

Les effets d'amendements alcalins sur des résidus miniers sulfureux entreposés en surface : Cas des dépôts en pâte

Thomas DESCHAMPS^{1,3,4}, Mostafa BENZAAZOUA^{1,3,4}, Bruno BUSSIÈRE^{1,4}, Michel AUBERTIN^{2,4}, Hassan BOUZAHZAH^{1,3,4}, Vincent MARTIN^{2,4}

1. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

2. École Polytechnique de Montréal

3. Chaire de recherche du Canada en gestion intégrée des rejets miniers sulfureux par remblayage

4. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers

Contacts : Thomas.Deschamps@uqat.ca ou Mostafa.Benzaazoua@uqat.ca ou Bruno.Bussiere@uqat.ca
Michel.Aubertin@polymtl.ca ou Hassan.Bouzahzah@uqat.ca ou Vincent.Martin@polymtl.ca

Résumé

Les rejets de concentrateur qui ne sont pas retournés sous terre sous forme de remblais pendant l'exploitation d'une mine sont entreposés en surface dans des parcs à résidus. Ces derniers, souvent ceinturés de digues, peuvent être complexes à gérer et coûteux à restaurer. Pour leur part, les résidus entreposés sous terre peuvent être utilisés pour former des remblais miniers en pâte cimentés. Dans ce cas, les résidus sont mélangés avec un liant, et ils peuvent servir au remblayage de chantiers souterrains. Une technique analogue constitue maintenant l'une des alternatives à l'entreposage conventionnel en surface des rejets de concentrateur; on parle alors de « dépôt en pâte de surface » (DPS), ou de résidus en pâte. Les DPS sont obtenus en épaississant les rejets de concentrateur jusqu'à une consistance permettant leur transport de l'usine de fabrication jusqu'au lieu de l'entreposage. La technique des DPS offre de nombreux bénéfices potentiels, découlant entre autres du fait qu'il n'y a pas (ou peu) d'eau libre. Il n'est donc pas nécessaire de construire d'importantes digues de confinement. Un autre avantage de l'épaississement des résidus est d'augmenter la recirculation de l'eau au concentrateur. De plus, les propriétés mécaniques supérieures des résidus en pâte peuvent faciliter la gestion et la restauration du site. Les DPS pourraient aussi constituer une méthode efficace pour réduire la production de DMA, en aidant à maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus, ce qui limite l'accessibilité de l'oxygène et, par conséquent, la génération d'eau acide. Rappelons que le DMA se produit lorsque des minéraux sulfureux sont exposés à l'eau et à l'air (oxygène). Les résidus en pâte sont habituellement déposés sans ajout cimentaire. Toutefois, des études récentes montrent que l'ajout de ciment ou d'autres amendements alcalins, peut réduire la génération de DMA par l'amélioration du comportement hydrogéochimique et géotechnique des rejets. Cet article présente, dans un premier temps, une revue sur les effets d'amendements alcalins dans les résidus miniers générateurs de DMA. Ensuite, on fera un rapprochement avec les DPS, en particulier lorsque des ajouts cimentaires sont utilisés. L'accent sera mis sur le comportement hydrogéochimique de la pâte, suite à des essais

menés au laboratoire à différentes échelles. Ces différentes études issues de la littérature démontrent principalement que l'effet de l'ajout cimentaire peut être bénéfique dans certaines conditions, mais qu'il doit se faire sous certaines conditions. Des suggestions et recommandations sont proposées comme suite à cette étude sur l'utilisation de ciment dans les DPS.

Abstract

Tailings that cannot be returned underground as backfill during the mining operation are deposited at the surface, generally in tailings ponds. These structures, often surrounded by large embankments, can be difficult to manage and costly to restore. When tailings are used as cemented paste backfill destined to backfilling underground stopes, they are mixed with a binder. One of the alternatives to conventional surface storage of tailings is the disposal of these materials in a paste-like consistency, known as surface paste tailings (SPT). SPTs are obtained by thickening the tailings to a pulp density that still allows transportation to the storage location. SPTs are typically deposited without any amendments. However, cement or other alkaline amendments can be a solution to prevent generation of acid mine drainage (AMD), and to improve the hydrogeochemical and geotechnical performance of the tailings. Surface disposal of paste tailings has many advantages, as there is little or no free water, which, for instance, may limit the need to build large containment embankments. Another advantage of thickening tailings is increasing water recirculation to the process plant. The mechanical properties of the paste tailings can also simplify site restoration. In certain conditions, SPTs could constitute an efficient way of reducing AMD due to their capacity to maintain a high saturation level, thus limiting oxygen ingress and consequently the generation of acidic water. Let us recall that AMD occurs when sulphide minerals are exposed to water and air (oxygen). This presentation first reviews the effects of alkaline amendments in AMD-generating mine tailings. It then compares them to SPTs, with a focus on binder addition to these materials. The hydrogeochemical performance of the surface paste tailings is presented at two laboratory scales: column and physical

intermediate model. The results of these studies found in the literature show that adding cement can be beneficial under certain conditions but that it must be carried out according to certain specifications. Suggestions pertaining to the use of cement in SPTs are also discussed.

I - Introduction

L'industrie minière, importante pour les économies de nombreux pays (comme le Canada), génère une importante quantité de rejets minéraux solides. On peut les classer en deux principales catégories :

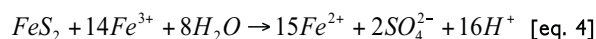
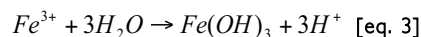
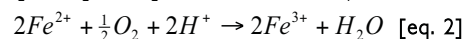
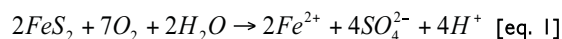
- les roches stériles : fragments de roches de granulométrie étalée (de grossière à fine) représentant la partie sans valeur de la roche extraite ; elles sont généralement stockées dans des haldes à stériles ;
- les rejets de concentrateur : minerai finement broyé, dont on a extrait les substances à intérêt économique.

Une partie des rejets miniers peut être renvoyée sous terre, sous forme de remblais cimentés, rocheux, hydrauliques ou en pâte, pour remblayer des chantiers souterrains et servir de support de terrain (e.g. Hassani et Archibald, 1998; Benzaazoua et al., 1999; Benzaazoua et al., 2002). Le reste doit être entreposé en surface.

Le principal problème environnemental lié au stockage de surface des rejets de concentrateur et des roches stériles issus des exploitations métallifères (métaux de base et métaux précieux) est la contamination du drainage minier. Il peut alors s'agir d'un drainage neutre contaminé (DNC) ou d'un drainage minier acide (DMA), comme illustré par l'exemple de la Figure 1.

Le DMA se forme lorsque des minéraux sulfureux acido-gènes (pyrite, pyrrotite, chalcopryrite, etc.) sont exposés à l'eau et à l'air. L'oxydation libère alors de l'acidité dans le milieu, favorisant ainsi la mise en solution des métaux lourds solubles à bas pH. La production de DMA peut être atténuée par les carbonates (et autres minéraux acidivores), qui se dissolvent pour neutraliser l'acidité produite. Une fois le potentiel de neutralisation épuisé, le DMA prend place et le milieu s'acidifie (Aubertin et al., 2002a).

La pyrite est le sulfure le plus commun dans les résidus miniers. Les équations ci-dessous présentent les réactions d'oxydation de ce minéral (Kleinman et al., 1981). La pyrite peut s'oxyder en présence d'eau et d'oxygène (eq.1). Le Fe^{2+} produit peut ensuite s'oxyder en Fe^{3+} (eq.2). Pour un pH supérieur à environ 4,5, le Fe^{3+} précipite sous forme d'hydroxyde (eq.3). À bas pH, le Fe^{3+} , qui demeure en solution, peut oxyder la pyrite sans dioxygène (eq.4).



À la lumière de ces équations, on constate que l'on peut contrôler la production initiale de DMA (éq. 1) en limitant la disponibilité de l'oxygène et/ou de l'eau, de façon à empêcher l'oxydation directe des sulfures contenus dans les rejets miniers. On peut aussi utiliser des matériaux alcalins (principalement les carbonates) pour neutraliser; au moins temporairement, l'acidité intrinsèque associée au DMA (e.g. Aubertin et al., 2002a).



