

RESUME

Les réactions chimiques qui ont lieu entre les rejets miniers et leur environnement peuvent mener à une contamination des eaux, et ce, même à des pH proches de la neutralité; on parle alors de drainage neutre contaminé (DNC). Ce phénomène de DNC est observé au site de la mine Lac Tio, où la concentration en Ni à certaines résurgences dépasse parfois les normes environnementales. Pour bien comprendre les phénomènes menant à la contamination des eaux minières au site de la mine Lac Tio, et afin d'aider à sélectionner les approches de restauration les plus appropriées, un programme d'étude a été entrepris en 2005. Plus spécifiquement, le comportement géochimique des stériles a d'abord été caractérisé et analysé à plusieurs échelles (au laboratoire et sur le terrain). Des modélisations géochimiques ont également été réalisées afin de mieux comprendre, et éventuellement, prédire ce comportement géochimique. Comme ce dernier est étroitement lié au mouvement de l'eau dans les stériles miniers, des efforts ont aussi été consacrés à la caractérisation hydrogéologique des matériaux et à l'évaluation de la structure interne de la halde principale. Les résultats ont montré que les différents types de stériles ont des comportements géochimiques qui sont fonction, principalement, de leur pourcentage d'hémo-ilménite ainsi que de leur âge. Les essais hydrogéologiques quant à eux ont permis d'estimer la variabilité de la conductivité hydraulique en place (habituellement entre 10^{-1} et 10^{-3} cm/s). Grâce à la modélisation numérique, il a été possible d'estimer les vitesses d'écoulement qui sont typiquement inférieures à 0,35 cm/jour. Toutes ces nouvelles connaissances vont être utilisées dans les prochaines années afin d'identifier les modes de gestion des stériles qui permettent de réduire les impacts environnementaux et de faciliter la restauration du site.

MOTS-CLÉS : Drainage neutre contaminé (DNC) en nickel, stériles, prédiction du comportement géochimique, propriétés hydrogéologiques

ABSTRACT

Chemical reactions occurring between mine wastes and their environment can lead to water contamination, even at near-neutral pH; this phenomenon is called Contaminated Neutral Drainage (CND). CND generation is observed at the Lac Tio mine site where Ni concentration at some exfiltration points occasionally exceeds the regulation criteria. The Lac Tio mine exploits the largest massive ilmetite ore body in the world. A research program was undertaken in 2005 to better understand the phenomena leading to mine water contamination and to help identifying the most appropriate reclamation approaches. More specifically, the waste rock geochemical behaviour was first characterized and analyzed at different scales (in the laboratory and in the field). Geochemical modeling was also performed to better understand and eventually predict the geochemical behaviour. Since this behaviour is tightly related to water movement in the waste rocks, some efforts were also dedicated to the material's hydrogeological characterization and to the evaluation of the internal structure of the main waste rock pile. Results showed that the geochemical behaviour of the different waste rock types is mainly a function of the hémo-ilmenite content and of the age of the waste. The hydrogeological tests allowed estimating the in situ saturated hydraulic conductivity variability (usually between 10^{-1} and 10^{-3} cm/s). The flow velocity into the pile was estimated to values less than 0.35 cm/day using numerical modelling. All these results and knowledge will be used in the next years to identify the most appropriate waste rock management strategy that reduces environmental impacts and facilitates the site reclamation.

KEYWORDS : Contaminated neutral drainage (CND), nickel, waste rock, prediction of the geochemical behaviour, hydrogeological properties.

Comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio

BENZAOUA Mostafa, BUSSIÈRE Bruno, DEMERS Isabelle, PLANTE Benoît, PEPIN Geneviève

Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4

AUBERTIN Michel, CHOUTEAU Michel, DAWOOD Ihssan, INTISSAR Rachid, LESSARD Geneviève, MONZON Monica, PEREGOEDOVA Anna, ZAGURY Gerald J.

Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, École Polytechnique, 2900, boul. Édouard-Montpetit, 2500, chemin de Polytechnique, Montréal, Québec, Canada, H3T 1J4

MOLSON John W.

Département de géologie et de génie géologique, Université Laval, 2325, rue de l'Université, Québec, Canada, G1V 0A6

LAFLAMME Donald

Rio-Tinto, Fer et Titane, 1625 Marie-Victorin, Sorel-Tracy, Québec, Canada, J3R 1M7

Auteur/s à qui la correspondance devrait être adressée : bruno.bussiere@uqat.ca

I. Introduction

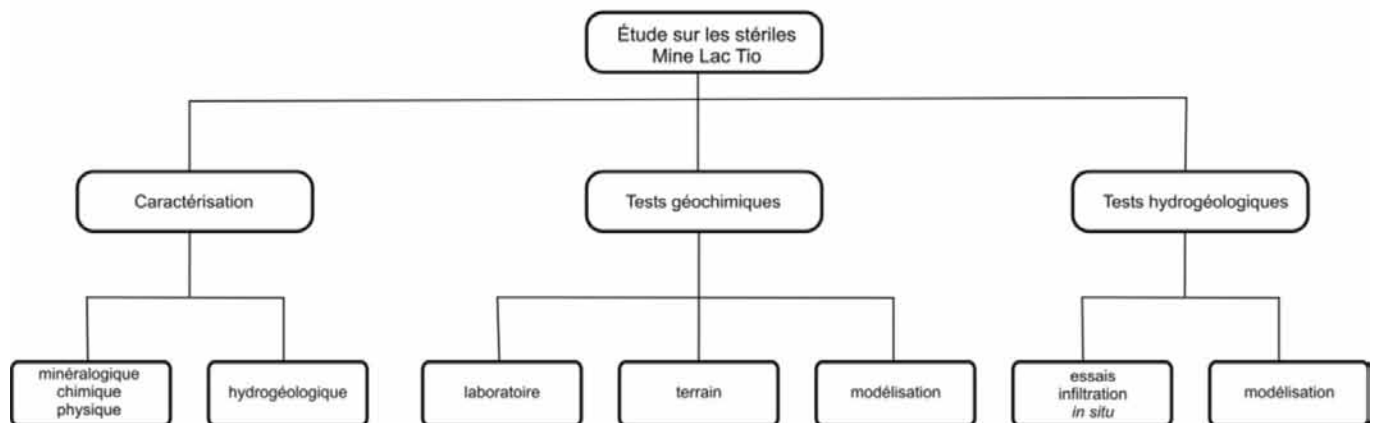
L'exploitation minière génère de grandes quantités de rejets miniers solides dont l'un des principaux est la roche stérile, particulièrement abondante lorsque l'exploitation se fait à ciel ouvert. Les stériles miniers sont constitués de roches fragmentées ne contenant pas de minéraux à valeur économique (ou en trop faible quantité pour en justifier l'usinage), extraites pour atteindre la zone d'exploitation du minerai. Les roches stériles sont habituellement entreposées en surface sous forme d'empilements, communément appelés haldes à stériles (e.g. Aubertin *et al.* 2002, 2005). En raison de leurs propriétés in situ (rejets hétérogènes à granulométrie étalée allant du mètre au micromètre, propriétés hydro-géotechniques très variables, particules angulaires, etc.), la gestion des roches stériles peut constituer un défi environnemental, surtout lorsqu'elles renferment des sulfures.

