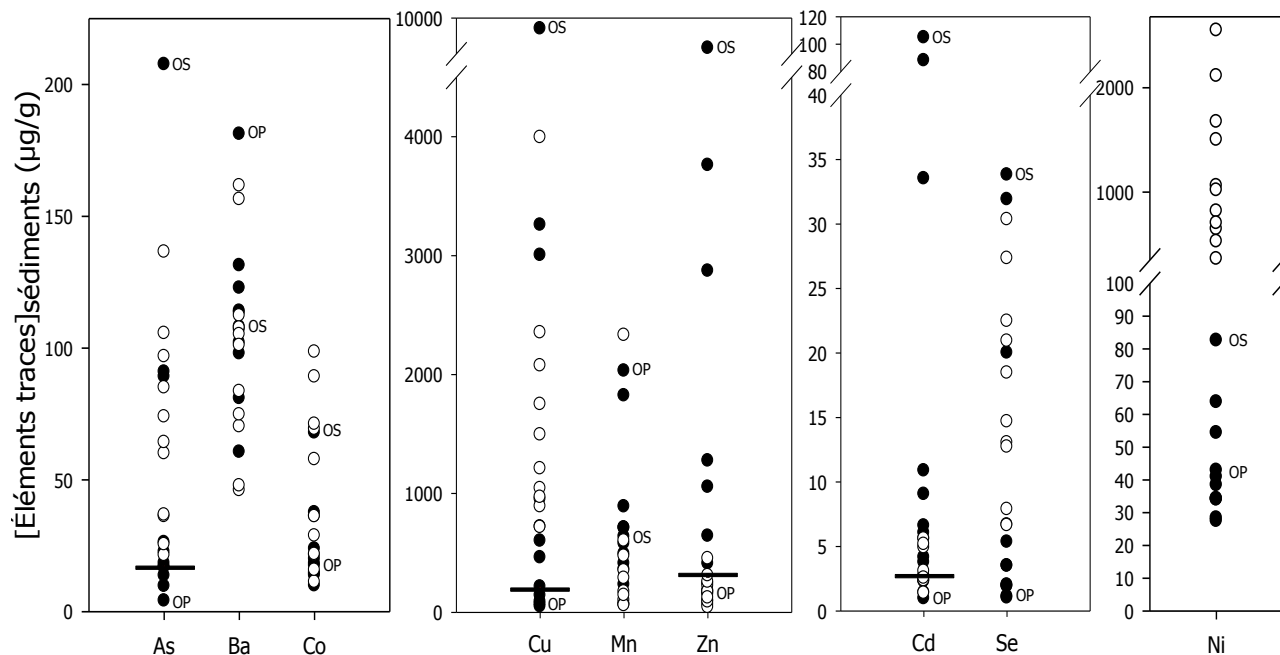


Figure 4-7 :
Concentrations moyennes (µg/g poids sec; n=6) d'éléments traces dans les sédiments (0-5 cm) du lac Osisko (OS) en 2010 en comparaison aux concentrations dans le lac Opasatica en 2007 (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)

Afin de simplifier la figure 4-7, les écarts-types n'ont pas été ajoutés. Les coefficients de variation entre les triplicatas des lacs étaient de <30 %. Les barres horizontales représentent les concentrations seuils produisant un effet probable (CEP; Environnement Canada et MDDEP (2007)). Les données dans cette figure sont tirées de Proulx (2014). Dans l'ensemble, les mesures de cette étude et celles de Proulx (2014) indiquent que les concentrations d'As, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Se et Zn sont élevées dans les sédiments du lac Osisko. Il est à noter que nous n'avons pas les données nécessaires pour déterminer si les concentrations sédimentaires d'Al, Fe et V étaient également élevées dans le lac Osisko par rapport aux autres lacs.

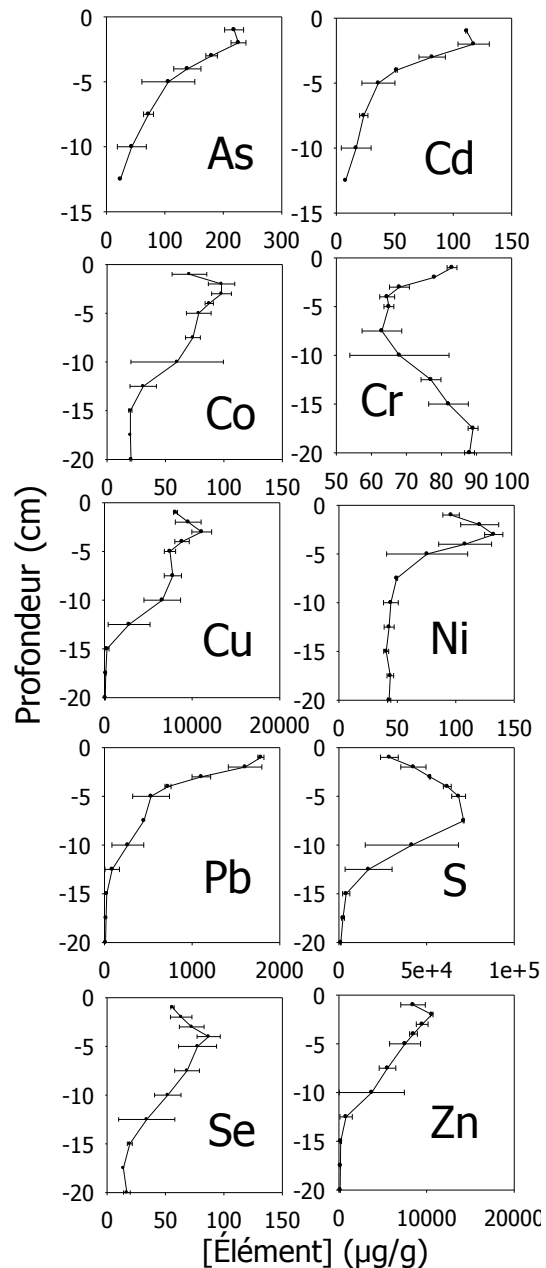


Figure 4-8 :

Profils des concentrations moyennes d'As, de Cd, de Cr, de Cu, de Ni, de Pb, de S et de Se ($\mu\text{g/g}$ poids sec; $n=2$) dans les sédiments de la station 2 du lac Osisko

Les concentrations de divers éléments traces ont été mesurées dans les sédiments du lac Osisko dans le cadre de plusieurs études (tableau 4-7). Comme montré dans le tableau 4-7, les concentrations d'éléments traces dans les sédiments de surface (0-5 cm) ont très peu changé depuis les années 70. Selon un rapport du SPE (1979), les concentrations actuelles d'éléments traces dans les premiers cinq centimètres de sédiments du lac Osisko sont bien au-delà des concentrations d'éléments traces présentes naturellement dans le lac.

Tableau 4-7 :
Concentrations naturelles d'éléments traces ([ET]; µg/g poids sec) dans les sédiments du lac Osisko. Concentrations d'éléments traces ([ET]) mesurées dans les sédiments (0-5 cm) du bassin sud du lac Osisko à diverses années et dans diverses études

[ET] naturelle dans les sédiments du lac Osisko (selon SPE, 1979)		[ET] en 1973-1974 (SPE, 1979)	[ET] en 1994 (Paquin & Prairie, 1996)	[ET] en 2003 (Couture et <i>al.</i> , 2008)	[ET] en 2010 (cette étude)	[ET] en 2006 (Proulx, 2014)	[ET] 2010 (Proulx, 2014)
As	0,5-1,5	104	287		195	198 ^a	208 ^a
Ba					109	90 ^a	108 ^a
Cd	<0,2	41-70	151	96	86	95 ^a	105 ^a
Co					84	80 ^a	68 ^a
Cu	20-40	12700	10135	12111	8323	7096 ^b	9405 ^a
Fe			211000		155450		
Mn			459		463	543 ^a	637 ^a
Ni				104	93	82 ^a	83 ^a
Pb	<1-5	775	2245		1161		
Se			5	46	80	56 ^a	34 ^a
Zn	75-100	11850	12180	9263	9084	9640 ^a	8328 ^a

Pour chaque élément trace, les concentrations mesurées en 2006 et 2010 (n=6) par Proulx (2014) ne diffèrent pas significativement s'ils sont suivis de la même lettre (p>0,05).

Afin d'évaluer l'historique des concentrations en éléments traces d'intérêt, comme l'As, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Pb, Se et le Zn, présents dans les sédiments du lac Osisko, leurs concentrations ont été mesurées à diverses profondeurs dans les sédiments (figure 4-8) aux stations 1 et 2. Étant donné que les profils étaient similaires aux deux stations, seul le profil de la station 2 est présenté à la figure 4-8. Le profil de la station 1 est présenté à la figure 2 en annexe. À la figure 4-8, le profil des concentrations de soufre (S) est aussi présenté à titre indicatif. Pour réellement établir l'historique des concentrations en éléments traces dans les sédiments, il aurait fallu que ceux-ci soient datés. De plus, afin d'exclure la possibilité que le processus de diagenèse influe sur les profils de certains éléments traces présents dans les sédiments, des mesures dans l'eau interstitielle auraient été nécessaires. Il est aussi à noter que les profils sédimentaires d'éléments traces peuvent être altérés par la bioturbation. Ceci dit, en considérant ces éléments, seules des tendances générales peuvent être établies.

Les concentrations de tous les éléments, à l'exception du Cr, sont plus élevées dans les sédiments de surface qu'à 20 cm de profondeur suggérant qu'il y ait eu un apport anthropique de ces éléments traces vers les sédiments. À 20 cm de profondeur, les concentrations de Cr sont, comme à la surface des sédiments, supérieures au critère CEO (Environnement Canada,

1997). Ces mesures suggèrent que les concentrations naturelles (c.-à-d., le bruit de fond) de Cr sont élevées dans le lac Osisko et que les hautes concentrations de Cr mesurées dans les sédiments de surface ne sont peut-être pas d'origine anthropique. Selon le MDDELCC (1998), le bruit de fond des concentrations de Cr dans les sols de la province géologique du Supérieur où se situe Rouyn-Noranda, est de 85 µg/g. Cette valeur correspond aux concentrations mesurées profondément et en surface des sédiments du lac Osisko. La plupart des éléments traces (As, Cd, Co, Pb et Zn) présentent des profils similaires entre eux, c'est-à-dire une constante augmentation des concentrations vers la surface. Les profils de certains éléments traces dont ceux du Cu, du Ni et du Se présentent des maximums à des profondeurs allant de 2,5 à 5,0 cm et une diminution vers la surface. Ces profils sont similaires à celui du S, ce qui suggère que ces maximums pourraient correspondre aux débuts des années 70, lorsque les émissions atmosphériques de la Fonderie étaient les plus élevées (Couillard *et al.*, 2004; Couillard *et al.*, 2008). C'est à ces mêmes profondeurs que les plus basses concentrations de Cr ont été mesurées, ce qui pourrait être attribuable à un apport de particules d'origine anthropique ayant des concentrations de Cr plus faibles que les concentrations des particules naturellement présentes. Couillard *et al.* (2004) et Couillard *et al.* (2008) ont aussi mesuré des maximums de concentrations de Cd, Cu, Ni et Zn à des profondeurs similaires (5-10 cm) dans les lacs Dufault, Caron et Vaudray, à Rouyn-Noranda. Le fait que les maximums de concentrations se retrouvent plus en surface dans les sédiments du lac Osisko que dans les lacs Dufault, Caron et Vaudray, pourrait être dû à une compaction des sédiments pendant l'extrusion des sédiments de la carotte du lac Osisko. Il est donc suggéré de couper les carottes de sédiments longitudinalement pour ne pas perturber les couches sédimentaires. Selon les mesures de concentrations d'éléments traces à diverses profondeurs dans les sédiments des lacs Dufault, Caron et Vaudray, les émissions atmosphériques d'éléments traces et de soufre ont énormément diminué depuis les années 70 (Couillard *et al.*, 2004; Couillard *et al.*, 2008). En effet, la mise en place de mesures par la Fonderie Horne, telles que l'usine de production d'acide, le traitement des gaz, les nouveaux vaisseaux de smeltage, l'arrêt des fours à réverbères, les dépoussiéreurs, le système de contrôle intermittent et la gestion des entreposages (communication personnelle avec Annick Lefebvre, Fonderie Horne) a grandement contribué à réduire la contamination émise par la Fonderie. Effectivement, les concentrations de Cd, Cu, Ni et Zn dans la couche superficielle des sédiments des lacs Caron et Vaudray sont maintenant beaucoup plus faibles et approchent les concentrations observées avant l'industrialisation de la région, ce qui n'est par contre pas le cas pour la concentration de ces métaux dans le lac Osisko. Au lac Osisko, les concentrations d'éléments traces sont encore

très élevées en surface des sédiments comparativement aux sédiments plus profonds (>15 cm). Ces résultats suggèrent que, malgré les diminutions d'émissions atmosphériques de contaminants, il y a toujours un apport de ces éléments traces dans le lac. Cet apport pourrait venir des émissaires, plus particulièrement de l'émissaire 2 dont les concentrations de Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Se et Zn sont généralement plus élevées que dans les autres émissaires. En 1994, une concentration de Se de 5 µg/g avait été mesurée par Paquin & Prairie (1996). Toutefois, nous estimons que cette valeur est peu probable puisque, selon d'autres études, ainsi que selon les mesures effectuées dans les carottes prélevées, les concentrations en Se ont toujours été supérieures à 10-15 µg/g.

En général, comme dans les autres lacs de la région, nous observons une diminution des concentrations en éléments traces à la surface des sédiments du lac Osisko par rapport aux concentrations dans la couche de sédiments représentant l'époque de forte contamination par la Fonderie (années 70; Couillard *et al.*, 2004; Couillard *et al.*, 2008). Par contre, il est notable que le lac Osisko reçoit toujours un apport d'éléments traces non négligeable qui n'est probablement pas atmosphérique.

4.2.2.1 Biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments

Selon Environnement Canada & MDDEP (2007), lorsque les concentrations d'un élément trace dépassent le critère CEF, la contamination des sédiments est jugée problématique, indiquant que la restauration du site est souhaitable et que des études de faisabilité doivent être entreprises. Soulignons toutefois que les mesures de concentrations d'éléments traces dans les sédiments sont d'une utilité limitée pour prédire l'occurrence d'impacts environnementaux, car ces contaminants peuvent être présents sous plusieurs formes dont certaines (p. ex. : associés à la matière organique, aux oxydes de fer ou aux sulfures) ne sont pas biodisponibles pour les êtres vivants (Luoma & Rainbow, 2008). Afin de mieux évaluer l'impact environnemental des éléments traces présents dans les sédiments du lac Osisko, il y a lieu d'évaluer la biodisponibilité de ceux-ci.

Des chercheurs associés à l'EPA ont suggéré une méthode nommée SEM-AVS (sigle des termes anglais, « Simultaneously Extracted Metals » et « Acid Volatile Sulfides ») afin d'évaluer la toxicité de certains métaux (soit Ag, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) chez les animaux benthiques et par le fait même leur biodisponibilité. Les métaux ciblés (Ag, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) ont une forte affinité pour le soufre. La méthode s'appuie sur le principe que, étant donné cette affinité pour le

soufre, si les concentrations des métaux ciblés (nommées SEM) n'excèdent pas celles de soufre (nommées AVS), les concentrations de ces métaux présents dans les sédiments ne sont pas biodisponibles. Cependant, si la concentration des SEM excède celle de l'AVS, certains métaux seront biodisponibles et les effets toxiques pour les invertébrés deviennent plus probables. Proulx (2014) a mesuré les concentrations de SEM et d'AVS dans les sédiments du lac Osisko en juin 2010. Les concentrations de sulfure (AVS; 508 $\mu\text{M/g}$) excédaient largement les concentrations des métaux (SEM; 33 $\mu\text{M/g}$). Ainsi, bien que les concentrations d'Ag, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn soient élevées dans les sédiments, les résultats obtenus indiquent que ces métaux sont peu biodisponibles et potentiellement non toxiques pour les organismes benthiques. Il est toutefois important de mentionner que bien que ce modèle ait été largement utilisé lors d'évaluations du risque environnemental et que de nombreuses études aient démontré une relation entre le modèle [SEM]-[AVS] et la toxicité chez les animaux aquatiques (p. ex. Ankley *et al.*, 1994; Ankley, 1996; Di Toro *et al.*, 1990; Di Toro *et al.*, 1992), celui-ci reste contesté. En effet, certaines études ont démontré que ce modèle ne prédit pas bien les concentrations de métaux chez les invertébrés benthiques présents sur le terrain (De Jonge *et al.*, 2009; Hare *et al.*, 2001; Proulx, 2014).

Une autre façon d'évaluer la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments est de tout simplement mesurer les concentrations de ces éléments traces dans des organismes qui vivent et se nourrissent de sédiments. En eau douce, les larves de l'insecte fousseur du genre *Chironomus* (diptère, chironomidés) se révèlent être de bons biomoniteurs de la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments. En effet, les espèces de ce genre sont retrouvées en abondance sur tous les continents à l'exception de l'Antarctique. On les retrouve autant dans des plans d'eau contaminés que non-contaminés. Les larves sont faciles à échantillonner et de bonne taille, permettant facilement de faire des mesures de contaminants. Elles sont sédentaires et donc représentatives du site d'échantillonnage ainsi que tolérantes à une gamme de conditions physicochimiques (Proulx, 2014). Entre 2006 et 2010, Proulx (2014) a récolté dans le lac Osisko et d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury, des larves de *Chironomus* (tableau 2 en annexe). Afin d'évaluer la biodisponibilité des éléments traces présents dans les sédiments du lac Osisko, les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Se et Zn chez les larves de *Chironomus* récoltées dans le lac Osisko ont été comparées aux concentrations mesurées dans les larves récoltées dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury (figures 4-9 à 4-11 ; les données de ces figures sont tirés de Proulx, 2014).