Figure 1 : Photographies d'un parc à résidu abandonné affecté par la production de drainage minier acide et de ses environs (Abitibi-Temiscamingue, Québec)

On distingue cinq approches principales pour aider à prévenir ou à contrôler la formation de drainage minier acide (SRK, 1989; Aubertin *et al.*, 2002a) :

— Élimination de l'action des bactéries : certaines bactéries, comme les *Thiobacilles*, peuvent augmenter très fortement le taux de production du drainage minier acide (e.g. Nordstrom, 2000). L'utilisation de bactéricides peut permettre de réduire temporairement la vitesse de formation de DMA, sans pour autant arrêter définitivement le processus;

— Conditionnement des résidus miniers : il est, par exemple, possible de retirer les sulfures des résidus de concentrateurs par des techniques de concentration. La flottation a été utilisée avec succès, permettant une désulfuration environnementale efficace et économique (Bussière *et al.*, 1995; Benzaazoua *et al.*, 2000; Benzaazoua *et al.*, 2008). On obtient alors un résidu non générateur d'acide et un concentré de sulfure que l'on peut retourner sous terre sous forme de remblais. Cette technique est par exemple utilisée à la mine Kemess en Colombie-Britannique, où les résidus ainsi désulfurés peuvent alors être utilisés comme matériaux de construction pour les digues de parc à résidus (Strogan *et al.*, 2004). Une autre technique consiste à passiver la surface des grains de sulfures en incorporant une substance (comme par exemple des phosphates, des silicates ou des molécules organiques), qui réagit avec les sulfures et forme ainsi une couche protectrice (complexe métallique stable) qui empêche l'oxydation (e.g. Evangelou, 2001; Sorrenti, 2007);

— Exclusion de l'eau : une barrière étanche (géomembrane, géocomposite bentonitique, couche d'argile compactée, etc.) peut permettre d'empêcher les infiltrations d'eau et, donc, la formation de DMA ainsi que le transport d'éventuels contaminants (e.g. Gulec *et al.*, 2005; Lupo et Morrison, 2007). Cependant, une telle infrastructure ne peut être mise en place qu'à la fermeture du parc à résidus et peut être difficile à gérer à long terme. L'exclusion de l'eau est une approche plus intéressante sous des climats arides où l'utilisation des effets de barrière capillaire peut permettre d'empêcher l'infiltration d'eau à court et long termes (Zhan *et al.*, 2001; Aubertin *et al.*, 2006);

— Exclusion de l'oxygène : une méthode couramment utilisée pour gérer les résidus miniers est de les stocker dans un parc à résidus, sous une couverture aqueuse, afin de les priver d'oxygène (e.g. Romano *et al.*, 2001; e.g. Vigneault *et al.*, 2001; Peacey *et al.*, 2002). L'efficacité de cette technique repose sur le fait que la solubilité de l'oxygène dans l'eau est relativement faible, et que son coefficient de diffusion effectif dans l'eau est environ 10 000 fois plus faible que celui dans l'air. Il est possible de déposer les résidus frais directement dans l'eau (dépôt subaquatique) ou bien d'envoyer les résidus après la vie de la mine (ce

qui peut demander un ajout de matériaux neutralisants au préalable). Une autre méthode d'exclusion de l'oxygène consiste à construire, suite à la fermeture du parc à résidus (ou d'une de ses sections), un recouvrement multicouche fait de matériaux naturels, dont une couche demeure saturée en eau (grâce aux effets de barrière capillaire), afin d'empêcher l'oxygène d'atteindre les résidus (e.g. Bussière *et al.*, 2003). Enfin, il est également possible de combiner le contrôle de la position de la nappe phréatique avec un recouvrement monocouche pour limiter la migration de l'oxygène; ce concept est appelé méthode de la nappe perchée (ou surélevée). La saturation des rejets limite alors la diffusion de l'oxygène et, par le fait même, la génération de DMA (e.g. Ouangrawa, 2007 ; Demers, 2008). Le stockage subaquatique, la méthode de la nappe perchée et les recouvrements multicouches s'utilisent surtout en climats humides;

— Neutralisation : il est possible de maintenir le pH de l'eau interstitielle des résidus au dessus (ou près) de la neutralité, en y ajoutant des matériaux alcalins comme de la chaux ou de la pierre calcaire. En général, il s'agit d'une méthode de contrôle temporaire, qui doit être répétée périodiquement.

Dans la plupart des cas, les rejets de concentrateur sont stockés dans des parcs à résidus « conventionnels ». L'utilisation de parcs à résidus nécessite souvent la construction d'importantes digues. Les résidus y sont déposés sous forme de pulpe (avec un pourcentage solide entre 25 et 45 % ; (Aubertin *et al.*, 2002a; Bussière, 2007). Une fois drainés, les résidus réactifs sont exposés à l'air et peuvent alors générer du DMA. Les digues de retenue sont des ouvrages assez complexes et coûteux à construire et à entretenir, surtout si la topographie n'est pas favorable (Bois *et al.*, 2005). De plus, les propriétés hydrogéotechniques des rejets de concentrateurs (ex. : teneur en eau très élevée) peuvent, dans certains cas, favoriser l'apparition de problèmes de stabilité à long terme. De nombreux incidents majeurs relatifs aux digues de parcs à résidus miniers ont d'ailleurs été recensés au fil des ans (Aubertin *et al.*, 2002b ; W.I.S.E., 2006).

Il est possible d'ajouter des amendements aux rejets pour réduire l'impact environnemental du dépôt. On peut aussi ajouter des amendements comme traitement préliminaire, avant de restaurer un parc à résidus qui a été exposé pendant une longue durée. En effet, le DMA présent dans les résidus peut, s'il n'est pas neutralisé, entretenir la réactivité des rejets même après la mise en place d'une barrière à l'oxygène. La présence de fer ferrique (éq. 4) et la catalyse bactérienne peuvent, dans ce cas, entretenir le phénomène pendant de nombreuses années (Bussière *et al.*, 2005; Gleisner *et al.*, 2006). La neutralisation avant la restauration vise à réduire l'activité bactérienne et à faire précipiter le fer ferrique.

Dans ce papier, qui se veut une synthèse de la littérature, nous allons approfondir la notion de l'utilisation d'amendements alcalins pour lutter contre le DMA dans les parcs à résidus, avant d'aborder plus spécifiquement la technique de déposition en surface des résidus miniers en pâte (DPS). Enfin, l'utilisation possible d'amendements alcalins, principalement des ajouts cimentaires, combinée avec la méthode DPS, sera discutée.

2 - Stockage en surface amendements alcalins

Une des techniques couramment utilisées pour lutter contre la formation du DMA dans les résidus miniers est l'utilisation d'amendements alcalins (e.g. Lapakko *et al.*, 1997; Mehling *et al.*, 1997; Skousen *et al.*, 1998; Lapakko *et al.*, 2000; Barrie et Hallberg, 2005). Cette technique, qui consiste à mélanger les résidus générateurs de DMA avec des matériaux alcalins, ne vise pas à arrêter l'oxydation des sulfures, mais à atténuer et à neutraliser les eaux de drainage. Les carbonates de calcium (et de magnésium, dans une moindre mesure) sont les matériaux les plus communément utilisés comme amendement alcalin (e.g. Lapakko *et al.*, 1997; Mylona *et al.*, 2000). Cependant, le calcaire est une ressource coûteuse, et son efficacité peut être limitée dans le temps par sa faible solubilité et le développement d'une couche d'hydroxydes sur les surfaces, suite aux réactions de neutralisation (Skousen, 2001; Pérez-López *et al.*, 2007). D'une manière générale, les matériaux cimentaires, qu'ils soient des sous-produits industriels ou non, peuvent être utilisés pour leurs effets alcalins pour lutter contre le DMA (pour plus de détails, voir Nehdi et Tariq, 2007). Comme les matériaux utilisés pour l'amendement devraient être efficaces et économiques, des sous-produits industriels peuvent s'avérer une alternative intéressante. Parmi ces sous-produits, on retrouve les cendres volantes produites par la combustion du charbon dans les centrales électriques (Doye, 2005; Pérez-López *et al.*, 2005; Bertocchi *et al.*, 2006; Pérez-López *et al.*, 2007; Yeheyis *et al.*, 2008). Les cendres volantes augmentent le pH, réduisent la teneur en sulfates et immobilisent les métaux lourds *in situ* (e.g. Pérez-López *et al.*, 2007). L'addition des cendres volantes aux résidus miniers réduit, voire même arrête, l'oxydation de la pyrite en l'encapsulant par la précipitation du fer sous forme de ferryhydrite sur sa surface (Pérez-López *et al.*, 2005). Cependant, Pérez-López *et al.* (2007) constatent que la capacité des cendres volantes à retenir les métaux diminue quand le pH est plus faible, ce qui peut causer un relargage. Les poussières de four de cimenterie (CKD *Cement Kiln Dusts*) produites lors de la fabrication du ciment portland peuvent aussi être utilisées comme amendement pour lutter contre le DMA (Mehling *et al.*, 1997; Lapakko *et al.*, 2000; Doye, 2005). Elles réduisent plus efficacement