Certains minéraux sulfureux présents dans les roches stériles sont susceptibles de réagir avec l'eau et l'air environnant. Ces minéraux réactifs contenus dans la roche affectent plus particulièrement la qualité de l'eau de percolation circulant dans la halde. C'est notamment le cas des sulfures de fer (pyrite, pyrrhotite, etc.) qui peuvent s'oxyder pour produire une eau de drainage minier acide, communément appelée DMA, lorsque le pouvoir de neutralisation intrinsèque est insuffisant. Un autre type d'effluent moins connu et moins étudié, peut également être produit suite à la percolation des eaux à travers une halde à stériles : le drainage neutre contaminé (DNC). Le DNC est défini comme étant un lixiviat (ou effluent) dont la qualité chimique est affectée par le passage à travers les rejets miniers, tout en demeurant à des pH près de la neutralité (Bussière *et al.* 2005). La contamination dans le DNC est causée par la réactivité de minéraux contenant des éléments solubles dans ces conditions (surtout des métaux et métalloïdes) qui peuvent être libérés et entraînés dans le lixiviat. Sans avoir un impact environnemental aussi marqué que le DMA, le DNC peut néanmoins contenir des concentrations en éléments solubles supérieures aux limites imposées par la réglementation. Des problèmes de DNC ont été observés sur des roches stériles provenant de différentes mines

canadiennes en roches dures (en opération ou en développement). C'est le cas notamment au site de la mine du Lac Tio, où la concentration en nickel à l'effluent final dépasse occasionnellement les critères environnementaux. La mine Tio (propriété de la compagnie Rio Tinto, Fer et Titane inc.) exploite le plus grand gisement d'ilménite massive au monde. Le gisement Lac Tio est en exploitation depuis 1950, ce qui a généré une quantité importante de stériles miniers entreposés sur le site dans quatre haldes distinctes, dont trois haldes majeures (Puyjalon, Léo et Petit-Pas) et une halde secondaire (McCloskey). Le gisement du Lac Tio offre encore un large potentiel d'exploitation, ce qui engendrera une grande quantité de stériles à gérer. C'est pourquoi un projet de recherche visant à mieux comprendre le comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Tio a été mis sur pied.

La stratégie utilisée pour évaluer la problématique de contamination des eaux au site de la mine Lac Tio est résumée à la figure 1. Cette stratégie consiste d'abord à caractériser en détail les différents types de stériles de cette mine. Cette caractérisation est d'ordre chimique, minéralogique et hydrogéologique. Le comportement géochimique des stériles est ensuite étudié à l'aide d'essais à différentes échelles, au laboratoire et sur le terrain. En plus des essais cinétiques, des essais de sorption font partie de la programmation de recherche puisqu'il est suspecté que ce phénomène influence de façon significative la qualité de l'eau au site de la mine. Puisque le mouvement de l'eau dans les empilements va influencer de façon significative la qualité d'eau dans ceux-ci, des essais visant à caractériser les propriétés hydrogéologiques des stériles et à mieux comprendre la migration de l'eau dans la halde ont été réalisés et ce, encore une fois, aux échelles du laboratoire et du terrain. Par la suite, la migration de l'eau à l'intérieur de haldes a été estimée à l'aide du code numérique Hydrus 2D (Simunek *et al.* 2007) pour différents scénarios de déposition. Dans ce qui suit, on présente un résumé des principaux résultats obtenus à ce jour pour les différentes composantes du projet. Les résultats détaillés peuvent être trouvés dans les articles, les mémoires et les thèses qui s'y rattachent (en référence dans les différentes sections du document).

Figure 1. Schématisation de l'approche utilisée pour analyser le comportement hydrogéochimique des stériles miniers de la mine Lac Tio



2. Matériels et méthodes

La première étape pour comprendre le comportement géochimique et hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio consiste à caractériser, au laboratoire, les propriétés des stériles considérés représentatifs des matériaux dans les haldes en place.

2.1 Matériaux étudiés et principales caractéristiques

2.1.1 Caractéristiques physiques

Les stériles de la mine Lac Tio peuvent contenir jusqu'à 75 à 80 % d'hémo-ilménite et avoir subi plusieurs décennies d'altération dans les haldes. En conséquence, l'échantillonnage des stériles a été effectué afin de refléter leur hétérogénéité en termes de teneur en hémo-ilménite et de degré d'altération (associé à l'âge). En tout, six différents types de stériles ont été échantillonnés et testés, trois ont été prélevés moins d'un mois après leur production et trois ont été prélevés dans une halde (à faible profondeur) ayant été exposée aux conditions environnementales depuis environ 25 ans. Les teneurs en hémo-ilménite visées lors de l'échantillonnage étaient d'environ 20, 40 et 60 % pour les stériles frais et altérés.

Les stériles ont été tamisés pour séparer la fraction < 50 cm, pour leur installation dans les cellules de terrain. La fraction < 10 cm a été échantillonnée lors de la mise en place des cellules de terrain pour les travaux de caractérisation et les essais au laboratoire. La densité relative des stériles a été déterminée au pycnomètre à gaz. La densité des stériles augmente selon la teneur en hémo-ilménite (entre 3,09 et 3,76 pour les échantillons étudiés). Les distributions granulométriques des fractions < 6,3 mm des cellules humides mises en place au laboratoire ont été déterminées par une combinaison de tamisage classique (fraction 325 μm à 6,3 mm) et de tamisage au laser (fraction < 325 μm) et démontrent une bonne

homogénéité entre les stériles étudiés, avec le D_{10} variant de 114 à 320 mm, le D_{50} entre 1,2 et 2,0 mm, le D_{90} entre 4,3 et 5,1 mm et le % inférieur à 80 μm variant entre 4,7 et 8,6 %.