Il n'est pas rare de retrouver à un même endroit dans un lac plus d'une espèce du genre *Chironomus*. Bien que ces espèces soient morphologiquement très similaires, Proulx (2014) a démontré qu'il n'est pas toujours justifiable de les regrouper lors d'analyses de contaminants. Certaines espèces de *Chironomus* se nourrissent de sédiments oxiques⁵, tandis que d'autres ingèrent des sédiments anoxiques⁶. Dans les lacs où la colonne d'eau entière est oxygénée, les premiers millimètres de sédiments sont oxygénés, tandis que ceux plus profonds sont anoxiques. La présence ou l'absence d'oxygène peut grandement influencer la biodisponibilité de certains éléments traces. Proulx (2014) a démontré que les larves de *Chironomus* qui ingèrent des sédiments oxiques ont des concentrations en Cd et parfois en Zn plus élevées (notamment le cas pour le lac Osisko), mais des concentrations de Se plus faibles que les larves qui ingèrent des sédiments anoxiques récoltées au même endroit. Ainsi, pour comparer les concentrations de Cd, Zn et Se chez des larves de *Chironomus* récoltées dans divers lacs, celles-ci doivent être séparées en fonction de leur comportement alimentaire. Les concentrations de Cd, Se et Zn chez les larves de *Chironomus* ingérant des sédiments oxiques présentes dans le lac Osisko et dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury sont présentées à la figure 4-9, tandis que les concentrations de ces éléments traces chez les larves ingérant des sédiments anoxiques sont présentées à la figure 4-10. Proulx (2014) a montré que, contrairement au Cd, Se et Zn, les concentrations d'As, Ba, Co, Cu, Mn et Ni ne diffèrent pas entre espèces de *Chironomus* vivant au même endroit. Pour l'analyse de ces éléments traces, les espèces de *Chironomus* peuvent ainsi être regroupées. Les concentrations d'As, Ba, Co, Cu, Mn et Ni chez les larves de *Chironomus* dans le lac Osisko et dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury sont présentées à la figure 4-11.

⁵ Bien que ce terme n'existe pas selon l'Office québécois de la langue française, nous l'utilisons pour désigner la présence d'oxygène dans les sédiments.

⁶ Dans le lac Osisko, on retrouve les larves de *C. anthracinus* qui se nourrissent de sédiments anoxiques et les larves de *C. plumosus* qui se nourrissent de sédiments oxiques.

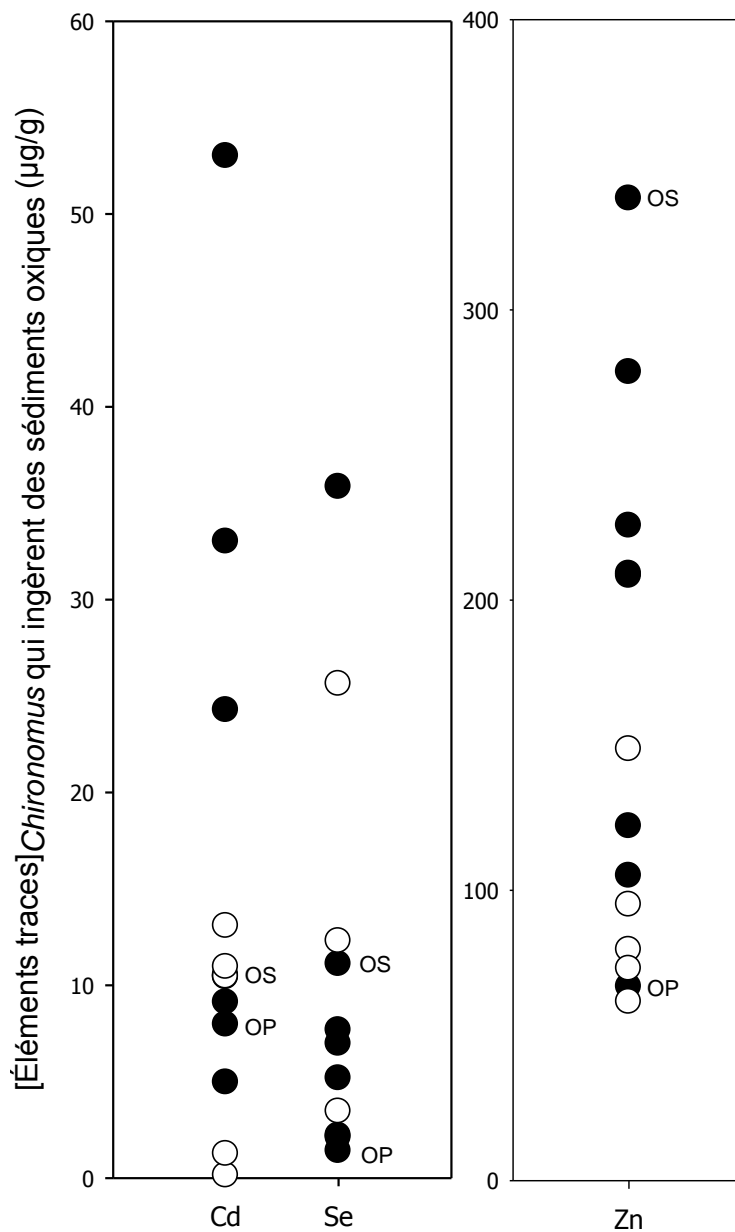


Figure 4-9 :
Concentrations de Cd, Se et Zn (µg/g poids sec; n=2-19) chez des larves de *Chironomus* se nourrissant de sédiments oxygènes dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opasatica (OP) et dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)

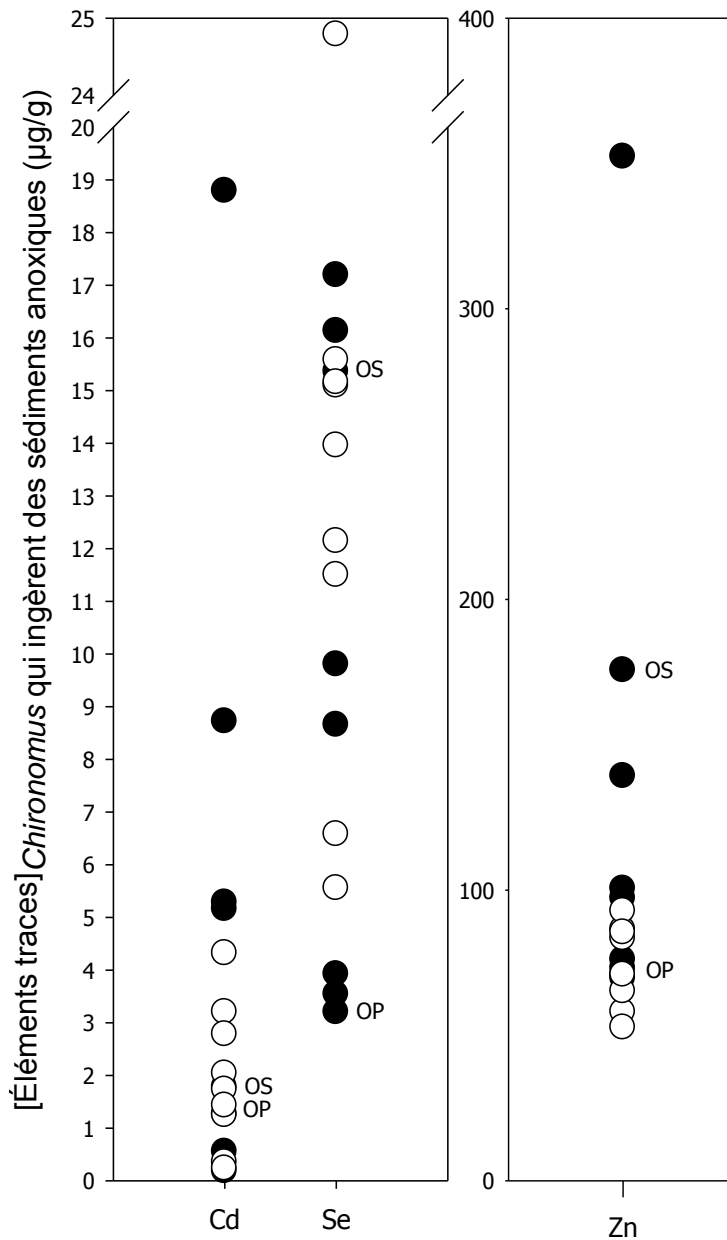


Figure 4-10 :
Concentrations de Cd, Se et Zn (µg/g poids sec; n=2-17) chez des larves de *Chironomus* se nourrissant de sédiments anoxiques dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opatatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)

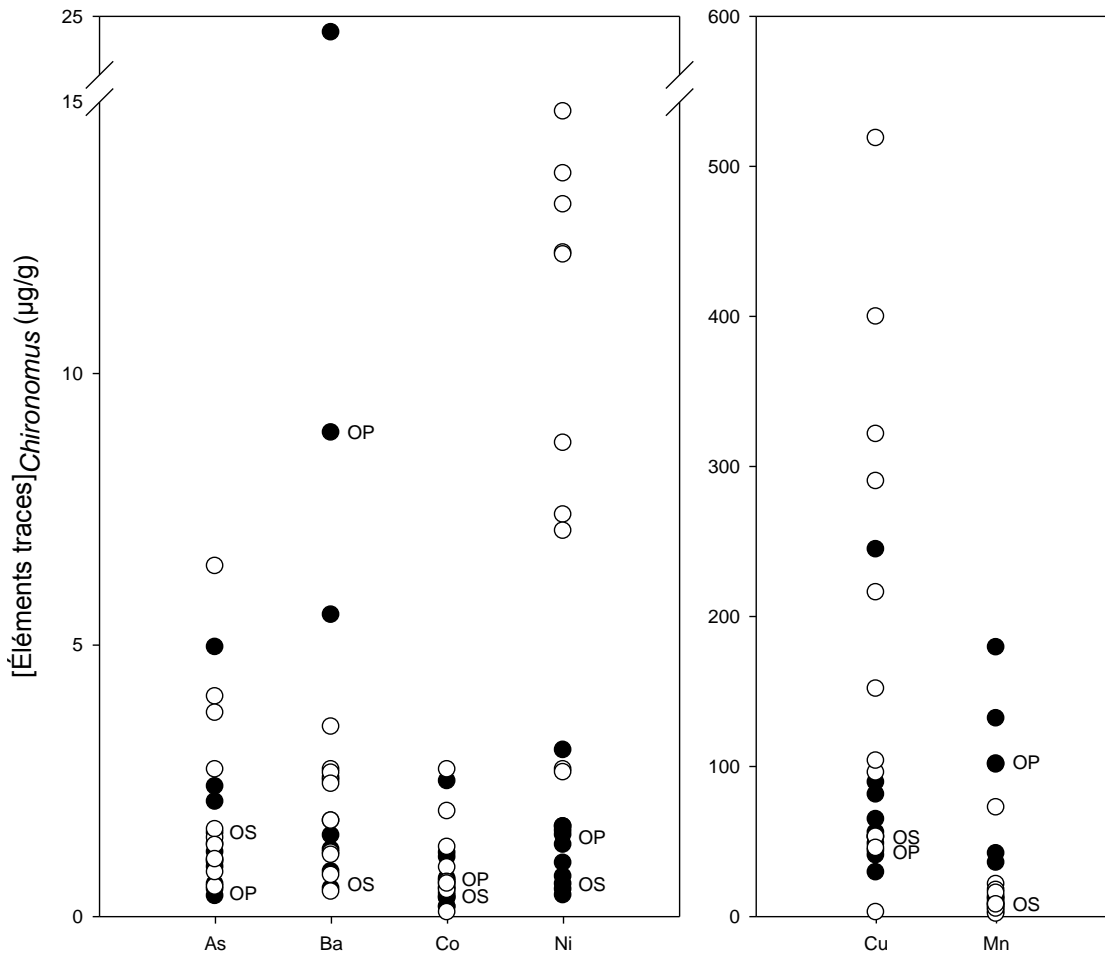


Figure 4-11 :
Concentrations d'As, Ba, Co, Ni, Cu et Mn ($\mu\text{g/g}$ poids sec; $n=3-30$) chez les larves de *Chironomus* dans le lac Osisko (OS) en comparaison à celles dans le lac Opasatica (OP) et d'autres lacs à Rouyn-Noranda (●) et Sudbury (○) (voir tableau 2 en annexe pour la liste des lacs)

Les concentrations de Ba, Co, Cu, Mn et Ni mesurées chez les larves du lac Osisko sont similaires ou plus basses que celles mesurées dans le lac témoin Opasatica (figure 4-11). Par contre, les concentrations d'As et de Cd mesurées chez les larves du lac Osisko sont supérieures à celles mesurées dans le lac témoin Opasatica, mais ne figurent pas parmi les plus élevées dans les lacs échantillonnés à Rouyn-Noranda et Sudbury (figures 4-9 à 4-11). En effet, les concentrations larvaires d'As et de Cd sont plus élevées dans respectivement 36 % et 40 % des lacs échantillonnés. Seules les concentrations de Se et de Zn mesurées dans les larves de *Chironomus* du lac Osisko sont plus élevées que dans la plupart des autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury (figures 4-9 et 4-10). Il n'y a que dans les lacs Rouyn, Kelly et

Crooked (figure 4-9; ordre décroissant) que les concentrations de Se chez les larves se nourrissant de sédiments oxiques sont plus élevées que dans le lac Osisko. Les lacs Hannah, Duprat, Dufault et Silver (figure 4-10; ordre décroissant) montrent quant à eux des concentrations de Se chez les larves de *Chironomus* ingérant des sédiments anoxiques plus élevées que pour le lac Osisko. Pour ce qui est du Zn, c'est dans le lac Osisko que les concentrations les plus élevées ont été mesurées (à l'exception du lac Dufault).

Ainsi, bien que le lac Osisko présente les plus hautes concentrations d'As, Cd et Cu dans les sédiments pour les lacs de Rouyn-Noranda et Sudbury ainsi que les plus hautes concentrations de Co et Ni dans les sédiments pour les lacs de Rouyn-Noranda (figure 4-7), les concentrations observées chez les larves de *Chironomus* indiquent que ces éléments traces sont peu biodisponibles (figures 4-9 à 4-11). Dans les sédiments, les ligands majeurs pouvant lier les éléments traces présents et ainsi les rendre potentiellement non-biodisponibles, sont les oxydes de fer, les sulfures et la matière organique. Comme les concentrations de S (AVS) dans le lac Osisko excèdent largement ceux des métaux (SEM), il est fortement possible que les hautes concentrations de S soient responsables de la faible biodisponibilité du Cd, Co, Cu et Ni dans les sédiments. Également, dans les sédiments, l'As tend à se lier à des fractions sédimentaires, dont les oxydes de fer, qui sont jugées être difficilement assimilable (CCME, 1999). L'association de l'As aux oxydes de fer dans les sédiments du lac Osisko pourrait expliquer pourquoi ceux-ci sont peu biodisponibles. Contrairement aux autres éléments traces, les concentrations de Se et de Zn chez les larves *Chironomus* du lac Osisko sont élevées comparativement aux concentrations observées chez des larves récoltées dans d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury (Figure 4-10). Ces résultats suggèrent, qu'en plus d'être élevées, les concentrations de Se et de Zn dans les sédiments (figure 4-7) entraînent une accumulation élevée. Bien que les concentrations de S soient élevées dans les sédiments, le Zn est tout de même accumulé de façon importante. Ces résultats démontrent à quel point les sédiments sont complexes et comment il est difficile de prédire la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments. Le Se, quant à lui, n'est pas un métal et sa biodisponibilité n'est pas influencée de la même façon que pour les métaux. Par exemple, contrairement au Cd et au Zn, les larves qui se nourrissent de sédiments plus profonds ont des concentrations en Se plus élevées que les larves qui se nourrissent de sédiments oxiques. C'est plutôt la spéciation et l'état d'oxydoréduction du Se qui influencera sa biodisponibilité au niveau des sédiments (voir plus de détails sur le Se à la section 4.3).

4.2.3 Poissons

En 2009 et 2011, des perchaudes (*Perca flavescens*) et des dorés jaunes (*Sander vitreus*) ont été récoltés dans le lac Osisko afin de mesurer les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, V et de Zn présentes dans la chair des poissons (tableaux 4-8 et 4-9). Seules les concentrations de Se dans la chair des perchaudes et des dorés dépassent le critère (1 µg/g poids humide) pour la commercialisation des produits de pêche. Les concentrations de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V et Zn sont similaires dans la chair des perchaudes du lac Osisko et du lac Rouyn (lac qui reçoit les effluents des trois bassins du lac Osisko; tableau 4-9), toutefois les concentrations d'As et de Se sont plus basses dans le lac Osisko. En ce qui concerne la chair des dorés du lac Osisko, les concentrations de Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V et Zn ne sont pas particulièrement plus élevées que dans la chair des dorés récoltés dans d'autres plans d'eau au Québec (tableau 4-8). Cependant, les concentrations d'As, de Cu et de Se sont plus élevées dans la chair des dorés du lac Osisko que dans la chair des dorés de la plupart des autres plans d'eau présentés dans le tableau 4-8.

