

Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine Eustis

par

Monique Melanson

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de l'obtention
du grade de M. en environnement (M. Env.)

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, janvier 2006

IDENTIFIATION SIGNALITIQUE

Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine Eustis

Monique Melanson

Essai présenté en vue de l'obtention du grade de maître en Environnement (M.Env.)

Université de Sherbrooke
Janvier 2006

Mots clés : Eustis, drainage minier acide, métaux, pH, résidus miniers, restauration, traitement passif.

Le drainage minier acide (DMA) est décrit comme un processus d'acidification des eaux de drainage dans l'environnement minier, résultant de l'oxydation de minéraux sulfurés sous l'effet d'agents atmosphériques. Ces eaux acides sont caractérisées par un bas pH et des fortes concentrations de métaux. Le site minier Eustis, qui est maintenant dépourvu de végétation à cause de son DMA, constitue encore aujourd'hui une source importante de contaminants pour les cours d'eau de la région. Afin de contourner les principales difficultés posées par les traitements chimiques, cet essai recommande un traitement passif pour réduire les impacts du DMA sur ce site. Une séquence de quatre traitements est recommandée afin de précipiter la quantité importante de fer dans le DMA, de diminuer son acidité, d'enlever une gamme de contaminants inorganiques (métaux) et de sédimenter les matières en suspension. Le système de traitement passif proposé est basé sur le modèle des processus naturels et s'avère peu coûteux, durable et nécessitant un minimum d'entretien. De plus, ce système s'intègre parfaitement au concept du développement durable.

SOMMAIRE

Certains sites miniers abandonnés laissent en surface de grandes masses de déchets, riches en sulfures métalliques. Lors de l'exploitation minière, les sulfures métalliques "utiles" sont séparés du sulfure de fer ou pyrite sans valeur économique qui constitue l'essentiel des résidus abandonnés sur le site. Lorsque exposés aux agents atmosphériques, les résidus miniers riches en sulfures sont oxydés et produisent des eaux acides. Cette acidité favorise la dissolution des métaux présents en grandes quantités dans les résidus. Ces eaux acides et chargées en métaux, communément appelées drainage minier acide (DMA), constituent un danger potentiel pour les écosystèmes situés en aval et la qualité des ressources en eau. La production de DMA peut durer plusieurs décennies voire plusieurs siècles et les impacts de la contamination peuvent s'étendre à l'échelle régionale.

Aujourd'hui, soixante ans après la cessation de toute activité minière, l'ancien complexe minier Eustis présente la même problématique générale que les autres parcs à résidus miniers acidogènes, c'est-à-dire celle du DMA et de ses conséquences sur le milieu récepteur. Le lessivage des résidus miniers par les eaux de pluie transporte des quantités excessives de métaux et d'acidité à travers une plaine inondable de 5,0 ha et éventuellement dans la rivière avoisinante, soit la rivière Massawippi. Le pH et la teneur en métaux de ces eaux acides sont bien au-delà des normes environnementales prescrites pour les effluents miniers. On observe une concentration de métaux de quatre à 30 fois plus élevée que les critères pour la protection de la faune aquatique dans la rivière Massawippi et des mesures de pH allant jusqu'à 2,4.

Afin de remédier à ce drainage acide, un traitement visant à précipiter les métaux et diminuer l'acidité doit être mis en place. Puisque le parc à résidus miniers Eustis est un site abandonné où plus personne n'assume une responsabilité d'intervention face au drainage du site, le traitement doit être de type passif. Un traitement passif est axé sur le modèle des processus naturels, qui est moins coûteux, nécessite peu d'entretien et moins agressif pour l'environnement qu'un traitement chimique actif.

Cet essai est axé sur sept différents traitements passifs pouvant potentiellement améliorer la qualité du DMA de la mine Eustis. Ces technologies emploient divers processus physiques, chimiques et biologiques que l'on retrouve dans les milieux naturels. Elles utilisent l'action

des plantes, des bactéries et/ou du calcaire (CaCO_3) pour augmenter l'alcalinité du DMA et pour fixer et précipiter les métaux. Selon les informations recueillies, une séquence de quatre différentes technologies fut formulée pour traiter le DMA du site minier Eustis.

