

Lundi, 15 février 2009

**Pierre Fortin et Jacques Locat, commissaires**

Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE)

Édifice Lomer-Gouin

575, rue Saint-Amable, bureau 2.10

Québec (Québec) G1R 6A6

Téléphone : 418 643-7447

(sans frais) : 1 800 463-4732

Télécopieur : 418 643-9474

Courriel: [mise-malartic@bape.gouv.qc.ca](mailto:mise-malartic@bape.gouv.qc.ca)

**Objet :           Projet de mine d'or à ciel ouvert de la corporation minière Osisko à Malartic, Abitibi-Témiscamingue**

Bonjour messieurs Fortin et Locat,

Par la présente, la coalition *Pour que le Québec ait meilleure mine!* souhaite attirer votre attention sur les problématiques potentielles que posent le projet de mine d'or à ciel ouvert Canadian Malartic pour la santé publique, notamment les problématiques liées à l'émanation potentielle de gaz cyanuriques et à la contamination possible en mercure, sélénium et thallium des poissons consommables dans les cours d'eau environnants.

Vous trouverez ci-jointes les notes de la coalition concernant ces questions. Serait-il possible que la commission, ou un organisme public partenaire, puisse se pencher sur ces problématiques afin de s'assurer que les risques et les incertitudes associés aient été bien évalués par le promoteur et, le cas échéant, éliminés ou réduits au minimum pour le bien être et la santé des travailleurs et de la population environnante.

Selon la coalition, il ne faut pas perdre de vue que l'envergure et les caractéristiques particulières du projet de mine d'or à ciel ouvert d'Osisko représentent un précédent unique en région, voire même au Québec et au Canada. Concernant le cyanure, les membres de la coalition, de même que plusieurs citoyens de Malartic, s'interrogent toujours sur les incidences potentielles pour la santé que pourraient occasionner l'accumulation annuelle de plus de 20 millions de tonnes de résidus miniers en pâte (sans les stériles) avec des eaux interstitielles contenant jusqu'à 20 mg/L de composés cyanuriques. Ces interrogations sont, de l'avis de la coalition, d'autant plus pertinentes qu'il n'existe pas au Québec (et semble-t-il également au Canada) d'autres cas similaires, c'est-à-dire avec 1) un volume aussi important de résidus miniers cyanurés, 2) en pâte, 3) non couverts d'eau et, surtout, 4) à une telle proximité des populations.

À titre comparatif, les documents publics du MRNF nous indiquent que les quelques 12 mines d'or en opération sur l'ensemble du territoire québécois en 2007 ont produit *collectivement* de 13 à 14 millions tonnes de résidus miniers (sans les stériles). La coalition se demande ainsi quels seront les risques d'accumuler, de façon concentrée en un seul endroit, l'équivalent de 1.5 fois la quantité totale des résidus miniers générés par

ces 12 mines d'or en 2007, et ce, à proximité des résidents de Malartic (incluant ceux vivant le long de la route 117 et ceux des rangs 6 et 7 au sud du site de déposition des résidus miniers)? Par extension, quels sont les risques pour la faune et la flore environnantes?

Merci de bien vouloir nous aider à nous éclairer sur ces questions.

N'hésitez pas à me communiquer par téléphone pour toutes questions ou informations complémentaires.

Salutations distinguées,

---

**Ugo Lapointe**

Forum de l'Institut des sciences de l'environnement (UQAM)  
Membre et porte-parole de coalition *Pour que le Québec ait meilleure mine!*

**c.c.**

- Annik Lefebvre, Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, [Annik\\_Lefebvre@ssss.gouv.qc.ca](mailto:Annik_Lefebvre@ssss.gouv.qc.ca)
- Renée Loiselle, Direction des évaluations environnementales, MDDEP, [renee.loiselle@mddep.gouv.qc.ca](mailto:renee.loiselle@mddep.gouv.qc.ca)
- Luc Belisle, Directeur faune de l'Abitibi-Témiscamingue [luc.belisle@mrnf.gouv.qc.ca](mailto:luc.belisle@mrnf.gouv.qc.ca)
- Lucie Roger, Conseil municipal de Malartic, [lroger@ville.malartic.qc.ca](mailto:lroger@ville.malartic.qc.ca)

La coalition *Pour que le Québec ait meilleure mine!* a vu le jour au printemps 2008 et est aujourd'hui constituée d'une douzaine d'organismes représentant plusieurs milliers de membres au Québec. La coalition est un organisme de *bonne foi* qui s'est donné pour mission de revoir la façon dont on encadre et développe le secteur minier au Québec, dans le but de mieux harmoniser ses activités avec le milieu et de promouvoir de meilleures pratiques aux plans social et environnemental. Pour atteindre ces objectifs, la coalition juge essentiel de pouvoir engager et maintenir un dialogue constructif avec les différents intervenants du secteur minier québécois, les gouvernements du Québec et du Canada, de même qu'avec les communautés et les citoyens qui sont directement affectés.