Les concentrations de Cu dans la chair des dorés du lac Osisko sont environ trois fois plus élevées que celles mesurées dans la chair des perchaudes du lac Dufault (tableau 4-8). Ces résultats sont similaires à ceux de l'étude de Pierron *et al.* (2009) qui montrait une valeur quatre fois plus élevée dans le foie des perchaudes du lac Osisko par rapport au lac Dufault (400 µg/g et 100 µg/g poids sec, respectivement). Malgré l'absence de régulation des concentrations totales dans les tissus des perchaudes, le Cu semble quant à lui être bien régulé par la métallothionéine, une protéine régulant les métaux intracellulaires, et ne semble pas être la cause d'effets toxiques chez les perchaudes des lacs de Rouyn-Noranda et Sudbury (Campbell *et al.*, 2003; Ponton *et al.*, 2015a). Par contre, les concentrations de Cu dans l'eau dépassent souvent le critère de toxicité aigüe (10 µg/l; figure 4-4). Ces dépassements pourraient engendrer des effets chez les poissons plus subtils que la mort, notamment une diminution de leur capacité olfactive (Meyer & Adams, 2010). Les hautes concentrations de Cu dans l'eau pourraient aussi être néfastes pour d'autres organismes qui sont très sensibles, tels que les algues (Nor, 1987). Le Zn est un élément essentiel qui est bien régulé par la plupart des organismes (Campbell *et al.*, 2003; Hare & Tessier, 1998; Pierron *et al.*, 2009; Ponton *et al.*, 2015a; Roesijadi, 1992). Bien que dans le lac Osisko les concentrations de Zn sont très élevées chez les larves de *Chironomus* et que l'alimentation des perchaudes est constituée en grande partie de chironomes (Rasmussen *et al.*, 2008), la chair des poissons ne présente pas des

concentrations beaucoup plus élevées de Zn que pour les autres plans d'eau. Le Hg est également en faible concentration dans la chair des poissons du lac Osisko et ce phénomène pourrait être dû aux concentrations de Se élevées dans les sédiments de ce lac. En effet, plusieurs études ont démontré l'effet antagoniste du Se sur l'accumulation de Hg chez des poissons (Belzile *et al.*, 2006; Pyle *et al.*, 2005).

Tableau 4-8 :
Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans la chair de dorés (*Sander vitreus*) du lac Osisko (n=7; min-max), du fleuve St-Laurent (n=1) et d'autres lacs de la région de Rouyn-Noranda (RN) et de Chibougamau (CH) (n=1)

Plan d'eau	Année	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg
Osisko (RN)	2009	0,19 (0,12-0,28)	0,006 (0,003-0,012)	<0,009	0,003 (0,001-0,005)	0,011 (0,005-0,029)	0,40 (0,29-0,80)	3,2 (1,6-5,1)	0,06 (0,02-0,09)
Lac Dufault (RN)	2008	0,11	0,009	0,009	0,003	0,082	0,14	2	0,04
Lac Dasserat (2) (RN)	2008	0,07	0,019	0,009	0,021	0,014	0,21	1,7	0,56
Lac Dasserat (1) (RN)	2008	0,04	0,007	0,009	0,008	0,011	0,1	1,2	0,58
Lac Labyrinthe (RN)	2008	0,05	0,007	0,009	0,003	0,01	0,11	3	1,1
Lac Hébert (RN)	2008	0,03	0,008	0,009	0,002	0,026	0,17	3,5	1,5
Lac aux Dorés (CH)	2008	0,02	0,007	0,009	0,004	0,08	0,26	2,2	
Lac Chibougamau (CH)	2008	0,025	0,25	0,011	0,025	0,1	0,27		0,85
Fleuve Saint-Laurent	2008	1	0,019	0,009	0,004	0,045	0,14	3,6	
Lac Rouyn (RN)	2009	0,38	0,006	<0,009	0,002	0,008	0,3	1,7	0,12
Ligne directrice pour la commercialisation des produits de pêche		1,0^c et 3,5^a		0,05^b; 0,2^a		10^c		0,5^a	

Tableau 4-8 (suite)									
Plan d'eau	Année	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
Osisko (RN)	2009	0,1 (0,07-0,15)	0,002 (0,001-0,007)	0,014 (0,007-0,034)	0,004 (0,002-0,010)	3,2 (2,5-4,5)	0,02 (0,01-0,03)	<0,04	4,3 (3,4-5,5)
Lac Dufault (RN)	2008	0,14	0,001	0,005	0,007	2,4	0,08	0,04	4,3
Lac Dasserat (2) (RN)	2008	0,1	0,002	0,03	0,004	0,34	0,05	0,04	5,7
Lac Dasserat (1) (RN)	2008	0,04	0,001	0,013	0,003	0,45	0,03	0,04	3,7
Lac Labyrinthe (RN)	2008	0,07	0,001	0,01	0,004	0,31	0,03	0,04	4
Lac Hébert (RN)	2008	0,07	0,001	0,012	0,003	0,6	0,09	0,04	4,2
Lac aux Dorés	2008	0,08	0,001	0,043	0,002	0,41	0,08	0,04	4,2
Lac Chibougamau	2008	0,1		0,25	0,05	0,43	0,06	0,05	4,2
Fleuve Saint-Laurent	2008	0,1	0,001	0,032	0,003	0,47	0,09	0,04	3,6
Lac Rouyn (RN)	2009	0,08	0,002	0,011	0,003	5,1	0,03	<0,04	3,7
Ligne directrice pour la commercialisation des produits de pêche				0,3; 0,5; 1,5		1,0^c	1,5^c	150^c	

^a Commercialisation au Canada (ACIA, 2014b)

^b Exportation des produits de pêche vers l'Union Européenne (ACIA, 2014a)

^c Exportation des produits de pêche vers l'Australie (ACIA, 2013)

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans la chair des poissons au lac Osisko qui dépassent les concentrations maximales ($\mu\text{g/g}$) pour la commercialisation des produits de la pêche sont mises en caractère gras.

Tableau 4-9 :
Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) (min-max) dans la chair des perchaudes (*Perca flavescens*) récoltées dans le lac Osisko et dans le lac Rouyn à Rouyn-Noranda en 2009 et 2011

Plan d'eau	Année	Espèce	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg
Lac Osisko	2009	Perchaude (n=7)	0,15 (0,12-0,19)	0,018 (0,004-0,034)	<0,009	0,005 (0,002-0,013)	0,093 (0,004-0,520)	0,3 (0,22-0,38)	2,7 (1,3-6,1)	0,02 (<0,01-0,03)
Lac Osisko	2011	Perchaude (n=16)	0,24 (0,18-0,31)	0,025 (0,002-0,073)	<0,009	0,005 (0,002-0,009)	0,006 (0,003-0,018)	0,18 (0,11-0,26)	1,8 (1,2-4,0)	<0,01 (<0,01-0,04)
Lac Rouyn	2009	Perchaude (n=19)	0,5 (0,35-0,67)	0,01 (0,004-0,041)	<0,009 (<0,009-0,017)	0,007 (0,003-0,013)	0,031 (0,003-0,27)	0,27 (0,20-0,43)	2,5 (1,5-4,9)	<0,01 (<0,01-0,44)
Lac Rouyn	2011	Perchaude (n=14)	0,56 (0,48-0,66)	0,01 (0,003-0,031)	0,01 (0,009-0,012)	0,013 (0,009-0,018)	0,008 (0,003-0,031)	0,22 (0,16-0,33)	2,1 (1,2-4,4)	<0,01 (0,01-0,02)
Ligne directrice concernant la commercialisation des produits de pêche			1,0^c et 3,5^a		0,05^b et 0,2^a			10^c		0,5^a

Tableau 4-9 (suite)

Plans d'eau	Année	Espèce	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
Lac Osisko	2009	Perchaude (n=7)	0,19 (0,11-0,39)	0,002 (0,001-0,003)	0,014 (0,006-0,022)	0,012 (0,003-0,040)	2,9 (2,5-4,0)	0,16 (0,02-0,27)	<0,04	5,2 (4,3-6,3)
Lac Osisko	2011	Perchaude (n=16)	0,3 (0,12-0,55)	0,006 (0,001-0,028)	<0,005 (<0,005-0,009)	0,012 (0,003-0,051)	3 (2,2-3,7)	0,14 (0,01-0,44)	<0,04	6 (4,3-9,5)
Lac Rouyn	2009	Perchaude (n=19)	0,15 (0,06-0,30)	0,008 (0,004-0,014)	0,016 (0,007-0,058)	0,006 (0,002-0,010)	6,6 (3,8-8,7)	0,1 (0,03-0,21)	<0,04	7,1 (5,2-11)
Lac Rouyn	2011	Perchaude (n=14)	0,43 (0,14-1,7)	0,013 (0,006-0,044)	0,009 (0,005-0,025)	0,007 (0,002-0,011)	5,8 (4,7-6,9)	0,1 (0,036-0,16)	<0,04	7,4 (5,3-11,0)
Ligne directrices concernant la commercialisation des produits de pêche						0,3; 0,5; 1,5;	1,0^c	1,5^c		150^c

^a Commercialisation au Canada (ACIA, 2014b)

^b Exportation des produits de pêche vers l'Union Européenne (ACIA, 2014a)

^c Exportation des produits de pêche vers l'Australie (ACIA, 2013)

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans la chair des poissons au lac Osisko qui dépassent les concentrations maximales ($\mu\text{g/g}$) pour la commercialisation des produits de la pêche sont mises en caractère gras.

Selon Moore & Ramamoorthy (1984), les concentrations d'As dans les tissus des poissons d'eau douce vivant loin des sources ponctuelles de cet élément varient entre 0,1 et 0,4 $\mu\text{g/g}$ (poids humide). Selon cette référence, les concentrations d'As mesurées dans les poissons du lac Osisko, variant de 0,12 à 0,28 $\mu\text{g/g}$, ne sont donc pas particulièrement élevées. Pyle *et al.* (2005) ont mesuré les concentrations de divers éléments traces dans la chair de perchaudes de 12 lacs de la région de Sudbury présentant un important gradient de concentration en éléments traces, soit pour des lacs contaminés en éléments traces et des lacs de référence (tableau 4-10). De façon à permettre la comparaison des concentrations d'éléments traces présentes dans la chair des poissons avec les données de Pyle *et al.* (2005), lesquels ont exprimé leurs

mesures en g de poids sec, les concentrations d'éléments traces dans la chair des perchaudes du lac Osisko, échantillonnées en 2011, exprimées en g de poids humide ont été converties en g de poids sec en les multipliant par un facteur de conversion de 5 (CRESP, 2006; tableau 4-10). En 2010 et 2011, Ponton & Hare (2015) ont mesuré des concentrations de Se dans la chair des perchaudes de différentes grosseurs provenant du lac Osisko. Ces concentrations variaient de 10 et 20 µg/g de poids sec. Afin de valider la valeur du facteur de conversion utilisé, nous avons divisé la concentration moyenne de Se ($15,0 \pm 3,4$ µg/g; poids sec) de l'étude de Ponton & Hare (2015) par le facteur de 5, puis comparé les résultats (en µg/g de poids humide) aux concentrations de Se mesurées dans la chair des poissons échantillonnés en 2009 et 2011. Après la conversion de la valeur moyenne de l'étude de Ponton & Hare (2015), on obtient une concentration de Se de 3,0 µg/g en termes de poids humide pour les perchaudes du lac Osisko. Cette valeur est identique aux mesures en poids humide de Se chez des poissons du lac Osisko récoltés en 2009 et 2011 (2,9 et 3,0 µg/g poids humide; tableau 4-9). Cette validation a permis de confirmer que le facteur de 5 est adéquat pour convertir les concentrations en poids humide en poids sec. Mentionnons que selon Ponton et Hare (2015), les concentrations de Se dans la chair des perchaudes du lac Dufault ($12,9 \pm 3,7$ µg/g PS) sont aussi similaires à celles mesurées chez les dorés du lac Osisko, telles que présentées dans le tableau 4-8. Les résultats au tableau 4-10 suggèrent que les concentrations de tous les éléments traces (Cr, Cu et Fe, Mn, Ni et Zn) mesurés dans la chair des perchaudes du lac Osisko en 2011 sont faibles, à l'exception du Se. Pour un lac qui présente un historique de contamination aussi important et où des effets ont été observés chez les poissons dans le passé (Campbell *et al.*, 2003), il est surprenant d'observer de si faibles concentrations d'éléments traces (Cr, Cu et Fe, Mn, Ni et Zn) chez les poissons en comparaison aux données de Pyle *et al.* (2005), obtenues pour des lacs dans la région de Sudbury.

Tableau 4-10 :

Concentrations moyennes (µg/g; ± écart-type; n=16) de divers éléments estimés en poids sec (facteur de conversion de 5) selon les concentrations en poids humide mesurées dans la chair des perchaudes (*Perca flavescens*) du lac Osisko en 2011 et étendue (min-max) des concentrations (poids sec) d'éléments traces mesurés en 2001 dans la chair de perchaudes d'une douzaine de lacs de la région de Sudbury par Pyle *et al.* (2005)

	[Cr]	[Cu]	[Fe]	[Mn]	[Ni]	[Se]	[Zn]
Lac Osisko (2011) (estimation en poids sec)	0,03 ± 0,02	0,9 ± 0,2	9 ± 3	1,5 ± 0,6	0,03 ± 0,01	15 ± 2	30 ± 7
Lacs à Sudbury (Pyle <i>et al.</i> , 2005)	2-53	3-14	65-500	1-19	1-145	1-24	24-277

Les concentrations d'éléments traces mesurées dans la chair des dorés du lac Osisko en 2006 sont généralement beaucoup plus élevées que celles mesurées en 2009, excepté pour l'As et le Hg (tableau 4-11). Les rapports des concentrations dans la chair des dorés récoltés en 2006 et en 2009 ([2006]/[2009]) sont très variables selon les éléments et vont de 3 pour le Cu à 982 pour le Cr (tableau 4-11).

Tableau 4-11 :
Concentrations moyennes d'éléments traces ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans la chair de dorés (*Sander vitreus*) dans le lac Osisko en 2006 et en 2009

Année	[As]	[Ba]	[Cd]	[Co]	[Cr]	[Cu]	[Fe]	[Hg]
2006 ($n = 6$)	0,06	0,207	0,192	0,096	10,8	1,5	59	0,04
2009 ($n = 7$)	0,19	0,006	<0,009	0,003	0,011	0,48	3,2	0,06
Ratio [2006]/[2009]	0,3	35	43*	32	982	3	18	0,7

Tableau 4-11 (suite)

Année	[Mn]	[Mo]	[Ni]	[Pb]	[Se]	[Sr]	[V]	[Zn]
2006 ($n = 6$)	1,8	1,6	7,3	0,177	16	0,17	0,06	22
2009 ($n = 7$)	0,1	0,002	0,014	0,004	3,2	0,02	<0,04	4,3
Ratio [2006]/[2009]	18	800	521	44	5	9	3*	5

*Calcul fait avec la moitié de la limite de détection en 2009

La différence de concentrations d'éléments traces dans la chair des dorés entre 2006 et 2009, qui est de plusieurs ordres de grandeur pour certains éléments traces, est surprenante et difficile à expliquer. Selon nos connaissances, aucune diminution aussi rapide de concentrations d'éléments traces dans la chair des poissons n'a été observée dans la littérature. De plus, des concentrations de Se aussi élevées en 2006 auraient probablement entraîné des effets toxiques importants, tels que la déformation d'environ 50 % des individus comme le suggèrent les observations de Lemly (1993) faites sur 18 espèces de poissons d'eau douce. En 2006 et 2010, Proulx (2014) a mesuré les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Se et Zn dans l'eau (tableau 4-12) du lac Osisko. En général, aucune diminution significative d'éléments traces n'a été observée dans l'eau entre 2006 et 2010. De plus, dans l'eau du lac Osisko, les concentrations de Cd, Cu, Ni et Zn en 2006 et 2010 sont similaires à celles mesurées de 2001 à 2003 (tableau 4-12).

Tableau 4-12 :
pH, concentration de carbone organique dissous (COD; mg/l) et concentrations
d'éléments traces dissous ($\mu\text{g/l}$) (\pm écart-type pour les données de 2006 et 2010; n=3))
dans l'eau du lac Osisko en 2001, 2002, 2003, 2006 et 2010

	pH	[COD] (mg/l)	As ($\mu\text{g/l}$)	Cd ($\mu\text{g/l}$)	Co ($\mu\text{g/l}$)	Cu ($\mu\text{g/l}$)	Mn ($\mu\text{g/l}$)	Ni ($\mu\text{g/l}$)	Zn ($\mu\text{g/l}$)
2001 ^a	9,54	3,1	n. d.	0,18	n. d.	8,90	n. d.	1,17	7,19
2002 ^b	7,81	3,0	n. d.	0,16	n. d.	5,7	n. d.	3,5	13,3
2003 ^c	7,81	3,0	n. d.	0,16	n. d.	5,66	n. d.	n. d.	n. d.
2006 ^d	8,30	n. d.	1,82 \pm 0,05 ^a	0,12 \pm 0,02 ^a	0,11 \pm 0,01 ^a	6,7 \pm 1,0 ^a	7,6 \pm 3,8 ^a	0,80 \pm 0,02 ^b	6,6 \pm 0,5 ^a
2010 ^e	8,51	2,3	1,32 \pm 0,02 ^b	0,05 \pm 0,001 ^a	0,09 \pm 0,004 ^a	3,3 \pm 0,1 ^a	1,2 \pm 0,1 ^a	1,93 \pm 0,08 ^a	4,2 \pm 0,1 ^a

^a Giguère *et al.* (2005)

^b Couture *et al.* (2008)

^c Kraemer *et al.* (2006)

^d Données non publiées d'Isabelle Proulx

^e Proulx (2014)

Pour chaque élément trace, les concentrations mesurées en 2006 et 2010 ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$) s'ils sont suivies de la même lettre. Le sigle n. d. signifie non déterminé.