l'acidité que la pierre calcaire broyée, vraisemblablement en raison de (1) la finesse des grains, (2) de la dissolution de l'arcanite couplée à la précipitation de l'ettringite générant de l'alcalinité et (3) de la grande réactivité de la chaux (CaO) qui, après sa dissolution, permet l'obtention d'un pH de 12,4 (Mehling *et al.*, 1997; Duchesne et Reardon, 1998). Bellaloui *et al.* (1996) ont utilisé les CKD comme produit d'amendement (mélangés à la couche supérieure des résidus) et de recouvrement des résidus miniers. Ils ont constaté, au laboratoire et sur le terrain, que l'hydratation des CKD en couverture conduit à la formation d'une couche peu perméable qui empêche la diffusion de l'oxygène aux résidus amendés sous-jacents. L'efficacité de cette couche à long terme n'a pas été validée. Le caractère alcalin des CKD mélangés aux résidus générateurs du DMA induit une augmentation du pH, aboutissant à une réduction de la lixiviation des métaux.

Les boues rouges sont des sous-produits alcalins de l'industrie de l'aluminium. Leur ajout aux rejets de concentrateur potentiellement générateurs de DMA peut engendrer une neutralisation de l'acidité à court terme, mais leur efficacité à plus long terme est incertaine (Doye et Duchesne, 2003). Paradis *et al.* (2007) ont démontré que l'ajout de saumures (salinité de 33 %) aux boues rouges permet une neutralisation de l'acidité à plus long terme. En plus de leur capacité de neutralisation, les boues rouges possèdent une grande capacité de rétention des métaux par adsorption, ce qui est vraisemblablement lié aux quantités importantes d'oxydes et d'hydroxydes de fer et d'aluminium qu'elles contiennent (e.g. Bertocchi *et al.*, 2006). Cependant, il n'est pas fait mention de la stabilité à long terme des métaux contenus originellement dans les boues elles-mêmes. L'utilisation de barrières réactives perméables en Bauxsol™ (produit commercial à bases de boues rouges) semble être efficace pour lutter contre le DMA, et retenir efficacement plusieurs métaux (Munro *et al.*, 2004).

L'addition de boues alcalines de l'industrie papetière aux résidus miniers peut aussi être une alternative envisageable. Cela permet d'augmenter l'alcalinité et le pH, de réduire l'activité bactérienne et la lixiviation des métaux lourds ainsi que d'immobiliser ces derniers (Chtaini *et al.*, 1996a; Chtaini *et al.*, 1997). Une étude sur le terrain, au moyen de cellules expérimentales (Chtaini *et al.*, 1996b), a démontré que l'incorporation de boues alcalines aux résidus et leur mise en place sous forme de couverture pourrait permettre de contrôler le DMA.

Les phosphates peuvent aussi être utilisés comme amendement pour la stabilisation *in situ* des métaux lourds dans les sols contaminés. Ils permettent la précipitation (par complexation) de minéraux phosphato-métalliques ayant une faible solubilité. Même s'ils ne sont pas typiquement utilisés pour leurs effets neutralisants, ils peuvent être uti-

lisés pour la stabilisation des métaux lourds dans les résidus miniers, souvent en complément d'un amendement alcalin. Une étude menée par Eusden *et al.* (2002) avait pour but d'évaluer l'utilisation de phosphate et de chaux pour stabiliser des résidus produits par une mine du Colorado. Cette étude a démontré qu'il se forme diverses phases phosphato-métalliques, ce qui tend à réduire fortement la concentration des métaux lourds dans l'eau interstitielle (principalement Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , et Cu^{2+}). Les phosphates précipitent aussi le fer ferrique (Fe^{3+}) sous forme de phosphates de fer, ce qui mène à la réduction de l'oxydation indirecte de la pyrite par le Fe^{3+} (Evangelou, 1995; Skousen *et al.*, 1998; Barrie et Hallberg, 2005).

La neutralisation de l'acidité par la dissolution des minéraux alcalins conduit généralement à la formation de phases minérales secondaires (sulfates, carbonates, hydroxydes), qui immobilisent les métaux dissous par co-précipitation ou adsorption (Lapakko *et al.*, 1997; Bertocchi *et al.*, 2006; Pérez-López *et al.*, 2007). Ces minéraux secondaires, essentiellement des hydroxydes, précipitent souvent à la surface des sulfures générateurs de DMA, ce qui peut aboutir à leur passivation (Lapakko *et al.*, 1997). Avec certains amendements, comme les cendres volantes et les poussières de cimenterie, la précipitation de minéraux secondaires (comme le gypse, l'aragonite, la jarosite et les hydroxydes de fer) favorise la formation d'une couche dure (*hard pan*). Cette couche joue le rôle d'une barrière contre l'infiltration de l'eau et la diffusion de l'oxygène, qui sont les deux principaux agents d'oxydation des sulfures (Blowes *et al.*, 1991; Schippers *et al.*, 1998; Pérez-López *et al.*, 2007; Yeheyis *et al.*, 2008). Pour que la barrière soit efficace, il faut qu'elle soit continue sur toute la surface des résidus sous-jacents.

Pour qu'un amendement soit efficace, il faut qu'il soit mélangé aux résidus miniers dans des proportions optimales pour assurer une neutralisation de l'acidité à long terme. Il faut également que les phases secondaires soient chimiquement stables pour assurer une immobilisation *in situ* des métaux à long terme (Mehling *et al.*, 1997; Doye, 2005). De façon pratique, l'amendement peut être réalisé sur le terrain à l'aide de machinerie d'épandage et de retournement (scarification) des sols, ou d'un engin de mélange en chantier, pour assurer des bons mélanges à la surface des tas de résidus. La technique d'incorporation des matériaux alcalins aux résidus et la machinerie doivent être choisis pour assurer un amendement optimal et efficace.

3 - Dépôt de pâte en surface

Présentation de la méthode

La technique des remblais miniers en pâte cimentée (RMPC) a fait son apparition il y a plus d'une vingtaine

d'années comme une alternative aux remblais hydrauliques ou rocheux pour le remplissage des chantiers miniers souterrains (e.g. Hassani et Archibald, 1998). Cette méthode consiste à épaissir, puis à filtrer les rejets de concentrateur, dont la densité de pulpe massique initiale varie typiquement entre 15 et 35 %, jusqu'à une densité d'environ 80-85 %. On obtient alors un gâteau de filtration. L'eau récupérée pendant l'épaississement et la filtration peut être réutilisée par la mine comme eau de procédé. Le gâteau de filtration est alors mélangé avec du liant et une eau de mélange, pour obtenir un matériau ayant la consistance d'une pâte, avec une densité de pulpe d'environ 75 % (proportion de solide sur la masse totale). Ce pourcentage solide peut varier selon les propriétés du résidu (granulométrie, densité des grains, minéralogie...) La pâte ainsi obtenue est envoyée sous terre. La quantité de ciment ajoutée varie usuellement entre 2 et 7 %, selon le type d'utilisation que l'on désire en faire (i.e. chantier secondaire, chantier primaire ou bouchon). Le transport de la pâte se fait par pompage ou par gravité jusqu'aux chantiers souterrains. Les chantiers remblayés peuvent alors servir comme support de terrain et permettre d'optimiser l'extraction du minerai. La très grande majorité des études menées sur les RMPC s'orientent donc vers les problèmes liés à la résistance mécanique (e.g. Benzaazoua *et al.*, 2004a; Benzaazoua *et al.*, 2004b; Revell, 2004; Fall *et al.*, 2005; Belem *et al.*, 2007) et sur les pressions exercées par le remblai sur les parois des chantiers et sur les barricades (e.g. Aubertin *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2005).

