

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE**

**RÉDUCTION DE LA TOXICITÉ DES EFFLUENTS DES MINES DE  
MÉTAUX DE BASE ET PRÉCIEUX À L'AIDE DE MÉTHODES  
DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE**

**RAPPORT DE SYNTHÈSE ENVIRONNEMENTALE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DU DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR  
ROBIN POTVIN**

**AOÛT 2004**



**Cégep** de l'Abitibi-Témiscamingue  
**Université** du Québec en Abitibi-Témiscamingue

### **Mise en garde**

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>III</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1. PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2. QUESTION POSÉE.....	2
<b>2. NOTION DE TOXICITÉ.....</b>	<b>4</b>
2.1. GÉNÉRALITÉS.....	4
2.2. ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ D'UNE SUBSTANCE.....	4
2.3. SOURCES POTENTIELLES DE CONTAMINATION DES EAUX.....	6
<b>3. MINES DE MÉTAUX DE BASE (CU-PB-ZN).....</b>	<b>7</b>
3.1. CARACTÉRISTIQUES DE LA MINE.....	7
3.2. EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT.....	8
3.2.1. Réactifs de flottation.....	9
3.2.2. Drainage minier acide (DMA).....	10
3.3. MÉTHODES TRADITIONNELLES DE TRAITEMENT DU DMA.....	12
3.4. MÉTHODES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DU DMA.....	13
3.4.1. Biofiltres passifs sulfato-réducteurs (BPSR).....	13
3.4.2. Traitement marécageux.....	17
3.5. EXEMPLES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE DU DMA.....	18
3.5.1. Nickel Rim, Subury, Ontario.....	19
3.5.2. Calliope Mine, Butte, Montana.....	20
<b>4. MINES DE MÉTAUX PRÉCIEUX (AU-AG).....</b>	<b>24</b>
4.1. CARACTÉRISTIQUES DE LA MINE.....	24
4.2. EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT.....	25
4.3. MÉTHODES TRADITIONNELLES DE TRAITEMENT.....	26
4.4. MÉTHODES DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE.....	27
4.4.1. Mine Homestake, Dakota du sud.....	28
4.4.1.1. Microbiologie.....	28
4.4.1.2. Design.....	29
4.4.1.3. Performances.....	31
4.4.2. Mine Nickel Plate, Colombie-Britannique.....	31
4.4.2.1. Microbiologie.....	32
4.4.2.2. Performances.....	33
<b>5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....</b>	<b>35</b>
<b>6. RÉFÉRENCES.....</b>	<b>41</b>

## **LISTE DES FIGURES**

Figure 1 : Spéciation des sulfures en fonction des conditions d'oxydoréduction et du pH (Howard, 1998).....	15
Figure 2 : Coupe au travers de l'aquifère contaminé et du mur réactif perméable (Benner <i>et al.</i> , 2002).....	19
Figure 3 : Vue isométrique des 3 bioréacteurs (MSE Technology Application Inc., 2002).....	21
Figure 4 : Variation de certains paramètres en fonction du temps (MSE Technology Application Inc., 2002).....	23
Figure 5 : Schéma de traitement, procédé Homestake (Mudder <i>et al.</i> , 2001b).....	30
Figure 6 : Performances de l'usine pilote (Given <i>et al.</i> , 2001).....	33
Figure 7 : Performances du circuit de dénitrification de l'usine pilote (Given <i>et al.</i> , 2001).....	34

## **LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1 : Principaux réactifs utilisés dans la flottation des métaux de base (U.S. Environmental Protection Agency, 1994a et 1994c).....	8
Tableau 2 : Caractéristiques des eaux d'exhaure non traitées provenant de mines de métaux communs canadiennes et mines de charbon de Virginie occidentale (Anon., 1987 et Brown <i>et al.</i> , 1996).....	18
Tableau 3 : Analyses du DMA et objectifs à rencontrer (MSE Technology Application, Inc., 2002).....	20
Tableau 4 : Valeurs moyennes des eaux minières pour le traitement à l'aide des systèmes de biodisques à la mine Homestake (Whitlock et Mudder, 2001).....	31
Tableau 5 : Performances de l'usine de traitement, deuxième trimestre 1997 (Given <i>et al.</i> , 2001).....	34

## RÉSUMÉ

Les minéraux sulfurés, lorsqu'ils sont exposés à l'air, subissent une altération provoquant une acidification des eaux. Cette eau favorise la dissolution des métaux contenus dans les minéraux. Lorsqu'ils se retrouvent dans le milieu récepteur, ces métaux peuvent affecter grandement les organismes aquatiques. De plus, lors du traitement de minerai, les divers réactifs organiques et inorganiques utilisés sont susceptibles de se retrouver dans l'effluent du parc à résidus. Ainsi, on retrouve dans les effluents des mines de métaux précieux, des cyanures ainsi que des produits de leur dégradation, tels que l'ammoniac.

Le traitement chimique des effluents miniers est pratique courante et il permet habituellement d'atteindre les objectifs environnementaux en matière de qualité de l'effluent. Une autre alternative est d'utiliser le traitement biologique.

La question à laquelle le présent document doit répondre est la suivante : Est-ce que les méthodes de traitement biologique peuvent être utilisées pour réduire de façon significative la toxicité des effluents provenant de mines de métaux précieux et de métaux de base ?

En effet, si un procédé de traitement chimique fonctionne convenablement tout en permettant une détoxification de l'effluent minier, il se fait peu de recherche industrielle afin de trouver une solution alternative. C'est le cas du drainage minier acide (DMA), pour lequel le procédé de boues haute densité a démontré son efficacité depuis 30 ans. On le considère donc comme la solution au problème du DMA.

Pour le cas des effluents des mines de métaux précieux utilisant le procédé de cyanuration, la détoxification chimique ne fonctionne que partiellement. Le cyanure, un composé organique extrêmement toxique, même à petite dose, est transformé en nitrites, nitrates et ammoniac. Ces composés sont plus ou moins toxiques, et leur dégradation peut également mener à l'eutrophisation des cours d'eau. Les entreprises minières ont donc dû développer des procédés biologiques afin de détruire l'ammoniac, les nitrites ainsi que les nitrates.

La présente revue documentaire sur les méthodes de traitement biologique nous permet de conclure que ces méthodes permettent de réduire de façon significative la toxicité des effluents des mines de métaux de base et des mines de métaux précieux. Pour les mines d'or, il s'agit du seul type de procédé permettant une détoxification complexe, alors que pour les mines de métaux de base, les solutions existent, mais actuellement le traitement chimique offre d'énormes avantages.

**Mots clés :** traitement biologique, drainage minier acide, destruction des cyanures, traitement passif.

# 1. Introduction

## 1.1. Problématique

L'industrie minière génère, en raison de ses activités, des quantités importantes de rejets solides et liquides. Certains réactifs toxiques utilisés, même en faible concentration, lors des procédés de séparation minéralurgique, tels les xanthates, vont se retrouver dans l'environnement (e.g. Ripley *et al.*, 1996). La récupération de l'or, par exemple, nécessite quant à elle l'utilisation du cyanure, un composé fortement toxique (e.g. Müezzinoğlu, 2003). Mais la principale préoccupation environnementale du secteur minier canadien demeure le DMA qui est la source de plusieurs types de polluants (e.g. Gray, 1997; Marcus, 1997).

Dans l'industrie minière, le traitement chimique des effluents est une pratique courante durant l'opération d'une mine (e.g. Ritcey, 1989). Les technologies développées au cours des dernières années permettent habituellement d'atteindre les objectifs environnementaux en matière de qualité de l'effluent final. Cependant, la mise en place d'une usine de traitement chimique est coûteuse, et les frais d'exploitation sont non négligeables. De plus, il faut gérer de façon responsable les boues générées par ce type de traitement.

L'autre option disponible pour le traitement des effluents est le traitement passif. Les systèmes de traitement passif font intervenir des processus d'élimination chimique, biologique et physique, qui existent souvent à l'état naturel dans l'environnement et modifient les propriétés de l'influent. Les systèmes de traitement passif ont d'abord été jugés attrayants pour le traitement de l'eau de drainage minier acide à cause de leurs faibles coûts de construction, d'exploitation et d'entretien ainsi que de la possibilité de les mettre en oeuvre à des endroits éloignés avec des besoins opérationnels limités (Kilborn, 1999). Bien que des systèmes passifs aient été

éprouvés à bien des endroits dans le monde, le climat et l'environnement aquatique canadiens posent des défis considérables à leur utilisation à grande échelle.

Le traitement biologique des effluents miniers comprend à la fois des systèmes de traitement passif et des systèmes actifs. La caractéristique commune de ces systèmes est qu'ils ont une faible activité par temps froid et en période de sécheresse, alors que les tempêtes et la crue printanière demandent des systèmes puissants et souples pouvant répondre à la demande en tout temps (Kilborn, 1999).

## **1.2. Question posée**

La question à laquelle le présent document doit répondre est la suivante : *Est-ce que les méthodes de traitement biologique peuvent être utilisées pour réduire de façon significative la toxicité des effluents provenant de mines de métaux précieux et de métaux de base ?*

Dans le but de répondre à la question, certains termes et expressions doivent être précisés. Une méthode de traitement biologique est un type de traitement dont l'objet est l'élimination des substances toxiques en faisant appel à des procédés biologiques. Dans le cadre de la réglementation fédérale, l'effluent final comprend l'eau de mine, l'effluent des installations de préparation du minerai, l'effluent de dépôts des résidus miniers, l'effluent de bassins de traitement, l'effluent d'installations de traitement ainsi que les eaux d'infiltration et de drainage superficiel, qui contiennent une substance nocive (Environnement Canada, 2002). Les définitions de mines de métaux précieux et des mines de métaux de base utilisées sont celles acceptées dans l'industrie minière, soit les mines d'or et d'argent dans le premier cas, et les gîtes de cuivre, plomb et zinc dans le deuxième cas. La notion de toxicité sera définie ultérieurement.

Pour répondre à la question posée la démarche adoptée est la suivante. Dans un premier temps, la notion de toxicité sera définie d'un point de vue scientifique. Dans cette optique, il sera traité de la toxicité et de la toxicité d'un point de vue légal et de sa mesure. Une structure identique de description a été adoptée pour chacun des deux types de minéralisation définis dans la question. Dans un premier temps, les types de minéralisation sont définis d'un point de vue géologique, et les pratiques industrielles de traitement de minerai sont présentées. Les principales pollutions environnementales sont ensuite présentées ainsi que les solutions habituellement adoptées par l'industrie minière pour contrer ces pollutions et respecter ainsi les normes environnementales. Par la suite, les méthodes de traitement biologique des effluents miniers ainsi que deux exemples ayant eu des résultats concluant pour chacun des types de minerai sont présentés. Dans la conclusion, les faits seront révisés, et l'auteur exprimera son opinion par rapport à la question posée.



## **2. Notion de toxicité**

### **2.1. Généralités**

Une substance est dite toxique lorsque mise en contact avec un organisme vivant, elle peut entraîner chez lui une réaction spécifique ou un stress compromettant la réalisation de ses fonctions physiologiques au point d'avoir des effets néfastes sur lui-même et sur sa progéniture (Sasseville, 1980). Les substances toxiques peuvent atteindre les organismes vivants par la respiration, la pénétration au travers de la peau et par la voie trophique (Ramade, 1977).

Les êtres vivants présentent des troubles physiologiques variés selon les quantités absorbées et la durée d'exposition à une substance toxique. On peut donc définir trois types de toxicité (Ramade, 1977) : i) toxicité aiguë : provoquant la mort ou de très graves troubles physiologiques après un court délai suite à l'absorption d'une dose assez importante; ii) toxicité subaiguë ou sublétale : une proportion significative de la population peut survivre à l'intoxication même si tous les individus présentent des signes cliniques découlant de l'absorption; iii) toxicité à long terme ou chronique : l'exposition à de très faibles concentrations des substances polluantes, dont la répétition d'effets cumulatifs finit par provoquer des troubles plus insidieux.

### **2.2. Évaluation de la toxicité d'une substance**

Le degré de résistance des organismes vivants à une substance nocive est évalué à l'aide de tests toxicologiques. Les mécanismes d'action d'un composé chimique sur un organisme vivant sont liés à sa spéciation, c'est-à-dire aux formes chimiques sous lesquelles il se présente. La spéciation d'un composé est fonction des propriétés physicochimiques du milieu tels le pH et les conditions d'oxydoréduction (Howard, 1998). On détermine le potentiel toxique d'une telle substance en caractérisant son

action auprès d'une population. L'estimation de la mortalité provoquée par une substance toxique dans des conditions expérimentales standardisées sur un échantillon d'une population d'une espèce de référence permet l'évaluation des diverses formes de toxicité du composé toxique donné (Environnement Canada, 2002). Plusieurs types d'essais visant à évaluer la toxicité aiguë, sublétales et chronique existent. Cependant, la durée actuelle de la plupart des tests (96 heures) permet surtout de déterminer la toxicité aiguë et sublétales (Chevalier, 1995).