**Enquête et audiences publiques du BAPE (1<sup>ère</sup> partie)**  
**Projet de mine d'or à ciel ouvert d'Osisko**  
Malartic, Abitibi-Témiscamingue (QC)  
11-13 mars 2009

*Risques, incertitudes et questions liés  
au cyanure, au mercure et aux métaux non réglementés<sup>1</sup>*

**(1) Problématique du cyanure**

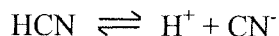
Ce projet a trait à l'exploitation d'une mine d'or à ciel ouvert dans le milieu péri-urbain de Malartic. Le procédé industriel prévoit l'utilisation de la cyanuration pour récupérer l'or du minerai. La consommation annuelle estimée de cyanure de sodium (NaCN) pour dissoudre l'or se monte à 4015 tonnes, basée sur le traitement journalier de 55,000 tonnes de minerai (tableau 5.4).

L'assainissement des eaux utilisées dans ce processus industriel se base, pour le cyanure, sur (i) une unité de détoxification qui fera passer la concentration de cyanure total de 138 mg/L à  $\leq 20$  mg/L (p. 5-13), (ii) l'unité de traitement des eaux de procédés qui serait probablement située au bassin de polissage au niveau de l'effluent final, et (iii) sur l'atténuation naturelle du cyanure qui se produira dans les fossés et le bassin de polissage.

*Question : Est-ce que la cible de 20 mg/L de cyanure total est adéquate pour s'assurer que la population de Malartic et des alentours soit exposée à une concentration d'acide cyanurique (HCN) dans l'air sans risque pour la santé humaine?*

**Notes explicatives:**

(1) L'acide cyanurique, HCN, est un acide faible d'une odeur d'amande amère, et qui dans l'eau est en équilibre chimique avec sa base conjuguée, l'ion cyanure, CN<sup>-</sup>:



(2) Sa constante de dissociation acide, le pKa, est de 9.36. Cela signifie que dans une eau d'un pH de 9.36, la moitié du cyanure libre est du HCN, et l'autre moitié l'ion cyanure CN<sup>-</sup>. Moins le pH est élevé, plus la forme HCN domine. Par exemple dans une eau de pH 7, 99.5% du cyanure libre est du HCN (à pH 6, 99.95% = HCN).

(3) HCN en solution maintient un équilibre chimique qui est très déplacé vers la phase gazeuse :



---

<sup>1</sup> Ces notes ont été rédigées en collaboration avec des personnes ressources de la coalition, notamment celles ayant appuyées le Comité de vigilance de Malartic dans ses démarches. Pour plus d'information sur les problématiques soulevées, voir les références citées.

Il s'agit d'une molécule très volatile qui entrera rapidement dans l'atmosphère à partir des surfaces d'eau et de sol où existe une interface entre l'eau et l'air (Kjeldsen 1999). [Constante d'Henry, H, de  $5.1 \times 10^{-2} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$  correspondant à une volatilisation rapide].

(4) Dans un scénario conservateur, on peut supposer que (i) les résidus épaissis entreposés dans les parcs à résidus auront un rôle mineur dans la destruction des cyanures (*à vérifier : possibilité d'émanation atmosphérique issue des résidus?*), (ii) que l'atténuation naturelle aura un rôle important dans la destruction de ces cyanures (génération de HCN atmosphérique) et (iii) que la concentration à 'atténuer' pourrait atteindre entre 1mg/L et 20 mg/L dans les fossés de dérivation et l'étang de polissage.