Depuis une décennie, alors que les exigences et les normes environnementales continuent à se resserrer, certaines entreprises minières ont proposé d'utiliser ce processus d'épaississement et de filtration des résidus pour entreposer les résidus en surface sous forme de pâte (dépôt de pâte en surface - DPS). Le but principal est de créer un dépôt homogène et autoportant de résidus en pâte permettant le recyclage d'une grande partie de l'eau en eau de procédé.

Robinsky (1975) a été le premier à proposer de diminuer la teneur en eau des résidus de concentrateur, afin d'augmenter la densité de pulpe en vue d'une déposition en surface. Cela permet de réduire la ségrégation des particules, de mieux contrôler les tassements et de limiter les risques d'instabilités. On parle alors de « résidus densifiés ». Les RMP appartiennent à cette catégorie. Il existe une terminologie généralement admise pour décrire les résidus miniers selon leur teneur en eau (Jewell *et al.*, 2002; Crowder, 2004; Martin *et al.*, 2006) :

— Résidus en suspension : Quand les résidus n'ont pas été densifiés (ce qui est le cas avec la méthode conventionnelle de déposition), leur teneur en eau est élevée. La densité de la pulpe (P) est généralement inférieure à 45

%. Pour les rejets en suspension, il existe une vitesse d'écoulement critique en dessous de laquelle on observe une ségrégation avec sédimentation des particules solides. Les résidus en suspension (*slurry*) sont déposés dans des parcs à résidus « conventionnels » ;

— Résidus épaissis : ils ont une densité de pulpe P généralement entre 45 et 70 %. Ils présentent toujours une vitesse d'écoulement critique, mais la sédimentation se fait sans ségrégation des particules. Les résidus épaissis (*thickened tailings*) peuvent être utilisés pour l'entreposage en surface.

— Résidus en pâte (*paste tailings*) : pour ces rejets, la valeur de P est entre 70 et 85 %. Ils ne montrent théoriquement plus de vitesse critique d'écoulement. On ne constate donc aucune ségrégation ni sédimentation pendant le transport. On n'observe pas non plus, théoriquement, d'eau de suintement après le dépôt. Ce matériau peut être utilisé pour le dépôt en surface (DPS) ou pour le remblayage souterrain (RMPC).

— Résidus filtrés : dans ce cas, la valeur de P est supérieure à 85 %. On parle aussi de « gâteau de filtration ». Cette technique est parfois utilisée pour l'entreposage des résidus en région aride ou nordique. Les résidus filtrés sont

alors transportés par camion ou par convoyeur ; on parle alors de l'empilement à sec (*dry stacking*), comme c'est le cas à la mine Raglan (Canada), où l'on profite du pergélisol pour réduire la réactivité des sulfures (Bussière, 2007).

En ce qui concerne les différents usages des résidus en pâte, la terminologie utilisée dans la littérature est particulièrement variable. Nous proposons la terminologie suivante en langue française :

— « Résidus miniers en pâte (RMP) », cimentés ou non, pour désigner le matériau,

— « Remblais miniers en pâte cimentés (RMPC) » pour l'utilisation en souterrain,

— « Dépôt en pâte en surface (DPS) » pour l'entreposage des résidus miniers en surface sous forme de pâte, cimenté ou non.

Bien que peu d'études portent encore sur les DPS, de nombreux bénéfices lui sont associés (e.g. Newman *et al.*, 2001; Cadden *et al.*, 2003; Benzaazoua *et al.*, 2004c; Landriault *et al.*, 2005) : (i) il n'y a que peu ou pas d'eau libre et les résidus ont une meilleure résistance mécanique (que les résidus conventionnels), ce qui réduit la taille des digues de confinement des résidus et de rétention d'eau; (ii) la filtration facilite la récupération et la réutilisation de l'eau; (iii) la technique pourrait aider à réduire la production de drainage minier acide, en améliorant les propriétés hydriques des résidus, (iv) la création d'un relief positif qui facilite la gestion de l'eau (v) facilite la restauration du site et permet de faire une restauration progressive. L'ajout de liant, en faible proportion, pourrait entraîner d'autres avantages ; (vi) amélioration de la capacité de rétention d'eau; (vii) amélioration des propriétés mécaniques en ajoutant une cohésion aux résidus; (viii) réduction de la conductivité hydraulique saturée suite à une baisse de la porosité effective; (ix) augmentation du potentiel neutralisant en présence de ciment et d'autres agents liants; et (x) amélioration de la stabilisation des contaminants par fixation dans la matrice. D'un point de vue environnemental, on croit que les résidus en pâte cimentés devraient rester à un haut degré de saturation en eau (e.g. Ouellet *et al.*, 2006) et, ainsi, ralentir la diffusion d'oxygène dans le milieu (et, donc, l'oxydation des minéraux sulfureux, car la diffusion de l'oxygène est beaucoup plus lente dans l'eau que dans l'air). La figure 2 montre un exemple synthétique de schéma de procédé pour une mine qui utilise le dépôt de résidus en pâte en surface et le remblai minier en pâte cimenté.

Exemple de Bulyanhulu

La mine de Bulyanhulu (Tanzanie) est une des premières opérations minières à avoir utilisé à grande échelle la technique des dépôts de pâte en surface (voir Figure 3). Dans ce cas, aucun agent liant n'est ajouté aux résidus. La pâte est déposée à partir de tours de déversement à un pourcentage solide de 73 %, ce qui correspond à un affaissement de 250 mm au cône d'Abrams (Le cône d'Abrams est un accessoire utilisé habituellement pour mesurer la

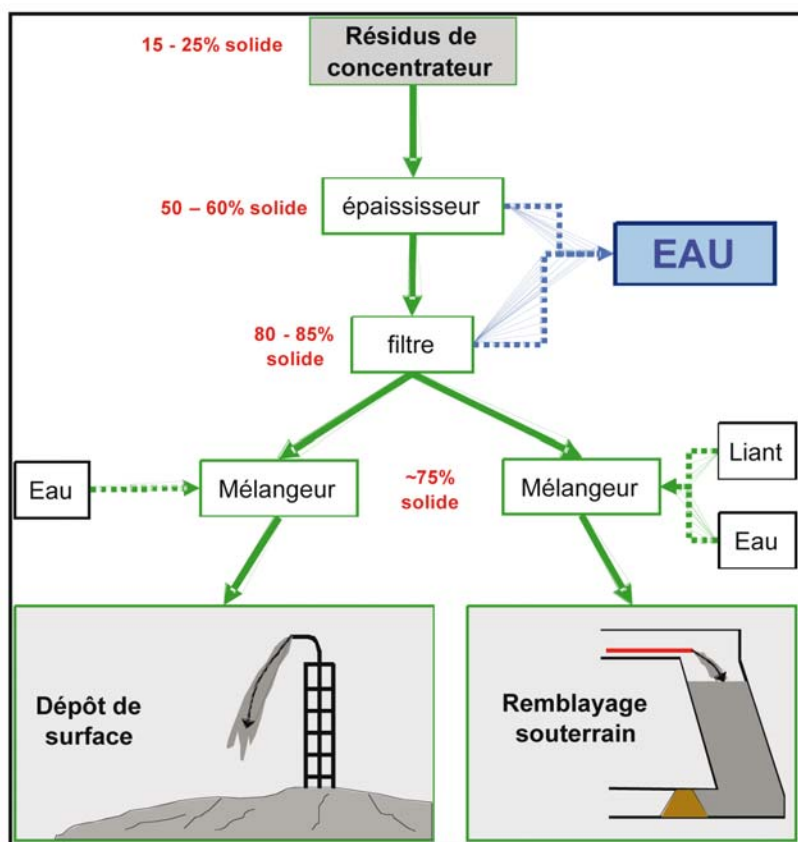


Figure 2. Schéma synthétique illustrant le procédé de fabrication de résidus en pâte pour une mine utilisant le dépôt de résidus en pâte en surface et le remblai minier en pâte cimenté.



Figure 3 : Photographie montrant le DPS à la mine de Bulyanhulu, Tanzanie (Octobre 2004, photo Vincent Martin).

consistance des bétons, ici utilisé pour mesurer la consistance de la pâte). La pente du dépôt (loin des tours de déversement) est de l'ordre de 5 degrés. De nombreuses fentes de dessiccation sont observées à la surface du dépôt à mesure que les couches sont déposées, surtout en période sèche. Au début du dépôt, il a été déterminé que le cycle de déposition idéal était d'une couche tous les 5 jours ; chaque couche ayant une épaisseur maximum de 30 cm (Theriault *et al.*, 2003). Le cycle de déposition permet d'optimiser le drainage et la dessiccation, ce qui augmente la résistance mécanique du dépôt sans affecter indûment la désaturation en surface. La pâte offre ainsi une bonne résistance à l'oxydation et à l'érosion éolienne (Theriault *et al.*, 2003).