2.1.2 Principales caractéristiques chimiques et minéralogiques

Les minéraux composant les stériles ont été identifiés par diffraction des rayons-X (DRX). Les analyses minéralogiques ont aussi été complétées par des observations aux microscopes optique et électronique à balayage (MEB) sur des sections polies de fractions fines des stériles. Le MEB est équipé d'une sonde de microanalyse par fluorescence des rayons-X, permettant l'analyse chimique des grains. Il apparaît que les stériles sont composés majoritairement d'hémo-ilménite résiduelle et du minéral de gangue principal, un plagioclase calcique ayant une composition voisine du labradorite. Les minéraux mineurs détectés sont le pyroxène, le mica, les sulfures (pyrite et millérite), le spinelle et le rutile (Bussière et al. 2008; Pepin, 2009).

Des analyses chimiques des stériles (tableau 1) ont été réalisées par ICP-AES suite à une digestion acide (nitrique, fluorhydrique et chlorhydrique et brome liquide). Les teneurs en S varient dans les échantillons de stériles entre 0,14 et 0,76 % p/p alors que les teneurs en Ni varient entre 200 et 500 mg/kg (Pepin, 2009; Plante et al. 2011a, 2011b). Les valeurs du potentiel de neutralisation (PN), évaluées à l'aide de la méthode de Sobek modifiée (Lawrence et Wang, 1997) varient entre 6,1 et 14,6 kg $\text{CaCO}_3\text{eq/t}$ alors que les valeurs du potentiel d'acidification (PA) varient entre 4,2 et 22,8 kg $\text{CaCO}_3\text{eq/t}$. Ces résultats indiquent que le potentiel net de neutralisation ($\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA}$), tel qu'évalué par l'essai statique de Sobek modifié, se situe dans la zone d'incertitude de l'essai, soit à un PNN entre -20 et +20 kg $\text{CaCO}_3\text{eq/t}$ (Miller et al. 1991). Les résultats montrent que le Ni est essentiellement associé aux sulfures (millérite, traces dans la pyrite) mais également en traces dans les silicates. Les analyses ont également démontré que les sulfures sont généralement associés à l'hémo-ilménite,

mais peuvent aussi être présents dans la gangue (Plante, 2010). Des tests en mini-cellule d'altération sur des concentrés de sulfures et sur les minéraux de gangue ont montré que le Ni était libéré uniquement dans la mini-cellule contenant les sulfures, confirmant que le Ni dans les minéraux de gangue n'est pas (ou peu) lixiviable (Plante, 2010). Plus d'informations sur la caractérisation minéralogique des stériles de la mine Lac Tio peuvent être trouvées dans Bussière *et al.* (2008), Pepin (2009), Plante *et al.* (2010a; 2011a, b) et Plante (2010).

Tableau 1. Propriétés chimiques et environnementales des stériles à l'étude

Caractéristique	Valeurs
S (%p/p)	0,14 à 0,76
Ni (mg/kg)	200 à 500
Ti (%p/p)	6,0 à 17,6
Fe (%p/p)	12,8 à 33,7
PN (kg/CaCO ₃ eq/t)	6,1 à 14,6
PA (kg CaCO ₃ eq/t)	4,2 à 22,8

2.1.3 Principales caractéristiques hydrogéologiques

Les essais ont été réalisés dans des colonnes instrumentées, développées spécifiquement pour caractériser les propriétés des matériaux grossiers, tels les stériles miniers (Aubertin *et al.* 2008). Les courbes de rétention d'eau obtenues sont comparées avec des prédictions effectuées à l'aide d'une version récemment modifiée du modèle MK (Aubertin *et al.* 1998, 2003).

Les valeurs de la conductivité hydraulique mesurée en laboratoire sont supérieures à 10^{-3} cm/s. Les essais montrent aussi que la présence d'une macroporosité secondaire dans les matériaux relativement lâches, due aux effets des nombreux cailloux qui modifient la porosité locale, peut augmenter de deux ordres de grandeur la valeur de k_{sat} (jusqu'à 10^{-1} cm/s et même plus). Les valeurs mesurées en laboratoire correspondent assez bien à ce qui a été déduit des mesures réalisées sur le terrain (voir section 4). Quant aux propriétés de rétention d'eau des stériles, on note que la pression d'entrée d'air (AEV) est typiquement inférieure à 10 cm d'eau (ou environ 1 kPa) et que la teneur en eau volumique résiduelle (θ_r) des stériles se situe entre 0,05 et 0,08. Ces dernières valeurs correspondent aux teneurs en eau volumiques mesurées dans les stériles *in situ* (sous la zone influencée par l'évaporation).

2.2 Conception des cellules pour les essais *in situ*

Sept cellules ont été construites selon deux designs afin de recréer différentes conditions auxquelles pourraient être soumis les stériles miniers une fois déposés. Les six premières cellules ont été créées selon le même concept, de manière à ce que les stériles miniers soient totalement exposés aux conditions naturelles de surface. Le but de la construction de ces cellules est de recréer, à une échelle intermédiaire, les conditions auxquelles est exposée présentement la majorité des haldes à stériles du site. La septième cellule a été conçue afin que l'on puisse envoyer totalement ou partiellement les stériles miniers. De cette manière, il sera possible d'évaluer les impacts que pourrait avoir un ennoiment des stériles sur son comportement géochimique ; une partie des stériles entreposés à la mine Lac Tio sont dans ces conditions.

Chacune de ces cellules contient environ 30 m³ de rejets. Les stériles ont d'abord été tamisés, à l'aide d'un tamis industriel, de manière à obtenir un matériel d'une granulométrie inférieure à 50 cm. Une fois les gros blocs éliminés des stériles, ces derniers ont été déposés sur une géomembrane étanche. La géomembrane est protégée contre les perforations par deux couches de sable compacté, étendues de part et d'autre de celle-ci. Pour les cellules représentant les conditions naturelles de surface, un drain perforé est placé à l'intérieur de la cellule afin de récolter l'eau de percolation. Le drain est connecté à un tuyau étanche qui évacue l'eau à l'extérieur de la cellule, pour la mener à un réservoir servant à la mesure des débits et à l'échantillonnage. Quant à la septième cellule, vu ses fonctions particulières, elle a été conçue plus creuse (1,8 mètre) pour permettre de contrôler le niveau de l'eau à l'aide d'une surverse. La cellule contient également un puits d'échantillonnage qui permet d'échantillonner l'eau à l'intérieur des stériles. L'eau évacuée par la surverse lors des précipitations est, par la suite, acheminée à un réservoir servant à la mesure des débits et à l'échantillonnage.