Bien que les concentrations totales dissoutes d'éléments traces sont similaires entre 2006 et 2010, il se pourrait que les concentrations biodisponibles (c.-à-d., l'ion libre) des éléments traces aient changé selon la chimie du lac en 2006 et 2009. De façon générale, le principal facteur modifiant la spéciation des éléments traces dans l'eau est le pH. Cependant, celui-ci était similaire (8,3; données non publiées d'Isabelle Proulx) en 2006 et en 2010-2011 (8,8; tableau 4-1). La concentration de carbone organique dissous peut également influencer la spéciation des éléments traces dans la colonne d'eau. Cependant, celle-ci n'a pas changé grandement depuis 2001 (tableau 4-12). Ces résultats suggèrent que l'exposition par l'eau des dorés aux éléments traces n'a pas changé depuis 2006. Proulx (2014) a aussi mesuré les concentrations d'As, Ba, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Se et Zn dans les sédiments du lac Osisko en 2006 et 2010 (tableau 4-7). Telle qu'observée dans l'eau du lac, aucune diminution significative des concentrations d'éléments traces dans les sédiments n'a été mesurée entre 2006 et 2010. En fait, aucune diminution significative des éléments traces dans les sédiments n'a été observée depuis 2003 (tableau 4-7). Afin de déterminer s'il y a eu diminution des concentrations d'éléments traces présentes dans la nourriture des dorés depuis 2006 pour le lac Osisko, les concentrations d'éléments traces chez des larves de *Chironomus* récoltées dans le lac Osisko

en 2006 et 2010 ont été comparées (tableau 4-13). Les larves de Chironomidae sont une source importante de nourriture pour les perchaudes (Ponton & Hare, 2015; Rasmussen *et al.*, 2008) et indirectement pour les dorés qui se nourrissent de perchaudes. Selon les valeurs présentées dans le tableau 4-13, les concentrations de tous les éléments traces chez les *Chironomus* n'ont pas diminué depuis 2006. Ainsi, il nous est difficile d'expliquer pourquoi en 2006, les concentrations d'éléments traces dans les tissus des dorés étaient plus élevées comparativement à celles de 2009.

Tableau 4-13 :
Concentrations moyennes ($\mu\text{g/g}$ poids sec) (min.-max.) d'éléments traces mesurées chez les larves de *Chironomus* au lac Osisko ingérant des sédiments oxiques récoltés en 2006, 2009 et 2010

Année	As ($\mu\text{g/g}$)	Ba ($\mu\text{g/g}$)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Co ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Mn ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Se ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
2006 (n=2) ^a	4,4 (3,4-5,4)	n. d.	10 (6-14)	1,0 (0,6-1,4)	167 (167-168)	19 ^b	1,3 (1,0-1,6)	12 (10-13)	250 (245-256)
2009 (n=6) ^a	3,0 (2,0-4,2)	2,4 (1,1-3,2)	13 (7-17)	0,9 (0,4-1,4)	148 (68-189)	31 (20-48)	1,0 (0,8-1,2)	14 (12-16)	302 (244-387)
2010 (n=2) ^c	2,6 (1,9-2,6)	1,1 (0,8-1,4)	10*	0,9 (0,7-1,0)	84 (84-84)	19 (10-29)	0,8 (0,8-0,9)	11 (11-12)	338 (240-437)

^a Données non publiées d'Isabelle Proulx

^b n=1

^c Proulx (2014)

Il se pourrait que les différences entre 2006 et 2009 soient causées par des erreurs analytiques. D. Ponton a récolté des perchaudes dans le lac Osisko en 2010 et 2011 et a mesuré les concentrations d'As, Cd, Co et Se dans leurs tissus. Pour évaluer la possibilité qu'il y ait eu une erreur lors des analyses des échantillons en 2006 ou en 2009 et 2011, les valeurs obtenues par D. Ponton ont été comparées à celles dans cette étude (tableau 4-14). Les données de D. Ponton, exprimées en $\mu\text{g/g}$ de poids sec, ont été converties en $\mu\text{g/g}$ de poids humide en les divisant par un facteur de 5 (CRESP, 2006). Ce facteur de conversion a été validé précédemment, en comparant les données de l'étude de Ponton & Hare (2015) à celles de cette étude. Les concentrations d'As mesurées dans la chair des perchaudes par D. Ponton sont similaires aux mesures chez les dorés échantillonnés en 2006. Tandis que pour le Cd, le Co et le Se, les valeurs moyennes obtenues par D. Ponton sont similaires à celles de 2009 et 2011. Bien que la concentration moyenne de Cd dans la chair des dorés en 2006 soit élevée, cette valeur peut être plausible et a notamment été observée chez de très jeunes perchaudes (D. Ponton; données non présentées). En raison des différentes tendances observées, il n'est pas possible d'établir s'il y a eu une erreur analytique en 2006 ou en 2009 et 2011 en comparant les données de D. Ponton avec celles de cette étude.

Tableau 4-14 :
Comparaison des concentrations d'As, de Co et de Cd dans la chair des perchaudes récoltées par D. Ponton en 2010 et 2011 et les concentrations de ces mêmes éléments dans la chair des dorés et des perchaudes récoltées dans cette étude en 2006, 2009 ou 2011

	Perchaude (µg/g poids humide)		Doré (µg/g poids humide)		
	Données de D. Ponton (2010-2011) converties en poids humide (n=8)	Données de cette étude (tableaux 4-8 et 4-9)			
		2009	2011	2006	2009
As	0,047 ± 0,018	0,15	0,24	0,06	0,19
Cd	0,007 ± 0,01	<0,009	<0,009	0,192	<0,009
Co	0,01 ± 0,005	0,005	0,005	0,1	0,003
Se	3,0 ± 3,4*	2,9	3,0	16	3,2

*Résultat calculé selon Ponton et Hare (2015)

Dans le même ordre d'idées, afin d'évaluer la probabilité qu'il y ait eu des erreurs analytiques, il aurait fallu obtenir davantage d'informations concernant les analyses effectuées que ce qui est divulgué dans les certificats d'analyses. Par exemple, quels volumes de liquide (acide, peroxyde d'hydrogène et eau) ont été utilisés pour digérer les tissus ? Ont-ils été chauffés ? Des matériaux de références certifiés, des blancs d'analyses, des ajouts dosés ont-ils été faits ? Si oui, quelles sont les mesures dans les échantillons de contrôle ? Idéalement, il aurait fallu connaître les concentrations des éléments traces dans les produits de digestion et les limites de détection en µg/l afin de s'assurer que les concentrations mesurées soient bien au-dessus de celles-ci. Ces détails nous auraient permis de confirmer les calculs des concentrations obtenues en poids humide et/ou en poids sec. Si les tissus sont encore disponibles, nous suggérons que le groupe de travail du lac Osisko répète les analyses dans la chair des dorés récoltés en 2006 et en 2009. Ces échantillons pourraient être analysés par un autre laboratoire. Mentionnons aussi que dans certains échantillons des lacs Dufault, Osisko et Rouyn, les concentrations en brome peuvent être élevées, ce qui peut entraîner un faux signal de Se lors de l'analyse à l'ICP-MS. Cette interférence doit être corrigée lorsqu'elle survient.

En faisant abstraction des résultats de 2006, les concentrations en éléments traces dans les différentes espèces de poissons sont faibles et comparables avec les concentrations mesurées chez les poissons de différents lacs et différentes régions. Seules les concentrations de Cu et Se semblent élevées. Le *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* recommande la consommation maximale de deux portions par mois de poissons provenant du lac Osisko (MDDELCC, 2014a). Ce seuil a été établi selon les concentrations de Se dans la chair des dorés mesurées en 2006. Selon les concentrations de Se (3,0 µg/g; tableau 4-9) chez

la perchaude en 2011 et les concentrations de Se (3,2 µg/g; tableau 4-8) chez les dorés en 2009, jusqu'à 9 portions (0,230 kg) de poissons provenant du lac Osisko pourraient être consommées par mois (encadré 4-1). Cependant, comme nous ne pouvons expliquer pourquoi les concentrations de Se et d'autres éléments traces étaient élevées chez les dorés récoltés en 2006, le seuil de consommation de poissons du lac Osisko devrait être calculé en fonction des concentrations de Se dans les poissons de 2006 par mesure de précaution.

Encadré 4-1 :
Calcul afin d'établir le nombre de portions (0,230 kg; MDDEP, 2008) de poissons du lac Osisko pouvant être consommées par mois selon les mesures plus récentes de Se

Nombre de portions de poisson recommandées par mois : $(Q_{\text{mois}} - A_{\text{diète}}) / P_{\text{poisson}}$

où

Q_{mois} = quantité de Se maximale pouvant être ingérée par mois
 = 0,005 mg/kg/j (dose de référence; EPA, 1991) * 70 kg (masse moyenne corporelle d'un adulte; EPA, 1997) * 31 jours

$A_{\text{diète}}$ = apport moyen de Se par mois dans la diète

L'apport moyen de Se chez l'adulte est de 0,139 mg/jour (Santé Canada, 1986).

P_{poisson} = quantité de l'élément trace contenue dans une portion de poisson
 = concentration moyenne de Se dans le poisson du lac Osisko * 1 portion de poisson (0,230 kg; MDDEP, 2008)

Calculs :

Nombre de portions de perchaudes du lac Osisko qui pourraient être consommés par mois selon leurs concentrations de Se :

$$= (0,005 \text{ mg/kg/j} * 70 \text{ kg} * 31 \text{ jours/mois}) - (0,139 \text{ mg/j} * 31 \text{ jours/mois}) / (3,0 \text{ mg/kg} * 0,230 \text{ kg})$$

$$= 6,54 \text{ mg/mois} / 0,69 \text{ mg}$$

$$= 9 \text{ portions par mois}$$

Nombre de portions de dorés du lac Osisko qui pourraient être consommés par mois selon leurs concentrations de Se :

$$= (0,005 \text{ mg/kg/j} * 70 \text{ kg} * 31 \text{ jours/mois}) - (0,139 \text{ mg/j} * 31 \text{ jours/mois}) / (3,2 \text{ mg/kg} * 0,230 \text{ kg})$$

$$= 6,54 \text{ mg/mois} / 0,736 \text{ mg}$$

$$= 9 \text{ portions par mois}$$

Une autre hypothèse pourrait expliquer les concentrations plus élevées d'éléments traces dans la chair des dorés en 2006 qu'en 2009. Le bilan des conditions météorologiques de l'année 2006 au Québec rapporte une température moyenne annuelle bien au-dessus des maximums normaux et atteint des records par rapport à la température normale de 1971 à 2000. La température moyenne annuelle enregistrée à la station météorologique de Val d'Or indique la deuxième plus chaude année depuis 1971 (<http://www.climat-quebec.qc.ca/>). Les précipitations étaient normales dans la plupart des régions du Québec et plus sèches (909 mm; 35^e plus sèche) que la normale (914 mm) à la station météorologique de Val-d'Or. Les hautes températures ont pu entraîner un processus d'eutrophisation plus rapide et intense que les autres années dans le lac Osisko et diminuer les concentrations d'oxygène dans le lac Osisko. Les faibles concentrations d'oxygène ont ensuite pu entraîner une désorption des métaux liés aux sédiments et augmenter les concentrations d'éléments traces dans la zone anoxique de la colonne d'eau. Bien que les organismes tendent à éviter les eaux anoxiques, le comportement du doré aurait probablement pu faire en sorte qu'il ait été exposé à cet environnement riche en éléments traces. Ce phénomène a pu augmenter l'exposition des dorés vers la fin de l'été. Ceux-ci ont d'ailleurs été récoltés au mois d'août 2006. Selon la physicochimie de l'eau fréquentée et le lieu de prédation des dorés, certains éléments présenteraient des différences plus marquées entre les concentrations de la chair analysée en 2006 et 2009. Ensuite, le brassage des eaux à l'automne a probablement pu entraîner une précipitation des métaux vers les sédiments et une réduction de l'exposition des dorés aux éléments traces. Quant aux perchaudes, elles ont probablement été moins affectées, car elles vivent plus au littoral. À notre connaissance, l'impact qu'à l'eutrophisation sur le cycle des éléments traces dans un lac est un domaine peu étudié. D'autres études seraient nécessaires afin d'évaluer la vraisemblance de cette hypothèse.

En conclusion, les concentrations de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V et Zn dans la chair des dorés du lac Osisko ont diminuées de 3 à 800 fois entre 2006 et 2009. Aucune des variables étudiées ne permet d'expliquer pourquoi les concentrations d'éléments traces diffèrent autant chez les dorés du lac Osisko entre 2006 et 2009. Afin de s'assurer qu'il n'y ait pas eu d'erreurs d'analyses, nous recommandons que les mesures de concentrations d'éléments traces dans la chair de ces individus soient refaites. Nous recommandons également le suivi annuel des dorés du lac Osisko afin d'observer si des concentrations en éléments traces aussi élevées qu'en 2006 sont récurrentes. Les poissons pourraient alors être récoltés au mois d'août, comme en 2006. Selon les concentrations d'éléments traces dans la chair des poissons

d'autres lacs, seules les concentrations de Cu et de Se semblent élevées dans la chair des poissons du lac Osisko récoltés récemment (2009 et 2011). Bien que les concentrations de Cu soient élevées dans le lac Osisko, celles-ci ne semblent pas être la cause d'effets toxiques. Quant au Se, la prochaine section traite de cet élément et ses particularités.

4.3 Écotoxicologie du Se et sa particularité dans le lac Osisko

Étant donné que les concentrations de Se sont élevées dans l'eau, les sédiments, les larves de *Chironomus* et les poissons du lac Osisko comparativement à d'autres lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury, la présente section vise à présenter un état général des connaissances sur l'écotoxicologie du Se en milieu aquatique afin de mieux comprendre la dynamique de cet élément dans le lac Osisko.

4.3.1 Spéciation du Se

Le Se est un élément faisant partie du groupe des chalcogènes, comme le soufre. Ces deux éléments ont notamment des comportements très similaires dans l'environnement et dans les organismes (Jacob *et al.*, 2003). Le Se n'est pas un métal, son comportement dans l'environnement est donc bien différent de ceux-ci. Les formes inorganiques oxydées sont présentes dans l'eau en tant qu'anions (chargés négativement), plutôt qu'en tant que cations (cas des métaux). La spéciation du Se dans l'eau est complexe puisqu'il y a plusieurs formes chimiques inorganiques et organiques (Chapman *et al.*, 2010). Les deux principales espèces inorganiques oxydées dans l'eau sont le sélénite (Se(IV)) et le séléniate (Se(VI)), tandis que les principales espèces chimiques organiques présentes dans l'eau et les organismes sont la sélénocystéine ainsi que la sélénométhionine, deux acides aminés qui ont leur homologue avec le soufre, la cystéine et la méthionine (Chapman *et al.*, 2010). Il existe plusieurs autres formes organiques (Wallschläger & Feldmann, 2010), par contre elles sont souvent toutes regroupées lors des analyses (Chen & Belzile, 2010). Dans les sédiments, les formes réduites (non oxydées) vont prédominer par rapport aux formes oxydées (Se(IV) et Se(VI); Martin *et al.*, 2011). Les formes réduites dans les sédiments sont principalement le Se inorganique élémentaire (Se(0)) et le Se organique, dont l'état d'oxydation est entre -II et II (Wallschläger & Feldmann, 2010). Dans l'eau et les sédiments, les formes organiques du Se sont celles qui sont généralement les plus absorbées par les micro-organismes à la base des chaînes alimentaires. L'absorption de Se par les micro-organismes des sédiments et de la colonne d'eau dictera les concentrations de Se retrouvées dans le haut des chaînes alimentaires, car les animaux absorbent très peu de Se de la voie aqueuse (Chapman *et al.*, 2010; Luoma & Rainbow, 2008).

4.3.2 Biodisponibilité du Se dans l'eau

Dans l'eau, la présence d'une proportion plus élevée de séléniate indiquera une source récente de Se (Gao *et al.*, 2007), étant donné que le séléniate peut se réduire en sélénite (Se(VI) à Se(IV)), mais que l'oxydation du sélénite en séléniate en milieu naturel est très peu probable d'un point de vue thermodynamique (Cutter & Bruland, 1984). Ces deux formes inorganiques sont généralement moins absorbées par les micro-organismes, car l'absorption est influencée par les concentrations de sulfate dans l'eau, qui agit comme compétiteur chimique pour l'entrée au niveau des transporteurs de sélénite et de séléniate (Ponton *et al.*, 2015b). Le pH peut aussi influencer l'absorption de sélénite chez les algues vertes. Également, un pH plus élevé peut augmenter la prise en charge du sélénite (Ponton *et al.*, 2015b). Par contre, l'absorption des espèces organiques du Se est moins influencée par les conditions physicochimiques de l'eau (Ponton *et al.*, 2015b). Le Se organique est synthétisé par les organismes (Luoma & Presser, 2009). En effet, les formes inorganiques absorbées par les micro-organismes (algues et bactéries) sont transformées en formes organiques, puis transférées le long des chaînes alimentaires (Chapman *et al.*, 2010). Lorsque les organismes meurent ou excrètent du Se, les proportions de Se organique dans l'eau augmentent par rapport aux espèces inorganiques (Besser *et al.*, 1994). Plus le temps de rétention d'un cours d'eau est long (p. ex. : lacs et marais), plus il est probable de trouver des proportions élevées de Se organique (Gao *et al.*, 2007).