Les observations visuelles sur le site montrent que, lorsque la pâte est localement fissurée, elle tend à se désaturer, le taux d'oxydation augmente significativement. Cela peut amener à la formation de DMA. Sur le site, on observe aussi que la teneur en eau de la pâte ne dépend pas de la distance à partir du point de décharge, du moins à court terme, mais elle peut varier avec la profondeur : la teneur en eau au milieu d'une couche est habituellement plus grande qu'à la surface (Theron *et al.*, 2005).

Le contrôle de la géométrie de la surface du dépôt est un paramètre important pour la gestion des eaux de ruissellement. La géométrie de la surface peut être contrôlée en orientant la déposition des résidus vers des zones voulues, à partir des tours de déversement (Shuttleworth *et al.*, 2005).

4 - Ajouts cimentaires

L'ajout de liant dans les RMPC sert principalement à améliorer les propriétés géotechniques. Pour les DPS, les liants peuvent être utilisés pour leurs effets alcalins, mais aussi pour modifier les propriétés géotechniques et hydrogéologiques de la pâte afin d'améliorer ses performances environnementales. Il n'existe pour l'instant que très peu d'études publiées (e.g. Verburg *et al.*, 2003; Kwong, 2004; Deschamps *et al.*, 2007; e.g. Deschamps *et al.*, 2008) sur les DPS et leur comportement environnemental. Cependant, comme nous le verrons par la suite, certaines études sur les RMPC peuvent nous informer sur le comportement environnemental des DPS cimentés. Par exemple, les phénomènes de cimentation qui sont à la base de l'amélioration des capacités mécaniques de la pâte peuvent aussi être responsables de la diminution de sa conductivité hydraulique et de la modification de sa porosité.

Hydratation des liants dans les RMPC

Il est important de préciser que l'hydratation du ciment ajouté à des résidus miniers en pâte présente plusieurs différences avec une hydratation classique, bien documentée, comme dans le cas des mortiers et bétons (Benzaazoua *et al.*, 2004a) : (i) dans les remblais, l'hydratation se fait dans des conditions saturées ; (ii) le rapport eau/ciment y est plus important (>5 contre <0,5 dans les mortiers/bétons) ; (iii) la précipitation des phases secondaires y joue un rôle plus important dans le durcissement, au détriment de l'hydra-

tation directe du clinker. En effet, dans une première étape, on observe une importante dissolution des anhydres (jusqu'à 20 %), puis il y a précipitation lorsque l'eau des pores atteint la saturation. De nombreux paramètres agissent sur la cimentation dans les RMCP, et il est très risqué de généraliser dans ce domaine. Un des paramètres les plus importants semble être la teneur en sulfate de l'eau, elle-même liée (en partie) à la teneur en sulfure du rejet. Benzaazoua *et al.* (2002) ont remarqué que le remblai à base de résidus très sulfureux (32 % de soufre) présentait de mauvaises performances mécaniques avec les ciments à base de laitier de haut-fourneau pour une période de cure de 180 jours ou plus. Un mélange de ciments Portland de type 10 et de type 50 permet d'atteindre de bonnes performances mécaniques avec ce même rejet. En effet, dans le cas de RMPC à base de rejets sulfureux, on peut observer une dissolution des phases calciques des hydrates de ciment et la formation de phases gonflantes (attaque sulfatique) ; tout cela a comme effet d'altérer la durabilité du remblai (Benzaazoua *et al.*, 1999). L'eau de gâchage peut aussi avoir son influence (Benzaazoua *et al.*, 2002; Ouellet *et al.*, 2004). Elle peut notamment jouer comme retardateur de prise si elle est riche en sulfates, comme peut l'être, par exemple, une eau de procédé minier; mais elle peut aussi contribuer à la résistance mécanique par la précipitation de sulfates calciques dans un système poreux encore non complètement durci (Benzaazoua *et al.*, 2004a).

Influence des liants sur les propriétés hydrogéotechniques des RMPC

Belem *et al.* (2001) ont observé la microstructure et ont quantifié la diminution de la taille des pores entre le résidu seul et la pâte cimentée, obtenue avec l'ajout de 5 % de ciment, sur des échantillons de RMP préparés en laboratoire, en utilisant la porosimétrie d'intrusion au mercure (PIM). Ces changements dans la porosité influent sur la perméabilité du matériau : lors de la cure de la pâte cimentée, la diminution de la conductivité hydraulique saturée se fait très rapidement et se stabilise après 7 jours de cure. La pression d'entrée d'air augmente graduellement sur une période plus longue et se stabilise après environ 14 jours. Cependant, l'ajout d'une faible quantité de liant (moins de 2 %) à un DPS peut aussi, paradoxalement, faire augmenter la porosité finale totale du matériau (Deschamps *et al.*, 2008). Il semblerait en effet qu'une petite quantité de liant réduise très fortement le tassement durant la cure (par rapport au matériau non cimenté), sans pour autant remplir la porosité de manière significative.

Godbout (2005) s'est intéressée aux propriétés hydriques (conductivité hydraulique saturée ou k_{sat} et courbe de rétention d'eau [CRE]) de remblais miniers en pâte cimentés au cours de la cure. Les essais en laboratoire ont démontré que, de manière générale, la valeur de k_{sat} diminue et la capacité de rétention d'eau s'améliore pendant la cure; le changement dépend alors de la quantité et du

type de ciment ajouté au remblai. La plus forte réduction de k_{sat} a été obtenue en ajoutant 4,5 % de liant (composé de ciment Portland type 10 à 20 % et de laitier à 80 %); cette réduction était de plus d'un ordre de grandeur (par rapport aux rejets non cimentés) après 28 jours de cure. L'ajout de liant permet aussi d'améliorer les propriétés de rétention d'eau de la pâte, notamment en augmentant sa pression d'entrée d'air et la teneur en eau résiduelle. Cette évolution peut être très différente selon le type de liant utilisé (Godbout *et al.*, 2004).

Influence des liants sur la réactivité des RMPC

En modifiant la porosité, l'ajout de liant influence aussi la diffusion et la consommation de l'oxygène et, donc, la réactivité du matériau. Des tests de consommation d'oxygène en laboratoire ont été effectués sur des rejets de concentrateur avec différents teneurs en pyrite ainsi que sur des RMP (contenant 4,5 % de différents liants) formés à partir de ces mêmes rejets (Ouellet *et al.*, 2003). Les résultats démontrent que, dans les deux cas, leur réactivité est une fonction de la teneur en pyrite et du degré de saturation. Dans le cas des remblais en pâte cimentés, la réactivité est aussi fonction du type de liant utilisé et se stabilise alors après 28 jours de cure. En comparant les tests sur les rejets et ceux effectués sur les remblais en pâte cimentés, on remarque que les échantillons de remblais sont moins réactifs que les rejets de concentrateurs pour des degrés de saturation inférieur à 70 % (pour un même pourcentage de sulfure). Pour des degrés de saturation supérieurs, les rejets de concentrateurs ont des réactivités similaires, voire même inférieures, aux remblais en pâte.

D'autres tests de consommation d'oxygène ont été effectués *in situ* (Ouellet *et al.*, 2006), pendant 80 jours, sur la face exposée d'un RMPC (5 % de ciment, mélange 50 :50 de ciment portland de type 10 et de type 50) contenant 53 % de pyrite. Il a été observé que la consommation de l'oxygène est élevée au début du test, lorsque le RMPC est fraîchement exposé, puis elle baisse progressivement pour atteindre 0,2 mol O₂/m³/jour après 80 jours. Une couche oxydée, au niveau des surfaces exposées du remblai, a été examinée. La couche oxydée possède une porosité plus faible (21 %) que le remblai non oxydé (39 %). Cette baisse, qui semble liée à la précipitation de minéraux secondaires, pourrait diminuer la diffusion d'oxygène dans le remblai. Un enrobage calcique autour des grains de pyrite a aussi été observé, ce qui devrait limiter l'oxydation de la pyrite.