2.3 Essais d'infiltration *in situ*

Des essais d'infiltration ont été effectués sur la halde Petit-Pas pour compléter l'évaluation des propriétés hydrogéologiques des stériles. Six bassins d'infiltration ont été construits sur la halde (B2 – B7) afin de mener des essais à grande échelle; le diamètre intérieur de ces bassins variait approximativement de 1,3 à 3,0 m. Le programme comportait aussi des essais à plus petite échelle (en chaudière perforée, d'un diamètre d'environ 30 cm) afin d'évaluer la variabilité des matériaux à proximité des bassins. Trois grands bassins ont été construits en surface dans une zone compactée par la circulation de la machinerie. Les trois autres bassins ont été construits sous la surface, sur les stériles excavés jusqu'à une profondeur de 50 à 100 cm (afin d'enlever la couche compactée). Douze essais

d'infiltration à grande échelle ont été menés, à raison de deux essais par bassin. Ces essais ont été effectués à intervalles de deux jours ou plus, pour chaque bassin. La construction des bassins et le protocole expérimental sont décrits en détails dans Lessard (2011).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Suite à la caractérisation des six matériaux à l'étude, différents essais visant à évaluer leur comportement géochimique et hydrologique ont été réalisés, et ce, à l'échelle du laboratoire et à l'échelle intermédiaire sur le terrain. Nous présentons ici les principaux résultats obtenus.

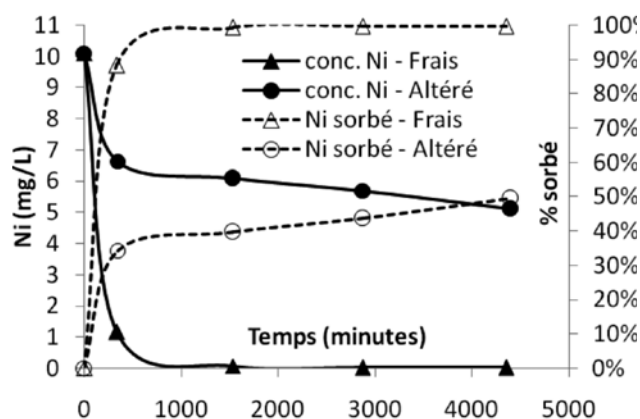
3.1 Comportement géochimique : résultats de laboratoire

Le comportement géochimique des stériles de la mine Lac Tio a été étudié par des essais cinétiques en mini-cellules d'altération et en cellules humides sur les matériaux des cellules de terrain, et sur des fractions pures d'hémo-ilménite et de plagioclase. Différents essais de sorption ont aussi été réalisés afin d'évaluer les capacités de sorption des stériles de la mine Lac Tio et des principaux minéraux entrant dans leur composition. Les essais cinétiques démontrent que le Ni est généré par l'oxydation des sulfures; le plagioclase dépourvu de sulfures ne génère pas de Ni. Les résultats montrent également que l'altération ne diminue pas de façon significative le taux d'oxydation, même si ce dernier est relativement faible avec des concentrations en soufre dans les lixiviats qui se stabilisent à des valeurs < 1 mg/l. Les teneurs en Ni générées dans les eaux de lixiviation des stériles altérés sont faibles (concentrations autour de 0,01 mg/l) mais supérieures à celles des stériles frais, qui sont fréquemment sous la limite de détection. Quant au pH, il se situe près de la neutralité pour tous les matériaux. La neutralisation d'acide générée par l'oxydation des sulfures est apportée essentiellement par les plagioclases abondants dans la gangue, ainsi que par les pyroxènes. Plus de détails sur les essais cinétiques au laboratoire peuvent être trouvés dans Plante *et al.* (2011a,b) et Plante (2010).

Des modélisations thermodynamiques par PHREEQC (Parkhurst et Apello, 1999), Vminteq (USEPA, 1999) et JCHESS (van der Lee et De Windt, 2002) suggèrent que les conditions géochimiques des essais cinétiques de laboratoire et des essais de sorption ne sont pas favorables à la précipitation de minéraux secondaires contenant du Ni. Les essais de sorption montrent que les stériles frais peuvent retenir plus de Ni que les stériles altérés (figure 2), ce qui suggère que le potentiel de rétention diminue avec l'altération. Par exemple, une eau contenant 10 mg/l de Ni voit sa concentration être réduite à des valeurs sous la limite de détection après environ 750 minutes de contact avec les stériles frais, alors que

la concentration demeure à environ 5 mg/l après plus de 4 000 minutes de contact avec les stériles altérés. Ces résultats expliquent (à tout le moins en partie) la différence de teneurs en Ni dans les eaux de lixiviation entre les stériles frais et altérés : le potentiel de rétention du Ni des stériles altérés étant plus faible, les teneurs en Ni y sont plus élevées. Ces résultats permettent également d'expliquer le délai avant l'apparition du Ni dans les eaux de drainage, qui serait causé par la saturation graduelle de la capacité de rétention de Ni des stériles à mesure que le Ni est généré par l'oxydation des sulfures. Les spectres XPS réalisés sur les surfaces des stériles après les essais de sorption suggèrent que le Ni sorbé est sous forme d'hydroxyde $\text{Ni}(\text{OH})_2$ (Plante *et al.* 2010b). Les essais cinétiques de laboratoire démontrent que les stériles altérés ne seront pas générateurs de DMA à long terme (Plante *et al.* 2011a); les résultats au laboratoire ne permettent cependant pas de statuer clairement sur le potentiel de génération d'acide à long terme des stériles frais. Il est également difficile de prédire la génération de DNC en utilisant les essais et les méthodes d'interprétation utilisées pour la prédiction du DMA. En effet, les concentrations en Ni dans les eaux de lixiviation en cellule humide et en mini-cellule d'altération sont inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles observées sur le terrain.