Le DMA de la mine Eustis renferme une forte concentration de fer. Lorsque le fer précipite sous forme d'hydroxyde, il risque d'enrober le substrat organique, d'encapsuler les grains de calcaire et de colmater le reste du système de traitement, réduisant ainsi son efficacité. Il est donc préférable de provoquer la formation du précipité de fer avant que le DMA entre dans le reste du système de traitement. Un prétraitement pour enlever le fer par oxydation, hydrolyse et précipitation est donc conseillé comme première étape. Le prétraitement recommandé est un bassin d'aération possédant des gabions en pierre calcaire pour bien oxygéner le milieu et provoquer l'hydrolyse du fer et d'un bassin de sédimentation pour permettre aux précipités de décanter.

Le deuxième traitement recommandé est un drain calcaire anoxique (DCA) pour augmenter le pH du DMA avant son entrée dans le troisième traitement. Ce traitement est absolument nécessaire car le traitement suivant ne peut bien opérer dans un milieu acide. Un DCA est très efficace pour accroître l'alcalinité d'un effluent minier acide. Cette technologie est idéale pour le site minier Eustis car elle est peu dispendieuse et ne requière qu'un minimum d'entretien.

Lorsque le DMA aura été libéré de la majorité de son fer et présentera un pH supérieur à 5,5, il est recommandé que l'effluent soit canalisé vers un marais anaérobie à écoulement horizontal ou vers un marais anaérobie à écoulement vertical. Le marais à écoulement vertical fut choisi car la sortie de l'effluent s'effectue par des drains placés au fond du marais. L'effluent doit donc forcément s'infiltrer à travers toutes les couches du marais avant de rejoindre le milieu récepteur. L'effluent entrant dans un marais à écoulement vertical se mélange plus rapidement avec le substrat à cause de l'effet gravitationnel. La précipitation des métaux est donc plus rapide, ce qui exige un temps de résidence plus court et par conséquent, un marais d'une moins grande superficie. Donc, si l'espace requis pour le système de traitement proposé est limité, ce type de marais serait avantageux car le marais à écoulement horizontal nécessite beaucoup plus d'espace. Malgré ses avantages, ce type de marais pose un risque de colmatage au niveau des drains d'évacuation. De ce fait, le marais nécessite un niveau d'entretien et de surveillance plus important. Si le terrain d'application

n'est pas limité et que le débit peut être contrôlé, un marais anaérobie à écoulement horizontal serait recommandé parce que avec un temps de rétention adéquat, ce marais est autant efficace qu'un marais à écoulement vertical et ne pose pas de risque de colmatage.

Finalement, il est recommandé que l'effluent passe au travers d'un bassin de sédimentation avant de rejoindre le milieu récepteur afin que les matières en suspension puissent décanter.

Malgré cette recommandation, une analyse très complète de l'effluent et du site devrait être effectuée avant d'entreprendre les travaux. Des essais à petite échelle devraient également être réalisés afin d'orienter la recherche complémentaire sur le terrain et le choix final du procédé.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma gratitude et mes profonds remerciements à ma directrice d'essai, Johanne Cyr qui a bien voulu m'aider dans la réalisation de cet essai. Grâce à sa sagesse et à ses nombreux conseils judicieux, j'ai pu parfaire mes idées et aller de l'avant. J'ai beaucoup apprécié sa grande disponibilité et son écoute qu'elle m'a accordée tout au long du parcours.

Je souhaite aussi remercier la Fondation des lacs et rivières qui va permettre la réalisation technique de ce travail. Sans l'inspiration et la vision de M. Jacques Houle, ce projet n'aurait jamais vu le jour. Je tiens aussi à le remercier pour le dynamisme qu'il a manifesté pour ce projet.

Je ne peux passer sous silence sans remercier chaleureusement ma famille et mes amis pour les discussions entourant les travaux de cet essai et pour leur soutien moral qu'ils m'auront fournis tout au long de la réalisation de ce travail. Sans leur encouragement, cet essai n'aurait pas pu s'écrire.