Influence d'amendements sur le comportement géochimique des RMP

Un programme d'études, commencé en 2001, visait à étudier la possibilité d'utiliser la méthode des DPS à la mine de Neves Corvo au Portugal. Dans le cadre de ces travaux, Verburg *et al.* (2003) ont étudié en laboratoire l'effet neutralisant de différents amendements sur plusieurs types de rejets épaissis préparés à partir des résidus de

cette mine (pâte ou gâteau de filtration pour des teneurs en amendements de 0 à 1 %). Il est à noter que les résidus utilisés ici contiennent 29 % de soufre et sont fortement générateurs de DMA. Pour les échantillons de pâte préparés avec une quantité d'eau suffisante pour obtenir un affaissement de 250mm à l'essai au cône (valeur idéale pour le dépôt de surface), les résultats montrent que, dans tous les cas étudiés, le pH des échantillons tend à converger vers une valeur proche de 5 après six mois. L'ajout d'une faible quantité de ciment (0,5 et 1 %) semble augmenter le pH initial et, ainsi, retarder l'acidification de la pâte. Ce temps de latence pourrait permettre de commencer une restauration progressive du site. Cependant, ces travaux ne tiennent pas compte du mode de déposition (résidus ayant été déposés en continu), de la circulation des fluides, etc. Dans le même ordre d'idées, une étude menée par Kwong (2004) sur des RMPC avec 8 % de différents liants (ciment Portland et ciment Portland et laitier) a montré que le ciment Portland seul était plus efficace pour diminuer l'oxydation initiale du mélange. Cependant, dans les deux cas, on observe une importante augmentation de l'oxydation et, après 15 semaines, les taux d'oxydation sont devenus similaires pour les deux types de liants.

L'ajout de liant peut aussi permettre de fixer les contaminants. Fried, 2006 et Fried *et al.*, 2007 ont mené une étude en laboratoire à l'aide de mini-colonnes, afin d'étudier la lixiviation et la dissolution sélective de différents échantillons de RMPC contenant 5 % de liant hydraulique. L'eau de gâchage était dopée en métaux (Cu et Zn) et en sulfates dans certains échantillons. Dans cette étude, les résidus miniers étaient simulés par des poudres de quartz ou de pyrite. Après 100 jours de lixiviation, à raison d'un rinçage par jour, le pH du lixiviat était toujours au basique. Une décalcification massive a été observée, de telle façon qu'à la fin du test, il ne restait plus qu'une petite portion de la matrice cimentaire initiale. Le cuivre n'a pas été libéré pendant la lixiviation. Le relargage du zinc était associé à la dissolution des phases contenant de la silice, du calcium, du magnésium et de l'aluminium; il est donc probablement lié aux C-S-H et MSH (« calcium silicate hydrate » et « magnesium silicate hydrate », composés non stœchiométriques du ciment). Différents paliers de pH sont observables; ils correspondent à la dissolution de différentes phases cimentaires (portlandite au tout début puis ettringite et C-S-H). Ces résultats sont confirmés par des tests de dissolution sélective qui montrent aussi que les échantillons préparés avec du ciment portland de type 10 comme liant résistent mieux à l'acidification que ceux préparés avec un mélange de ciment et de laitiers. En effet, la dissolution de la portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) favoriserait, dans ce cas, la précipitation de sulfates et d'hydroxydes de métaux.

Les ajouts de liant semblent également être efficaces pour la stabilisation de l'arsenic. Benzaazoua *et al.* (2004b) ont réalisé des tests d'extraction en cellules Soxhlet sur des rejets contenant 60 % de sulfures (pyrite et arsénopyrite) stabilisés avec différents liants (ciment Portland, ciment métallurgique, ciment aluminieux). On observe que les sulfures (pyrite et arsénopyrite) s'oxydent et provoquent la dissolution des hydrates les plus vulnérables, notamment la portlandite. Le calcium ainsi libéré peut alors précipiter sous forme de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et d'arséniate de calcium. Bien entendu, ce processus de stabilisation/solidification dépend du type de ciment utilisé.

Deschamps *et al.* (2007; 2008) ont étudié, à l'aide de tests de lixiviation en colonnes, l'effet de l'ajout de ciment sur les propriétés environnementales des DPS. Différentes colonnes, correspondant à différentes configurations de dépôt, ont été préparées : sans ciment, avec cimentation homogène ainsi qu'avec couches cimentées alternées avec des couches non cimentées. Chaque colonne était constituée de 9 couches de 4 cm d'épaisseur et était arrosée chaque semaine pendant 30 semaines (avec 500 mL d'eau déminéralisée) ; l'eau de drainage était ensuite récoltée et analysée. Les résidus utilisés contenaient 30 % de soufre, et le ciment était un portland de type 10. Dans tous les cas, moins de 1 % de ciment a été utilisé pour la préparation de chaque colonne. Les résultats montrent que l'ajout de ciment permet, dans certains cas, de stabiliser les résidus (à l'échelle du laboratoire), mais une mauvaise utilisation du ciment peut fortement dégrader les propriétés environnementales de la pâte, et générer plus de DMA que la pâte non cimentée. Les colonnes où le ciment était concentré (2 %) dans certaines couches ont donné de bons résultats du point de vue environnemental. Les plus mauvais résultats venaient des colonnes contenant des couches à 1 % de ciment. Lors du démantèlement, il a été observé que ces dernières étaient très riches en fractures, vraisemblablement causées par une attaque sulfatique. Ces fractures constituaient, avec les interfaces entre les couches, un réseau propice à l'oxydation et à l'infiltration préférentielle. L'ajout de ciment a aussi fait perdre à la pâte ses propriétés cicatrisantes, c'est-à-dire qu'une fois ouvertes, les fractures ne peuvent plus se refermer totalement, de sorte qu'elles sont alors plus exposées à l'oxydation.

4 - Dernières considérations et perspectives

Pour conclure, il semble important de préciser que la technique des DPS est encore relativement récente ainsi que peu utilisée. Nous n'avons donc que peu de

recul. Comme nous l'avons vu, les effets de l'ajout de liant dans les DPS ne sont pas forcément bénéfiques du point de vue environnemental. Les efforts de recherche doivent se poursuivre pour comprendre les bénéfices possibles de l'ajout d'alcalins (par exemple cimentaire) dans les DPS. Il serait important, par exemple, de pouvoir déterminer la quantité et la répartition optimale de liant ou autre amendement à ajouter à la pâte selon la teneur en sulfure, la minéralogie et la granulométrie du résidu. Il pourrait aussi être intéressant d'étudier la possibilité d'utiliser, avec les DPS, d'autres amendements, pas forcément cimentaires, alcalins ou non, qui ne feront pas perdre à la pâte ses propriétés cicatrisantes. L'utilisation d'amendements alcalins pour stabiliser les résidus miniers a bien sûr, un coût, mais cet investissement peut fortement faire baisser le coût de restauration du site, s'il a permis de contenir la formation de DMA.