Figure 2. Résultats d'essais de sorption sur un stérile frais et sur un stérile altéré (Plante *et al.*, 2010a)



3.2 Comportement géochimique : résultats des essais en cellules expérimentales *in situ*

3.2.1 Qualité d'eau provenant des cellules expérimentales

Des mesures du pH, de la conductivité et du potentiel d'oxydo-réduction ont été effectuées sur l'eau échantillonnée, ainsi qu'une analyse par ICP-AES pour une série d'éléments incluant les éléments majeurs, les métaux et le soufre total. Les mesures de pH montrent des valeurs se situant

habituellement autour de la neutralité (tableau 2), alors que le potentiel d'oxydo-réduction se situe entre 150 et 250 mV. En 2009 et 2010, une augmentation de la concentration en Ni et en Zn dans les échantillons récupérés aux effluents des cellules C4 à C6, qui contiennent des stériles altérés depuis 25 ans, a été observée. Par exemple, les concentrations en Ni ont atteint des valeurs entre 2 et 3,5 mg/L pour C6 et entre 0,5 et 1 mg/L pour C4 et C5. De plus, les concentrations en Co (non présentées ici) commencent à augmenter de façon significative dans les cellules C4 à C6 (entre 0,2 et 1,1 mg/l) alors qu'elles demeurent généralement sous la limite de détection de la méthode d'analyse pour les effluents des cellules C1 à C3. Ces résultats concordent avec les résultats obtenus précédemment au laboratoire, qui indiquent que les stériles altérés génèrent davantage de Ni (et de Co) que les stériles frais. L'évolution des autres éléments analysés, dont le Ca et le S, est semblable pour toutes les cellules, ce qui signifie que le niveau d'altération des stériles (réactions d'oxydation et de neutralisation) est similaire pour les stériles frais et altérés. Même si les éléments problématiques (Ni, Zn et Co) sont

associés aux sulfures, les concentrations supérieures de ces éléments dans les effluents des cellules altérées ne peuvent être expliquées par les taux d'oxydation.

La cellule C7 simule des conditions d'ennoeiment, et des échantillons de l'eau de surface et de l'eau en profondeur y sont récoltés depuis 2006. En 2010, le pH de l'eau, autant en surface qu'en profondeur, s'est maintenu entre 6,5 et 8,5; les résultats ne démontrent donc aucune acidification depuis 2006. Les concentrations en S et en Ni mesurées depuis le début de l'essai ont évolué de façon significative. En 2006 et 2007, les concentrations en S et en Ni étaient plus élevées, particulièrement pour l'eau en profondeur, avec des valeurs entre 50 et 120 mg/L S et jusqu'à 5 mg/L Ni, tandis que l'eau de surface avait des valeurs jusqu'à 20 mg/L S et moins de 0,03 mg/L Ni. En 2008, les concentrations en S et en Ni des deux échantillons d'eau se sont rejointes et depuis 2010, les concentrations sont faibles (<5 mg/L de S et <0,05 mg/L de Ni). Le relargage initial du S et du Ni en 2006 et 2007 peut être attribué (à tout le moins en partie) à la solubilisation des

Tableau 2. Valeurs mesurées aux effluents des sept cellules entre 2006 et 2010 pour les principaux paramètres géochimiques

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7 surnageant	C7 profondeur
pH								
moyenne	7,2	7,3	7,3	7,2	6,9	7	7,8	7,8
minimum	5,3	5,3	5,3	5,3	49,9	5,6	6,5	5,9
maximum	9,5	9,6	9,8	9,6	9,6	9,7	8,5	9,4
Ca (mg/L)								
moyenne	49,6	55,9	89,9	24,6	39,5	36,3	23,5	67
minimum	14,5	16,4	26,9	10,4	18,5	12,2	5,6	10
maximum	167	109	225	119	69,3	83	42,7	222
S (mg/L)								
moyenne	36,2	45,9	76,9	26	39,4	39	9,4	30,4
minimum	8,3	14,9	18,4	10,9	18,1	5,6	0,3	0,4
maximum	131	102	218	123	75,9	93,9	19,7	116
Ni (mg/L)								
moyenne	0,007	0,006	0,015	0,15	0,254	0,861	0,054	0,719
minimum	0	0	0	0	0	0	0	0
maximum	0,172	0,018	0,054	0,679	1,05	3,36	0,389	5,09
Zn (mg/L)								
moyenne	0,02	0,017	0,021	0,017	0,025	0,06	0,021	0,066
minimum	0	0,007	0,005	0,006	0,007	0,013	0	0,006
maximum	0,08	0,048	0,065	0,67	0,068	0,246	0,06	0,398

produits d'oxydation déjà présents dans les stériles avant l'ennoiement. Suite à ce relargage initial, l'oxydation des sulfures et le relargage de Ni demeure très faible. Plus de détails sur le comportement géochimique de la cellule ennoyée peuvent être trouvés dans Pepin (2009).

Les résultats des cellules exposées aux conditions atmosphériques ont également été interprétés afin de prédire le potentiel de génération d'acide à long terme des stériles provenant de la mine Tio (Pepin, 2009) par comparaison des épaissements du S (associé à la génération d'acide) et de la somme du Ca, du Mg et du Mn (associés au pouvoir neutralisant des silicates contenus dans les stériles) pour les six stériles exposés aux conditions naturelles. Les résultats montrent clairement que le S s'épuisera avant les éléments associés à la neutralisation, et ce, pour tous les types de stériles étudiés. Ainsi, si les taux de réaction des minéraux demeurent constants dans le temps et s'il n'y a pas de rétention significative des éléments S, Ca, Mg et Mn dans la matrice (ce que montrent les modélisations d'équilibre thermodynamique ; Pepin, 2009, Plante, 2010), les stériles étudiés ne généreront pas d'acide à long terme. Cependant, les calculs d'épuisement du Ni, pour les différentes cellules, montrent que le temps nécessaire pour que tout le Ni se dissolve se calcule en centaines d'années (selon les hypothèses appliquées au niveau de la proportion de Ni accessible pour

l'oxydation). Ainsi, même si le potentiel de génération d'acide à long terme est très faible, celui de générer du drainage neutre contaminé au Ni est présent pour une longue période.

3.2.2 Sorption du Ni dans les cellules expérimentales

Afin de valider les résultats de sorption obtenus au laboratoire, qui ont montré que le phénomène de sorption avait un impact important sur la migration du Ni à travers les stériles, et d'expliquer les différences de concentration en Ni entre les cellules avec stériles altérés et frais, des essais de sorption in situ ont été réalisés à l'été 2010. Ces essais ont consisté à arroser les cellules C1 et C4 avec 3 000 L d'eau chargée en Ni (2 mg/l approximativement), à un débit de 5,7 L/min (C1) et 5,4 L/min (C4). L'effluent à la base de chacune des deux cellules a ensuite été analysé pour y évaluer la rétention du Ni. L'arrosage s'est effectué en deux périodes, séparées d'environ 24 heures. Les concentrations de Ni dans l'effluent de la cellule C1 (stériles frais) sont demeurées basses durant tout l'essai (généralement sous 0,02 mg/l), sauf durant la deuxième période d'arrosage où on a obtenu des concentrations jusqu'à 0,15 mg/l. Ce pic fut de courte durée et les concentrations sont revenues, ensuite, aux valeurs sous 0,02 mg/l. Ces résultats montrent que le stérile de la cellule C1 a une capacité de rétention du Ni et que la limite de la capacité de sorption n'a pas été atteinte. Pour la cellule C4 (stérile altéré), la concen-

Figure 3. Sections de résistivité interprétées pour les trois levés parallèles L1NW-SE, L2NW-SE, L4NW-SE. (La couleur rouge indique les zones conductrices alors que le bleu foncé indique les zones résistives). Les zones encadrées délimitent des hétérogénéités résistives dans la couche superficielle.