L'évaluation de la toxicité des effluents miniers à l'aide d'organismes macroscopiques comme les daphnies, des invertébrés aquatiques et des poissons présente plusieurs désavantages. En effet, il existe d'importantes lacunes au niveau de la reproductibilité des résultats. De plus, ces tests ne permettent pas d'évaluer la toxicité des effluents faiblement contaminés, car leur exécution est complexe et ils sont dispendieux (Gray et O'Neill, 1997).

La nouvelle réglementation fédérale sur les effluents des mines de métaux suit les recommandations proposées par Whitlock et Mudder (2001), en exigeant des compagnies minières qu'elles effectuent un suivi des effets sur l'environnement aquatique. Dans le cadre de ce suivi, les entreprises doivent analyser l'eau des effluents, afin de respecter les limites prescrites dans la loi (Environnement Canada, 2002). Elles doivent également effectuer des tests de létalité aiguë chez les truites arc-en-ciel et les daphnies. Afin de vérifier si l'effluent de la mine affecte les poissons, les invertébrés ou les plantes aquatiques, les entreprises doivent effectuer des tests de toxicité sublétales sur des organismes dulcicoles ou marins, selon le type de milieu récepteur étudié. Les compagnies minières sont également dans l'obligation de réaliser des études de suivi biologique des poissons et des communautés d'invertébrés benthiques (Environnement Canada, 2002).

### **2.3. Sources potentielles de contamination des eaux**

Lors des activités d'extraction de minerai et de traitement des métaux précieux et de base, la principale source de contamination des eaux provient de l'oxydation des minéraux sulfurés contenus dans les murs des galeries souterraines, les parois des fosses à ciel ouvert, les parcs à résidus et les haldes de roches stériles. Les minéraux sulfurés, lorsqu'ils sont exposés à l'air, subissent une oxydation provoquant une acidification des eaux. Cette eau très acide dissout les métaux contenus dans certains minéraux. Lorsqu'ils se retrouvent dans le milieu récepteur, ces métaux peuvent affecter grandement la faune et la flore. Les mines de métaux de base sont en première ligne de la génération d'acidité des eaux, mais certains sites miniers de métaux précieux sont également concernés (Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998).

Une autre source potentielle de contamination du milieu aquatique provient de l'activité de traitement du minerai. Lors du traitement de minerai, les divers réactifs organiques et inorganiques utilisés sont susceptibles de se retrouver dans l'effluent de l'usine de traitement du minerai et, par la suite, dans celui du parc à résidus. Dans les effluents des usines de traitement de métaux précieux, des cyanures ainsi que des produits de leur dégradation, tels que l'ammoniac, sont parfois observés à l'effluent final (Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998; Ritcey, 1989).

Les effluents miniers peuvent aussi contenir des matières en suspension et divers autres polluants. Ainsi, certains composés azotés, dont l'ammoniac, sont générés lors des activités de dynamitage. Par ailleurs, les activités d'extraction peuvent occasionner la présence d'huiles et de graisses dans les effluents (e.g. U.S. Environmental Protection Agency, 1994a, 1994b et 1994c; Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998).

### **3. Mines de métaux de base (Cu-Pb-Zn)**

Maintenant que le concept de toxicité a été défini, la présente section va s'attarder principalement à présenter la problématique environnementale liée aux mines de métaux de base. Dans un premier temps, il sera traité du minerai et de son traitement. Par la suite, les impacts sur l'environnement de l'usage de ce type de gîte seront étudiés. Finalement, les méthodes de traitement traditionnelle et biologique des effluents miniers seront vues.

#### **3.1. Caractéristiques de la mine**

L'expression « mines de métaux de base (base metal deposits) » désigne les gîtes économiques pouvant contenir du cuivre, du plomb et ou du zinc. Il existe des gîtes de plomb et zinc et des gîtes de cuivre et zinc. Les principaux minéraux économiques des gîtes de plomb-zinc sont la galène (PbS) et la sphalérite (ZnS). Les autres métaux associés sont le cuivre, le fer, le mercure, l'arsenic, le cadmium, l'argent et l'or. La quantité de ces différents métaux à l'intérieur des gisements est extrêmement variable, et elle dépend de la nature de ces derniers (U.S. Environmental Protection Agency, 1994a). Après son extraction d'une mine souterraine ou de surface, le minerai est traité afin de séparer les minéraux contenant les métaux économiques de la gangue. Cette opération d'enrichissement de minerai ou encore de concentration comprend le concassage, le broyage, la classification et la séparation proprement dite (Ripley et al., 1996).

Le minerai est d'abord concassé et broyé afin d'être amené à une granulométrie où les minéraux économiques pourront être séparés de la gangue. Lors de cette étape, différents procédés peuvent être utilisés, mais une grande partie des exploitations de métaux de base nord-américaines emploient la flottation (Ripley *et al.*, 1996). À la fin du processus, des concentrés sont obtenus, à partir desquels devront être extraits les métaux économiques. Les résidus (ou rejets de flottation) seront, quant à eux,

acheminés dans des aires d'entreposage en surface spécialement conçus à cet effet (e.g. Vick, 1990; Aubertin *et al.*, 2002) ou encore retournés sous terre sous forme de remblais (e.g. Benzaazoua et Belem, 2002).

La flottation des minerais sulfureux est une science (un art) complexe dans laquelle différents réactifs sont utilisés. Les principaux réactifs de flottation utilisés sont présentés dans le tableau 1. Les noms anglais n'ont pas été traduits, car ils reviendront dans les tableaux suivants.

**Tableau 1 : Principaux réactifs utilisés dans la flottation des métaux de base (U.S. Environmental Protection Agency, 1994a et 1994c)**

Type de réactifs	Flottation du plomb	Flottation du zinc	Flottation du cuivre
<b>Collecteurs</b>	<i>Aerofloats</i> <i>Aerophine</i> <i>Minrec A</i> <i>Xanthates</i>	<i>Xanthates</i> <i>Aerofloats</i> <i>Sodium Aerofloat</i>	<i>Ethylxanthate</i> <i>Amylxanthate</i> <i>Isopropylxanthate</i> <i>Alkyl dithiophosphate</i> <i>Thionocarbamate</i>
<b>Agents moussants</b>	<i>Dow Froth</i> <i>Methyl Isobutyl Carbinol</i> <i>Pine Oil</i>	<i>Dow Froth</i> <i>Flotal B</i> <i>Methyl Isobutyl Carbinol</i> <i>Pine Oil</i>	<i>Aliphatic alcohol</i> <i>Pine oil</i> <i>Polyglycol ether</i>
<b>Activants</b>	<i>Alkaline Sulfides</i> <i>Phosphate</i>	<i>Copper Sulfate</i>	
<b>Dépresseurs</b>	<i>Cyanide (Sodium or Calcium)</i> <i>Sodium Bisulfate</i> <i>Dichromate</i> <i>Zinc Hydrosulfate</i> <i>Zinc Sulfate</i>	<i>Sulfur Dioxide</i> <i>Sodium Hydrogen Sulfide</i> <i>Zinc Sulfate</i> <i>Sodium Cyanide</i>	<i>Cyanide salt</i>

### **3.2. Effets sur l'environnement**

Comme il a été précisé précédemment, il existe plusieurs sources potentielles de contamination des eaux sur un site minier. Les eaux de pompage de la mine et les eaux percolant à travers les empilements de stériles et de minerais peuvent être contaminées par les résidus d'explosifs (composés azotés) ainsi que des huiles et des

graisses. Les boues et les eaux de traitement du minerai contiennent différents réactifs ayant servi lors de la flottation ainsi que des traces de graisse et d'huile provenant des équipements (e.g. U.S. Environmental Protection Agency, 1994a). Toutes les eaux énumérées sont acheminées dans un bassin endigué avec les résidus de traitement. Habituellement, il n'y a donc qu'un effluent à traiter pour un site minier donné (U.S. Environmental Protection Agency, 1994a).

### **3.2.1. Réactifs de flottation**

Après que les minéraux d'intérêt soient séparés de la gangue lors de la flottation, les résidus contenant de 20 à 50 % de solide sont éliminés. En plus des minéraux de la gangue, on y retrouve de faibles concentrations de minéraux économiques. La partie liquide est, quant à elle, composée d'eau, de solides dissous ainsi que de faibles quantités des réactifs non consommés lors du processus de flottation (U.S. Bureau of Mines, 1984).

Différents auteurs se sont intéressés à la toxicité des différents réactifs utilisés lors de la flottation des minerais de métaux de base. L'étude la plus exhaustive est celle effectuée par Hawley (1972). L'auteur s'est intéressé à la toxicité létale de la plupart des réactifs utilisés lors de la flottation. Il ressort de cette étude que tous les réactifs utilisés amènent une mort chez 50 % des individus de différentes espèces de poissons et d'organismes aquatiques à des concentrations variant entre 0.05 et 10 000 ppm (TL<sub>50</sub>). Les composés les plus toxiques sont le cyanure de sodium (TL<sub>50</sub> de 0,05 à 10 ppm) ainsi que les xanthates (TL<sub>50</sub> de 0,18 à 1,8 ppm pour Na isopropyl xanthate chez la truite arc-en-ciel) et les dithiophosphates (TL<sub>50</sub> de 0,1 à 1,0 ppm pour le Na diisopropyl dithiophosphate chez *Daphnia magna*).

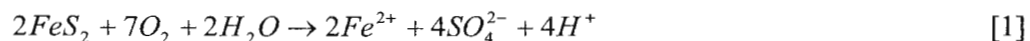
L'information apportée par ces tests de toxicité doit être analysée en tenant compte des conditions rencontrées dans l'industrie minière. Les résultats de ce type d'étude

doivent donc être analysés en tenant compte des dosages et des concentrations résiduelles avant de poser un jugement (Ritcey, 1989). Ainsi, les concentrations de réactifs habituellement rencontrées dans les effluents miniers sont inférieures à 2 mg/l, et elles n'excèdent que rarement 4 mg/l (Hawley, 1972). C'est pourquoi les études effectuées par la suite ne se sont intéressées qu'aux composés chimiques les plus toxiques soit les xanthates et certains agents moussants tels l'alcool pentyl, le propylène glycol, l'huile de pin et l'acide cresylic (e.g. Webb *et al.*, 1976; Leduc *et al.*, 1976). Les résultats de ces études démontrent que les concentrations toxiques sont nettement supérieures aux concentrations rencontrées dans les eaux résiduelles des usines de traitement de métaux communs, soit 2 mg/l (Hawley, 1972; Webb *et al.*, 1976).

D'ailleurs, aucune mine de métaux de base ne semble traiter ses eaux pour détruire les différents réactifs présents dans les eaux de traitement. Les concentrations rencontrées sont faibles, et l'oxydation directe et microbienne de ces composés organiques permet une détoxification de l'eau à un niveau acceptable (Ritcey, 1989 ; Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1998).

### **3.2.2. Drainage minier acide (DMA)**

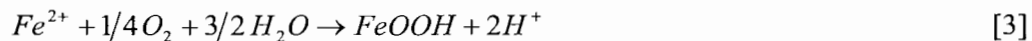
Au cours du traitement et de la concentration du minerai, les sulfures sont concassés et broyés afin d'être séparés de la gangue. Cette dernière est entreposée dans un parc à résidus. L'oxydation des minéraux de la famille des sulfures (particulièrement la pyrite qui est le sulfure prédominant dans ces minerais) est décrite à l'aide des équations suivantes (e.g. Kleinmann *et al.*, 1981; Ritcey, 1989; Blowes et Ptacek, 1994; Perkins *et al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997). La première étape est l'oxydation directe de la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) par l'oxygène qui va produire des sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), du fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) et de l'acidité ( $\text{H}^+$ ) :



À la seconde étape, le fer ferreux est oxydé en fer ferrique ( $Fe^{3+}$ ). À faible pH ( $< 4$ ), des bactéries (dont *Acidithiobacillus ferrooxidans*) catalysent la réaction provoquant l'augmentation de sa vitesse d'un facteur de 20 à 1 000 000 fois (e.g. Nordstrom et Southam, 1997). Cette réaction peut s'écrire :



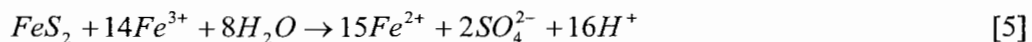
Le fer ferreux peut également être oxydé en hydroxyde de fer ( $FeOOH$ ) et produire de l'acidité :



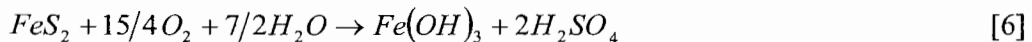
À un pH  $> 4$ , le  $Fe^{3+}$  est précipité sous forme d'hydroxyde ferrique ( $Fe(OH)_3$ ), ce qui augmente l'acidité produite :



Si le pH est  $< 4$ , le fer ferrique peut demeurer soluble et oxyder directement la pyrite, libérant encore plus d'acide dans l'environnement :



La réaction globale d'oxydation de la pyrite peut être exprimée ainsi :



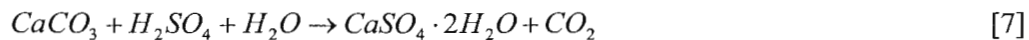
Ces équations montrent que l'oxydation d'une mole de pyrite génère deux moles d'acide sulfurique. On considère habituellement (e.g. Aubertin *et al.*, 2002) que l'oxydation directe par l'oxygène (Équation 1) se produit à un pH près de la neutralité ( $5 < pH < 7$ ), contrairement à l'oxydation indirecte (Équation 5) qui prédomine à plus bas pH ( $pH < 4$ ). Le taux d'oxydation (i.e. la quantité d'acide produite pour une période de temps donnée) des sulfures dépend de plusieurs facteurs (Perkins *et al.*,



1995), incluant l'apport en oxygène, la température, le pH, l'activité bactérienne, l'aire des surfaces des minéraux et la cristallographie de ces derniers. De façon générale, on considère que le taux de réaction est contrôlé par l'équation 2. Ce taux est faible à pH neutre et, grâce à la présence des bactéries, il augmente lorsque le pH diminue.