(5) Les mesures effectuées dans les eaux naturelles autour de Malartic indiquent que celles-ci sont neutres à légèrement acides, c.à.d de pH 6 à 7. Dans les fossés de dérivation et bassin de polissage, tout indique que ces eaux seront également près du point de neutralité (à confirmer). Cela signifie que le cyanure libre et les formes labiles émis par le parc à résidus miniers dans ces eaux se transformeront presque exclusivement en HCN qui pourra se volatiliser plus ou moins rapidement dépendant des conditions ambiantes (température de l'eau et de l'air, couvert de glace, etc.).

(6) L'eau provenant du parc à résidus minier ne comprendra pas seulement du HCN et  $\text{CN}^-$ , mais d'autres formes non volatiles qui font partie de ce qui est appelé le 'cyanure total' (ou cyanures totaux) des eaux. L'ion ferrocyanure,  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$ , sera fort probablement l'une de ces formes, le Fe étant abondant dans la croûte terrestre, et dans les sols et minerais de la région.

(7) L'ion ferrocyanure est sensible à l'UV du soleil qui cassera la molécule et libérera l'ion  $\text{Fe}^{3+}$  et les 6 ions  $\text{CN}^-$ . Les ions  $\text{CN}^-$  se transformeront spontanément en HCN dans les eaux faiblement acides du milieu ambiant, qui lui se volatiliseront rapidement. C'est fort probablement ce à quoi les auteurs font allusion en p. 6-106: ...'De plus, le réseau de fossés favorisera le traitement des cyanures par ultraviolet (UV).'... Il est bien connu que l'ion ferrocyanure peut-être photolysé par la lumière du soleil (taux de décomposition de 8% par heure à la lumière diffuse du jour: Meeussen et al. 1995).

(8) Les phénomènes décrits en (5) et (7) font partie du processus d'atténuation naturelle qu'utilisent typiquement les opérations minières pour dégrader le cyanure qu'elles utilisent (Ripley et al. 1996). Ce projet ne fait pas exception.

(9) Le cyanure atmosphérique, exclusivement du HCN, est réfractaire à la photodégradation, a un temps de résidence estimé de ~ 2.5 ans dans l'air, et est donc sujet au transport à longue distance dans l'atmosphère. L'atmosphère est le puits final du cyanure (final sink) dans l'environnement naturel (ASTDR 1997).

(10) Il n'est à n'en pas douter qu'à l'occasion de vents favorables du ESO, S, SE, le cyanure atmosphérique sera transporté sur les lieux habités de Malartic. 30% à 40% du temps, les vents viendront de ces secteurs (Fig. 4.1), transportant le HCN émis par des sources (fossés périphériques et étang de polissage) distantes de ~ 4 km et moins du milieu bâti de Malartic (Figure 5-4). [Il faut bien entendu prendre en compte l'impact potentiel sur les travailleurs également, qui seraient beaucoup plus près des sources émettrices]

(11) D'autre part, lorsque les vents viendront du N et NO (25% du temps), ils transporteront le HCN vers les habitants vivant au S SE de la future exploitation minière. [Rangs 6 et 7].

(12) L'étude de toxicologie humaine effectuée dans le cadre de ce projet (section 6.7.7.6) a considéré l'évaluation des risques pour la santé humaine produits par l'inhalation de métaux particuliers. Mais cette étude a omis de considérer les risques potentiels liés au cyanure atmosphérique produit par les futures opérations minières. Il apparaît impératif d'évaluer ces risques pcq :

- HCN est bien plus toxique que certains métaux particuliers couverts par l'étude toxicologique (Fe, Mg, Ca);
- le cyanure atmosphérique est très biodisponible, étant un gaz facilement inhalable;
- les sources de cyanure atmosphérique provenant de la future opération minière seront potentiellement importantes, seront présentes sur de longue durée (9 à 13 ans d'opérations), et à proximité du milieu habité de Malartic (ce qui n'est pas le cas de beaucoup de mines d'or actuelle, considérant de surcroît les volumes d'eau et de résidus en cause).

Question : S.v.p., serait-il possible de mieux documenter la toxicologie du cyanure d'hydrogène (HCN) pour la santé humaine, et les risques qu'il pose pour les travailleurs et les populations environnantes, surtout celles à risque, comme les personnes âgées et les enfants.

Question : Serait-il possible également d'exécuter une étude détaillée du bilan environnemental du cyanure en décrivant toutes les formes que pourraient prendre le cyanure (liquide, gazeuse et composé solide) aux différentes étapes du traitement du minerai et de son entreposage?