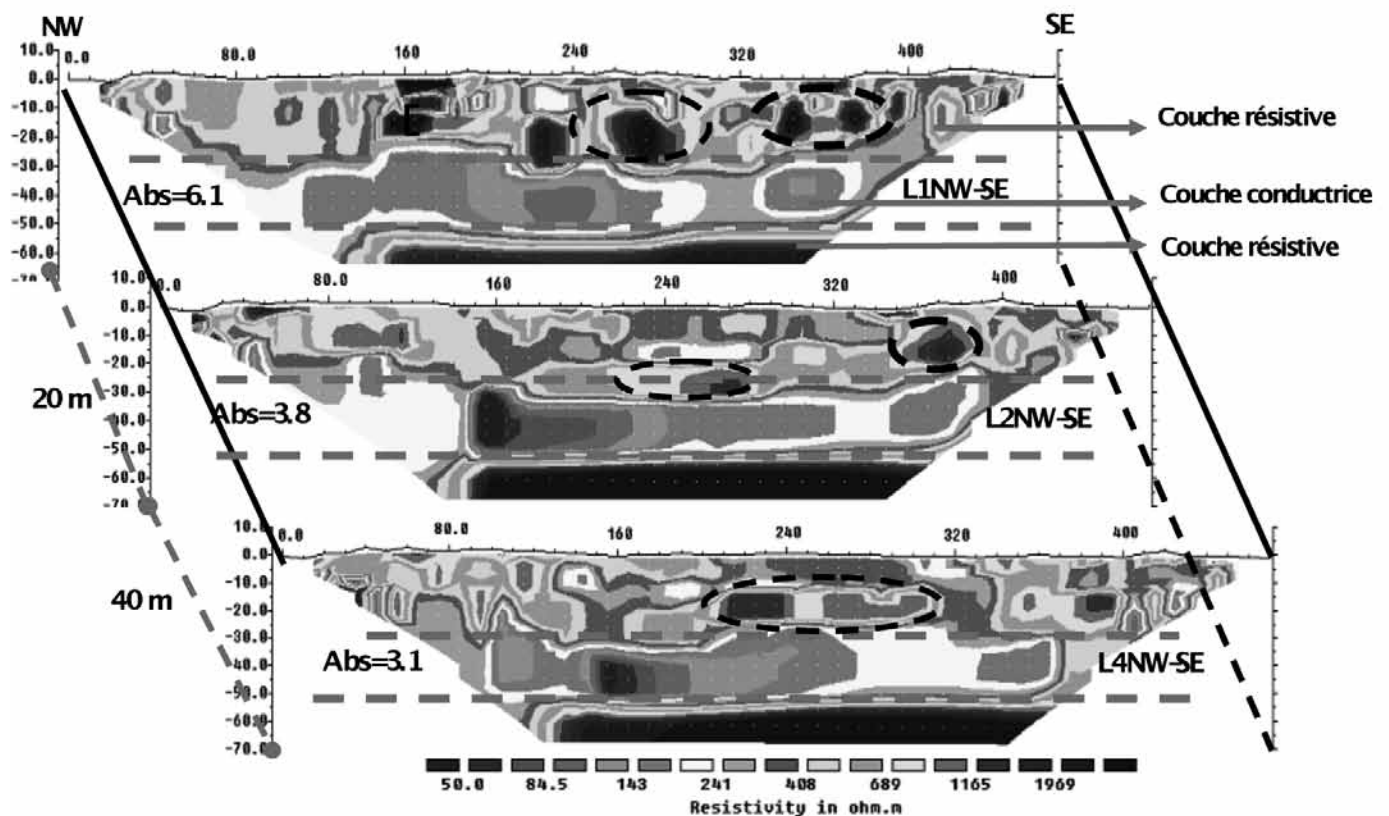
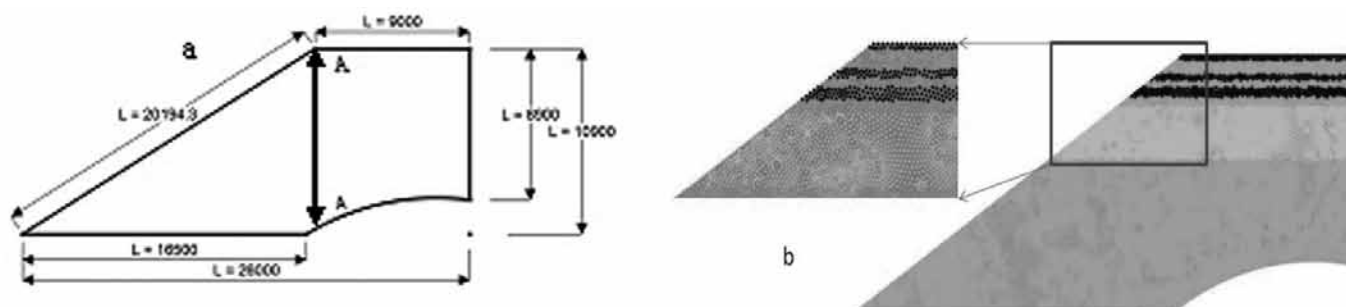


Figure 4. Géométrie de la halde simulée (a, dimensions en cm) et exemple de la distribution des matériaux (b); les couches de différentes couleurs ont des propriétés hydrogéologiques distinctes, obtenues des mesures de laboratoire et in situ; les détails sont présentés par Dawood et al. (2011).



tration en Ni dans l'effluent a augmenté de façon significative après la première période d'arrosage pour atteindre 1,75 mg/L Ni. On a constaté une baisse de la concentration en Ni jusqu'au début de la deuxième période d'arrosage. Pendant cette dernière, les concentrations en Ni dans le lixiviat ont dépassé 2,5 mg/l, pour ensuite diminuer graduellement. Ces résultats démontrent que le stérile de la cellule C4 a peu ou pas de capacité de rétention du Ni et que le phénomène observé à l'échelle du laboratoire (voir figure 3) l'est également à l'échelle intermédiaire sur le terrain. Plus de détails quant à ces essais peuvent être trouvés dans Demers et al. (2011).