### **3.3. Méthodes traditionnelles de traitement du DMA**

Il existe plusieurs méthodes de traitement permettant de neutraliser et de réduire la charge en métaux du DMA : la neutralisation chimique, l'osmose inversée, l'extraction par solvant ou par électrolyse ainsi que la distillation. Lors de la neutralisation chimique, le produit neutralisant (calcite et chaux) réagit avec l'acide sulfurique pour produire du gypse :



Les métaux présents dans l'eau acide précipitent alors sous forme d'hydroxydes. L'efficacité de la précipitation est liée au pH du système de traitement.

La neutralisation du DMA peut se faire de différentes façons. Les principales méthodes de traitement chimique du DMA sont les drains anoxiques calcaires (DAC), le chaulage conventionnel et le traitement par boues de haute densité (BHD). Plus d'information sur les méthodes de traitement du DMA à l'aide de processus chimiques peut être trouvé dans la littérature (pour les DAC, Cravotta III et Trhan, 1999; Kirby, 2004 et pour le chaulage conventionnel et le traitement par BHD, Ritcey, 1989; Aubé, 2004).

Les méthodes chimiques de traitement du DMA s'avèrent efficaces pour neutraliser l'acidité et faire précipiter les métaux. On considère cependant que le meilleur moyen de bien contrôler le DMA est l'usine à boue à haute densité. Ce dernier procédé a l'avantage de nécessiter moins de superficie d'entreposage des résidus, car les boues produites contiennent un plus fort pourcentage de solide. Il faut également noter que ce type d'usine peut traiter un fort débit de DMA. Ainsi, l'usine Sullivan a été conçue pour traiter de 8 000 à 27 000 litres à la minute (Aubé, 2004).

### **3.4. Méthodes de traitement biologique du DMA**

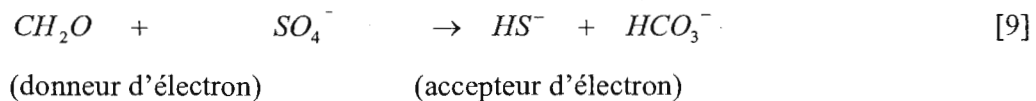
Les systèmes de traitement biologique sont complexes, et différents mécanismes sont impliqués dans la réduction de la concentration en métaux et la neutralisation de l'acidité provenant du DMA. Les mécanismes les plus souvent impliqués sont (Gusek, 2001) : i) précipitation de sulfures et de carbonates catalysés par des bactéries sulfato-réductrices dans la zone anaérobie; ii) précipitation d'hydroxydes et d'oxydes catalysées par des bactéries dans la zone aérobie; iii) filtration des matériaux en suspension; iv) emprisonnement des métaux à l'intérieur des tissus des plantes vivantes et v) adsorption et échanges avec les matériaux biologiques.

#### **3.4.1. Biofiltres passifs sulfato-réducteurs (BPSR)**

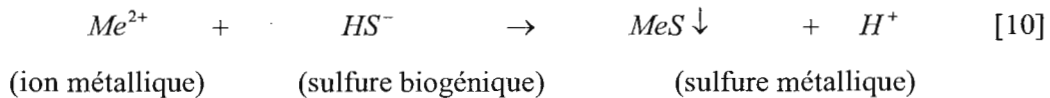
Les biofiltres passifs sulfato-réducteurs (BPSR) sont des systèmes anaérobies passifs utilisant un substrat organique pour traiter le DMA. Lors de leur respiration anaérobie, les bactéries sulfato-réductrices (BSR) oxydent la matière organique. Il y aura production d'ions de sulfure d'hydrogène ( $\text{HS}^-$ ) et bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ) lors de ce processus d'oxydation. En présence de ces ions, les métaux dissous précipiteront sous la forme de sulfures, de carbonates ou d'hydroxydes. Il peut également y avoir complexation et échange ionique des métaux avec le substrat organique (e.g. McIntire et Edenborn, 1990 et Hammack *et al.*, 1994).

Les principales réactions se produisant lors du processus de réduction des sulfates en présence de métaux lourds sont (Utgikar *et al.*, 2001) :

1° croissance des BSR



2° précipitation des métaux sous forme de sulfures



Ces réactions se traduisent par la production d'un précipité noir (sulfures métalliques) et une augmentation du pH liée à la présence de bicarbonates ( $HCO_3^-$ ) et de carbonates ( $CO_3^{2-}$ ).

Les BSR se développent mieux lorsque les sources sont des composés organiques à faible poids moléculaire comme les acides organiques (lactate, pyruvate, formate et malate), les acides volatils (acétate) et des alcools (éthanol, propanol, méthanol et butanol). Toutes les BSR ne peuvent décomposer les différentes sources de carbone énumérées précédemment. Ainsi, les bactéries du genre *Desulfovibrio* n'utilisent pas l'acétate comme accepteur d'électron alors que plusieurs espèces du genre *Desulfotomaculum* peuvent l'utiliser. Quelques rares espèces de BSR peuvent même utiliser le  $CO_2$  et l'hydrogène comme source de carbone, mais il s'agit d'exceptions (Hao *et al.*, 1996; Gibson, 1990; Widdel, 1988).

D'autres substances tels l'azote et le phosphore sont nécessaires à la croissance des BSR et pourraient être ajoutées à l'eau à traiter. Le DMA contient habituellement toutes les substances nécessaires à la croissance des BSR, dont de nombreux

oligoéléments. Dans certains essais en laboratoire, l'eau provenant du DMA d'un site minier est traitée de façon beaucoup plus efficace que le DMA synthétique ne contenant que des sulfates et des métaux (Foucher *et al.*, 2001).

L'ion sulfure produit lors de la réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices est toxique pour ces dernières et pour la plupart des autres bactéries anaérobiques. Comme illustré à la figure 1, la distribution du sulfure en ses différentes espèces ( $S^{2-}$ ,  $HS^-$  et  $H_2S$  dissous) à l'intérieur de l'environnement aqueux varie en fonction du pH et des conditions d'oxydoréduction. La toxicité des sulfures dépend donc également de ces paramètres, car la forme ion hydrogènesulfure ( $HS^-$ ) est celle responsable de la toxicité et de l'inhibition des bactéries. Même si les BSR sont plus tolérantes que d'autres types de bactérie à la présence de l'ion hydrogènesulfure, des concentrations supérieures à 1 000 mg/L inhibent l'activité des BSR de 50 % (Utgikar *et al.*, 2001).

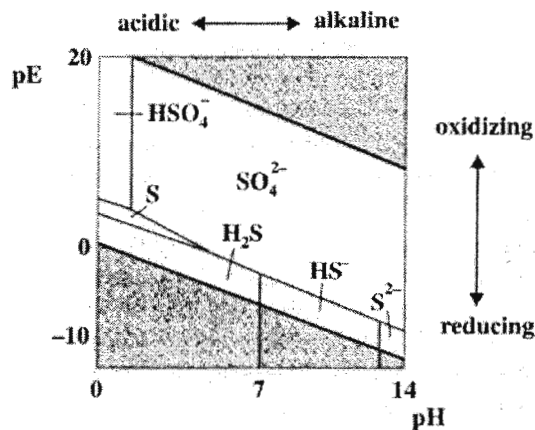


Figure 1 : Spéciation des sulfures en fonction des conditions d'oxydoréduction et du pH (Howard, 1998)

Les ions sulfures produits lors de la réduction des sulfates peuvent prévenir l'effet nocif des métaux lourds en les faisant précipiter. Ce phénomène est appelé

« protection par les sulfures » (Utigikar *et al.*, 2001). Par contre, la présence de ce précipité de sulfures entourant les bactéries peut inhiber leur activité de réduction des sulfates. Cet effet d'inhibition est externe aux cellules et non toxique pour ces dernières. La culture bactérienne demeure viable et conserve ses propriétés de réduction des sulfates, mais elle ne peut plus réagir avec son milieu (Utigikar *et al.*, 2001).

Les milieux acides anaérobies présentent une biodiversité considérable, et on y retrouve des BSR capables de réduire les sulfates à des pH avoisinants 3-4 (Baker et Banfield, 2003; Kolmert et Johnson, 2001 et Elliott *et al.*, 1998). L'efficacité des biofiltres passifs sulfato-réducteurs jusqu'à un pH de 3 semble démontrer que lorsqu'elles sont bien établies et forment un biofilm, les BSR neutrophiles peuvent résister à des conditions défavorables (Kolmert et Johnson, 2001).

Les BSR produisent donc de l'alcalinité et des sulfures lors de l'oxydation de composés organiques simples en milieu anaérobie, acide et riche en métaux. Ces deux processus sont prépondérants dans le traitement du DMA par les BSR, mais d'autres phénomènes peuvent se produire à la surface et à l'intérieur des BSR. La biosorption des métaux est un de ces phénomènes. Ce processus est impliqué dans la précipitation et le piégeage du cuivre et du cadmium dans les réacteurs utilisant un biofilm de BSR (Gadd, 2000). Il s'agit d'un processus jugé très efficace pour les systèmes de traitement impliquant d'autres types de bactéries que les BSR ainsi que les algues et les champignons (Gadd, 2000). Par contre, nous n'avons trouvé aucune mention de l'efficacité relative de ce processus par rapport à la précipitation des sulfures et la génération d'alcalinité dans les systèmes de traitement utilisant les BSR.

BioteQ Environmental Technologies Inc., une entreprise canadienne, a développé un procédé industriel de précipitation des métaux utilisant les BSR comme producteur de H<sub>2</sub>S. Le H<sub>2</sub>S généré dans un bioréacteur est ajouté à l'eau contaminée dans un mélangeur pour ensuite être envoyé dans un épaisseur. La boue peut ensuite être

asséchée grâce à un système de filtres et les métaux récupérés (e.g. Marchant, 2002 ; BioteQ Environmental Technologies Inc., 2003). Un tel système a été installé à la mine Raglan située dans le Grand Nord québécois au cours de l'été 2003.

### **3.4.2. Traitement marécageux**

Le traitement marécageux consiste à utiliser les propriétés de rétention des métaux par les marécages pour atteindre les normes environnementales. Les marécages aménagés sont des systèmes écologiques conçus pour optimiser divers processus naturels tant physiques, que chimiques, microbiens ou à médiation végétale. Dans le système construit, l'effluent de DMA s'écoule par gravité dans le marécage, et l'atténuation des teneurs en métaux et la neutralisation sont progressives. Les concentrations en métaux sont abaissées par précipitation, chélation et échanges, alors que la neutralisation est surtout le résultat de l'augmentation de l'alcalinité attribuable aux réactions chimiques et à l'action microbienne, y compris la dissolution du calcaire pour certaines variantes de ce type de traitement (e.g. Kalin, 1993; Goulet et Pick, 2001).

Dans les marais épurateurs anaérobies, la neutralisation et la précipitation des métaux sont en grande partie contrôlées par les bactéries sulfato-réductrices. L'accumulation des métaux par les plantes à l'intérieur des marais est jugée marginale par certains auteurs (Gazea *et al.*, 1996; Goulet et Pick, 2001). Les processus fondamentaux sont donc identiques à ceux des biofiltres passifs sulfato-réducteurs (Gazea *et al.*, 1996). Nous pouvons donc nous référer aux équations 9 et 10 pour expliquer le phénomène d'épuration des eaux. Dans les marais épurateurs aérobies, la précipitation des métaux se fait quant à elle sous forme d'oxydes et surtout d'hydroxydes.

Les marais épurateurs ne sont pas conçus pour traiter des eaux dont les pH sont inférieurs à 5. La végétation agissant comme support aux bactéries pourrait mourir et,

dans le cas des marais aérobies, il pourrait y avoir remise en solution des métaux (Gazea *et al.*, 1996; Berghorn et Hunzeker, 2001). C'est pourquoi on ajoute parfois un prétraitement à l'aide d'un drain anoxique calcaire avant de procéder au traitement marécageux.

Les marais à circulation verticale visent à résoudre la difficulté des marais épurateurs à traiter les eaux trop acides par l'installation d'un lit de calcaire sous un marais aménagé. La circulation de l'eau du bas vers le haut permet une augmentation du pH (Nairn et Mercer, 2000). Des exemples d'utilisation de marais épurateurs pour traiter du DMA peuvent être trouvés dans Skousen et Ziemkiewicz (1996).

### 3.5. Exemples de traitement biologique du DMA

Il existe de nombreux marais épurateurs servant au traitement du DMA provenant des mines de charbon aux États-Unis et dans d'autres pays. Par contre, cette méthode est peu utilisée pour traiter les effluents miniers des mines de métaux communs, car comme nous pouvons le voir au tableau 2, les charges en métaux et l'acidité rencontrées dans ce type de gîte sont habituellement plus élevées. Cette section traitera donc de l'utilisation de deux configurations différentes de biofiltres passifs sulfato-réducteurs pour traiter le DMA des mines de métaux.