Hypothèse à vérifier : Dans un scénario conservateur, la totalité de la concentration-cible de 20 mg CN<sub>T</sub> serait constitué de cyanure libre, de cyanures de métaux solubles, et de composés photosensibles qui se transformeraient en HCN dans l'eau. Ce HCN se volatiliserait résultant en une concentration approximative de 20 mg HCN / L air, ou 20,000 mg HCN/m<sup>3</sup> air, au-dessus des fossés et de l'étang de polissage. La limite supérieure d'exposition humaine recommandée par le National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) est de 5 mg HCN/m<sup>3</sup> (lien : [http://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH\\_230400.html](http://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_230400.html)). Il faudrait donc une dilution de 4000 entre les lieux d'émission du HCN et le milieu habité de Malartic, soit sur une distance de ~ 4 km.

#### Références :

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1997. Draft toxicological profile for cyanide. US Department of Health and Human Services, Sept. 1997.
- Kjeldsen, P. 1999. Behaviour of cyanides in soil and groundwater: A review. Water, Air Soil Poll. 115: 279-307.
- Meeussen, J.C.L., W.H. van Riemsdijk et S.E.A.T.M. van der Zee. 1995. Transport of complexed cyanide in soils. Geoderma 67: 73-85.
- Ripley, E.A., Redman R.E., et Crowder A.A. 1996. Environmental effects of mining. Delray Beach (FL): St. Lucie Press. 356 p.
- Talbot P, et K. Riveles. 2005. Smoking and reproduction: The oviduct as a target of cigarette smoke. Reprod. Biol. Endocrinol. 3: 52.

## ANNEXE

### Quelques extraits choisis de l'EIE d'Osisko

#### **5.5.6 Circuit de charbon en pulpe (CEP)**

La pulpe de sousverse du tamis de charbon chargé provenant de cette dernière étape ne renfermera plus d'or. Elle sera donc considérée comme le rejet final du complexe minier et sera dirigée vers l'épaississeur de rejets de 80 m de diamètre. La pulpe sera épaissie pour atteindre une densité de 65 à 70 % solide, puis pompée à l'unité de détoxification où la teneur en cyanure (en moyenne 138 mg/l) sera considérablement réduite (moins de 20 ppm) par un procédé à base de SO<sub>2</sub>, d'air et de peroxyde. La pulpe traitée sera ensuite pompée au parc à résidus miniers, où la majeure partie de l'eau demeurera dans la pulpe tandis qu'une très faible partie sera drainée vers le bassin de polissage construit par le MRNF (projet connexe). Comme il sera mentionné à la section 5.7.3, l'eau sera par la suite pompée vers le complexe minier pour être réutilisée comme eau de procédé. (p. 5-13)

#### **5.5.11 Unité de détoxification**

Le peu d'eau interstitielle produite par les résidus épaissis sera entreposée dans le parc des résidus pour une période suffisamment longue avant de se retrouver dans le bassin de polissage construit par le MRNF (projet connexe), et ce dans le but de favoriser l'atténuation naturelle des cyanures pour en diminuer les concentrations résiduelles. (p. 5-17)

#### ***Unité de traitement du parc à résidus***

La destruction des cyanures est accomplie en deux étapes distinctes : le traitement de la pulpe de procédé avant décharge dans le parc à résidus (section 5.5.11) et le traitement de l'eau du bassin de polissage construit par le MRNF, avant la décharge finale dans l'environnement. La technique de déposition des résidus épaissis permet de réduire substantiellement le volume d'eau libre. Cette eau se retrouvera éventuellement dans le bassin de polissage construit par le MRNF pour être utilisée dans le procédé; le recyclage de l'eau sera maximisé. Par mesure de précaution, il est prévu de construire une unité de traitement pour que la qualité de l'eau respecte les exigences de la Directive 019 du MDDEP au point de déversement de l'effluent final. L'ajout de peroxyde sera préconisé pour réduire à moins de 1 ppm la concentration en cyanure. Si un traitement est requis pour les autres paramètres de suivi, du sulfate de cuivre, du sulfate ferrique et de la chaux seront respectivement ajoutés, pour servir de catalyseur lors de la précipitation des métaux fins, pour favoriser la coagulation et pour ajuster le pH.  
(p.5-20)