Références

- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L., (2002a) Environnement et gestion des rejets miniers - Manual on CD-ROM. Presses internationales Polytechnique.
- AUBERTIN, M., CIFUENTES, E., MARTIN, V., APITHY, S., BUSSIÈRE, B., MOLSON, J., CHAPUIS, R.P. et MAQSOU, A., (2006) An investigation of factors that influence the water diversion capacity of inclined covers with capillary barrier effects. In: *Proceedings of Unsaturated Soils 2006*, ASCE Geotechnical Special Publication, No. 147 (Ed. by G.A. Miller, C.E. Zapata, S.L. Houston, D.G. Fredlund), pp. 613-624.
- AUBERTIN, M., LI, L., BELEM, T., SIMON, R., HARVEY, A., JAMES, M., BENZAAZOUA, M. et BUSSIÈRE, B., (2005) Méthodes d'estimation des pressions induites dans les chantiers remblayés. In: *Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines*, Rouyn-Noranda, Canada.
- AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., JOLETTE, D., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P., JAMES, M. et RIFFON, O., (2002b) Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle. In: *Défis & Perspectives: Symposium 2002 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, 3-5 novembre 2002. Développement Économique Canada/Ministère des Ressources Naturelles du Québec/CIM. Comptes-Rendus sur CD-ROM*.
- BARRIE, J.D. et HALLBERG, K.B., (2005) Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, 228, 3-14.
- BELEM, T., BUSSIÈRE, B. et BENZAAZOUA, M., (2001) The effect of microstructural evolution on the physical properties of paste backfill. In: *Proceedings of the Tailings and Mine Waste '01*, pp. 365-374, Fort Collins, Colorado.
- BELEM, T., EL AATAR, O., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B. et YILMAZ, E., (2007) Hydro-geotechnical and geochemical characterization of column consolidated cemented paste backfill. In: *Proceeding of the 9th International Symposium on Mining with Backfill*, Montréal, Canada.
- BELLALLOUI, A., CHTAINI, A., BALLIVY, G. et NARASIAH, S., (1996) Stabilisation des résidus miniers acides à l'aide des poussières de four de cimenterie comme source basique. In: *NEDEM 1996, colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, volume 2*, Rouyn-Noranda, Canada.
- BENZAAZOUA, M., BELEM, T., BUSSIÈRE, B. et OUELLET, S., (2002) Évolution des propriétés des remblais en pâte: principaux paramètres d'influence. In: *17e Colloque en Contrôle des Terrains*, Val-d'Or, Canada.
- BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., DEMERS, I., AUBERTIN, M., FRIED, E. et BLIER, A., (2008) Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals engineering*, 21, 330-340.
- BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., KONGOLO, M., MCLAUGHLIN, J. et MARION, P., (2000) Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation. *International journal of mineral processing*, 60, 57-74.
- BENZAAZOUA, M., FALL, M. et BELEM, T., (2004a) A contribution to understanding the hardening process of cemented paste-fill. *Minerals engineering*, 17, 141-152.
- BENZAAZOUA, M., MARION, P., PICQUET, I. et BUSSIÈRE, B., (2004b) The use of paste fill as a solidification and stabilization process for the control of acid mine drainage. *Minerals engineering*, 17, 233-243.
- BENZAAZOUA, M., OUELLET, J., SERVANT, S., NEWMAN, P. et VERBURG, R., (1999) Cementitious backfill with high sulfur content. Physical, chemical and mineralogical characterization. *Cement and concrete research*, 29, 719-725.
- BENZAAZOUA, M., PEREZ, P., BELEM, T. et FALL, M., (2004c) A laboratory study of the behaviour of surface paste disposal. In: *Proceedings of the 8th Minefill 2004 symposium*, pp. 180-192, Beijing, China.
- BERTOCCHI, A.F., GHIANI, M., PERETTI, R. et ZUCCA, A., (2006) Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *Journal of hazardous materials*, B134, 112-119.
- BLOWES, D.W., REARDON, E.J., JAMBOR, J.L. et CHERRY, J.A., (1991) The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochimica et cosmochimica acta*, 55(965-978).
- BOIS, D., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., KONGOLO, M. et POIRIER, P., (2005) A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. *CIM Bulletin*, 98.
- BUSSIÈRE, B., (2007) Colloquium 2004: Hydro-geotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geo-environmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44, 1019-1052.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., ZAGURY, G.J., POTVIN, R. et BENZAAZOUA, M., (2005) Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des sites miniers abandonnés générateurs de drainage minier acide. In: *2e Symposium sur l'Environnement et les Mines - 15-18 mai 2005*, Rouyn-Noranda, Canada.
- BUSSIÈRE, B., LELIÈVRE, J., OUELLET, J. et BOIS, D., (1995) Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels. In: *Sudbury'95, Conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario.
- BUSSIÈRE, B., MAQSOU, A., AUBERTIN, M., MARTSCHUK, J., MCMULLEN, J. et JULIEN, M., (2003) Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. In:

Conférence et salon commercial de l'industrie minière - Montréal 2003, ICM, 4-7 mai 2003. ICM/ICIM. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

CADDEN, A., NEWMAN, P. et FORDHAM, M., (2003) New development in surface paste disposal of mine wastes. In: *Processing & Disposal of Mineral Industry Wastes '03*, Falmouth, UK.

CHTAINI, A., BELLALLOUI, A., BALLIVY, G., NARASIAH, S., LALANCETTE, J. et BILODEAU, C., (1996a) Étude en laboratoire du contrôle du drainage minier acide par les boues alcalines des usines de pâtes et papiers. In: *NEDEM 1996, colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, volume 2*, Rouyn-Noranda, Canada.

CHTAINI, A., BELLALLOUI, A., BALLIVY, G., NARASIAH, S., LALANCETTE, J. et BILODEAU, C., (1996b) Étude sur le terrain du contrôle de drainage minier acide à l'aide des boues alcalines des usines de pâtes et papiers. In: *NEDEM 1996, colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, volume 2*, Rouyn-Noranda, Canada.

CHTAINI, A., BELLALLOUI, A., BALLIVY, G., NARASIAH, S., LALANCETTE, J. et BILODEAU, C., (1997) A study of acid mine drainage control by addition of an alkaline mill paper waste. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vol III*, pp. 1145-1161, Vancouver, BC.

CROWDER, J.J., (2004) Deposition, consolidation, and strength of a non-plastic tailings paste for surface disposal, *Thèse de doctorat*, pp. 162. Université de Toronto.

DEMERS, I., (2008) Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide, *Thèse de doctorat*, pp. 307. UQAT.

DESCHAMPS, T., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et BELEM, T., (2008) Microstructural and geochemical evolution of paste tailings in surface disposal conditions. *Minerals engineering*, 21, 341-353.

DESCHAMPS, T., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., BELEM, T. et AUBERTIN, M., (2007) The effect of disposal configuration on the environmental behavior of paste tailings. In: *Proceedings of the Minefill 2007, 29 avril-2 mai 2007*, Montréal, Qc.

DOYE, I., (2005) Évaluation de la capacité de matériaux industriels alcalins à neutraliser des résidus et stériles miniers acides, *Thèse de doctorat*, pp. 237. Université Laval.

DOYE, I. et DUCHESNE, J., (2003) Neutralisation of acid mine drainage with alkaline industrial residues: laboratory investigation using batch-leaching tests. *Applied Geochemistry*, 18, 1197-1213.

DUCHESNE J. et REARDON E.J. (1998) Determining controls on element concentrations in cement kiln dust leachate. *Waste Management*, 18, 339-350.

EUSDEN, J.D.J., GALLAGHERA, L., EIGHMY, T.T., CRANNELL, B.S., KRZANOWSKIC, J.R., BUTLER, L.G., CARTLEDGE, F.K., EMERY, E.F., SHAW, E.L. et FRANCIS, C.A., (2002) Petrographic and spectroscopic characterization of phosphate-stabilized mine tailings from Leadville, Colorado. *Waste management*, 22, 117-135.

EVANGÉLOU, V.P., (1995) *Pyrite oxidation and its control*. CRC Press, Boca Raton, FL.

EVANGÉLOU, V.P., (2001) Pyrite microencapsulation technologies: Principles and potential field application. *Ecological Engineering*, 17, 165-178.

FALL, M., BENZAAZOUA, M. et OUELLET, S., (2005) Experimental characterization of the influence of tailings fineness

and density on the quality of cemented paste backfill. *Minerals engineering*, 18(1), 41-44.

FRIED, E., (2006) Étude du phénomène d'hydratation et du comportement à la lixiviation des remblais miniers en pâte cimentés, *Mémoire de maîtrise*, pp. 224. École Polytechnique de Montréal.

FRIED, E., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B. et BELEM, T., (2007) Leaching behaviour and metal fixation within cemented paste backfill materials. In: *Proceeding of the 9th International Symposium on Mining with Backfill*, Montréal, Canada.

GLEISNER, M., HERBERT, R.B. et FROGNER KOCKUM, P.C., (2006) Pyrite oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans* at various concentrations of dissolved oxygen. *Chemical geology*, 225, 16-29.

GODBOUT, J., (2005) Évolution des propriétés hydriques des remblais miniers cimentés en pâte durant le curage., *Mémoire de maîtrise*, pp. 213. École Polytechnique de Montréal.

GODBOUT, J., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., BELEM, T. et BENZAAZOUA, M., (2004) Évolution des propriétés de rétention d'eau des remblais miniers cimentés en pâte durant le curage. In: *5th joint IAH-CNC-CGS conference*, Québec City, Canada.

GULEC, S.B., BENSON, C.H. et EDIL, T.B., (2005) Effect of acidic mine drainage on the mechanical and hydraulic properties of three geosynthetics. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131, 937-950.

HASSANI, F. et ARCHIBALD, J., (1998) *Mine backfill*, CD-ROM. Canadian institute of mine, metallurgy and petroleum.

JEWELL, R.J., FOURIE, A.B. et LORD, E.R., (2002) *Paste and thickened tailings – A guide*. Nedlands, Australie: The Australian Center for Geomechanics. 173p.