**Tableau 2 : Caractéristiques des eaux d'exhaure non traitées provenant de mines de métaux communs canadiennes et mines de charbon de Virginie occidentale (Anon., 1987 et Brown *et al.*, 1996)**

Exploitations	Métaux communs			Charbon 3 sites
	Site 1	Site 2	Site 3	
pH	2,6 à 3,0	2,4 à 2,8	2,5 à 4,0	3,6 à 4,3
Sulfates (mg/l)	1200	-	-	640 à 2850
Al (mg/l)	-	-	35 à 150	41 à 80
Fe (mg/l)	500 à 1200	500 à 800	200 à 1000	1 à 151
Zn (mg/l)	1700	300 à 500	30 à 200	1 à 2

### 3.5.1. Nickel Rim, Sudbury, Ontario

Un mur réactif perméable (MRP) a été installé par l'équipe de Blowes en 1995 sur le site minier Nickel Rim de Sudbury, afin d'intercepter un panache d'eau souterraine contaminée par du DMA (e.g. Benner *et al.*, 2002; Bain *et al.*, 2000; Johnson *et al.*, 2000). Le mur est constitué de composte, une source de carbone pour les BSR et de gravier fin, pour assurer une bonne conductivité hydraulique et éviter l'effet de barrage (Benner *et al.*, 1999). L'augmentation de l'alcalinité et la présence d'hydrogène de soufre ( $\text{HS}^-$ ) biogénique favorisent la précipitation du mackinawite ( $\text{FeS}$ ). Les concentrations en fer et en sulfates sont donc réduites. La figure 2 représente une coupe parallèle à l'écoulement de l'eau souterraine où l'on peut voir l'effet du mur réactif perméable sur le panache d'eau contaminée. Ainsi, les concentrations en fer et en sulfate sont réduites de plus de 30 %, et il y a production nette d'alcalinité (Benner *et al.*, 2002).

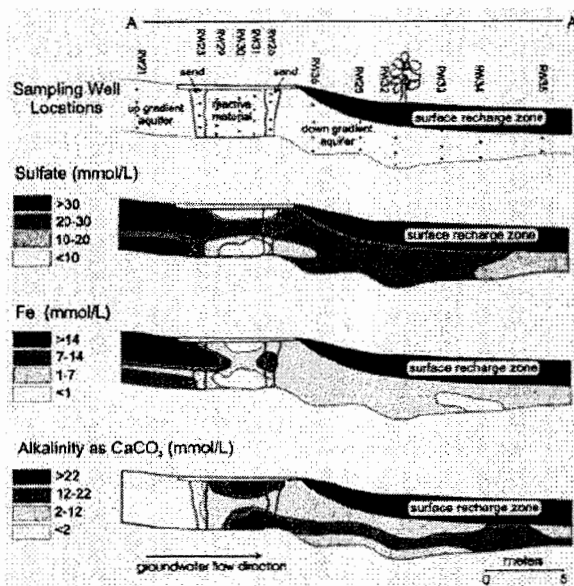


Figure 2 : Coupe au travers de l'aquifère contaminé et du mur réactif perméable (Benner *et al.*, 2002)



Les études de cette équipe ont démontré que l'activité microbienne décroît lors de la saison froide, et que les effets de l'écoulement préférentiel sont importants (Benner *et al.*, 1999). De plus, ils ont démontré que même un design de MRP simple peut réduire la quantité de sulfates, augmenter l'alcalinité et faire précipiter les métaux.

### 3.5.2. Calliope Mine, Butte, Montana

Trois réacteurs utilisant les BSR ont été construits, afin de vérifier l'applicabilité de ce procédé pour traiter le DMA provenant d'un empilement de stériles générateurs d'acide et d'une galerie à flan de coteau (*adit*) d'une mine abandonnée. Les bioréacteurs ont fonctionné de décembre 1998 à juillet 2001 (MSE Technology Application, Inc., 2002). Les concentrations en métaux rencontrées dans le DMA sont présentées dans le tableau 3, alors que le schéma des systèmes se retrouve à la figure 3. Il faut noter que les débits traités étaient de l'ordre de 3,79 l/m.

**Tableau 3 : Analyses du DMA et objectifs à rencontrer (MSE Technology Application, Inc., 2002)**

	pH	Al ( $\mu\text{g/l}$ )	Cd ( $\mu\text{g/l}$ )	Cu ( $\mu\text{g/l}$ )	Fe ( $\mu\text{g/l}$ )	Mn ( $\mu\text{g/l}$ )	Zn ( $\mu\text{g/l}$ )	As ( $\mu\text{g/l}$ )	SO <sub>4</sub> ( $\mu\text{g/l}$ )
<b>Minimum</b>	3,29	11,0	3,1	2,8	8,0	690	990	1,1	69,8
<b>Maximum</b>	7,52	14,1	41,9	3,05	8,67	3,77	11,1	10,9	229,0

Deux des trois réacteurs ont été placés sous la surface du sol (bioréacteurs II et III), alors que le troisième a été placé à la surface (bioréacteur IV). Ce dernier réacteur construit à la surface permet de vérifier l'effet du froid et du gel sur les BSR. De plus, les bioréacteurs II et IV sont pourvus d'une section de prétraitement, dans le but d'évaluer l'effet de ce dernier sur l'efficacité du traitement (MSE Technology Application, Inc., 2002).

Chacun des réacteurs a été rempli d'un mélange de matière organique (80 % fumier de vache et 20 % paille), de calcaire concassé (7,5 à 12,5 cm) et de cailloux de

granodiorite (7,5 à 12,5 cm) placé dans 2 à 4 chambres distinctes. La composition du mélange réactif était optimisée afin de répondre aux conditions définies Cocos *et al.* (2002) soit : i) de permettre un taux de réduction des sulfates élevé; ii) d'avoir une longue durée de vie; iii) d'offrir les conditions hydrauliques recherchées; iv) d'être disponible à faible coût et v) de ne pas introduire de sous-produits nuisibles à l'environnement (Cocos *et al.*, 2002).

Les deux premières chambres des réacteurs II et IV constituent la partie de prétraitement. On y retrouve une chambre remplie de matière organique suivie d'une chambre contenant du calcaire concassé. Ces chambres de prétraitement sont suivies d'une chambre contenant de la matière organique et de la longue chambre contenant la granodiorite. Afin d'évaluer l'efficacité de celle-ci, le réacteur III est dépourvu de chambres de prétraitement. Une description complète et des plans détaillés des systèmes sont présentés dans le rapport de MSE Technology Application, Inc. (2002).

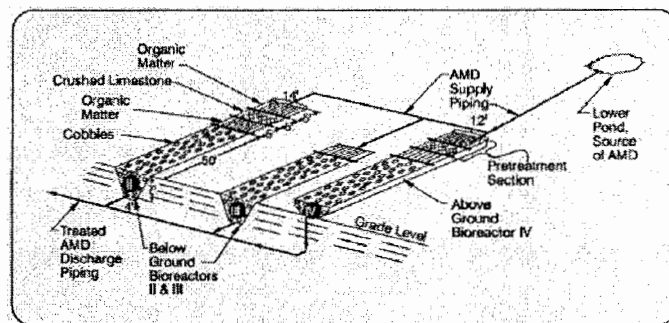


Figure 3 : Vue isométrique des 3 bioréacteurs (MSE Technology Application Inc., 2002).

Au cours de sa période de fonctionnement, des échantillons ont été prélevés à l'influent et à l'effluent, à tous les mois. Les essais de suivis en continu du pH, de la température, de la vitesse d'écoulement et du niveau d'eau se sont avérés infructueux, la présence de dépôts de matière organique et de précipités chimiques empêchant un

fonctionnement adéquat de l'appareillage. À la fin du projet, les matériaux provenant du démantèlement du système ont été caractérisés (MSE Technology Application Inc., 2002).

Les résultats pour l'ensemble de la période d'opération pour le pH, l'alcalinité, le fer et le zinc sont représentés à la figure 4. Il y a amélioration du pH (neutralisation de l'acidité), une augmentation de l'alcalinité et une baisse appréciable des concentrations en fer et en zinc. Au début de l'opération du biofiltre, 99 % du zinc était enlevé. Les auteurs suggèrent une sorption des métaux à la surface de la matière organique pour expliquer ce phénomène. Lorsque cette dernière a été saturée en métaux, la concentration en zinc à la sortie des réacteurs s'est stabilisée (MSE Technology Application Inc., 2002). Le cas du fer est particulier; au début, les phénomènes de sorption par la matière organique ont prévalu. Par la suite, les concentrations en fer à la sortie des réacteurs sont plus grandes que celles à l'entrée. Les auteurs expliquent ce phénomène par la réduction du  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{Fe}^{2+}$  sous des conditions anaérobies. La source du  $\text{Fe}^{3+}$  serait le  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en suspension dans le DMA (MSE Technology Application Inc., 2002).

D'autres résultats démontrent que, malgré la présence d'activité microbienne, il n'y a pas eu de baisse significative des sulfates en solution (voir le rapport de MSE Technology Application Inc. (2002)). Cette dernière observation combinée à la prévalence du phénomène de sorption dans les bioréacteurs suggèrent qu'il y a eu qu'une très faible sulfato-réduction. Ce phénomène peut être causé par plusieurs phénomènes dont : i) les importantes variations chimiques de l'influent; ii) la longue période de latence des BSR en raison de la construction hivernale du système et/ou des populations de BSR peu actives. À la lumière des résultats présentés dans le rapport de MSE Technology Application Inc. (2002), il est difficile de statuer sur l'efficacité réel du système de traitement passif biologique installé sur le site minier Calliope.

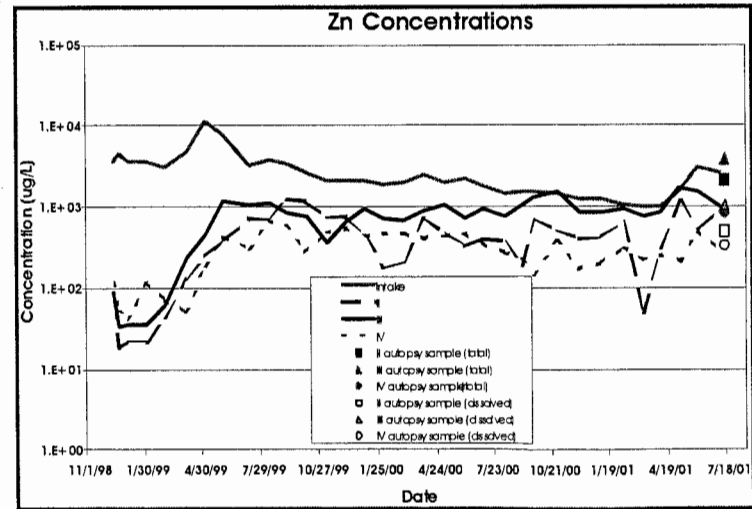
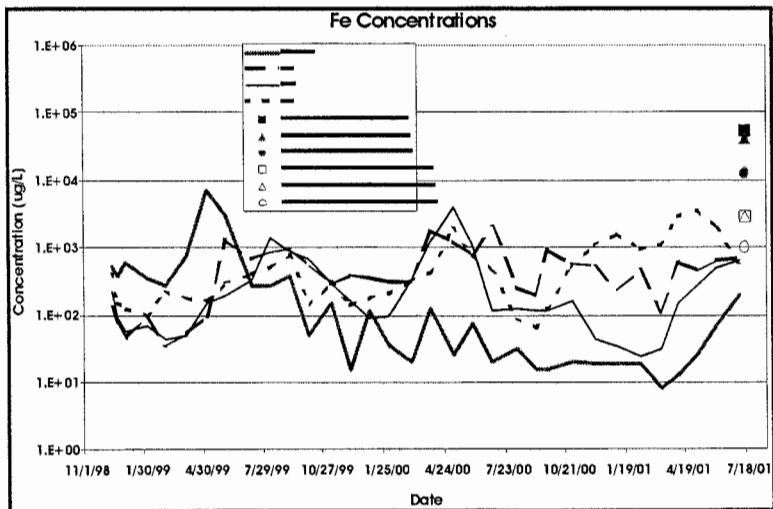
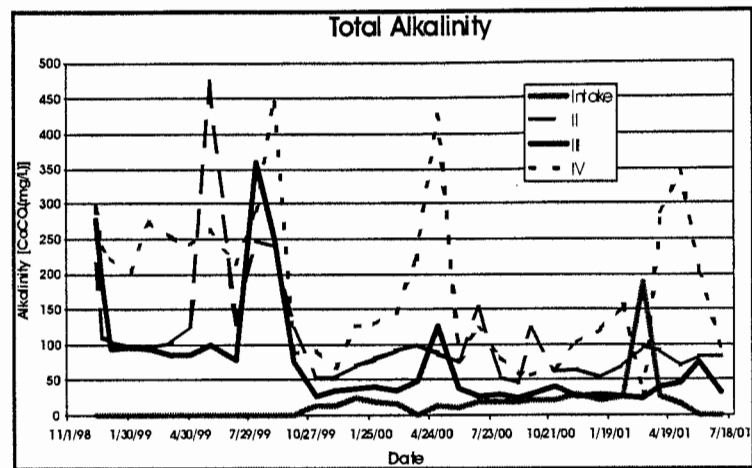
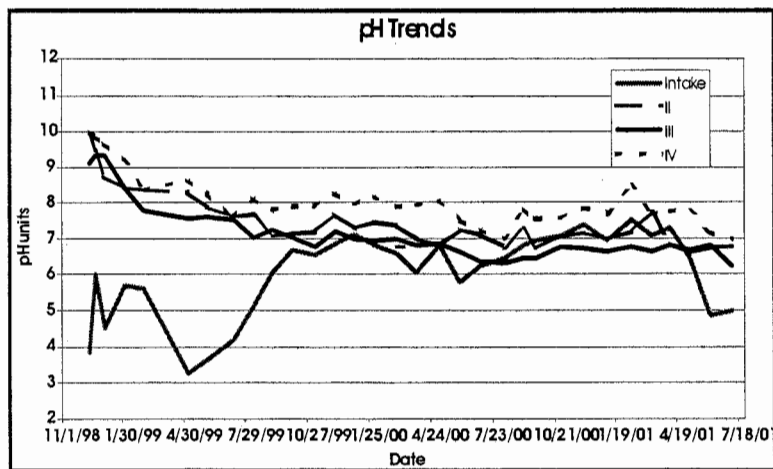