3.3 Comportement hydrogéologique

Les valeurs du taux d'infiltration varient de 4×10^{-3} à 2×10^{-1} cm/s pour les essais en grands bassins et entre 7×10^{-3} à 3×10^{-1} cm/s pour les essais à petite échelle. Ces valeurs du taux d'infiltration (mesuré à plusieurs reprises dans chaque chaudière) sont souvent plus élevées que celles obtenues dans les grands bassins, en raison de leur taille réduite (effets de bord plus marqués) et d'une influence plus grande des macropores présents localement dans les stériles. Ces résultats correspondent bien à ceux obtenus au laboratoire.

3.3.1 Evaluation de la structure interne des haldes par mesures géophysiques

La structure interne a une influence significative sur la circulation de l'eau et de l'air dans les roches stériles. Ces deux éléments sont les principaux responsables des problématiques environnementales associées aux haldes contenant des minéraux réactifs. Des méthodes d'investigation géophysique, développées au fil des ans (Anterrieu et al. 2010), ont été utilisées pour évaluer la structure interne de la halde Petit-Pas. L'investigation géophysique incluait des mesures de résistivité électrique en laboratoire (pour la calibration) et des mesures à grande échelle in situ. Ces mesures de terrain indiquent la présence de caractéristiques complexes, telles que des

couches avec de grands contrastes de résistivité (voir figure 3). Les données de terrain ont aussi confirmé la forte concentration de particules métalliques dans les stériles (Intissar, 2009 ; Intissar et al. 2010).

Ces résultats de mesures in situ indiquent que trois grandes unités géoélectriques peuvent être identifiées sur la profondeur maximale étudiée (environ 70 m ; voir figure 3). Elles consistent en une couche superficielle hétérogène, avec une épaisseur d'environ 30 m et une résistivité relativement élevée (300-900 Ω m). Cette couche comporte quelques anomalies résistives et conductrices qui reflètent l'hétérogénéité du matériau ; on y décèle notamment quelques strates horizontales plus denses (en apparence) en surface et à diverses profondeurs.

Cette épaisse couche superficielle repose sur une couche plus conductrice (80 à 250 Ω .m) d'environ 20 à 25 m d'épaisseur. La présence de cette couche conductrice serait liée aux conditions de déposition et à l'origine des stériles, à l'époque de la construction de cette partie de la halde. Ces roches stériles peuvent contenir des particules plus fines et ainsi conserver une plus grande humidité. La faible résistivité, qui serait liée à une plus forte teneur en eau dans cette couche, peut aussi être le résultat des épisodes d'infiltration saisonniers (i.e. fonte des neiges et précipitations) qui se sont produits sur le site. La résistivité plus faible peut également être influencée par une minéralisation importante de la roche stérile (tel que confirmée par les hautes valeurs de la chargeabilité, plus de 100 mV/V).

La troisième couche, plus profonde, est fortement résistive ($> 1500 \Omega$.m) et semble plus ou moins homogène. Cette couche pourrait toutefois comprendre des structures conductrices qui n'ont pas été résolues à cause de la diminution du pouvoir de résolution de la méthode électrique avec la profondeur. Comme cette couche a été placée au début de l'exploitation de la mine, elle pourrait être composée de roches stériles très

grossières extraites près de la surface du sol pour atteindre la zone minéralisée. Les autres caractéristiques obtenues à partir des mesures géophysiques réalisées sur la halde sont présentées dans Intissar (2009).

3.3.2 Modélisation hydrogéologique

Les résultats de l'investigation géophysique de la structure interne de la grande halde ont été utilisés pour évaluer les principales caractéristiques de la distribution et du mouvement de l'eau dans la halde Petit-Pas. Le code d'éléments finis HYDRUS-2D/3D (version 1; Simunek et al., 2007) a servi à réaliser les simulations. Le code utilise l'équation de Richards (1931) pour analyser les écoulements saturés et non saturés, en conditions transitoires et stationnaires.

La figure 4 montre la géométrie externe (dimensions en cm) et interne utilisée pour mener certaines des simulations hydrogéologiques du comportement de la halde Petit-Pas. On y retrouve trois couches assez minces de matériau dense (en bleu foncé) dans la zone supérieure de la halde (30 m d'épaisseur). La seconde zone au-dessous (d'un bleu pâle) se compose d'une couche de 20 m, avec des propriétés hydrogéologiques qui s'apparentent à celles d'un sable. La partie inférieure de la halde (en vert) est faite de matériaux lâches et grossiers (comme une portion de la zone supérieure), qui ont des caractéristiques générales semblables à un gravier.

Plusieurs simulations ont été menées pour évaluer le comportement hydrogéologique de la halde. Les simulations du cas de base ont été réalisées avec des propriétés moyennes uniformes pour chaque zone de la halde. L'influence de la variabilité spatiale des propriétés hydrogéologiques a aussi été évaluée en utilisant une approche stochastique, développée précédemment par Fala et al. (2008, 2011). Dans ce cas, la variation d'une propriété donnée (la conductivité hydraulique par exemple) à deux endroits dépend surtout de la distance entre ceux-ci. Ce type de variabilité spatiale des propriétés des matériaux peut être traité statistiquement avec le code HYDRUS-2D/3D. On peut alors imposer des corrélations horizontales (qui représenteraient les couches densifiées par la machinerie), verticales (pour la présence de macropores qui favorisent des écoulements préférentiels vers le bas) et mixtes (pour les couches inclinées près des pentes causées par le déversement à la benne ou au buttoir).

4. Conclusion

Une approche multidisciplinaire à différentes échelles a été développée et utilisée pour mieux comprendre le comportement hydrogéochimique des stériles produits par la mine Lac Tio. Cette approche implique l'utilisation d'outils de caractérisation à l'échelle du laboratoire, du terrain, ainsi que d'outils numériques. Même si l'approche a été développée au site de la mine Lac Tio, elle pourrait être utilisée dans d'autres

sites miniers ayant des problèmes similaires. Les résultats ont montré que les différents types de stériles ont des comportements géochimiques qui sont fonction, principalement, du pourcentage d'hémo-ilménite des stériles, de leur âge (degré d'altération) et des propriétés de rétention des métaux (phénomènes de sorption). On connaît également mieux la structure de la halde et son influence sur le mouvement de l'eau.