La larve de la mouche fantôme du genre *Chaoborus* est un prédateur nocturne de crustacés planctoniques (cladocères et copépodes; Croteau *et al.*, 2003) et est utilisée comme biomoniteur d'exposition au Cd (Hare & Tessier, 1998), au Ni (Ponton & Hare, 2009) et au Se (Ponton & Hare, 2013). Puisque ces larves se nourrissent de zooplancton, qui lui-même se nourrit de micro-organismes pélagiques de la colonne d'eau, les concentrations de Se dans le prédateur sont corrélées avec les concentrations des formes chimiques présentes dans l'eau qui sont les plus absorbées par les micro-organismes de la colonne d'eau (Ponton & Hare, 2013; Ponton *et al.*, 2015b). Une étude récente (Ponton & Hare, 2013) a démontré que les concentrations de Se organique dissoutes dans l'eau sont hautement corrélées avec les concentrations de Se mesurées chez les larves de l'insecte *Chaoborus*. L'addition des concentrations de séléniate à celles de Se organique améliore la corrélation avec les concentrations de Se chez *Chaoborus*. À Rouyn-Noranda, étant donné que les concentrations de séléniate sont généralement faibles, ce sont surtout les concentrations de Se organique qui influence l'accumulation du Se chez les larves de *Chaoborus* (Ponton & Hare, 2013). Ponton &

Hare (2013) ont mesuré les concentrations de Se dans des larves de *Chaoborus* provenant de cinq lacs à Rouyn-Noranda (figure 4-15). Les concentrations de Se les plus élevées chez *Chaoborus* ont été observées dans le lac Rouyn. Les concentrations mesurées dans le lac Osisko sont semblables à celles mesurées dans les lacs Dufault et Pelletier. Dans le lac Dufault, la différence de concentration de Se chez *Chaoborus* entre 2010 et 2011 pourrait être expliqué par un changement de spéciation dans l'eau (Ponton & Hare, 2013).

Tableau 4-15 :
Concentrations de Se ($\mu\text{g/g}$ poids sec; $n=5$; \pm écart-type) dans les larves de *Chaoborus* de cinq lacs de la région de Rouyn-Noranda. Certains lacs ont été échantillonnés en 2010 et 2011. Données tirées de Ponton & Hare (2013)

Année	Lac	[Se] _{Chaoborus} ($\mu\text{g/g}$)
2010	Duprat	1,0 \pm 0,2
2010	Dufault	3,8 \pm 0,2
2011	Dufault	5,6 \pm 0,1
2010	Osisko	5,2 \pm 0,2
2011	Osisko	4,1 \pm 0,7
2010	Pelletier	5,3 \pm 0,3
2011	Pelletier	4,9 \pm 0,3
2010	Rouyn	11,5 \pm 1,0
2011	Rouyn	10,6 \pm 0,6

4.3.3 Concentration de Se chez les poissons planctivores

Étant donné qu'il existe des relations entre la spéciation du Se dans l'eau et les concentrations de Se chez les micro-organismes, les crustacés planctoniques, les larves de *Chaoborus* et les jeunes perchaudes de l'année, il est possible d'établir une concentration seuil de Se dans l'eau permettant de protéger les perchaudes planctivores contre les effets toxiques du Se. Selon DeForest *et al.* (1999), afin d'éviter les effets toxiques, les concentrations de Se dans les perchaudes entières ne devraient pas dépasser 8 $\mu\text{g/g}$ poids sec. Cette concentration limite protégerait aussi plusieurs espèces de poissons et d'invertébrés (Debruyn & Chapman, 2007) contre la toxicité induite par le Se. De cette façon, et selon les études de Ponton & Hare (2013) et Ponton *et al.* (2015b), les concentrations dissoutes de Se dans l'eau ne devraient pas dépassées 0,2 $\mu\text{g/l}$ afin d'éviter que les perchaudes planctivores n'aient des concentrations de Se supérieures à 8 $\mu\text{g/g}$ poids sec. Puisque les concentrations dissoutes de Se dans l'eau du lac Osisko sont supérieures à 0,2 $\mu\text{g/l}$ (0,54 $\mu\text{g/l}$; figure 4-5), il y a un risque de toxicité de Se pour les poissons planctivores. Aucune étude n'a été faite sur les effets du Se chez le doré.

4.3.4 Concentrations de Se chez les perchaudes dont l'alimentation varie

Les invertébrés qui se nourrissent de détritrus sédimentés comme les amphipodes ou les larves de demoiselles (odonate) ont des concentrations de Se plus élevées que les invertébrés qui se nourrissent dans la colonne d'eau. Plus les invertébrés se nourrissent dans un milieu faible en oxygène, plus leurs concentrations de Se sont élevées (Ponton & Hare, 2015; Proulx, 2014). Les larves de *Chironomus*, qui se nourrissent profondément dans les sédiments, sont les organismes d'un lac qui ont les concentrations les plus élevées en Se. Elles peuvent donc être utilisées comme biomoniteur d'exposition maximale des poissons (Ponton & Hare, 2015; Proulx, 2014). Plusieurs espèces de poissons, tels les dorés (Hoxmeier *et al.*, 2006) et les perchaudes (Ponton & Hare, 2015; Rasmussen *et al.*, 2008), changent leur habitude alimentaire au cours de leur vie. Généralement, ces espèces sont planctivores lorsqu'elles sont très jeunes, en grandissant, deviennent benthivores, puis lorsque leur taille le permet, deviennent piscivores. L'étude de Ponton & Hare (2015) a permis d'en connaître davantage sur l'alimentation et l'exposition au Se des perchaudes des lacs Osisko, Dufault et Rouyn. Cette étude a démontré que les jeunes perchaudes de l'année se nourrissent non seulement de zooplancton, mais aussi de petites proies benthiques. Ce comportement se traduit par une exposition au Se variable chez les jeunes perchaudes (poids humide total <25 g). Par contre, lorsque les perchaudes se nourrissent exclusivement de proies benthiques (environ 25 g poids humide total), leur exposition au Se est maximale. Les perchaudes ayant un poids supérieur à environ 25 g changent leur alimentation pour se nourrir de petits poissons ou restent benthivores selon l'abondance de ces proies. Les perchaudes du lac Dufault vont généralement effectuer ce changement alimentaire pour se nourrir de petits poissons planctivores, diminuant ainsi leur exposition au Se. À l'opposé, dans le lac Rouyn, en raison de la faible abondance quantité de petits poissons comme source de proies et de la grande abondance d'invertébrés benthiques, les perchaudes de grande taille demeurent benthivores et leur exposition au Se ne diminuent pas. Dans le lac Osisko, la présence élevée de perchaudes fait en sorte qu'on ne peut observer un patron clair entre la taille et l'exposition au Se. La forte compétition interspécifique entraîne une grande diversité de comportements alimentaires. Cela dit, bien que le Se soit un élément bio-amplifié dans la chaîne trophique (Ponton et Hare, 2015), les poissons de plus grandes tailles n'ont pas toujours des concentrations en Se plus élevées. La grosseur des poissons n'est donc pas un bon paramètre pour évaluer l'exposition au Se. Il s'agit plutôt du comportement alimentaire des individus qui permet de bien cibler l'exposition au Se.

Dans les sédiments contaminés, la biodiversité benthique tend à être faible et les organismes résistants à la contamination, dont les *Chironomus* et les oligochètes, se retrouvent généralement en abondance (Wetzel, 2001). Dans le lac Osisko, étant donné la faible diversité de la communauté benthique et de l'absence de grosses proies benthiques, telles que les larves de libellules et les larves d'éphémère, lesquelles sont sensibles, la croissance des perchaudes est plus lente et les poissons ont tendance à rester benthivores plus longtemps (Rasmussen *et al.*, 2008). Étant donné que dans ce lac, les chironomes sont en abondance et que leurs concentrations en Se sont élevées, les perchaudes présentent des concentrations élevées en Se. Ces résultats suggèrent que, malgré le faible apport de Se par les émissaires, les concentrations de Se chez les poissons du lac Osisko restent élevées en raison des hautes concentrations de Se dans les sédiments dues à une contamination historique.

4.3.5 Effet du Se chez les perchaudes

Le Se est un élément essentiel aux organismes, et la plupart peuvent se retrouver en carence. Par contre, une concentration interne trop élevée, soit environ cinq fois supérieure à la concentration essentielle, peut être toxique pour les poissons (Lemly, 1993). Soulignons tout de même qu'il y aurait davantage de régions sur terre présentant des risques de carence en Se que de risques de toxicité associés à cet élément. Le principal effet bénéfique du Se est son pouvoir antioxydant (Rayman, 2000).

Ponton *et al.* (2015a) ont évalué le niveau de stress oxydatif des perchaudes de plusieurs lacs de la région de Sudbury et Rouyn-Noranda. Cette étude a démontré que 22 des 50 perchaudes échantillonnées dans 11 lacs subissent une peroxydation lipidique induite par un stress oxydatif. Les perchaudes subissant un stress oxydatif cellulaire se retrouvent principalement dans les lacs de Rouyn-Noranda, notamment dans les lacs Dufault, Kinojévis, Duprat et Rouyn. Quelques perchaudes échantillonnées dans les lacs Pelletier et Osisko présentaient également un léger stress oxydatif. Pour le lac Osisko, deux perchaudes sur huit présentaient un léger stress oxydatif cellulaire. Ponton *et al.* (2015a) ont observé que les poissons subissant davantage de stress oxydatif montraient des concentrations de Se plus faibles dans le foie. En présence d'un stress oxydatif élevé, les protéines séquestrant les métaux, dont la métallothionéine, ont une plus faible affinité pour ceux-ci (Jacob *et al.*, 1998). Cette diminution de l'affinité libère le cadmium, celui-ci se retrouvant alors en plus grande concentration dans les fractions sensibles des cellules, telles que les mitochondries et les enzymes, induisant davantage de stress oxydatif. Ainsi, lorsque les concentrations de Se sont faibles, les processus

de protection contre le stress oxydatif ne sont plus suffisants, de cette façon les poissons sont plus vulnérables aux effets du Cd. Dans le lac Osisko, les concentrations en Se sont suffisamment élevées pour protéger les perchaudes du stress oxydatif et ainsi maintenir les concentrations de Cd séquestrées par les protéines, évitant leur action au niveau des fractions sensibles (Ponton *et al.*, 2015a). Ainsi, bien que les concentrations de Se dans les perchaudes du lac Osisko dépassent le seuil recommandé par DeForest *et al.* (1999), celles-ci ne semblent pas trop problématiques. En effet, selon DeForest *et al.* (2012) et Ponton & Hare (2015), les concentrations de Se présentes dans les ovaires des perchaudes des lacs Osisko et Dufault seraient en dessous du seuil de risque de toxicité tératogène (effet reproductif). Les effets tératogènes, c'est-à-dire une déformation des juvéniles, est l'effet le plus sensible connu pouvant être observé en lien avec la toxicité du Se chez les poissons et les oiseaux (organismes les plus sensibles au Se; Luoma & Presser, 2009). Dans le même ordre d'idées, environ 33 % des perchaudes du lac Rouyn seraient à risque de subir des effets tératogènes dus au Se (Ponton & Hare, 2015). À titre d'information, l'abondance de perchaudes dans le lac Osisko était très élevée comparativement à celle du lac Rouyn en 2010 et 2011 (observations de D. Ponton).

En conclusion, la contamination historique des sédiments semble être la principale source de Se pour les poissons du lac Osisko. Aucune autre source importante de Se n'a été décelée dans cette étude. Bien que les concentrations en Se présentes chez les poissons soient élevées, elles ne semblent pas représenter un risque élevé de toxicité pour les perchaudes du lac Osisko.

4.4 Le TI dans le lac Rouyn et ceux en aval

Dans le cadre de cette étude, le TI n'était pas un élément trace spécifiquement visé. Pourtant, il s'agit d'un des éléments du tableau périodique les plus toxiques pour les mammifères. En effet, sa toxicité est similaire à celle du cyanure (LaCoste *et al.*, 2001) et c'est pourquoi il a été utilisé dans le passé comme rodenticides. La source principale de TI provient de la combustion du charbon et de l'exploitation de minerais sulfureux. Le TI est aussi utilisé dans l'industrie électronique (LaCoste *et al.*, 2001).

Très peu d'études portant sur le TI dans l'environnement ont été réalisées (Couture *et al.*, 2015). Le TI a été mesuré par D. Ponton et I. Proulx dans le lac Osisko et dans certains lacs à Rouyn-Noranda et Sudbury. Ces mesures n'ont pas encore été publiées. Comparativement aux

autres lacs de la région (7 ± 5 pmol/l; $n=31$), les concentrations de TI dans l'eau sont légèrement plus élevées dans le lac Osisko (21 ± 12 pmol/l; quatre échantillons de trois réplicats). Cependant, dans le lac Rouyn, les concentrations de TI sont très élevées dans l'eau (7000 pmol/l), les sédiments et les organismes (voir plus bas). En aval de ce lac, les lacs Kinojévis (150 pmol/l) et Caron (75 pmol/l) présentent des concentrations de TI dans l'eau supérieure à celle du lac Osisko. Soulignons que dans le lac Caron, seules les concentrations dans l'eau ont été mesurées.

Pour 34 échantillons de sédiments provenant de lacs de la région de Sudbury et de Rouyn-Noranda, la concentration moyenne de TI est de $2,3 \pm 1,5$ nmol/g (incluant le lac Osisko). Par contre, dans le lac Rouyn, la concentration de TI dans les sédiments est de 287 ± 55 nmol/g. Les concentrations de TI dans les larves de *Chironomus* sont aussi plus élevées dans le lac Rouyn et Kinojévis par rapport à plusieurs autres lacs ($n=30$) de Sudbury et Rouyn-Noranda (figure 4-12). Étant donné que seulement trois lacs ont des concentrations élevées en TI dans les sédiments, les résultats suggèrent que la source de TI n'est sans doute pas atmosphérique, ne provenant ainsi pas des émissions atmosphériques de la Fonderie.

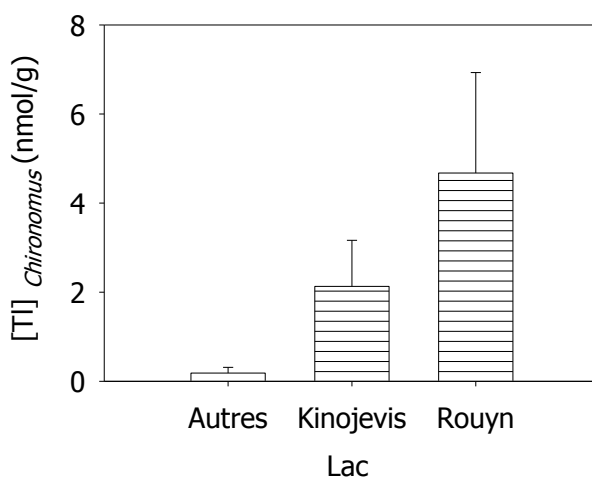


Figure 4-12 :
Concentration de TI chez les larves de *Chironomus* (nmol/g poids sec) provenant de 30 lacs de Sudbury et Rouyn-Noranda et dans les lacs Kinojévis et Rouyn (données non publiées d'I. Proulx)

Quelques données sont aussi disponibles chez les perchaudes. Les concentrations de TI mesurées dans les corps entiers de jeunes perchaudes de l'année sont présentées à la figure 4-13. Les concentrations de TI mesurées dans les poissons du lac Kinojévis sont plus élevées que celles mesurées dans les poissons d'autres lacs de Sudbury et Rouyn-Noranda, considérés comme contaminés en éléments traces.

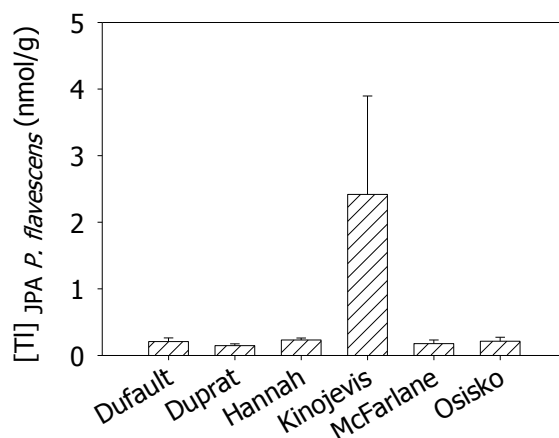


Figure 4-13 :
Concentrations de TI dans le corps entier de jeunes perchaudes de l'année ([TI]_{JPA P. flavescens}; nmol/g poids sec; n=5 pour Osisko et n=6 pour les autres lacs) provenant de différents lacs de Rouyn-Noranda (Dufault, Duprat, Kinojévis, Osisko) et de Sudbury (Hannah, McFarlane)

Les concentrations de TI dans la chair des perchaudes de différentes grosseurs du lac Rouyn sont beaucoup plus élevées que celles observées chez les perchaudes des lacs Osisko, Dufault et Kelly (Sudbury; figure 4-14). En fait, elles figurent parmi les concentrations les plus élevées à avoir été mesurées lors d'études sur le TI (Couture *et al.*, 2015). Soulignons toutefois que le nombre d'étude sur le TI est restreint. La concentration moyenne de TI dans la chair des perchaudes du lac Rouyn est 100 fois plus élevée que pour les autres lacs à la figure 4-14 et dix fois plus élevée que pour les perchaudes du lac Kinojévis.