Figure 4 : Variation de certains paramètres en fonction du temps (MSE Technology Application Inc., 2002)

## **4. Mines de métaux précieux (Au-Ag)**

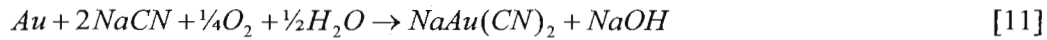
### **4.1. Caractéristiques de la mine**

L'expression « métaux précieux » fait habituellement référence aux mines d'or et d'argent. Ces deux métaux sont parfois des sous-produits des mines de cuivre et de cuivre-zinc, auxquelles ils ajoutent une plus-value (Franklin, 1996). Certains de ces gîtes de cuivre-zinc sont si riches en or que l'on en fait une catégorie géologique distincte, les sulfures massifs aurifères (Poulsen et Hannington, 1996). On retrouve également l'or et l'argent associés dans des filons de quartz et carbonates mésothermaux. Ces deux métaux se retrouvent alors associés à certains sulfures dont la pyrite, l'arsénopyrite et la chalcopyrite présents dans les veines et leurs épontes (Poulsen, 1996).

Le type de gîtes de métaux précieux et l'assemblage minéralogique sont des facteurs déterminants dans le choix d'une méthode de traitement. Étant donné le prix de l'or, on cherchera à en maximiser la récupération en utilisant différentes méthodes de traitement de minerais (Weiss, 1985). S'il s'agit d'un gisement contenant également des métaux de base, la flottation sera choisie. Dans d'autres cas, la séparation gravimétrique et/ou la cyanuration seront utilisées (U.S. Environmental Protection Agency, 1994b). Étant donné son importance et son potentiel de pollution, nous nous attarderons plus particulièrement à la cyanuration que l'on retrouve dans pratiquement toutes les mines canadiennes de métaux précieux.

L'extraction de l'or et de l'argent à l'aide de cyanures peut s'effectuer principalement à l'aide de deux procédés, soit les procédés Merrill-Crowe et au charbon (CIP/CIL). Les concentrations de cyanures fréquemment utilisées varient de 0,25 à 0,7 kg de NaCN ou Ca(CN)<sub>2</sub> par tonne de minerai (Mudder *et al.*, 2001a ; Aubertin *et al.*, 2002).

Les réactions générales se produisant lors de la cyanuration sont :



Les eaux usées provenant de ces méthodes de traitement génèrent des eaux alcalines (traitement de pH 10 à 12,2 pour limiter la consommation de CN et empêcher sa transformation en HCN) contenant : des ions cyanures, des complexes métallocyanures stables et des produits de cyanuration, soit les thiocyanates (CNS) et cyanates (CNO) (Mudder *et al.*, 2001a).

#### **4.2. Effets sur l'environnement**

Les principaux composés de cyanures retrouvés dans les effluents miniers sont : i) les cyanures libres [CN<sup>-</sup> et HCN]; ii) les composés cyanurés simples et fortement solubles [NaCN, KCN, Ca(CN)<sub>2</sub> et Hg(CN)<sub>2</sub>]; iii) les composés cyanurés simples et faiblement solubles [Zn(CN)<sub>2</sub>, Cd(CN)<sub>2</sub>, CuCN, Ni(CN)<sub>2</sub> et AgCN]; iv) les complexes faibles [Zn(CN)<sub>4</sub><sup>-2</sup>, Cd(CN)<sub>3</sub><sup>-</sup> et Cd(CN)<sub>4</sub><sup>-2</sup>]; v) les complexes modérément forts [Cu(CN)<sub>2</sub><sup>-</sup>, Cu(CN)<sub>3</sub><sup>-2</sup>, Ni(CN)<sub>4</sub><sup>-2</sup> et Ag(CN)<sub>2</sub><sup>-</sup>]; vi) les complexes forts [Fe(CN)<sub>6</sub><sup>-3</sup>, Fe(CN)<sub>6</sub><sup>-4</sup>, Co(CN)<sub>6</sub><sup>-4</sup> et Au(CN)<sub>2</sub><sup>-</sup>]. On retrouve également les cyanates (CNO) et les thiocyanates (CNS) (Mudder *et al.*, 2001a).

Les composés cyanurés n'ont pas tous la même toxicité. L'acide cyanhydrique gazeux (HCN) est la forme la plus toxique suivie par l'ion cyanure (CN<sup>-</sup>) en solution. Le cyanure est toxique et asphyxiant. Il entrave l'action des enzymes qui aident les cellules à capter l'oxygène. Lorsqu'elles ne peuvent plus capter d'oxygène, elles produisent de l'acide lactique, se détériorent et meurent. L'absorption des cyanures peut se faire par ingestion, par inhalation ou par voie cutanée (Mudder *et al.*, 2001a).

La toxicité des cyanures varie selon leur stabilité. La dose létale de cyanures libres (CN et HCN) pour les humains est de 1 à 3 mg/kg (poids de la personne) par ingestion et 100 à 300 ppm par inhalation. La dose létale de cyanures libres pour les invertébrés aquatiques en eau douce varie entre 0,03 et 0,2 mg/l. Une concentration de 0,1 mg/l de cyanures libres est reconnue létale pour les espèces sensibles en milieu aquatique. La toxicité des complexes métallocyanures est reliée à leur potentiel de dégagement de cyanures libres qui lui-même dépend du pH (complexes métallocyanures) et du rayonnement ultraviolet (complexes de fer). Le LC<sub>50</sub> (96 heures) du thiocyanate (CNS) pour les poissons est évalué à 150-250 mg/L alors que le LC<sub>50</sub> (96 heures) du cyanate (CNO), pour les mêmes organismes est d'environ 4-82 mg/L (Mudder *et al.*, 2001a; Hagelstein et Mudder, 2001).

#### **4.3. Méthodes traditionnelles de traitement**

Le choix d'un procédé de traitement des rejets de cyanuration est complexe, car plusieurs facteurs sont à considérer. Les plus importants sont le volume de solution à traiter, la concentration des cyanures dans la solution, la forme et la stabilité des complexes cyanurés, la présence de cyanures de fer, la présence d'autres composés comme le thiocyanate et les thioisels, les conditions climatiques et les limites permises par la réglementation (Mudder *et al.*, 2001a).

Parmi les différentes approches pour traiter des effluents contaminés au cyanure, on retrouve la dégradation naturelle. Cette dernière consiste à recueillir les effluents miniers dans un bassin et à les laisser séjourner à l'air libre. Les différents composés sont détruits par volatilisation, hydrolyse, photodégradation, oxydation chimique, biodégradation et précipitation des complexes peu solubles (e.g. Mudder *et al.*, 2001a; Zagury *et al.*, 2004). L'efficacité de la dégradation naturelle dépend de la chaleur, de l'exposition à la lumière, du mouvement de l'eau et du rapport superficie/profondeur du bassin. Il s'agit du procédé le plus employé par l'industrie

minière, car le séjour en bassin avant l'oxydation chimique ou biologique est courant (Mudder *et al.*, 2001a). Même si elle est largement employée, la dégradation naturelle des cyanures est peu étudiée. Ainsi, l'importance relative des principaux phénomènes impliqués dans la dégradation naturelle n'est pas connue (Zagury *et al.*, 2004; Gagnon *et al.*, 2004).

Une autre méthode permettant de détruire les cyanures est le procédé  $\text{SO}_2/\text{O}_2$  qui a été développé par la compagnie INCO à la fin des années 1970. Dans ce procédé, le cyanure libre  $\text{CN}^-$  est transformé en CNO en utilisant un mélange de  $\text{SO}_2$  et d'oxygène. L'acide sulfurique formé lors des réactions est neutralisé par l'ajout de chaux, afin de maintenir le pH du milieu entre 8 et 10. Ce procédé permet de traiter les complexes de métallocyanures faibles (voir équations) et une partie du CNS. Les cyanures de fer peu solubles sont, quant à eux, précipités (Mudder *et al.*, 2001a). De l'ammoniaque est produite lors de l'oxydation du cyanate; ce dernier composé et les thiocyanates peuvent entraîner un niveau de toxicité de l'effluent supérieur aux limites réglementaires.

Il existe également d'autres procédés visant à détruire les cyanures, notamment la méthode Noranda / $\text{SO}_2$ , la chloration alcaline, le procédé AVR et le procédé Degussa. Les principaux avantages et inconvénients de ces différentes méthodes peuvent être trouvés dans Mosher et Figueroa (1996), Soto *et al.* (1996) et Aubertin *et al.* (2002).

#### **4.4. Méthodes de traitement biologique**

Lors du traitement biologique des cyanures, des bactéries transforment les cyanures libres et les complexes de métallocyanures en bicarbonate et en ammoniaque. Les métaux libérés sont précipités ou absorbés par le biofilm (Akcil, 2003). Ce n'est que depuis le développement d'une méthode de traitement des effluents miniers, par la compagnie Homestake, au début des années 1980, que de nombreux chercheurs se



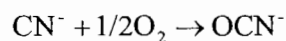
sont intéressés à la destruction des cyanures par différents genres de bactéries (e.g. Boucabeille *et al.*, 1994; Suh *et al.*, 1994; Dictor *et al.*, 1997; Adjei et Ohta, 2000; Akcil *et al.*, 2003). Nous verrons dans cette section deux exemples de procédés de traitement biologiques des cyanures développés par Homestake.

#### **4.4.1. Mine Homestake, Dakota du sud**

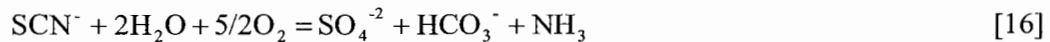
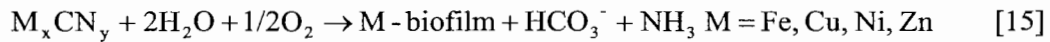
L'usine de traitement biologique de la compagnie Homestake est entrée en opération au mois d'août 1984. Le procédé utilise une flore microbienne spécifique, afin de détoxifier les eaux provenant du pompage de la mine et d'une usine de concentration de minerai d'or située à Lead au Dakota du sud. L'usine de traitement peut traiter jusqu'à 21 000 m<sup>3</sup>/jours (5,5 MGJ) d'eau contaminée (Whitlock et Mudder, 2001). Le traitement consiste en une dégradation biologique permettant de détruire les cyanures, les thiocyanates et l'ammoniaque par oxydation. Le nickel, le cuivre, le plomb et le zinc sont également extraits des eaux de traitement par absorption (Whitlock et Mudder, 2001).

##### **4.4.1.1. Microbiologie**

Les bactéries furent isolées à partir d'espèces indigènes provenant de l'eau servant au procédé de concentration du site minier. Les espèces sélectionnées sont aérobies et hétérotrophes et elles font, pour la plupart, partie du genre *Pseudomonas*. Les bactéries oxydent les cyanures libres et complexes en carbonates et en ammoniaque, et les métaux sont adsorbés, ingérés et précipités (cf. équation 15). Les cyanures de fer sont à la fois dégradés et absorbés, ce qui augmente la rapidité des réactions (Mudder *et al.*, 2001b; Whitlock, 1990). La dégradation des cyanures libres se fait selon les équations 13 et 14 (Gagnon *et al.*, 2004), alors que celle des thiocyanates correspond à l'équation 16.



[13]



L'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ) produite lors des réactions précédentes doit, par la suite, être détruite. Cette destruction est accomplie lors du stade de nitrification à l'aide de bactéries autotrophes aérobies. Lorsqu'il y a diminution du pH, l'ammoniaque se transforme en ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). La réaction de dégradation du  $\text{NH}_4^+$  est donnée par les équations 17 et 18. L'ion ammonium est oxydé lentement en nitrite et, par la suite, rapidement en nitrate.