#### **6.6.5 Avifaune- Conception du projet limitant l'impact**

L'usine de détoxification et l'unité de traitement des eaux de procédés feront passer la concentration de cyanure de 20 mg/l à la sortie de l'usine à  $\leq 1$  mg/l à l'effluent final. De plus, le réseau de fossés favorisera le traitement des cyanures par ultraviolet (UV). Cependant, dans le bassin de polissage, les eaux pourraient contenir de 1 à 20 mg/l de cyanure. (p. 6-106)

## (2) Problématique du mercure

Commentaire: Il faudra s'assurer que la future exploitation ne contribue pas à créer/exacerber une problématique de bioamplification du Hg dans les chaînes trophiques aquatiques de la région. L'étude d'impact n'est pas assez documentée à cet égard particulièrement pour les milieux aquatiques récepteurs de l'effluent liquide final de la mine (ruisseau Raymond, rivière Piché et potentiellement lac Fournière)

### Notes explicatives:

(1) La problématique de contamination par le mercure des milieux naturels en Abitibi est connue depuis plus de 40 ans. Dès la seconde moitié des années 1970, le Bureau d'Études sur les Substances Toxiques du gouvernement du Québec établissait que du mercure était émis par les activités de raffinage des métaux se déroulant dans la région de Rouyn-Noranda (BEST 1979).

(2) D'autres études ont depuis montré qu'en Abitibi le mercure était émis par les mines *décommissionnées* (Couillard et al. 2004) ainsi que les opérations courantes d'extraction et de raffinage des métaux (Couillard et al. 2008a).

(3) On peut généralement établir que la contamination métallique des écosystèmes aquatiques de la région est ultimement liée à la composition et la teneur en métaux des gisements exploitables de métaux (Couillard et al. 2008a). La présence de Hg dans le gisement aurifère d'Osisko ne peut être documenté parce que ce métal ne semble pas avoir été retenu pour analyse dans des échantillons de ce minerai (p. 6-191).

(4) À première vue, l'étude d'impact de Canadian Malartic n'apparaît pas montrer de préoccupations particulières quant au mercure dans la région de Malartic. La caractérisation pour le Hg de l'eau et de sédiments de sites naturels et contaminés montre des niveaux de Hg faibles dans les sédiments et indétectables dans l'eau (GENIVAR 2008a).

(5) Cependant, l'analyse du Hg dans la chair des dorés (poisson) du lac Fournière montre que la teneur retrouvée (0.56 µg/g) excède légèrement la limite canadienne de commercialisation du poisson (0.50 µg/g) (GENIVAR 2008b). Ce résultat appuie la présence d'une problématique de contamination du mercure dans la région.

(6) Le Hg est très toxique pour un grand nombre d'organismes aquatiques et est *bioamplifié* dans les chaînes trophiques aquatiques (incluant le poisson, voir point 5) menant à l'homme.

(7) La formation du méthyl-Hg ( $\text{HgCH}_3^+$ ), la principale espèce chimique via laquelle le mercure se bioamplifie, est favorisée dans les milieux aquatiques pauvres en oxygène et riches en soufre (ce sont les bactéries anaérobiques réduisant le soufre qui font le travail de méthylation: Ulrich et al. 2001).

(8) Les milieux récepteurs de l'effluent final de la future exploitation, le ruisseau Raymond et la rivière Piché, offrent des milieux consommateurs d'oxygène favorables à la formation de méthyl-Hg. En effet, le ruisseau Raymond '... sillonne à travers des marécages et de nombreux barrages de castors, puis se jette dans la rivière Piché, dans une zone particulièrement marécageuse'... (p. 4-74, voir aussi photo 'Station 8' de l'Annexe 1 de GENIVAR 2008b). Le soufre requis pour la biotransformation du Hg inorganique en méthyl-Hg est naturellement présent dans le système.

Question: Dans quelle mesure est-ce que la future exploitation d'Osisko pourrait contribuer à créer/exacerber une problématique de bioamplification du Hg dans les chaînes trophiques aquatiques de la région? L'étude d'impact n'est pas assez documentée à cet égard particulièrement pour les milieux aquatiques récepteurs de l'effluent liquide final de la mine (ruisseau Raymond, rivière Piché et potentiellement lac Fournière).