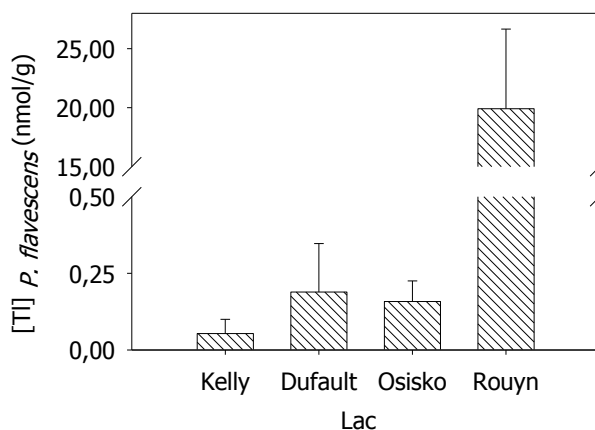


Figure 4-14 :
Concentrations de TI dans la chair de perchaudes de différentes grosseurs (nmol/g poids sec) provenant de différents lacs de Rouyn-Noranda (Dufault, n=26; Osisko, n=11; Rouyn, n=12) et Sudbury (Kelly, n=16)

Chez les perchaudes échantillonnées dans différents lacs, les concentrations de TI présentes dans le foie sont seulement deux fois plus élevées que dans la chair (figure 4-15), ce qui est peu comparativement à ce que l'on observe pour le Cu, dont les concentrations dans le foie des perchaudes du lac Osisko (400 µg/g poids sec; Pierron *et al.*, 2009) sont 400 fois plus élevées que dans la chair (~1 µg/g poids sec; tableau 4-9). Ces résultats suggèrent que, comme pour le Se et le Hg (Belzile *et al.*, 2009; Wallschläger & Feldmann, 2010), des formes organiques de TI, telles que le méthyle-TI, peuvent être formées. Deux études réalisées dans un contexte océanique (Schedlbauer & Heumann, 1999, 2000) ont montré qu'effectivement, une proportion importante de TI dans l'eau était présente sous une forme méthylée. Comme observé pour les concentrations de TI, le rapport des concentrations de Se et de Hg présentes dans le foie et la chair des poissons est relativement faible (Belzile *et al.*, 2009; Ponton & Hare, 2015). Par contre, ces trois éléments devraient être importants à considérer pour la consommation humaine de poissons.

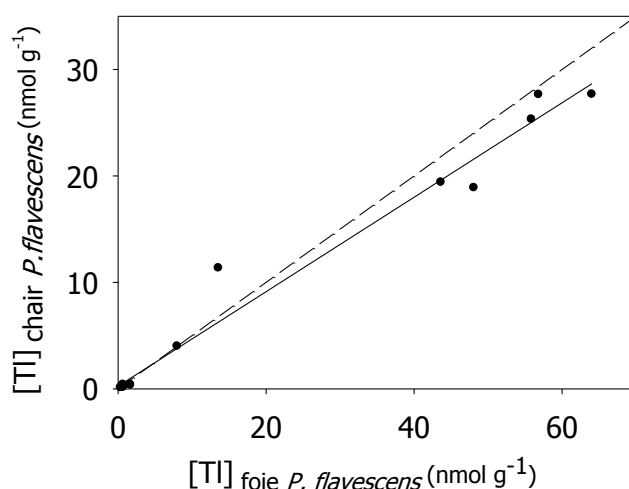


Figure 4-15 :
Concentrations de TI dans la chair de perchaudes de différentes grosseurs ([TI]_{chair} de *P. flavescens*; nmol/g) de différents lacs en fonction des concentrations de TI dans le foie ([TI]_{foie} de *P. flavescens*; nmol/g)

Dans la figure 4-15, la ligne pointillée représente le rapport 1:2 (y:x).

Comme mentionné précédemment, très peu d'études portent sur le TI. En fait, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et l'US EPA (Integrated Risk Information System (IRIS)) ne présentent pas de recommandations maximales pour la consommation humaine pour le TI. Selon l'étude de LaCoste *et al.* (2001), basée sur les publications de Anon (1998) et Crössmann (1998), la concentration de TI dans la nourriture

humaine ne devrait pas dépassée 2 µg/g de poids sec. Les concentrations de TI dans la chair des perchaudes du lac Rouyn sont de 4,1 µg/g de poids sec (ou 20 nmol/g de poids sec ; figure 4-14). Ces concentrations sont supérieures au seuil proposé par LaCoste *et al.* (2001). Ainsi, selon ces données, les concentrations de TI dans la chair des poissons du lac Rouyn pourraient être problématiques pour la consommation humaine. Toutefois, cette information n'est basée que sur une seule étude. Une revue de la littérature serait donc de mise afin de valider la valeur seuil de TI pour la consommation humaine et ainsi juger du risque que représente les concentrations de TI dans le lac Rouyn-Noranda.

Malgré les concentrations de TI légèrement supérieures dans l'eau du lac Osisko par rapport à d'autres lacs de la région, les concentrations mesurées dans les sédiments et les organismes sont faibles et similaires à celles des autres lacs. Les lacs Rouyn, Kinojévis et Caron nécessitent plus d'études concernant les risques potentiels du TI pour les organismes qui y vivent et les pêcheurs.

5. Conclusion

La présente étude a été commandée à la suite de la constatation, en 2006, d'une accumulation importante de Cr et de Se dans la chair de dorés ensemencés en 2001 dans le lac Osisko. Désireuse de rendre l'accès au lac à des fins récréatives à ses citoyens, la Ville a participé à la mise sur pied d'un comité de travail devant se pencher sur l'état de santé du lac Osisko. Ainsi, l'échantillonnage de l'eau, des sédiments, de larves et de poissons du lac Osisko ainsi que l'échantillonnage de l'eau des émissaires pluviaux se déversant dans le lac ont été réalisés afin d'évaluer l'état trophique du lac, de permettre l'analyse des concentrations d'éléments traces dans ses composantes, d'évaluer la biodisponibilité de ces métaux et de cibler les apports potentiels de ceux-ci au lac.

Les mesures physicochimiques de l'eau traduisent que le lac Osisko est méso-eutrophe. Les concentrations de phosphore sont élevées dans l'eau et un apport important de cet élément a été identifié à l'émissaire 1 et 2. Le pH élevé mesuré dans l'eau du lac est en grande partie associé à l'activité photosynthétique des plantes aquatiques présentes en abondance. De façon générale, le pH mesuré aux émissaires est inférieur à 8. Par contre, un pH supérieur à 11 a été relevé à l'émissaire 4.

Certains éléments traces (Al, Cd, Cu et Pb) ont des concentrations mesurées dans l'eau du lac dépassant les critères de qualité de l'eau. Des dépassements des concentrations d'éléments traces (Al, Cd, Cu, Pb et Zn) permis à l'effluent final ont également été observés à la sortie des émissaires pluviaux 1 et 2, suggérant que ces sous-bassins versants entraînent de probables apports d'éléments traces à l'eau du lac Osisko. Les sédiments du lac montrent également des concentrations en éléments traces supérieures à celles mesurées pour les lacs échantillonnés dans les secteurs de Rouyn-Noranda et Sudbury. En effet, la plupart des éléments traces analysés dans les sédiments montrent des concentrations dépassant les critères pouvant causer des effets fréquents sur les organismes benthiques. Par contre, ces éléments traces (à l'exception du Zn et du Se) semblent être peu biodisponibles pour les organismes benthiques comme en témoignent les résultats du modèle SEM-AVS et les analyses réalisées chez les larves du diptère *Chironomus* échantillonnées dans les sédiments du lac Osisko. Toutefois, le relargage d'éléments traces dans la colonne pourrait être observé par le remaniement des sédiments et l'intensification du phénomène d'eutrophisation.

Étant donné qu'en 2006 des fortes concentrations de Cr et de Se ont été observées dans la chair des dorés ensemencés dans le lac Osisko, d'autres poissons ont été échantillonnés en 2009 et 2011 afin de mesurer les concentrations d'éléments traces dans leur chair. Les analyses effectuées montrent que seules les concentrations de Cu et de Se sont plus élevées dans la chair des poissons du lac Osisko par rapport aux concentrations mesurées dans les poissons d'autres lacs au Québec et en Ontario. De façon générale, une diminution des concentrations d'éléments traces dans la chair des poissons du lac Osisko a été observée en 2009 et 2011 par rapport à 2006, notamment pour les concentrations de Se. La diminution marquée des concentrations de Se dans la chair des dorés n'a pas pu être expliquée clairement à l'aide des données prises dans les différents compartiments du lacs entre 2001 et 2010, malgré les diverses hypothèses proposées. Par contre, une dernière hypothèse subsiste, soit une eutrophisation plus intense au cours de l'été 2006 provoquant un relargage d'éléments traces dans la colonne d'eau, entraînant une exposition plus marquée des dorés à la contamination lors de cette période. Par la suite, le brassage des eaux à l'automne aurait pu entraîner la sédimentation des éléments traces, diminuant par le fait même l'exposition des poissons à la contamination.

Dans le cadre de cette étude, aucun apport actuel et important de Se n'a été identifié. Il semble que la contamination déjà présente dans les sédiments constitue la principale source de Se pour les poissons du lac Osisko. Étant donné que les organismes transforment le Se inorganique en Se organique et que le temps de rétention de l'eau dans les lacs est long, les proportions de cette forme chimique sont relativement élevées. Le sélénium organique est hautement biodisponible dans la colonne d'eau et peut contribuer à la forte accumulation dans le plancton et les organismes planctivores. Ceux-ci peuvent également contribuer à l'augmentation des proportions de sélénium organique dans les sédiments lorsqu'ils meurent. Comme la forme organique du Se présente dans les sédiments est biodisponible, le Se serait absorbé par les organismes benthiques, puis transféré aux organismes ayant une alimentation benthique. Ces organismes seraient alors exposés à une contamination historique en Se. Dans le lac Osisko, les chironomes sont retrouvés en abondance. Ils représentent ainsi une source importante de nourriture, et par le fait même, en Se pour les perchaudes et les autres poissons (directement ou par transfert trophique). Par contre, selon les concentrations de Se mesurées dans la chair des perchaudes, cet élément trace ne semble pas représenter un risque élevé de toxicité pour celles-ci, du moins comparativement au risque important d'effets tératogènes entraîné par le Se auquel sont exposés les perchaudes du lac Rouyn.

À la suite des constatations faites dans le cadre de cette étude, plusieurs recommandations peuvent être proposées, notamment :

- la mise en place de mesures pour limiter l'eutrophisation du lac Osisko;
- la surveillance du pH de l'eau des émissaires pluviaux afin de cibler la contribution de ceux-ci au pH élevé dans le lac Osisko;
- l'identification des sources de phosphore et d'éléments traces provenant des sous-bassins versants des émissaires pluviaux 1 et 2;
- la mesure des débits de l'eau des émissaires pluviaux de façon à quantifier l'apport en éléments traces par les émissaires;
- l'interdiction de la baignade dans le lac;
- la prohibition de l'utilisation de bateaux à moteur afin d'éviter le remaniement des sédiments et donc le relargage possible dans la colonne d'eau;
- le maintien de la recommandation actuelle de consommation maximale de poissons provenant du lac;
- si des échantillons sont toujours disponibles, l'analyse des éléments traces dans les tissus de dorés échantillonnés en 2006 et 2009 afin de valider si des erreurs analytiques sont en cause;
- le suivi annuel des éléments traces dans la chair des poissons du lac afin de suivre la contamination et observer si des pics de contamination sont fréquents.

Finalement, bien que l'étude ne portait pas sur l'analyse du thallium, des données récentes de Proulx et Ponton concernant cet élément ont permis de constater que, malgré les faibles concentrations observées dans le lac Osisko, le TI se retrouve en forte concentration dans de nombreux compartiments des lacs Rouyn, Kinojévis et Caron. De façon à évaluer les effets potentiels du TI sur les organismes aquatiques ainsi que sur les humains consommant des poissons ayant de fortes concentrations en TI, il serait pertinent de réaliser d'autres études sur le sujet.

6. Références

- ACIA, Agence canadienne d'inspection des aliments (2013) *Australie - Exigences de certification*. <http://www.inspection.gc.ca/aliments/poisson-et-produits-de-la-mer/exportations/par-administration/australie/fra/1304361811765/1304361943419> (consulté le 9 novembre 2014).
- ACIA, Agence canadienne d'inspection des aliments (2014a) *Exigences de certification - Union européenne*. <http://www.inspection.gc.ca/aliments/poisson-et-produits-de-la-mer/exportations/par-administration/union-europeenne/exigences-de-certification/fra/1308322862954/1308323053859> (consulté le 9 novembre 2014).
- ACIA, Agence canadienne d'inspection des aliments (2014b) *Ligne directrice sur le contaminants chimiques du poisson et des produits du poisson au Canada*. <http://www.inspection.gc.ca/aliments/poisson-et-produits-de-la-mer/manuels/manuel-des-normes-et-methodes/fra/1348608971859/1348609209602?chap=7#s20c7> (consulté le 9 novembre 2014).
- Ankley, G. T., Leonard E. N. & Mattson V. R. (1994) Prediction of bioaccumulation of metals from contaminated sediments by the oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Water Research* 28(5):1071-1076.
- Ankley, G. T. (1996) Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(12):2138-2146.
- Anon (1998) *Maximale Immissions-Werte für Thallium zum Schutz der Landwirtschaftlichen Tiere*. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 29 (e) VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1a.
- Auger, I. (2006) *Évaluation du risque de l'introduction du myriophylle à épis sur l'offre de pêche et la biodiversité des eaux à touladi*. *Revue de la littérature*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche sur la Faune, Québec. 88 p.
- Belzile, N., Chen Y. W., Gunn J. M., Tong J., Alarie Y., Delonchamp T. & Lang C. Y. (2006) The effect of selenium on mercury assimilation by freshwater organisms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(1):1-10.
- Belzile, N., Chen Y. W., Yang D.Y., Truong H. Y. T. & Zhao Q. X. (2009) Selenium bioaccumulation in freshwater organism and antagonistic effect against mercury assimilation. *Environmental Bioindicators* 4:203-221.
- Besser, J. M., Huckins J. N. & Clark R. C. (1994) Separation of selenium species released from Se-exposed algae. *Chemosphere* 29(4):771-780.
- Campbell, P. G. C., Hontela A., Rasmussen J. B., Giguère A., Gravel A., Kraemer L., Kovescs J., Lacroix A., Levesque H. & Sherwood G. (2003) Differentiating between direct (physiological) and food-chain mediated (bioenergetic) effects on fish in metal-impacted lakes. *Human and Ecological Risk Assessment* 9(4):847-866.

- CCME, Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999) Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique - arsenic. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999*, le Conseil, Winnipeg.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2011a) *Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge*, MA. 300 – C 1.0, Rév. 3. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 11 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2011b) *Détermination des métaux à l'état de trace dans l'eau : méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon et détection par spectrométrie de masse couplée au système SC-FAST*, MA. 203 – Met.Tra 2.0, Rév. 1. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. 17 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012a) *Détermination de la chlorophylle a : méthode par fluorométrie*, MA. 800 - Chlror. 1.0, Rév. 2. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. 16 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012b) *Détermination des solides en suspension totaux : méthode gravimétrique*, MA. 104 – S.S. 2.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. 8 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2013a) *Détermination des métaux extractibles à l'état de trace en conditions propres dans l'eau : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*, MA. 203 – Mét.Tra. ext. 1.0. Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. 15 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2013b) *Détermination des métaux dans l'eau : méthode par spectrométrie au plasma d'argon*. MA. 203 - Mét. 3.2, Rév. 3. Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. 11 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2013c) *Détermination du mercure dans les tissus biologiques et les sédiments par décomposition thermique : dosage par photométrie UV*, MA. 207 - Hg 2.1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. 11 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014a) *Détermination du phosphore total dans les eaux naturelles par minéralisation au persulfate : méthode colorimétrique automatisée et procédures adaptées pour le phosphore de faible concentration et à l'état de trace*, MA. 303 – P 5.2, Rév. 2. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. 16 p.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2014b) *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. MA. 200 - Mét 1.2, Rév. 5. Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. 36 p.