#### 4.4.1.2. Design

Le design de l'usine s'est fait en plusieurs étapes. Un biodisque pilote rotatif de 0,5 m de diamètre a été construit pour passer à un système pilote de 2 m de diamètre et, finalement, à l'usine actuelle. Le schéma de traitement est présenté à la figure 5. L'eau provenant du pompage de la mine et l'eau du concentrateur sont mélangées et stockées partiellement, dans le but de produire un débit continu à l'usine de 10 900  $\text{m}^3/\text{j}$  (Mudder *et al.*, 2001b).

Ensuite, l'eau est acheminée à un réservoir de mélange où de l'acide phosphorique et de la soude sont ajoutés. Le phosphore, un nutriment, est amené à une concentration de 1 mg/l, alors que la soude est ajoutée afin de favoriser la nitrification et de produire une alcalinité finale de 125 mg/L  $\text{CaCO}_3$ . Les eaux sont par la suite

acheminées par gravité aux deux premiers systèmes de biodisques rotatifs, afin d'oxyder les cyanures et les thiocyanates ainsi qu'absorber les métaux (équations 13 à 16). La surface de ces deux systèmes est de 9 300 m<sup>2</sup> (Mudder *et al.*, 2001b).

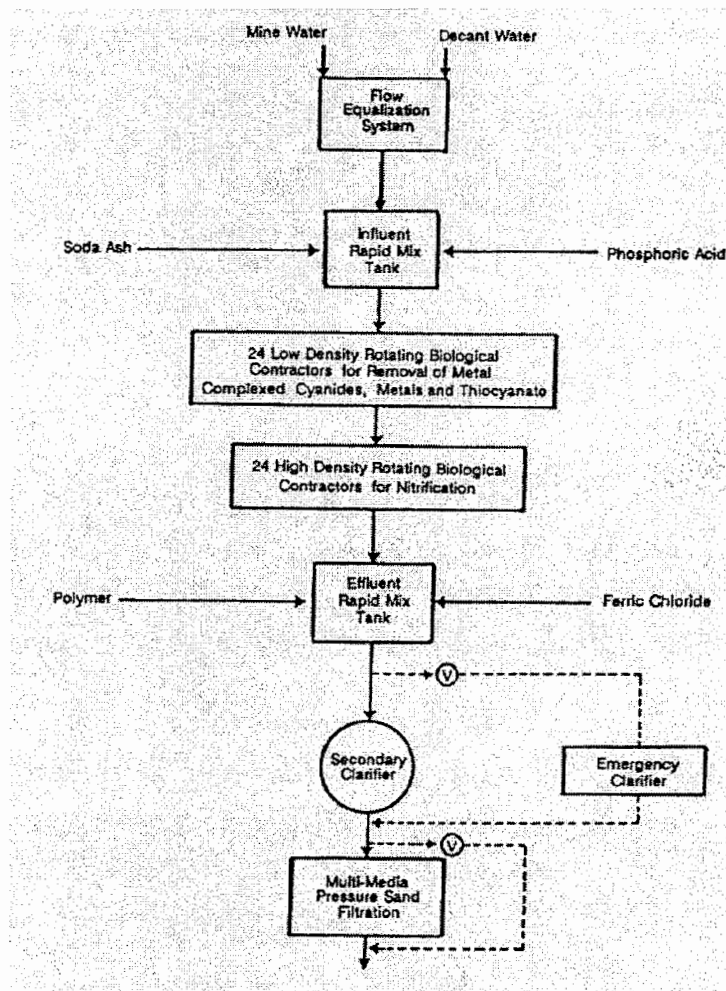


Figure 5 : Schéma de traitement, procédé Homestake (Mudder *et al.*, 2001b)

Par la suite, l'eau s'écoule vers les systèmes de biodisques 3, 4 et 5, où la nitrification est effectuée (équations 17 et 18). La surface des trois derniers systèmes est de 13 950 m<sup>2</sup>. L'eau est entraînée vers un réacteur de mélange où sont ajoutés un coagulant (FeCl<sub>3</sub>) et un polymère organique, afin de faire précipiter la biomasse en suspension.

Le mélange est envoyé dans un clarificateur d'un diamètre de 27 m. L'eau est ensuite filtrée dans un système au sable de grenat et charbon (Mudder *et al.*, 2001b). L'eau est par la suite aérée dans une cascade naturelle de 60 m avant d'être retournée dans le milieu récepteur.

#### 4.4.1.3. Performances

Les résultats de la première année d'opération de l'usine de traitement sont présentés dans le tableau 4. Lors de cette année de rodage de l'usine, la qualité de l'effluent est demeurée bonne. Le sommaire des performances, de janvier 1992 à septembre 1995, démontre également que le système est performant. Ces résultats sont corroborés par des études de toxicité à long terme effectuées sur une période de 45 jours pour un effluent dilué (56 % effluent/49 % ruisseau récepteur), où les 40 jeunes truites arc-en-ciel n'ont montré aucun signe de stress (Whitlock et Mudder, 2001).

**Tableau 4 : Valeurs moyennes des eaux minières pour le traitement à l'aide des systèmes de biodisques à la mine Homestake (Whitlock et Mudder, 2001)**

	Cu (mg/l)	CN totaux (mg/l)	CN faibles (mg/l)	Mat. Susp. (mg/l)	Ammoniaque (mg/l de N)	pH
<b>Influent</b>	0,49	3,39	2,34	-	5,31	7,5 - 9,0
<b>Effluent</b>	0,05	0,31	0,03	3,0	0,12	7,13 - 8,35

#### 4.4.2. Mine Nickel Plate, Colombie-Britannique

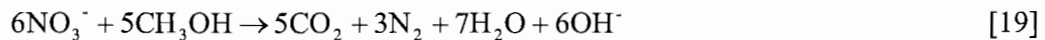
Lors de la fermeture de la Mine Nickel Plate, située dans le Centre-Sud de la Colombie-Britannique, la compagnie Homestake a dû choisir une méthode pour traiter les eaux s'écoulant du parc à résidus. Étant donné la présence de cyanures, de certains métaux, de thiocyanates, d'ammoniaque, de nitrates et de sulfates, l'entreprise minière a décidé d'utiliser une méthode de traitement biologique aérobie et anaérobie, à laquelle est greffé un nouveau procédé à boues haute densité. Le procédé

biologique a été choisi, car les procédés d'oxydation chimique courants ne permettent pas d'enlever les thiocyanates, l'ammoniaque et les nitrates (e.g. Given *et al.* 2001).

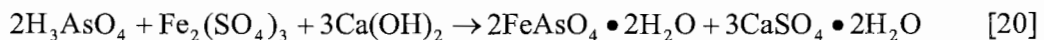
Le procédé consiste en : i) un traitement par boue activée afin de convertir les thiocyanates (SCN) en ammoniaque (NH<sub>3</sub>) et pour l'oxydation de cette dernière en nitrate (NO<sub>3</sub>); ii) un procédé de dénitrification afin de réduire le NO<sub>3</sub> en azote gazeux N<sub>2</sub>; iii) une unité de traitement chimique à boues haute densité au sulfate de fer afin de faire précipiter l'arsenic (As), une partie des sulfates (SO<sub>4</sub>) et les autres métaux résiduels pouvant se trouver dans l'effluent. Afin d'optimiser les processus biologiques, l'eau est chauffée à 20°C et la capacité maximum de traitement de l'usine est de 1325 l/m (Given *et al.* 2001).

#### 4.4.2.1. Microbiologie

Les processus d'oxydation des thiocyanates et de nitrification s'apparentent à ceux de la mine Homestake au Dakota du sud. Le procédé biologique de nitrification consiste à convertir les nitrates et les nitrites en azote gazeux. Ce processus est représenté par l'équation 19. Ce processus se fait à l'aide de bactéries des genres *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* et *Bacillus* sous des conditions anaérobies. Ces organismes hétérotrophes nécessitent l'ajout de carbone organique tel le méthanol (Given *et al.* 2001; Sanmugasunderam *et al.* 1987).



Dans l'usine à boues haute densité, l'arsenic (équation 20), les autres métaux résiduels (équation 21) et une partie des sulfates (équation 22) sont précipités (Given *et al.* 2001).





#### 4.4.2.2. Performances

Les graphiques présentés aux figures 6 et 7 démontrent bien l'efficacité du procédé développé par Homestake pour l'ancienne mine Nickel Plate. Lorsque les processus biologiques sont stabilisés et les organismes vivants bien acclimatés, on constate une destruction efficace du thiocyanate et de l'ammoniaque. L'azote contenu dans ces derniers composés est converti en nitrate. Par la suite, les nitrites et les nitrates sont transformés en azote gazeux dans le réacteur de dénitrification (Given *et al.* 2001).

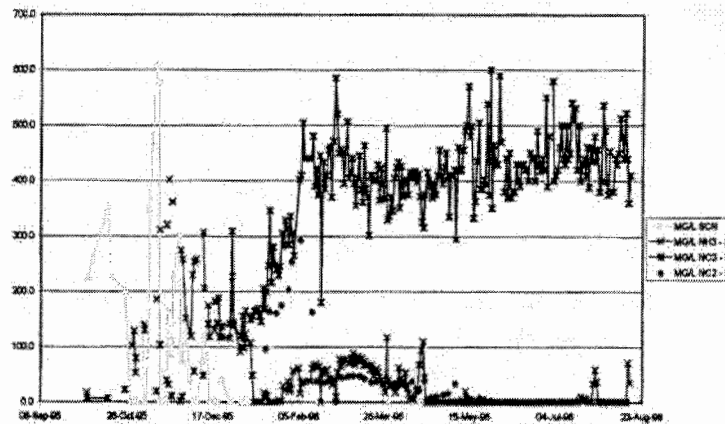


Figure 6 : Performances de l'usine pilote (Given *et al.*, 2001)

Le tableau 5 montre bien que le procédé développé par Homestake est également efficace à l'échelle de l'usine de traitement. Lors du procédé de nitrification (circuit aérobie), les thiocyanates et l'ammoniaque sont efficacement transformés en nitrate. Par la suite, les nitrates sont en très grande partie transformés en azote gazeux dans le circuit anaérobie. Le circuit à boue haute densité démontre également son efficacité à précipiter l'arsenic. Les résultats obtenus démontrent que les concentrations en

thiocyanate, cyanures, ammoniacque, nitrites, nitrates et arsenic peuvent être amenées à des valeurs en deçà des exigences gouvernementales (Given *et al.* 2001).

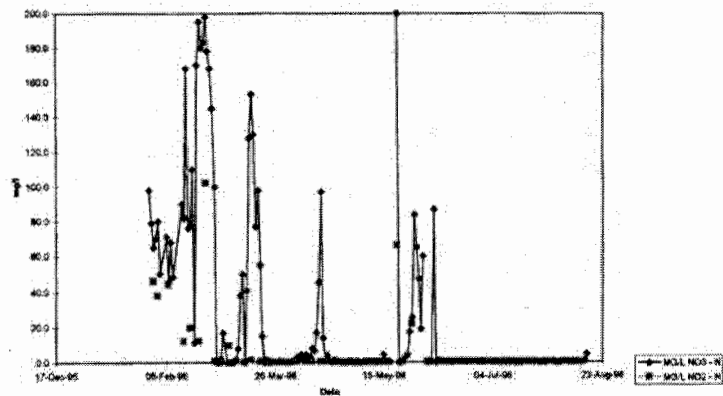


Figure 7 : Performances du circuit de dénitrification de l'usine pilote (Given *et al.*, 2001)

Tableau 5 : Performances de l'usine de traitement, deuxième trimestre 1997 (Given *et al.*, 2001)

Paramètres	Influent	Effluent circuit aérobie	Effluent circuit anaérobie	Effluent circuit boue haute densité
Écoulement (l/min)		1243		1208
pH	7,26	7,9	7,3	7,58
Cyanures totaux (mg/l)	1,174	1,1	0,8	0,786
Cyanures faibles (mg/l)	0,392	0,203	0,080	0,085
Thiocyanate (mg/l)	527,0	0,1	0,3	0,5
Ammoniacque (mg/l)	39,9	0,3	0,5	0,6
Nitrate (mg/l)	14,1	159,1	1,0	1,1
Arsenic (mg/l)	0,3	0,21	0,18	0,012

## **5. Conclusion et recommandations**

### **5.1. Conclusion**

Le présent rapport de synthèse environnementale a été rédigé dans le cadre du doctorat en sciences de l'environnement, dont il est une exigence partielle. Il doit répondre en 50 pages ou moins à la question suivante :

*Est-ce que les méthodes de traitement biologique peuvent être utilisées pour réduire de façon significative la toxicité des effluents provenant de mines de métaux précieux et de métaux de base?*

Afin de répondre à cette question, nous avons dû faire une revue de littérature couvrant des domaines variés dont : la toxicité et sa mesure, les réglementations environnementales, le traitement de minerai ainsi que les méthodes chimiques et biologiques utilisées pour traiter et détoxifier les effluents miniers. Étant donné la portée de la question, l'aspect traitement biologique des effluents miniers a fait l'objet d'une revue documentaire plus exhaustive.