Question: Si le projet va de l'avant, y aurait-il des mesures qu'Osisko pourrait mettre en place pour atténuer la problématique locale et régionale de contamination en métaux traces (incluant le Hg)? Il est important d'assurer un suivi quelques kilomètres (5 à 15km) en aval de la fosse et du site d'accumulation des résidus miniers, en particulier dans la rivière Piché qui est fréquentée par une riche faune aquatique (et non aquatique en bordure).

#### Références :

- BEST (Bureau d'Etude sur les Substances Toxiques). 1979. Détermination de la quantité des substances toxiques rejetées dans l'environnement de la région de Rouyn-Noranda. Gouvernement du Québec, Groupe 'Technique Industrielle'. Rapport T-6, 253 pp.
- Couillard, Y., Cattaneo A., Gallon C., et Courcelles M. 2008a. Sources and chronology of fifteen elements in the sediments of lakes affected by metal deposition in a mining area. *J. Paleolimnol.* 40: 97-114.
- Couillard, Y., Courcelles M., Cattaneo A., et 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). *J. Paleolimnol.* 32: 149-162.
- GENIVAR. 2008a. Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel - Qualité de l'eau, des sédiments et communauté d'invertébrés benthiques. Rapport final de GENIVAR Société en commandite à La Corporation minière Osisko 49 p. et annexes.
- GENIVAR. 2008b. Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel - Communauté de poissons et habitats. Rapport final de GENIVAR Société en commandite à La Corporation minière Osisko. 35 p. et annexes.
- Ullrich S.M., Tanton T.W., et Abdrashitova S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31: 241-293.



### (3) Les métaux non réglementés: sélénium et thallium

Le Se et le Tl sont des métaux peu ou non réglementés en ce sens qu'ils ne font l'objet d'aucune attention particulière de la part des programmes de surveillance fédéral et provincial pour les mines de métaux. Ils sont pourtant rejetés dans les effluents des mines de métaux au Canada, ils sont très toxiques pour la faune aquatique, et il y a de plus en plus d'évidence à l'effet qu'ils peuvent se bio-amplifier dans les chaînes trophiques aquatiques.

Question : Est-ce qu'Osisko prévoit mesurer le Se et le Tl lors des suivis environnementaux qu'il devra effectuer dans les milieux aquatiques récepteurs en cours d'opération? Il est important d'assurer un suivi quelques kilomètres (5 à 15km) en aval de la fosse et du site d'accumulation des résidus miniers, en particulier dans la rivière Piché qui est fréquentée par une riche faune aquatique (et non aquatique en bordure).

La mesure du Tl et du Se dans l'eau ne présente pas de défi particulier. Du reste, plusieurs appareils ont la capacité de faire rapidement une lecture séquentielle de nombreux métaux dans un échantillon d'eau. Des contrôles de qualité sont bien sûrs requis incluant des « blancs de terrain » et des témoins méthodologiques, ainsi que des optimisations de méthode. Il y a de l'expertise en Abitibi-Témiscamingue pour effectuer ce genre d'analyses (e.g. UOAT, Rouyn-Noranda).

#### Notes explicatives :

(1) Le Se et le Tl sont des métaux peu ou non réglementés en ce sens qu'ils ne font l'objet d'aucune attention particulière de la part des programmes de surveillance fédéral et provincial pour les mines de métaux. La Directive 019 sur l'industrie minière du MDDEP ne requiert pas que ces métaux soient suivis dans l'effluent minier.

(2) Le Se et le Tl sont pourtant des métaux préoccupants pour les écosystèmes aquatiques (Tableau 1). Ils sont très toxiques (toxicité inhérente élevée : Tableau 1); les évidences s'accumulent à l'effet que ces métaux peuvent se bioamplifier dans les chaînes trophiques aquatiques (tableau 1); le Se a une grande mobilité dans l'environnement, incluant les eaux souterraines (Garrett 2005); ces métaux sont relâchés dans les effluents des mines de métaux au Canada et en Abitibi-Baie James (Couillard et al. 2008b, Zitko et al. 1975). Il apparaît y avoir une contamination par le Se dans le ruisseau Raymond associé avec les opérations minières passées (tableau 5 de GENIVAR 2008b).