- Chapman, P. M., Adams W. J., Brooks M. L., Delos C. G., Luoma S. N., Maher W. A., Ohlendorf H. M., Presser T. S. & Shaw D. P. (2010) *Ecological assessment of selenium in the aquatic environment*. CRC Press, New York, USA.
- Chen, Y. W. & Belzile N. (2010) High performance liquid chromatography coupled to atomic fluorescence spectrometry for the speciation of the hydride and chemical vapour-forming elements As, Se, Sb and Hg: A critical review. *Anal. Chim. Acta* 671(1-2):9-26.
- Couillard, Y., Courcelles M., Cattaneo A. & Wunsam S. (2004) A test of the integrity of metal records in sediment cores based on the documented history of metal contamination in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 32(2):149-162.
- Couillard, Y., Cattaneo A., Gallon C. & Courcelles M. (2008) Sources and chronology of fifteen elements in the sediments of lakes affected by metal deposition in a mining area. *Journal of Paleolimnology* 40(1):97-114.
- Couture, P., Busby P., Gauthier C., Rajotte J. W. & Pyle G. G. (2008) Seasonal and regional variations of metal contamination and condition indicators in yellow perch (*Perca flavescens*) along two polymetallic gradients. I. Factors influencing tissue metal concentrations. *Human and Ecological Risk Assessment* 14(1):97-125.
- Couture, P., Fortin C., Hare L., Lapointe D. & Pitre D. (2015) Critical review of thallium in aquatic ecosystems. *En préparation*.
- CRESP, Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation (2006) *Note on: Wet to dry weight conversions for biota from Amchitka and Kiska. CRESP Amchitka Radionuclide Data Set.* http://www.cresp.org/Amchitka/Final_WW_DW_3_13_06.pdf (consulté le 2 novembre 2014).
- Crössmann, G. (1998) Eine Neue Umweltkontaminante. *Angew. Bot.* 58:3-10.
- Croteau, M. N., Hare L. & Marcoux P. (2003) Feeding patterns of migratory and non-migratory fourth instar larvae of two coexisting *Chaoborus* species in an acidic and metal contaminated lake: Importance of prey ingestion rate in predicting metal bioaccumulation. *Archiv fur Hydrobiologie* 158(1):57-74.
- Crow, G. E. & Hellquist C. B. (2000) *Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America*. The University of Wisconsin Press, Madison, WI. 880 p.
- Cutter, G. A. & Bruland K. W. (1984) The marine biogeochemistry of selenium: a re-evaluation. *Limnology & Oceanography* 29(6):1179-1192.
- De Jonge, M., Dreesen F., De Paepe J., Blust R. & Bervoets L. (2009) Do acid volatile sulfides (AVS) influence the accumulation of sediment-bound metals to benthic invertebrates under natural field conditions? *Environmental Science and Technology* 43(12):4510-4516.
- Debruyne, A. M. H. & Chapman P. M. (2007) Selenium toxicity to invertebrates: Will proposed thresholds for toxicity to fish and birds also protect their prey? *Environmental Science and Technology* 41(5):1766-1770.

- DeForest, D. K., Brix K. V. & Adams W. J. (1999) Critical review of proposed residue-based selenium toxicity thresholds for freshwater fish. *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)* 5(6):1187-1228.
- DeForest, D. K., Gilron G., Armstrong S. A. & Robertson E. L. (2012) Species sensitivity distribution evaluation for selenium in fish eggs: Considerations for development of a canadian tissue-based guideline. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8(1):6-12.
- Di Toro, D. M., Mahony J. D., Hansen D. J., Scott K. J., Hicks M. B., Mayr S. M. & Redmond M. S. (1990) Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9(12):1487-1502.
- Di Toro, D. M., Mahony J. D., Hansen D. J., Scott K. J., Carlson A. R. & Ankley G. T. (1992) Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science and Technology* 26(1):96-101.
- Environnement Canada (1997) *Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (Chironomus tentans ou Chironomus riparius) dans les sédiments*. Série de la Protection de l'environnement, Ottawa (Canada). 156 p.
- Environnement Canada & MDDEP (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec). (2007) *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. 39 p.
- EPA, United States Environmental Protection Agency (1991) *Selenium and Compounds - Integrated Risk Information System*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0472.htm> (consulté le 18 novembre 2014).
- EPA, United States Environmental Protection Agency (1997) *Exposure factors handbook*. <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/efh-complete.pdf> (consulté le 3 novembre 2014).
- Fleurbec (1987) *Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières*. Fleurbec, St-Henri-de-Lévis. 400 p.
- Gao, S., Tanji K. K., Dahlgren R. A., Ryu J., Herbel M. J. & Higashi R. M. (2007) Chemical status of selenium in evaporation basins for disposal of agricultural drainage. *Chemosphere* 69(4):585-594.
- Giguère, A., Campbell P. G. C., Hare L. & Cossu-Leguille C. (2005) Metal bioaccumulation and oxidative stress in yellow perch (*Perca flavescens*) collected from eight lakes along a metal contamination gradient (Cd, Cu, Zn, Ni). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(3):563-577.
- Hare, L. & Tessier A. (1998) The aquatic insect *Chaoborus* as a biomonitor of trace metals in lakes. *Limnology and Oceanography* 43(8):1850-1859.
- Hare, L., Tessier A. & Warren L. (2001) Cadmium accumulation by invertebrates living at the sediment-water interface. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(4):880-889.

- Hoxmeier, R. J. H., Wahl D. H., Brooks R. C. & Heidinger R. C. (2006) Growth and survival of age-0 walleye (*Sander vitreus*): Interactions among walleye size, prey availability, predation, and abiotic factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63(10):2173-2182.
- Jacob, C., Maret W. & Vallee B. L. (1998) Control of zinc transfer between thionein, metallothionein, and zinc proteins. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95(7):3489-3494.
- Jacob, C., Giles G. I., Giles N. M. & Sies H. (2003) Sulfur and Selenium: The Role of Oxidation State in Protein Structure and Function. *Angewandte Chemie - International Edition* 42(39):4742-4758.
- Kraemer, L. D., Campbell P. G. C. & Hare L. (2006) Seasonal variations in hepatic Cd and Cu concentrations and in the sub-cellular distribution of these metals in juvenile yellow perch (*Perca flavescens*). *Environmental Pollution* 142(2):313-325.
- LaCoste, C., Robinson B. & Brooks R. (2001) Uptake of thallium by vegetables: its significance for human health, phytoremediation, and phytomining. *Journal of Plant Nutrition* 24(8):1205-1215.
- Lemly, A. D. (1993) Teratogenic effects of selenium in natural populations of freshwater fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 26(2):181-204.
- Luoma, S. N. & Rainbow P. S. (2008) *Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management*. Cambridge University Press, New York. 573 p.
- Luoma, S. N. & Presser T. S. (2009) Emerging opportunities in management of selenium contamination. *Environmental Science and Technology* 43(22):8483-8487.
- Marie-Victorin, Fr., Rouleau E. & Brouillet L. (1995) *Flore laurentienne*. Presses de l'université de Montréal, Montréal, 3^e édition. 1112 p.
- Martin, A. J., Simpson S., Fawcett S., Wiramanaden C. I. E., Pickering I. J., Belzile N., Chen Y. W., London J. & Wallschläger D. (2011) Biogeochemical mechanisms of selenium exchange between water and sediments in two contrasting lentic environments. *Environmental Science and Technology* 45(7):2605-2612.
- MDDEFP, Ministère du Développement durable, Environnement, Faune et Parcs. (2013) *Critère de qualité de l'eau de surface, 3^e édition*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec. 510 p. et 516 annexes p.
- MDDELCC, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (1998) *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et les eaux souterrains*. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_2.htm (consulté le 21 décembre 2014).

- MDDELCC, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014a) *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce - lac Osisko*. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/guide/resultat.asp?site=043010444> (consulté le 2 novembre 2014).
- MDDELCC, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014b) *Critères de qualité de l'eau de surface - pH*. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0381 (consulté le 1 novembre 2014).
- MDDEP, Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs (2008) *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/guide/> (consulté le 3 novembre 2014).
- MEF, Ministère de l'Environnement et de la Faune (1994) *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au MEF*. Direction de la faune et des habitats, Directions régionales, Québec. 37 p.
- Meyer, J. S. & Adams W. J. (2010) Relationship between biotic ligand model-based water quality criteria and avoidance and olfactory responses to copper by fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(9):2096-2103.
- Moore, J. W. & Ramamoorthy S. (1984) Arsenic. *Heavy metals in natural waters*, Springer-Verlag, New York. p 4-27.
- Nor, Y. M. (1987) Ecotoxicity of copper to aquatic biota: A review. *Environmental Research* 43(1):274-282.
- Paquin, L. & Prairie R. (1996) *Évaluation de la qualité des plans d'eau situés à proximité de la fonderie Horne de métallurgie Noranda Inc. (septembre 1994)*. Centre de technologie Noranda et Fonderie Horne. Projet VI-1301.
- Pierron, F., Bourret V., St-Cyr J., Campbell P. G. C., Bernatchez L. & Couture P. (2009) Transcriptional responses to environmental metal exposure in wild yellow perch (*Perca flavescens*) collected in lakes with differing environmental metal concentrations (Cd, Cu, Ni). *Ecotoxicology* 18(5):620-631.
- Ponton, D. E. (2009) *Évaluation des études faites sur la contamination du lac Osisko, Rouyn-Noranda, Québec et recommandations sur sa santé et sur les recherches futures*. Groupe de travail du lac Osisko: ville de Rouyn-Noranda, Xstrata Fonderie Horne, MDDEP et MRNF. Rapport interne à la ville de Rouyn-Noranda. 132 p.
- Ponton, D. E. & Hare L. (2009) Assessment of nickel contamination in lakes using the phantom midge *Chaoborus* as a biomonitor. *Environmental Science and Technology* 43(17):6529-6534.
- Ponton, D. E. & Hare L. (2013) Relating selenium concentrations in a planktivore to selenium speciation in lakewater. *Environmental Pollution* 176:254-260.

- Ponton, D. E., Caron A., Hare L. & Campbell P. G. C. (2015a) Wild yellow perch oxidative stress induced by cadmium and low selenium exposure. *Environmental Science & Technology* (à soumettre).
- Ponton, D. E. & Hare L. (2015) Feeding behavior and selenium concentrations in yellow perch (*Perca flavescens*). *Environmental Science & Technology* (en révision).
- Ponton, D. E., Hare L. & Fortin C. (2015b) Influence of Se speciation, sulfate and pH on Se accumulation by plankton and the prediction of Se in pelagic organisms. *En préparation*.
- Proulx, I. (2014) *Évaluation du potentiel d'utiliser les larves de Chironomus comme biomoniteurs de la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments*. Thèse de doctorat en Sciences de l'eau (Université du Québec. Institut national de la recherche scientifique, Québec (QC, Canada)). 275 p
- Pyle, G. G., Rajotte J. W. & Couture P. (2005) Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 61(3):287-312.
- Rasmussen, J. B., Gunn J. M., Sherwood G. D., Iles A., Gagnon A., Campbell P. G. C. & Hontela A. (2008) Direct and indirect (foodweb mediated) effects of metal exposure on the growth of yellow perch (*Perca flavescens*): Implications for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 14(2):317-350.
- Rayman, M. P. (2000) The importance of selenium to human health. *Lancet* 356(9225):233-241.
- Roesijadi, G. (1992) Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquatic Toxicology* 22(2):81-114.
- Santé Canada (1986) *Le sélénium*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/selenium/index-fra.php> (consulté le 18 novembre 2014).
- Savard, N. (1978) *L'environnement à Rouyn-Noranda: un espace en déséquilibre suite à l'activité minière*. Mémoire de maîtrise (Université de Montréal, Montréal (QC, Canada)). 169 p
- Schedlbauer, O. F. & Heumann K. G. (1999) Development of an isotope dilution mass spectrometric method for dimethylthallium speciation and first evidence of its existence in the ocean. *Analytical Chemistry* 71(24):5459-5464.
- Schedlbauer, O. F. & Heumann K. G. (2000) Biomethylation of thallium by bacteria and first determination of biogenic dimethylthallium in the ocean. *Applied Organometallic Chemistry* 14(6):330-340.
- Søndergaard, M., Jensen J. P. & Jeppesen E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509:135-145.
- SPE, Services de protection de l'environnement (1979) *Étude écologique de la région de Rouyn-Noranda*. Gouvernement du Québec, Bureau d'étude sur les substances toxiques. 552 p.

Ville de Rouyn-Noranda (2014) *Rôle d'évaluation foncière*. Banque de données, Rouyn-Noranda (consultée le 28 mai 2014).

Wallschläger, D. & Feldmann J. (2010) Formation, occurrence, significance, and analysis of organoselenium and organotellurium compounds in the environment. *Metal ions in life sciences* 7:319-364.

Wetzel, R. G. (2001) *Limnology - Lake and River Ecosystems*. Academic Press, New York, 3^e édition. 1006 p.

Annexes

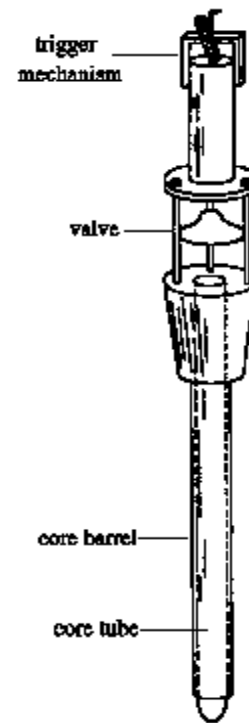


Figure 1 : Carottier de type Kajak-Brinkhurst

Tableau 1 :
Éléments traces qui ont été mesurés dans les divers médias (√) lors de cette étude pour la caractérisation de l'état de santé du lac Osisko

	Eau	Émissaires	Sédiments	Poissons
Al	√	√	√	
Ag	√	√		
As	√	√	√	√
B	√	√		
Ba	√	√	√	√
Be	√	√		
Cd	√	√	√	√
Co	√	√		√
Cr	√	√	√	√
Cu	√	√	√	√
Fe	√	√	√	√
Hg				√
Li	√	√		
Mn	√	√	√	√
Mo	√	√		√
Ni	√	√	√	√
Pb	√	√	√	√
Se	√	√	√	√
Sb	√			
Sr	√	√		√
U	√			
V	√	√	√	√
Zn	√	√	√	√

Tableau 2 :
Localisation, année d'échantillonnage et pH des lacs présentés dans les figures 4-5, 4-7, 4-9 4-10 et 4-11
[ET] : concentrations d'éléments traces

Lac	Symbole	Année	Localisation	pH	Localisation par rapport à la principale fonderie de la région	Lacs pour lesquels il y a des données (√)			
						[ET] dans l'eau (figure 4-5)	[ET] dans les sédiments (figure 4-7)	[ET] dans des larves de <i>Chironomus</i> qui ingèrent des sédiments oxiques (figure 4-9)	[ET] dans des larves de <i>Chironomus</i> qui ingèrent des sédiments anoxiques (figure 4-10)
ROUYN-NORANDA (QC)									
Arnoux ¹	●	2010	48°15'N, 79°20'W	4,36	24 km W (268°)	√	√		√
Bousquet	●	2006	48°13'N, 78°39'W	6,9 ^a	29 km SE (100°)		√		√
D'Alembert	●	2006	48°23'N, 79°01'W		14 km NE (14°)		√	√	√
Dufault ³	●	2006	48°17'N, 79°00'W	7,7	3 km NE (16°)	√	√		√
Duprat ³	●	2010	48°20'N, 79°07'W	7,6	12 km NW (317°)	√	√	√	√
Fortune	●	2006	48°11'N, 79°19'W	7,6	23 km SW (251°)		√	√	
Marlon	●	2010	48°16'N, 79°04'W	7,7	4 km NW (287°)	√	√	√	√
Opasatica	●	2007	48°10'N, 79°20'W	8,2	26 km SW (246°)	√ (sauf pour Se)	√	√	√
Osisko ^{2 et 3}	●	2010	48°15'N, 79°00'W	8,5	2 km SE (135°)	√	√	√	√
Pelletier ^{2 et 3}	●	2010	48°13'N, 79°03'W	8,3	5 km SW (212°)	√	√	√	
Rouyn ⁴	●	2010	48°15'N, 78°57'W	8	6 km SE (105°)	√	√	√	
SUDBURY(ON)									
Clearwater	○	2007	46°22'N, 80°03'W	6,2	12 km S (178°)	√	√		√
Crooked	○	2010	46°25'N, 81°02'W	6,7	7 km SE (166°)	√	√	√	
Hannah	○	2007	46°27'N, 81°02'W	7,4	4 km SE (160°)	√	√		√
Kasten(Bibby)	○	2007	46°22'N, 80°58'W	6,8	14 km SE (152°)	√	√		√
Kelly ^{2 et 3}	○	2010	46°27'N, 81°04'W	7,5	4 km S (172°)	√	√	√	
McFarlane	○	2007	46°25'N, 80°57'W	7,8	10 km SE (133°)	√	√	√	√
Pine	○	2010	46°23'N, 81°01'W	5,7	12 km SE (168°)	√	√		√
Raft	○	2010	46°25'N, 80°57'W	7,3	12 km SE (133°)	√	√		√
Ramsey	○	2007	46°28'N, 80°57'W	7,1	8 km E (94°)	√	√		√
Silver	○	2007	46°26'N, 81°01'W	5,9	6 km SE (149°)	√	√	√	√
Tilton	○	2007	46°21'N, 81°04'W	6,6	14 km S (185°)	√	√	√	√

¹ Reçoit du drainage minier acide

² A reçu des eaux usées municipales et industrielles

³ A reçu ou reçoit des effluents de parcs à résidus miniers

⁴ Lac directement connecté au lac Osisko

Tableau 3 :
Température (T; °C), pH, dureté (mg CaCO₃/L), phosphore total (µg/l) et concentrations d'éléments traces (µg/l)
dans les émissaires des stations 1 à 4 (carte 3-1) à diverses dates en 2009 avant (Av), pendant (P) et après
(Ap) un événement de pluie. Les données en gras dépassent la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe; MDDEFP,
2013). Les critères de qualité pour l'Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn ont été établis en fonction de la
dureté de l'eau à chaque échantillonnage