La revue de littérature a montré que les principales problématiques environnementales de l'industrie minière canadienne sont le drainage minier acide et les effluents des mines de métaux précieux utilisant la cyanuration. Pour chacune de ces problématiques, nous avons choisi d'aborder assez brièvement le traitement chimique, car il s'agit, la plupart du temps, de la seule alternative étudiée par les chargés de projet en environnement minier afin de répondre aux normes environnementales. Par la suite, nous avons présenté plus en détail les procédés utilisés pour traiter les effluents miniers à l'aide de méthodes biologiques ainsi que deux exemples de ce type de traitement par sous catégories de métaux.



Les principaux résultats de notre étude pourraient être résumés par le célèbre dicton : la nécessité est mère de l'invention. En fait, si un procédé de traitement chimique fonctionne convenablement tout en permettant une détoxification de l'effluent minier, il se fait peu de recherche industrielle afin de trouver une solution alternative. C'est le cas du drainage minier acide, dont le procédé boues haute densité a démontré son efficacité depuis 30 ans. On le considère donc comme la solution au problème du DMA. Il faut dire qu'il s'agit d'un problème chimique (beaucoup d'ions  $H^+$  et métalliques présents dans l'eau), pour lequel on a recours à une réponse chimique.

Le cas des effluents des mines de métaux précieux utilisant le procédé de cyanuration est différent. La détoxification chimique ne fonctionne que partiellement. Les cyanures, des composés organiques pouvant être extrêmement toxiques selon la complexion et la spéciation, sont transformés en nitrites, nitrates et ammoniacque. Ces trois composés sont plus ou moins toxiques et leur dégradation peut également mener à l'eutrophisation des cours d'eau. Dans les pays où il existe des valeurs maximales de rejet dans l'environnement de ces composés, les compagnies minières ont dû développer des méthodes alternatives de traitement afin de traiter leurs eaux de procédé. Ainsi, l'entreprise minière états-unienne Homestake a développé et amélioré un procédé biologique permettant la destruction de l'ammoniacque. Ses concurrentes canadiennes quant à elles se contentaient du traitement chimique traditionnel et rejetaient des effluents miniers plus ou moins toxiques dans l'environnement.

Cette situation pourrait changer rapidement, car depuis 2002 la nouvelle réglementation fédérale a fixé des valeurs maximales pour l'azote ammoniacal ainsi que pour les nitrites et nitrates, en plus d'introduire le suivi toxicologique à l'aide de tests de létalité aiguë et sous létaux chez la truite arc-en-ciel et d'autres organismes. Les compagnies minières canadiennes auront un certain laps de temps afin de s'adapter à ces nouvelles conditions législatives, mais elles devront tout de même le faire et développer de nouveaux procédés permettant une détoxification réelle des

effluents miniers. Cette recherche de nouveaux procédés est d'ailleurs amorcée. Ainsi, la compagnie Agnico-Eagle a développé grâce à l'un des concepteurs du procédé Homestake, un système de traitement biologique de ses eaux de traitement (Whitlock *et al.*, 2003).

À la question posée, nous pouvons répondre que les méthodes de traitement biologique permettent de réduire de façon significative la toxicité des effluents des mines de métaux de base et des mines de métaux précieux. Pour les mines d'or, il s'agit du seul type de procédé permettant une détoxification complète alors que pour les mines de métaux de base, les solutions existent, mais, actuellement, le traitement chimique offre d'énormes avantages pour les sites ayant un fort volume d'eau à traiter.

## **5.2. Recommandations**

Comme nous l'avons vu précédemment, le traitement biologique peut être utilisé pour réduire de façon significative la toxicité de l'effluent des mines de métaux précieux. Il s'agit même de la seule méthode permettant une détoxification presque totale de l'effluent. Par contre, d'un point de vue scientifique, beaucoup de travail reste à faire sur la détoxification biologique des effluents miniers des mines de métaux précieux. Ainsi, même si les microorganismes responsables de la dégradation des cyanures sont connus, on connaît encore bien peu de chose sur la synergie des processus et des facteurs permettant d'optimiser ces derniers.

Les recherches effectuées à ce jour sur le traitement biologique des effluents miniers contenant des cyanures consistent à des recherches scientifiques en laboratoire utilisant de petits échantillons et en des études de type ingénierie effectuées par des groupes-conseils ou des entreprises et portant sur des systèmes de traitement existant. Ces derniers travaux visent habituellement l'optimisation du procédé. La jonction

entre ces deux types de recherche reste donc à faire, car il faudrait avoir une meilleure compréhension scientifique des phénomènes se produisant à l'intérieur des usines de traitement biologique avant d'en recommander l'utilisation comme solution unique.

Dans le cas des effluents de mines de métaux de base générant du DMA, il est plus difficile de répondre par l'affirmative à la question portant sur la détoxification des effluents. En théorie, il semble possible de détoxifier le DMA des mines de métaux de base à l'aide de méthodes de traitement biologique, mais, en pratique, il semble que le pH, les charges en métaux et les volumes rencontrés dans plusieurs cas québécois et canadiens causent plusieurs problèmes.

Afin de traiter les importants volumes d'eau acide générés par certains sites miniers, il serait nécessaire de construire des systèmes de traitement biologique passif de grande dimension ou des systèmes de traitement biologique actif très efficaces. Un des seuls systèmes de traitement passif de grande dimension bien documenté est celui développé par des chercheurs allemands afin de traiter le DMA provenant des anciennes mines de charbon de l'ex République démocratique allemande (RDA).

La Lusatie est une ancienne région minière de l'est de l'Allemagne où de nombreuses mines de charbon ont été en opération au cours du vingtième siècle. On retrouve dans cette région de nombreux lacs où le pH de l'eau est inférieur à 3. Les chercheurs ont donc proposé d'ajouter de la matière organique dans ces plans d'eau afin de favoriser le développement des bactéries sulfato-réductrices. Ces dernières vont faire précipiter les métaux présents en solution sous forme de sulfure en plus d'augmenter le pH (e.g. Fauville *et al.*, 2004; Fyson *et al.*, 1998; Fyson *et al.*, 2003). Ce procédé, s'il s'avère efficace pour traiter ces eaux très acides, pourrait être envisagé pour traiter le DMA provenant de certains sites où un lac pourrait servir d'immense réacteur biologique. Par contre, un tel procédé de traitement n'est envisageable que si des lacs fortement contaminés par le DMA sont présents à proximité du site générateur de DMA car il

est difficile d'imaginer le ministère de l'environnement émettre un permis afin d'autoriser l'eutrophisation d'un lac et la déposition de sulfures dans son fond. L'utilisation d'une ancienne fosse d'exploitation ou même d'anciens bassins de destruction naturelle des cyanures comme bioréacteur pourrait également être envisagé pour certains sites miniers.

Une autre avenue possible de traiter un effluent minier ayant un fort débit est le développement d'un procédé actif de traitement du DMA s'inspirant de la méthode développée par Homestake : un système anaérobie favorisant la formation de biofilms bactériens couvrant une grande surface, le tout optimisé pour de larges volumes et une charge en métaux élevée. Le système biochimique de Bioteq Environmental Technologies n'utilisant les bactéries sulfato-réductrices que pour produire du H<sub>2</sub>S pourrait également être envisagé. Il faudrait pour ce dernier cas que la valeur économique des métaux présents en solution dans le DMA justifie les importants coûts d'implantation et d'opération d'une telle usine de traitement.

Il est également possible de réduire le débit des effluents en optant pour une méthode de restauration permettant de réduire les infiltrations d'eau tels les recouvrements en sol. Ainsi, le recouvrement installé sur le site Lorraine au printemps 1999 a permis de réduire considérablement le débit de l'effluent minier contaminé. Les volumes réduits de DMA peuvent ainsi être traités par les méthodes de traitement biologique connues. Cette solution est surtout envisageable pour les parcs à résidus et haldes à stériles inactifs.

Une des solutions envisageables pour traiter ces volumes réduits de DMA est d'utiliser différents types de marais épurateurs, combinés ou non aux nombreuses variantes de drain calcaire. De tels systèmes sont utilisés avec succès en Europe et aux États-Unis afin de traiter les effluents miniers acides provenant des anciennes mines de charbon. Par contre, il faut noter que ce type de DMA est moins acide et que

les charges en métaux sont moins importantes que celles du DMA des mines de métaux de base. De plus, les régions où ces systèmes de traitement biologiques sont installés ont des climats où la saison chaude propice au développement des bactéries dure plus de trois mois.

Pour le climat canadien, nous recommandons le système de traitement suivant :

- a) Réduction du volume d'eau à traiter par l'installation d'un revêtement en sol sur les haldes à stériles et les parcs à résidus générateurs de DMA;
- b) Acheminement de l'effluent contaminé vers un système de traitement chimique à l'aide d'un drain anoxique calcaire (DAC) afin de réduire l'acidité;
- c) Passage de l'effluent partiellement désacidifié dans un biofiltre passif sulfato-réducteur (BPSR);
- d) Écoulement de l'eau vers un bassin de décantation ou même un marais épurateur aérobie ou anaérobie;
- e) Déversement dans l'environnement.

Les étapes impliquant un DAC et un BPSR peuvent être combinées en ajoutant à la matière organique du biofiltre des fragments de calcaire. Cette combinaison des procédés biologiques et chimiques permettrait de réduire la dimension globale du système. Si l'effluent a besoin d'être mis en contact avec l'oxygène afin de faire précipiter les métaux, une cascade pourrait être ajoutée avant de passer à l'étape de séjour en bassin de décantation. Le système de traitement proposé pourrait facilement être mis en place sur des sites miniers abandonnés générateurs de DMA.

## 6. Références

- ADJEI, M.D. et OHTA, Y. (2000). Factors Affecting the Biodegradation of Cyanide by Burkholderia cepacia Strain C-3. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 89, 274-277.
- AKCIL, A. (2003). Destruction of cyanide in gold mill effluents : biological versus chemical treatments. *Biotechnology Advances*, 21, 501-511.
- AKCIL, A., KARAHAN, A.G., CIFTCI, H. et SAGDIC, O. (2003). Biological treatment of cyanide by natural isolated bacteria (*Pseudomonas* sp.). *Minerals Engineering*, 16, 643-649.
- ANON. (1987). *Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai*. Rapport SPE 2/MM/3, Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction des Programmes Industriels, Division des Opérations Minières et Métallurgiques,.
- AUBÉ, B. 2004. *Une étude en usine pilote de la production de boues à haute densité durant le traitement des eaux de drainage minier acide*. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 95 p.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L. (2002). *Environnement et gestion des résidus miniers*. Cédérom, Les Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.
- BAIN, J.G., BLOWES, D.W., ROBERTSON, W.D. et FRIND, E.O. (2000). Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41, 23-47.
- BAKER, B.J. et BANFIELD, J.F. (2003). Microbial communities in acid drainage. *FEMS Microbiology Ecology*, 44, 139-152.
- BENZAOUA, M., BELEM, T. et BUSSIÈRE, B. (2002). Chemical factors that influence on the performance of mine sulphidic paste backfill. *Cement and Concrete Research* 32, 1133-1144.
- BENNER, S.G., BLOWES, D.W., GOULD, W.D., HERBERT JR, R.B. et PTACEK, C.J. (1999). Geochemistry of a permeable reactive barrier for metals and acid mine drainage. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2793-2799.
- BENNER, S.G., BLOWES, D.W., PTACEK, C.J. et MAYER, K.U. (2002). Rates of sulphate reduction and metal sulphide precipitation in a permeable reactive barrier. *Applied Geochemistry*, 17, 301-320.
- BERGHORN, G.H. et HUNZEKER, G.R. (2001). Passive Treatment Alternatives for Remediating Abandoned-Mine Drainage. *Remediation*, Summer 2001, 111-127.
- BIOTEQ ENVIRONMENTAL TECHNOLOGIES INC. (2003). *Water Treatment, Metal Recovery and Solution Control*. 12 p.
- BLOWES, D.W. et PTACEK, C.J. (1994). Acid-neutralization Mechanisms in Inactive Mine tailings. *Short course handbook on environmental geochemistry of sulphide mine-wastes*, Éditeurs : Jambor, J.L. et Blowes, D.W., p. 271-292.