KLEINMAN, R.P.L., CRERAR, D.A. et PACELLI, R.R., (1981) Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. *Mining Engineering*, March 1981.

KWONG, J., (2004) Chemical stability of two tailings backfill materials with two types of binders. In: *Proceeding of the 8th International Symposium on Mining with Backfill*, pp. 286-294, Beijing, China.

LANDRIAULT, D.A., JOHNSON, J.M. et PALKOVITS, F., (2005) Thickened tailings and paste technology: the future of industrial waste disposal. In: *Proceeding of the SME annual meeting*, Salt Lake City, Utah.

LAPAKKO, K.A., ANTONSON, D.A. et WAGNER, J.R., (1997) Mixing of limestone with finely-crushed acid-producing rock. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vol II*, pp. 953-970, Vancouver, BC.

LAPAKKO, K.A., ANTONSON, D.A. et WAGNER, J.R., (2000) Mixing of limestone with finely-crushed acid-producing rock. In: *Proceedings of the Fifth International Conference on Acid Rock Drainage, Vol II*, pp. 901-910, Denver, Colorado.

LI, L., AUBERTIN, M. et BELEM, T., (2005) Formulation of a three dimensional analytical solution to evaluate stress in backfilled vertical narrow openings. *Canadian Geotechnical Journal*, 42, 1705-1717 (with erratum 43, 338-339).

LUPO, J.F. et MORRISON, K.F., (2007) Geosynthetic design and construction approaches in the mining industry. *Geotextiles and Geomembranes*, 25, 96-108.

OUANGRAWA, O., (2007) Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés, *Thèse de doctorat*. École Polytechnique de Montréal.

- MARTIN, V., AUBERTIN, M. et MCMULLEN, J., (2006) Surface Disposal of Paste Tailings. In: *5th International Congress on Environmental Geotechnics*. International Society for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Cardiff, United Kingdom.
- MEHLING, P.E., DAY, S.J. et SEXSMITH, K.S., (1997) Blending and layering waste rock to delay, mitigate or prevent acid generation: a case review study. In: *Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vol II*, pp. 951-969, Vancouver, BC.
- MUNRO, L.D., CLARK, M.W., McCONCHIE, D., (2004) A Bauxsol™-based permeablereactive barrier for the treatment of acid rock drainage. *Mine water and the environment*, 23, 183-194.
- MYLONA, E., XENIDIS, A. et PASPALIARIS, I., (2000) Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals engineering*, 13, 1161-1175.
- NEHDI, M. et TARIQ, A., (2007) Stabilization of sulphidic mine tailings for prevention of metal release and acid drainage using cementitious materials: a review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6, 423-436.
- NEWMAN, P., WHITE, R. et CADDEN, A., (2001) Paste - the future of tailings disposal. In: *International Conference on Mining and Environment*, Skelleftea, Sweden.
- NORDSTROM, D.K., (2000) Advances in the Hydrogeochemistry and Microbiology of Acid Mine Waters. *International geology review*, 42, 499-512.
- OUELLET, S., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M. et BELEM, T., (2004) Effect of binder type and mixing water chemistry on microstructural evolution of cemented paste backfill. In: *Proceedings of the 57th canadian geotechnical conference and the 5th joint CGS-LAH conference, Session G4*, pp. 23-30, Quebec, Canada.
- OUELLET, S., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., FALL, M. et BELEM, T., (2003) Sulphide reactivity within cemented paste backfill: oxygen consumption test results. In: *56th Canadian Geotechnical Conference, 4th Joint IAH-CNC/CGS Conference, 2003 NAGS Conference*, Winnipeg, Canada.
- OUELLET, S., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. et AUBERTIN, M., (2006) Reactivity and mineralogical evolution of an underground mine sulphidic cemented paste backfill. *Minerals engineering*, 19, 407-419.
- PARADIS, M., DUCHESNE, J., LAMONTAGNE, A. et ISABEL, D., (2007) Long-term neutralisation potential of red mud bauxite with brine amendment for the neutralisation of acidic mine tailings. *Applied Geochemistry*, 22, 2326-2333.
- PEACEY, V., YANFUL, E.K., LI, M. et PATTERSON, M., (2002) Water cover over mine tailings and sludge: Field studies of water quality and resuspension. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 16, 289-303.
- PÉREZ-LÓPEZ, R., NIETO, J.M. et ALMODÓVAR, G.R., (2005) The use of alkaline residues for the inhibition of acid mine drainage processes in sulphide-rich mining wastes. In: *Proceedings of the 9th International mine water congress (IMWA 2005)*, Oviedo, Spain.
- PÉREZ-LÓPEZ, R., NIETO, J.M. et ALMODÓVAR, G.R., (2007) Immobilization of toxic elements in mine residues derived from mining activities in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain): Laboratory experiments. *Applied Geochemistry*, 22, 1919-1935.
- REVELL, M.B., (2004) Paste - How strong is it? In: *Proceeding of the 8th International Symposium on Mining with Backfill*, pp. 286-294, Beijing, China.
- ROBINSKY, E.I., (1975) Thickened discharge – A new approach to tailings disposal. *CIM Bulletin*, 68:764, 47-56.
- ROMANO, C.G., MAYER, K.U., JONES, D.R., ELLERBROEK, D.A. et BLOWES, D.W., (2001) Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulfide oxidation of mine tailings. *Journal of Hydrology*, 271, 171-187.
- SCHIPPERS, A., JOZSA, P.G. et SAND, W., (1998) Evaluation of the efficiency of measures for sulphidic mine waste mitigation. *Applied microbiology and biotechnology*, 49, 698-701.
- SHUTTLEWORTH, J.A., THOMSON, B.J. and WATES, J.A., (2005) Surface paste disposal at Bulyanhulu - Practical lessons learned. In: *Proceedings of the 8th international seminar on paste and thickened tailings - Paste 2005*, Santiago, Chili.
- SKOUSEN, J., (2001) Treatment and control of acid mine drainage. In: *New Frontiers in Reclamation: Facts and Procedures in Extractive Industry, Proceedings of the International Workshop* (Ed. by Z. Agioutantis). Heliotopos.
- SKOUSEN, J., ROSE, A., GEIDEL, G., FOREMAN, J., EVANS, R. et HELLIER, W., (1998) *Handbook of Technologies for Avoidance and Remediation of Acid Mine Drainage*. National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University.
- SORRENTI, E., (2007) Étude de la passivation de la Pyrite: chimie de surface et réactivité, thèse de doctorat, pp. 245. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- SRK, (1989) *Draft acid rock drainage*. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.
- STROGAN, S.W., BENT, H., DAVIDSON, S. et TUCKER, G., (2004) Waste material management at the Kemess South Mine to control environmental impacts. In: *B.C.'s 28th Annual Mine Reclamation Symposium*.
- THERIAULT, J., FROSTIAK, J. et WELCH, D., (2003) Surface disposal of paste tailings at the Bulyanhulu gold mine, Tanzania. In: *Proceedings (CD-ROM) of Sudbury mining environment conference*, Sudbury, Ontario.
- THERON, M., ADDIS, P.C., WATES, J.A. et MARTIN, V., (2005) Bulyanhulu mine (Tanzania) paste tailings facility: Relating the unsaturated properties of gold tailings to rate of rise. In: *Proceedings of the 8th international seminar on paste and thickened tailings - Paste 2005*, Santiago, Chili.
- VERBURG, R., JOHNSON, B., FORDHAM, M. et LOGSDON, M., (2003) A rapid and cost-effective method for bench screening of geochemical performance and disposal options for high-sulfide tailings. In: *Proceedings of the 6th ICARD*, pp. 739-749, Cairns, QLD.
- VIGNEAULT, B., CAMPBELL, P.G.C., TESSIER, A. et DE VITRE, R., (2001) Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under a shallow water cover. *Water research*, 35, 1066-1076.
- W.I.S.E., (2006) Chronology of major tailings dam failures. <http://www.wise-uranium.org/lmdaf.html>.
- YEHEYIS, M.B., SHANG, J.Q. et YANFUL, E.K., (2008) Characterization and environmental evaluation of Atikokan coal fly ash for environmental applications. *Journal of environmental engineering and science*, 7, 481-498.
- ZHAN, G., AUBERTIN, M., MAYER, A., BURKE, K. et MCMULLEN, J., (2001) Capillary cover design for leach pad closure. *SME Transaction*, 310, 104-110.