Stations	Moment	Date	pH	T	Dureté	Phosphore total	Al	Ag	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cu
1	Av	22-juil-09	7,8	16,0	402	110	390,0	<1	1,6	56,0	53,0	<0,2	3,2	13,0	<1	220,0
1	P	24-juil-09	7,3	15,3	136	380	410,0	<1	2,2	39,0	29,0	<0,2	1,4	5,0	<1	84,0
1	Ap	24-juil-09	7,4	15,8	159	390	370,0	<1	2,6	65,0	33,0	<0,2	1,5	7,0	<1	120,0
2	Av	22-juil-09	7,5	15,3	496	66	1800,0	<1	2,3	45,0	38,0	0,4	7,5	58,0	<1	1600,0
2	P	24-juil-09	7,8	16,3	153	24	640,0	<1	4,6	22,0	32,0	<0,2	3,2	18,0	<1	540,0
2	Ap	24-juil-09	7,1	16,8	203	12	880,0	<1	3,5	26,0	40,0	<0,2	3,9	27,0	<1	750,0
3	Av	22-juil-09	7,8	13,4	429	64	35,0	<1	1,8	50,0	68,0	<0,2	2,0	5,0	<1	30,0
3	P	24-juil-09	7,3	15,5	317	13	89,0	<1	2,7	35,0	59,0	<0,2	1,8	5,0	<1	32,0
3	Ap	24-juil-09	7,6	14,9	384	30	630,0	<1	2,7	43,0	76,0	<0,2	2,1	6,0	1,0	22,0
4	Av	22-juil-09	7,5	12,6	73	39	35,0	<1	2,1	24,0	33,0	<0,2	1,4	4,0	<1	21,0
4	P	24-juil-09	7,1	16,1	233	28	320,0	<1	4,9	14,0	37,0	<0,2	2,3	3,0	<1	80,0
4	Ap	24-juil-09	7,2	16,3	101	26	100,0	<1	3,7	19,0	20,0	<0,2	1,9	5,0	<1	64,0
1	Av	28-sept-09	7,1	13,8	55	160	730,0	<1	12,0	16,0	24,0	<0,2	1,0	3,0	4,0	160,0
1	P	28-sept-09	8,1	14,0	23	160	1300,0	<1	8,9	9,0	39,0	<0,2	1,2	5,0	6,0	190,0
1	Ap	29-sept-09	7,4	13,6	177	150	300,0	<1	4,6	20,0	25,0	<0,2	1,3	5,0	1,0	71,0
2	Av	28-sept-09	7,6	14,3	20	130	670,0	<1	56,0	12,0	34,0	<0,2	1,9	4,0	3,0	540,0
2	P	28-sept-09	6,0	14,0	14	140	870,0	<1	50,0	6,0	36,0	<0,2	1,7	4,0	5,0	710,0
2	Ap	29-sept-09	7,1	12,8	53	50	690,0	<1	21,0	12,0	46,0	<0,2	2,6	7,0	2,0	620,0
3	Av	28-sept-09	6,4	13,6	21	110	430,0	<1	7,0	13,0	16,0	<0,2	0,7	3,0	4,0	73,0
3	P	28-sept-09	8,5	14,0	8	69	350,0	<1	4,8	6,0	11,0	<0,2	0,5	2,0	3,0	50,0
3	Ap	29-sept-09	6,6	12,0	44	33	290,0	<1	4,0	10,0	17,0	<0,2	1,0	3,0	1,0	63,0
4	Av	28-sept-09	6,9	13,3	60	47	260,0	<1	4,7	13,0	21,0	<0,2	0,8	2,0	3,0	44,0
4	P	28-sept-09	8,3	13,9	18	67	540,0	<1	4,3	6,0	16,0	<0,2	0,9	3,0	3,0	64,0
4	Ap	29-sept-09	7,3	11,6	68	37	160,0	<1	3,3	11,0	19,0	<0,2	2,2	2,0	<1	530,0

Station	Moment	Date	pH	T°C	Dureté	Fe	Li	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn
1	Av	22-juil-09	7,8	16,0	402	830,0	11,0	490,0	6,0	7,0	<4	1,7	370,0	0,6	240,0
1	P	24-juil-09	7,3	15,3	136	830,0	3,0	160,0	<2	5,0	<4	0,9	140,0	1,1	250,0
1	Ap	24-juil-09	7,4	15,8	159	800,0	5,0	190,0	<2	4,0	<4	1,0	160,0	0,7	210,0
2	Av	22-juil-09	7,5	15,3	496	570,0	27,0	1700,0	<2	42,0	<4	3,5	330,0	0,3	910,0
2	P	24-juil-09	7,8	16,3	153	220,0	9,0	570,0	<2	14,0	<4	2,1	120,0	<0,3	350,0
2	Ap	24-juil-09	7,1	16,8	203	390,0	13,0	820,0	<2	17,0	<4	2,1	170,0	0,4	580,0
3	Av	22-juil-09	7,8	13,4	429	130,0	3,0	150,0	2,0	1,0	<4	1,1	450,0	0,3	37,0
3	P	24-juil-09	7,3	15,5	317	200,0	2,0	130,0	<2	2,0	<4	0,9	330,0	0,4	140,0
3	Ap	24-juil-09	7,6	14,9	384	320,0	3,0	200,0	<2	3,0	<4	1,0	430,0	1,4	1000,0
4	Av	22-juil-09	7,5	12,6	73	1100,0	1,0	650,0	<2	1,0	<4	0,7	250,0	<0,3	37,0
4	P	24-juil-09	7,1	16,1	233	720,0	1,0	170,0	<2	2,0	<4	0,7	95,0	0,3	320,0
4	Ap	24-juil-09	7,2	16,3	101	770,0	1,0	190,0	<2	<2	<4	0,8	100,0	<0,3	58,0
1	Av	28-sept-09	7,1	13,8	55	1100,0	4,0	160,0	<2	4,0	24,0	1,0	73,0	2,8	120,0
1	P	28-sept-09	8,1	14,0	23	1500,0	2,0	140,0	<2	5,0	270,0	0,4	41,0	4,0	340,0
1	Ap	29-sept-09	7,4	13,6	177	470,0	5,0	290,0	4,0	3,0	<4	1,2	210,0	1,2	87,0
2	Av	28-sept-09	7,6	14,3	20	1000,0	2,0	95,0	<2	8,0	62,0	2,1	27,0	2,1	170,0
2	P	28-sept-09	6,0	14,0	14	1300,0	2,0	100,0	<2	8,0	84,0	1,5	16,0	2,6	150,0
2	Ap	29-sept-09	7,1	12,8	53	800,0	3,0	200,0	<2	9,0	34,0	2,0	56,0	1,2	300,0
3	Av	28-sept-09	6,4	13,6	21	580,0	2,0	75,0	<2	3,0	<4	0,7	27,0	1,7	170,0
3	P	28-sept-09	8,5	14,0	8	470,0	<1	47,0	<2	2,0	13,0	0,3	13,0	1,6	92,0
3	Ap	29-sept-09	6,6	12,0	44	300,0	2,0	51,0	<2	2,0	<4	0,8	55,0	0,8	350,0
4	Av	28-sept-09	6,9	13,3	60	1300,0	1,0	160,0	<2	2,0	5,0	0,9	81,0	1,1	170,0
4	P	28-sept-09	8,3	13,9	18	760,0	1,0	130,0	2,0	2,0	8,0	<0,3	37,0	1,5	350,0
4	Ap	29-sept-09	7,3	11,6	68	630,0	1,0	150,0	<2	2,0	<4	0,9	84,0	<0,3	74,0

Tableau 4 :
Température (T) (°C), pH, dureté (mg CaCO₃/L) et concentrations d'éléments traces (µg/l) dans les émissaires des stations 1 à 4 (carte 3-1) à diverses dates en 2011. Les données en gras dépassent la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe; MDDEFP, 2013)

Station	Date	pH	T°C	Dureté	Al	Ag	As	B	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cu
1	17-mars-11	7,5	2,6	74	2200,0	<1	15,0	21,0	85,0	<0,2	7,0	4,0	7,0	820,0
4	17-mars-11	7,6	1,5	115	2000,0	<1	6,0	12,0	54,0	<0,2	1,2	2,0	7,0	180,0
1	26-avr-11	5,3	2	464	17000,0	<1	3,8	26,0	26,0	<0,2	9,5	110,0	5,0	6500,0
2	26-avr-11	7,5	2,5	388	350,0	<1	1,6	39,0	35,0	<0,2	1,7	8,0	<1	140,0
4	26-avr-11	7,8	2,2	109	120,0	<1	3,8	11,0	20,0	<0,2	<0,3	<0,1	<1	44,0
1	25-mai-11	7,2	7,3	573	390,0	<1	2,2	32,0	44,0	<0,2	6,6	7,0	<1	78,0
2	25-mai-11	7,9	8,5	512	2600,0	<1	2,0	38,0	32,0	0,2	8,8	67,0	<1	2700,0
4	25-mai-11	8,1	8	226	110,0	<1	3,4	15,0	32,0	<0,2	1,0	<0,1	<1	14,0
1	21-juin-11	7,8	12,8	565	21,0	0,023	2,1	40,0	40,0	<0,2	0,9	6,3	0,3	89,0
2	21-juin-11	7,7	12,3	595	1200,0	0,015	2,4	31,0	31,0	0,2	6,5	74,0	0,3	1400,0
4	21-juin-11	11,2	9,6	297	7,1	0,004	0,9	20,0	37,0	<0,2	0,1	0,5	0,2	6,2
1	19-juil-11	7,6	17,3	407	410,0	0,024	3,6	40,0	70,0	0,0	0,7	6,7	8,1	50,0
2	19-juil-11	7,5	16,7	326	580,0	0,016	2,1	34,0	42,0	0,1	4,0	34,0	0,3	580,0
4	19-juil-11	7,8	13,5	212	10,0	0,013	1,4	21,0	33,0	<0,2	0,2	0,6	0,3	9,1
1	16-août-11	7,5	17,8	304	34,0	<1	3,2	50,0	39,0	<0,2	1,2	3,0	<1	69,0
2	16-août-11	7,2	17,3	331	340,0	<1	5,0	64,0	44,0	0,2	5,1	30,0	4,0	500,0
4	16-août-11	7,3	14,1	198	71,0	<1	1,1	27,0	36,0	<0,2	<0,3	<0,1	<1	<1
1	22-sept-11	8,3	15,6	257	340,0	0,039	3,9	26,0	26,0	0,0	0,3	1,9	2,0	44,0
2	22-sept-11	8,6	15,5	110	1300,0	0,010	9,6	15,0	34,0	62,0	2,1	9,2	5,3	500,0
4	22-sept-11	8,2	14,4	227	63,0	0,022	1,1	20,0	31,0	<0,2	0,3	0,6	0,4	12,0
1	01-nov-11	7,2	11,4	297	90,0	0,037	2,2	36,0	38,0	0,0	0,8	4,3	0,8	75,0
2	01-nov-11	6,6	10,4	299	390,0	0,020	1,2	21,0	38,0	0,1	4,7	20,0	0,5	490,0
4	01-nov-11	8,0	9,3	124	130,0	0,032	1,2	13,0	32,0	0,0	1,0	0,4	0,9	23,0
1	29-nov-11	7,3	7	297	100,0	<1	1,0	29,0	31,0	<0,2	<0,3	3,0	<1	37,0
2	29-nov-11	7,1	6,8	299	4200,0	<1	0,9	29,0	27,0	<0,2	4,5	35,0	1,0	2800,0
4	29-nov-11	7,7	4,4	124	92,0	<1	1,1	14,0	22,0	<0,2	0,9	<0,1	5,0	38,0
1	20-déc-11	6,7	4,6	403	56,0	<1	1,5	46,0	34,0	<0,2	0,5	5,0	<1	130,0
2	20-déc-11	7,1	1,9	382	270,0	<1	2,9	27,0	32,0	<0,2	2,1	14,0	<1	290,0
4	20-déc-11	7,0	3,2	216	29,0	<1	1,0	16,0	28,0	<0,2	1,0	<0,1	1,0	16,0

Station	Date	pH	T°C	Dureté (mg CaCO3/L)										
				Fe	Li	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Sr	V	Zn	
1	17-mars-11	7,5	2,6	74	3100,0	6,0	310,0	<2	21,0	66,0	6,1	180,0	5,0	320,0
4	17-mars-11	7,6	1,5	115	2800,0	3,0	350,0	<2	65,0	9,0	1,8	170,0	4,5	120,0
1	26-avr-11	5,3	2	464	6000,0	23,0	2200,0	<2	54,0	<4	5,8	260,0	<0,3	1900,0
2	26-avr-11	7,5	2,5	388	430,0	3,0	1100,0	3,0	6,0	<4	2,8	290,0	<0,3	170,0
4	26-avr-11	7,8	2,2	109	820,0	<1	230,0	<2	<1	<4	1,1	110,0	<0,3	49,0
1	25-mai-11	7,2	7,3	573	720,0	10,0	1800,0	13,0	8,0	<4	2,4	490,0	0,9	250,0
2	25-mai-11	7,9	8,5	512	280,0	26,0	1900,0	<2	50,0	<4	4,5	330,0	<0,3	1500,0
4	25-mai-11	8,1	8	226	1300,0	1,0	540,0	<2	<1	<4	1,0	230,0	<0,3	150,0
1	21-juin-11	7,8	12,8	565	540,0	n. d.	2100,0	22,0	8,3	0,7	1,9	700,0	0,5	98,0
2	21-juin-11	7,7	12,3	595	230,0	n. d.	2100,0	1,6	52,0	4,9	4,1	430,0	0,2	1200,0
4	21-juin-11	11,2	9,6	297	1200,0	n. d.	770,0	0,9	1,0	0,2	0,7	340,0	0,3	11,0
1	19-juil-11	7,6	17,3	407	890,0	n. d.	1400,0	9,7	9,5	2,8	2,5	480,0	3,7	88,0
2	19-juil-11	7,5	16,7	326	330,0	n. d.	1100,0	2,1	26,0	2,0	4,4	290,0	0,2	480,0
4	19-juil-11	7,8	13,5	212	1400,0	n. d.	540,0	0,7	1,3	0,4	0,7	270,0	0,2	13,0
1	16-août-11	7,5	17,8	304	500,0	5,0	1700,0	10,0	5,0	<4	1,5	370,0	0,3	280,0
2	16-août-11	7,2	17,3	331	240,0	15,0	1400,0	<2	28,0	<4	3,7	320,0	<0,3	960,0
4	16-août-11	7,3	14,1	198	1300,0	1,0	630,0	<2	<1	<4	0,5	320,0	<0,3	<4
1	22-sept-11	8,3	15,6	257	730,0	n. d.	600,0	3,0	3,6	3,6	1,4	210,0	1,3	51,0
2	22-sept-11	8,6	15,5	110	2100,0	n. d.	390,0	0,7	13,0	29,0	2,1	75,0	3,3	240,0
4	22-sept-11	8,2	14,4	227	1800,0	n. d.	520,0	0,7	1,5	0,8	0,6	250,0	0,5	25,0
1	01-nov-11	7,2	11,4	297	390,0	n. d.	1600,0	30,0	5,4	1,7	1,7	490,0	0,7	91,0
2	01-nov-11	6,6	10,4	299	780,0	n. d.	810,0	1,4	22,0	2,9	2,3	220,0	0,3	570,0
4	01-nov-11	8,0	9,3	124	930,0	n. d.	420,0	0,7	1,4	0,3	0,7	210,0	0,4	260,0
1	29-nov-11	7,3	7	297	280,0	6,0	970,0	5,0	3,0	<4	2,2	310,0	<0,3	97,0
2	29-nov-11	7,1	6,8	299	1400,0	21,0	1000,0	<2	28,0	<4	4,6	240,0	0,4	800,0
4	29-nov-11	7,7	4,4	124	650,0	1,0	240,0	<2	3,0	<4	0,9	160,0	0,5	56,0
1	20-déc-11	6,7	4,6	403	710,0	21,0	1400,0	76,0	6,0	<4	1,2	600,0	0,3	170,0
2	20-déc-11	7,1	1,9	382	100,0	10,0	650,0	<2	14,0	<4	3,8	310,0	<0,3	290,0
4	20-déc-11	7,0	3,2	216	820,0	1,0	590,0	<2	<1	<4	0,6	240,0	<0,3	48,0

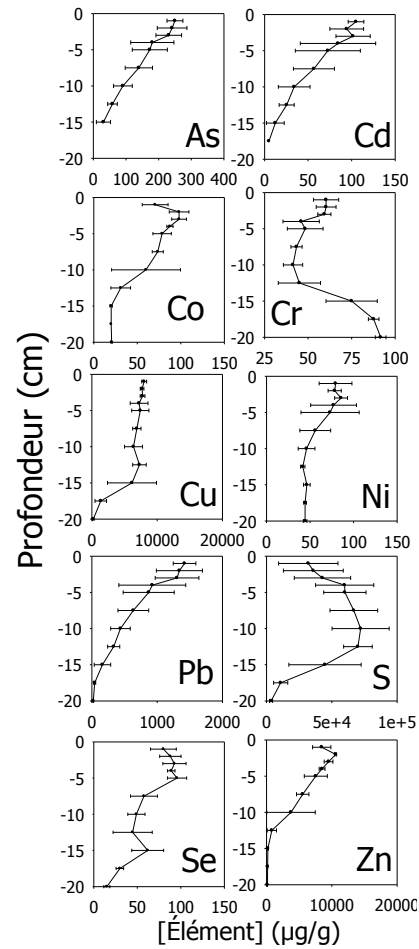


Figure 2 :
Profils des concentrations moyennes d'As, de Cd, de Co, de Cr, de Cu, de Ni, de Pb, de S, de Se et de Zn (µg/g poids sec; n=3) dans les sédiments de la station 1 du lac Osisko