- BOUCABEILLE, C., BORIES, A., OLLIVIER, P. et MICHEL, G. (1994). Microbial degradation of metal complexed cyanides and thiocyanate from mining wastewaters. *Environmental Pollution*, 84, 59-67.
- BROWN, H., SKOUSEN, J. et RENTON, J. (1996). Volume and composition of flocs from chemical neutralization of acid mine drainage. *Acid Mine Drainage Control & Treatment*, Éditeurs : Skousen, J. G. et Ziemkiewicz, P.F., p. 225-230.
- CHEVALIER, P. (1995). *Gestion de l'environnement en milieu urbain et industriel*. Télé-université, Sainte-Foy, 577 p.
- COCOS, I.A., ZAGURY, G., CLÉMENT, B. et SAMSON, R., 2002. Multiple factor design for reactive mixture selection for use in reactive walls in mine drainage treatment. *Water Research*, 32, 167-177.
- CRAVOTTA III, C.A., et TRHAN, M.K. (1999). Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry*, 14, pp. 581-606.
- DICTOR, M.C., BATTAGLIA-BRUNET, F., MORIN, D., BORIES, A. et CLARENS, M. (1997). Biological treatment of gold ore cyanidation wastewater in fixed bed reactors. *Environmental Pollution*. 97, 287-294.
- ELLIOTT, P., RAGUSA, S. ET CATCHESIDE, D. (1998). Growth of sulfate-reducing bacteria under acidic conditions in an upflow anaerobic bioreactor as a treatment system for acid mine drainage. *Water Research*, 32, 3724-3730.
- ENVIRONNEMENT CANADA. (2002). *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*. Ministère de l'environnement du Canada, 638 p.
- FAUVILLE, A. MAYER, B., FRÖMMICHEN, R. FRIESE, K. et VEIZER, J. (2004). Chemical and isotopic evidence for accelerated bacterial sulphate reduction in acid mining lakes after addition of organic carbon: laboratory batch experiments. *Chemical Geology*, 204, 325-344.
- FOUCHER, S., BATTAGLIA-BRUNET, F., IGNATIADIS, I. et MORIN, D. (2001). Treatment by sulfate-reducing bacteria of Chessy acid-mine drainage and metals recovery. *Chemical Engineering Science*, 56, 1639-1645.
- FRANKLIN, J.M. (1996). Gîtes de sulfures massifs à métaux communs associés à des roches volcaniques ; dans *Géologie des types de gîtes minéraux du Canada*, rév. par O.R. Eckstrand, W.D. Sinclair et R.I. Thorpe, Commission géologique du Canada, Géologie du Canada, 8, 174-202.
- FYSON, A., NIXDORF, B., KALIN, M. et STEINBERG, C.E.W. (1998). Mosocsm studies to assess acidity removal from acidic mine lakes through controlled eutrophication. *Ecological Engineering*, 10, 229-245.
- FYSON, A., DENEKE, R., IXDORF, B. Et SBERG, C.E.W. (2003). Extremely Acidic Mine Lake Ecosystems in Lusatia (Germany): Characterisation and development of sustainable, biology-based acidity removal technologies. *Sudbury 2003 - Mining and the Environment*, 6 p.

- GADD, G.M. (2000). Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Environmental Biotechnology*, 11, 271-279.
- GAGNON, I., ZAGURY, G..J. et DESCHÊNES, L. (2004). Natural attenuation potential of cyanide in groundwater near a spent pot lining landfill. In: *The 8th International Symposium on Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production SWEMP 2004*, Pasamehmetoglu, A.G., Ozgenoglu, A., and Yesilay A.Y. (Eds), Kozan Ofset, Ankara, Turquie, 451-456.
- GAZEA, B., ADAM, K. et KONTOPOULOS, A. (1996). A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 9, 23-42.
- GIBSON, G.R. (1990). Physiology and ecology of the sulphate-reducing bacteria. *Journal of Applied Bacteriology*, 69, 769-797.
- GIVEN, B., DIXON, B., DOUGLAS, G., MIHOC, R. et MUDDER, T. (2001). Combined aerobic and anaerobic biological treatment of tailings solution at the Nickel Plate mine. *The Cyanide Monograph*, Second Edition, Éditeurs : Terry I. Mudder et Michael M. Botz, Mining Journal Books Limited, Londres, 388-420.
- GOULET, R.R. et PICK, F.R., (2001). The effects of cattails (*Typha Latifolia L.*) on concentrations and partitioning of metals in surficial sediments of surface-flow constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution*, 132, 275-291.
- GRAY, N.F. et O'NEILL, C. (1997). Acid mine-drainage toxicity testing. *Environmental Geochemistry and Health*, 19, p. 165-171.
- GUSEK, J.J. (2001). *Why do some passive treatment systems fail*. The Center for Environmental Health Sciences at Darmouth. <http://www.darmouth.edu/~cehs/CAGsite/cleanup/treatment.html>
- HAO, O.J., CHEN, J.M., HUANG, L. et BUGLASS, R.L. (1996). Sulfate-Reducing Bacteria. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26, 155-187.
- HAGELSTEIN, K et MUDDER, T. (2001). The Ecotoxicological Properties of Cyanide. *The Cyanide Monograph*, Second Edition, Éditeurs : Terry I. Mudder et Michael M. Botz, Mining Journal Books Limited, Londres, 327-350.
- HAMMACK, R.W., EDENBORN, D.H. et DVORAK, D.H. (1994) Treatment of water from an open pit copper mine using sulphide and limestone- a feasibility study. *Water Research*, 28, 2321-2329.
- HAWLEY, J.R. (1974). *The Use, Characteristics and Toxicity of Mine/Mill Reagents in the Province of Ontario*. Ontario Ministry of the Environment, 242 p.
- HOWARD, A. G. (1998). *Aquatic Environmental Chemistry*. Oxford Science Publications, Oxford, 90 p.
- JOHNSON, R.H., BLOWES, D.W., ROBERTSON, W.D. et JAMBOR, J.L. (2000). The hydrogeochemistry of Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*, 42, 49-80.
- KALIN, M. (1993). *Treatment of Acidic Seepages Using Wetland Ecology and Microbiology: Overall Program Assessment*. Final Report, MEND project 3.11.1.



- KILBORN INC. (1999). *Review of passive systems for treatment of acid mine drainage*, MEND Secretariat CANMET, Ottawa, Ontario. MEND Report 3.14.1, May 1996 (Revised 1999).
- KIRBY, C.S. (2004). *Anoxic and Oxidic Limestone Drains*. Site web : <http://www.facstaff.bucknell.edu/kirby/ALDOLD.html>
- KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A. et PACELLIL, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, pp. 300-304.
- KOLMERT, A. et JOHNSON, D.B. (2001). Remediation of acidic waste waters using immobilised, acidophilic sulfate-reducing bacteria. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76, 836-843.
- LABELLE, P. et POTVIN, R. (2003). *Restauration des sites contaminés*. Notes de cours, CÉGEP de l'Abitibi-Témiscamingue, 120 p.
- LEDUC, G., DIXON, D.G., RUBER, H., RUBY, S.M., SPEYER, M. et WEBB, M. (1976). *Toxicity Studies of Chemicals Associated with Northern Mining Operations*. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, 21 p.
- MARCHANT, B. (2002). ARD water treatment. *Mining Environmental Management*, July 2002, p. 30.
- MARCUS, J.J. (1997). *Mining Environmental Handbook : Effect of Mining on the Environment and American Environmental Controls on Mining*. Imperial College Press.
- McINTIRE, P.E. et EDENBORN, H.M. (1990) The use of bacterial sulphate reduction in the treatment of drainage from coal mines. In *Proceedings of the Mining and Reclamation Conference and Exhibition*. Charleston, WV. 23-26 April 1990: 409-415.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE. (1998). *Bilan annuel de conformité environnementale / Secteur minier, 1997*. Publications du Québec, 24 p.
- MORIN K.A., et HUTT N.M., (1997). *Environmental geochemistry of minesite drainage : practical theory and case studies*. MDAG Publishing, Vancouver. 333 p.
- MOSHER, J.B. et FIGUEROA, L. 1996. Biological oxydation of cyanide : a viable treatment option for the minerals processing industry?. *Minerals Engineering*. 9, 573-581.
- MSE TECHNOLOGY APPLICATIONS INC. (2002). *Final Report – Sulfate-Reducing Bacteria Reactive Wall Demonstration*. Mine Waste Technology Program Activity III, Project 12, EPA, 69 p.
- MUDDER, T. (2001). *Microbial Treatment of Industrial and Hazardous Wastes. The Cyanide Monograph, Second Edition*, Éditeurs : Terry I. Mudder et Michael M. Botz, Mining Journal Books Limited, Londres, 327-350.

- MUDDER, T.I., BOTZ, M.M. et SMITH, A. (2001). *Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes*. Mining Journal Books Limited, Londres, 391 p.
- MUDDER, T., FOX, F., WHITLOCK, J., FERRO, T., SMITH, G., WATERLAND, R. et VIETL, J. (2001). The Homestake wastewater treatment process, Part 2: Operation and performance. *The Cyanide Monograph, Second Edition*, Éditeurs : Terry I. Mudder et Michael M. Botz, Mining Journal Books Limited, Londres, 365-388.
- MÜEZZINOĞLU, A. (2003). A Review of Environmental Considerations on Gold Mining and Production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33, 45-71.
- NAIRN, R.W. et MERCER, M.N. (2000). Alkalinity generation and metals retention in a successive alkalinity producing system. *Mine Water and the Environment*, 19, 124-133.
- NORDSTROM, D.K. et SOUTHAM, G. (1997). Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. Dans : *Mineralogical Society of America Reviews in Mineralogy*, 35, 361-382.
- PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., GUNTER, W.D., ST-ARNAUD, L.C. et MYCROFT, J.R. (1995). *Critical Review of Geochemical Processes and Geochemical Models Adaptable for Prediction of Acidic Drainage from Waste Rock*. MEND Report, Project 1.42.1.
- POULSEN, K.H. (1996). Gîtes d'or primaire. ; dans *Géologie des types de gîtes minéraux du Canada*, rév. par O.R. Eckstrand, W.D. Sinclair et R.I. Thorpe, Commission géologique du Canada, Géologie du Canada, n° 8, p. 355-361.
- POULSEN, K.H. et HANNINGTON, M.D. (1996). Gîtes de sulfures massifs aurifères associés à des roches volcaniques ; dans *Géologie des types de gîtes minéraux du Canada*, rév. par O.R. Eckstrand, W.D. Sinclair et R.I. Thorpe, Commission géologique du Canada, Géologie du Canada, n° 8, p. 202-217.
- RAMADE, F. (1977). *Écotoxicologie*. Masson, Paris, 205 p.
- RIPLEY, E.A., REDMANN, R.E. et CROWDER, A.A. (1996). *Environmental Effects of Mining*. St. Lucie Press, Floride, 356 p.
- RITCEY, G.M. (1989). *Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries*. Elsevier.
- SANMUGASUNDERAM, V., LAKSHMANAN, V.I., CHRISTISON, J. et McKIM, M. (1987). Can Microorganisms Be Used to Control Nitrate Levels in Mining Process Effluents? *Hydrometallurgy*, 18, 383-395.
- SASSEVILLE, J.L. (1980). *La problématique des substances toxiques dans l'environnement, tome 1 : L'agression toxique*. Bureau sur les substances toxiques, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 46 p.
- SKOUSEN, J.G. et ZIEMKIEWICZ, P.F. (1996) Acid Mine Drainage Control and Treatment. West Virginia University, 362 p.
- SOTO, H., ROUSSEAU, A., NOVA, F. (1996). *Procédés de traitement des rejets de cyanuration*. Ministère des Ressources Naturelles du Québec. 64p.

- SUH, Y.J., Park, J.M. et Yang, J.W. (1994). Biodegradation of cyanide compounds by *Pseudomonas fluorescens* immobilized on zeolite. *Enzyme and Microbial Technology*, 16, 529-533.
- U.S. BUREAU OF MINES. 1984. *Waste Disposal Activities and Practices in the United States: Copper, Lead, Zinc, Gold, and Silver*. Division of Minerals. Washington, DC.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994a). *Extraction and beneficiation of ores and minerals, Volume 1, Lead-Zinc*. Technical Resource Document EPA 530-R-94-011, 127 p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994b). *Extraction and beneficiation of ores and minerals, Volume 2, Gold*. Technical Resource Document EPA 530-R-94-013, 392 p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994c). *Extraction and beneficiation of ores and minerals, Volume 4, Copper*. Technical Resource Document EPA 530-R-94-031, 360 p.
- UTGIKAR, V.P., CHEN, B.-Y., CHAUDHARY, N., TABAK, H.H., HAINES, J.R. et GOVIND, R. (2001). Acute toxicity of heavy metals to acetate-utilizing mixed cultures of sulfate-reducing bacteria: EC100 and EC50. *Environ Toxicol Chem*, 20, 2662-2669.
- VICK, S.G. (1990). *Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams*. BiTech Publishers Ltd, Vancouver, 369 p.
- WEBB, M., RUBER, H. et LEDUC, G. (1976). The toxicity of various mining flotation reagents to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Research*, 10, 303-306.
- WEISS, N. L. (1985). *SME Mineral Processing Handbook, Volumes 1 and 2*. AIME. New York, NY.
- WIDDEL, F. (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulphur-reducing bacteria. Dans : *Biology of Anaerobic Microorganisms*, A.J.B. Zehnder éditeur, John Wiley & Sons, New York, 469-585.
- WHITLOCK, J. (1990). Biological Detoxication of Precious Metal Processing Wastewaters. *Geomicrobiology Journal*. 8, 241-249.
- WHITLOCK, J. et MUDDER, T. (2001). The Homestake Wastewater Treatment Process, Part 1: Design and Startup of a Full Scale Facility. *The Cyanide Monograph, Second Edition*, Éditeurs : Terry I. Mudder et Michael M. Botz, Mining Journal Books Limited, Londre, 351-365.
- WHITLOCK, J., GRONDIN, L., WAGNER, R. et LIU, L. (2003). Biological Toxicity Treatment Evaluation of a Gold Mine Effluent. *Sudbury 2003 - Mining and the Environment*, 4 p.
- ZAGURY, G. J., OUDJEHANI, K. et DESCHÊNES, L. (2004). Characterization and availability of cyanide in solid mine tailings from gold extraction plants. *Science of the Total Environment*, 320, 211-224.