Toute cette information et ces connaissances vont maintenant être utilisées pour tester de nouvelles approches visant à gérer plus efficacement, d'un point de vue environnemental, les stériles de la mine Lac Tio. Des scénarios d'entreposage visant, à terme, à restaurer le site seront également évalués à l'échelle du terrain.

Remerciements

Les auteurs remercient le CRSNG, via son Programme de subventions de recherche et développement coopérative et Rio Tinto, Fer et Titane qui ont financé ce projet. Une partie des fonds provient également de la Chaire industrielle Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers. Nos remerciements vont également au personnel en place à la mine Tio (Jean-Philippe Cormier, René Béland) pour la prise des mesures en place, au personnel de l'URSTM pour leur participation au design et à la construction des cellules de terrain, et enfin, aux étudiants et au personnel technique qui ont participé aux travaux de laboratoire.

Références bibliographiques

- ANTERRIEU, O., CHOUTEAU, M., AUBERTIN, M. 2010. Geophysical characterization of the large-scale internal structure of a waste rock pile from a hard rock mine. *Bulletin of Geological Engineering and the Environment*, 69, pp : 533-548.
- AUBERTIN, M., FALA, O., MOLSON, J., CHOUTEAU, M., ANTERRIEU, O., HERNANDEZ, M.A., CHAPUIS, R.P. BUSSIÈRE, B., LAHMIRA, B., LEFEBVRE, R. 2008. Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. *Comptes-rendus du Symposium 2008 sur l'Environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Québec, Canada. CD-ROM.
- AUBERTIN, M., FALA, O., MOLSON, J., GAMACHE-ROCHETTE, A., LAHMIRA, B., MARTIN, V., LEFEBVRE, R., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P., CHOUTEAU, M., WILSON, G.W. 2005. Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. *Comptes-rendus du Symposium 2005 sur l'Environnement et les Mines*, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, CD-ROM.
- AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. 2003. A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, pp : 1104-1122.
- AUBERTIN, M., FALA, O., BUSSIÈRE, B., MARTIN, V., CAMPOS, D., GAMACHE-ROCHETTE, A., CHOUTEAU, M., CHAPUIS, R. 2002. Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles. *Comptes-rendus du Symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines*, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, CD-ROM.
- AUBERTIN, M., RICARD, J.F., CHAPUIS, R.P. 1998. A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 45, pp : 55-68.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., PLANTE, B., PEPIN, G., AUBERTIN, M., LAFLAMME, D. 2008. Évaluation du comportement géochimique des stériles de la mine Tio, Havre-Saint-Pierre, Québec. Comptes-rendus du Symposium 2008 sur l'Environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada. CD-ROM.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., ZAGURY, G.J., POTVIN, R., BENZAAZOUA, M. 2005. Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des sites miniers abandonnés générateurs de drainage minier acide. Comptes-rendus du Symposium 2005 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, CD-ROM.

DAWOOD, I., AUBERTIN, M., INTISSAR, R., CHOUTEAU, M. 2011. A combined hydrogeological-geophysical approach to evaluate unsaturated flow in a large waste rock pile. Pan-Am CGS Geotechnical Conference, Toronto (à paraître).

DEMERS, I., BUSSIÈRE, B., PLANTE, B. 2011. Field retention tests to evaluate nickel retention on mine waste rock. Proceedings of the 2011 Pan-Am CGS Geotechnical Conference, Octobre 2011, Toronto, Canada.

FALA, O., MOLSON, J., DAWOOD, I., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. 2011. A stochastic modelling approach to assess long term unsaturated flow and geochemical transport in a waste rock pile. International Journal of Mining, Reclamation and Environment (Accepté).

FALA, O., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R., MOLSON, J. 2008. Stochastic numerical simulations of long term unsaturated flow in waste rock piles. GeoEdmonton 2008, 61st Canadian Geotechnical Conference and 9th Joint CSG/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, Canadian Geotechnical Society, International Association of Hydrogeologists-CNC, Geotechnical Society of Edmonton, pp : 1492-1498.

INTISSAR, R., CHOUTEAU, M., AUBERTIN, M. 2010. Internal structure of an ilmenite mine waste rock pile modelled from IP imaging and laboratory measurements. Proceedings of SAGEEP, 11-15 April 2010, Keystone, CO, 11p.

INTISSAR, R. 2009. Apports des méthodes électriques à la détermination de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

LAWRENCE, R.W., WANG, Y. 1997. Determination of neutralisation potential in the prediction of acid rock drainage. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD). Vancouver, Canada, pp : 451-464.

LESSARD, G. 2011. Essais d'infiltration sur la halde à stériles Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J., WONG, J.W.C. 1991. Use and misuse of the acid base account for "AMD" prediction. Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Montreal, Canada. Vol. 3, pp : 489-506

PARKHURST, D.L., APPELO, C.A.J. 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2)—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 310 p.

PEPIN, G. 2009. Évaluation du comportement géochimique de stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales in situ. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

PLANTE, B. 2010. Principaux facteurs d'influence dans la prédiction du drainage neutre contaminé : cas de la mine Tio. Thèse de doctorat en Sciences de l'environnement, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

PLANTE, B., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., LAFLAMME, D. 2010a. Evaluation of the Ni-contaminated neutral drainage generation potential in the Tio mine waste rocks. Proceedings of the 2010 International Mine Water Association (IMWA) Conference, Nova Scotia, Canada.

PLANTE, B., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., BIESINGER, M. C., PRATT, A. R. 2010b. Study of Ni sorption onto Tio mine waste rock surfaces. Applied Geochemistry, 25, pp : 1830-1844.

PLANTE, B., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B. 2011a. Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. Mine Water and the Environment, 30, pp : 2-21,

PLANTE, B., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B. 2011b. Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. Mine Water and the Environment, 30, pp : 22-37.

SIMUNEK, J., SEJNA, M., VAN GENUCHTEN, M. T. 2007. The HYDRUS-2D software package for simulating the two dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory.

USEPA. 1999. MINTQA2. Metal speciation equilibrium model for surface and ground water; version 4.0. <http://epa.gov/ceampubl/mmedia/minteq/index.html>

VAN DER LEE, J., DE WINDT, L. 2002. JCHESS Tutorial and Cookbook: Updated for version 3.0. Users Manual Nr: LHM/RD/02/13, École des Mines de Paris, Fontainebleau, France.