(3) L'étude de la qualité de l'eau, des sédiments et communautés d'invertébrés benthiques faite par GENIVAR, a positionné une station d'échantillonnage (St. 8) à plusieurs km en aval du point de rejet de l'effluent de l'ancien bassin de polissage de East Malartic (GENIVAR 2008b). On ne sait donc pas de façon précise l'état de dégradation du ruisseau par cette activité minière passée ni si sa capacité assimilatrice est dépassée en regard de cette pollution. Cela devrait être déterminé pour pouvoir déterminer avec précision les OER du futur effluent pour ce milieu récepteur.

Tableau 1. Toxicité inhérente (ç.à.d. relative<sup>1</sup>) de certains métaux pour le crustacé aquatique indigène *Hyalella azteca*, et évidence de bioamplification dans les chaînes trophiques aquatiques.

Métal	CL <sub>50</sub> – 7 jours (µg/L) <sup>2</sup> (Borgmann et al. 2005)		Potentiel de bioamplification	
	Eau du lac Ontario	Eau 10% <sup>3</sup> du lac Ontario	Appuyé?	Référence

Hg	2.1	--	Oui	> 30 ans de recherche
Cd	1.6	0.15	Evidence faible : dépend de la structure de la chaîne trophique	Croteau et al. (2005)
Se	371	43	Evidence moyenne	Muscatello et al. (2008) Stewart et al. (2004)
Tl	46	12	Evidence moyenne	Gantner et al. (2009)
Cu	90	36	Non	
Zn	222	56	Non	
As	581	483	Non	

<sup>1</sup> La toxicité inhérente exprime le caractère d'être poison d'une substance. Elle peut s'évaluer par une approche en toxicité relative où la toxicité d'une série de substances est évaluée avec un même organisme-test, un même type d'eau et des conditions de test similaires.

<sup>2</sup> CL<sub>50</sub>: La concentration de l'élément tuant 50% des organismes-tests dans une exposition de 7 jours. Il s'agit ici d'un test de toxicité aiguë.

<sup>3</sup> Les eaux naturelles de la région de Malartic ont une minéralisation équivalant à un tiers de celle du lac Ontario. La toxicité des métaux ci-dessus sera donc intermédiaire entre celle du lac Ontario et l'eau du lac Ontario diluée à 10%.

(4) Les stations de suivi environnemental en cours d'opération de la future mine devront s'assurer de couvrir adéquatement le milieu aquatique récepteur, et cela peut signifier plus de 10 km de cours d'eau pour un effluent minier de ~ 0.1 m<sup>3</sup>/sec particulièrement pour le Se (Couillard et al. 2008b).

Question : Serait-il possible qu'Osisko puisse évaluer les concentrations de Se et le Tl pouvant être issues du site et de leur opérations et de mesurer, lors des suivis environnementaux, leurs concentrations et leurs effets sur les milieux aquatiques récepteurs en cours d'opération?

#### Références :

- Borgmann U., Couillard Y., Doyle P., et Dixon G. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 641-652.
- Couillard Y., Grapentine L.C., Borgmann U., Doyle P., et Masson S. 2008b. The amphipod *Hyalella azteca* as a biomonitor in field deployment studies for metal mining. *Environ. Pollut.* 156: 1314-1324.
- Croteau M.-N., Luoma S.N., et Stewart A.R.. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1511-1519.
- Gantner N., Power M., Babaluk J.A., Reist J.D., Köck G., Lockhart L.W., Solomon K.R., Muir D.C.G. 2009. Mercury, cesium, potassium, selenium, and thallium in Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) from Lake Hazen, Nunavut, Canada: effects of trophic position, size, and age. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 254-263.
- Garrett, R.G. 2005. Natural distribution and abundance of elements. In: O. Selinus (Ed.). *The Essentials of Medical Geology*. Elsevier Academic Press, Amsterdam, The Netherlands. Chap. 2: 17-41.
- Muscatello J.R., Belknap A.M., et Janz D.M. 2008. Accumulation of selenium in aquatic systems downstream of a uranium mining operation in northern Saskatchewan, Canada. *Environ. Poll.* 156: 387-393.
- Stewart A.R., Luoma S.N., Schlekot C.E., Doblin M.A.A., et Hieb K.A. 2004. Food web pathway determines how selenium affects aquatic ecosystems: a San Francisco Bay case study. *Environ. Sci. Technol.* 2004: 4519-4526.
- Zitko V., Carson W.V., et Carson W.G. 1975. Thallium: occurrence in the environment and toxicity to fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 23-30.