Enfin, Steve a su faire preuve d'une patience pendant les deux dernières années que peu pourraient accepter. Je le remercie ici de son encouragement tout au long de mon séjour à l'Université de Sherbrooke et du temps qu'il a consacré à redonner un peu de rigueur à ma plume qui a tendance quelques fois à dérapier...

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE.....	3
1.1 Historique.....	3
1.2 Description du site.....	4
1.2.1 Le site d'étude	4
1.2.2 La rivière Massawippi	6
1.3 Traitement de l'effluent minier	7
2 PROBLÉMATIQUE	8
3 CADRE LÉGAL ET RÉGLEMENTAIRE.....	10
3.1 Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2	10
3.2 Loi sur les mines, L.R.Q., M-13.1	11
4 DRAINAGE MINIER ACIDE	12
4.1 Définition du DMA	12
4.2 Formation du DMA	13
4.3 Problématique du fer.....	16
4.4 Effets du DMA.....	16
5 TRAITEMENT DU DMA.....	18
5.1 Traitements actifs.....	19
5.2 Traitements passifs	19
6 REVUE DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT PASSIF	21
6.1 Marais épurateurs construits	21
6.1.1 Marais anaérobie.....	24
6.1.2 Marais aérobie.....	25
6.1.3 Marais à écoulement vertical	26
6.2 Drain calcaire anoxique.....	27

6.3	Phytoremédiation	28
6.4	Système de biosorption.....	31
6.5	Bioréacteur.....	32
7	TRAITEMENTS PASSIFS POTENTIELS POUR LA MINE EUSTIS.....	34
7.1	Le fer.....	35
7.1.1	Drain calcaire anoxique	36
7.1.2	Marais aérobie.....	37
7.1.3	Bassin de sédimentation.....	38
7.2	Le pH	38
7.2.1	Drain calcaire anoxique	39
7.2.2	Marais à écoulement vertical	40
7.2.3	Bioréacteur	40
7.3	Les métaux	40
7.3.1	Phytoremédiation.....	42
7.3.2	Marais à écoulement horizontal (anaérobie et aérobie)	42
7.3.3	Marais à écoulement vertical	43
7.3.4	Bioréacteur	43
7.3.5	Système de biosorption	44
7.4	Les matières en suspension.....	44
8	ANALYSE ET COMPARAISON DES TRAITEMENTS POTENTIELS.....	46
8.1	Le fer.....	46
8.2	Le pH	47
8.3	Les métaux	48
8.3.1	Phytoremédiation.....	48
8.3.2	Marais à écoulement horizontal (anaérobie et aérobie)	48
8.3.3	Marais à écoulement vertical	49
8.3.4	Bioréacteur	49
8.3.5	Système de biosorption	49
8.4	Les matières en suspension.....	50

9 RECOMMANDATION.....	51
9.1 Premier traitement.....	51
9.2 Deuxième traitement	51
9.3 Troisième traitement.....	52
9.4 Quatrième traitement.....	53
CONCLUSION.....	54
RÉFÉRENCES	55

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1.1	Modèle numérique d'altitude des mines Eustis.....	5
Figure 1.2	Zone d'épanchement qui servira d'emplacement éventuel pour le système de traitement passif.....	5
Figure 1.3	Amas de résidus miniers de l'aire d'entreposage au site Eustis	6
Figure 1.4	Zone d'épanchement du site Eustis 1 adjacente à la rivière Massawippi	7
Figure 4.1	Précipités d'hydroxyde de fer présents sur la plaine inondable du site Eustis.....	15
Figure 6.1	Schéma d'un marais à écoulement vertical	27
Figure 6.2	Drain calcaire anoxique en construction.....	28
Figure 6.3	Phytoaccumulation du nickel par une plante	29
Tableau 2.1	Facteurs de dépassement des métaux présents dans les ruisseaux Capel et Eustis par rapport aux critères pour la protection de la vie aquatique	9
Tableau 6.1	Nombre de plantes hyperaccumulatrices	29
Tableau 7.1	Concentration des métaux présents dans les ruisseaux Capel et Eustis	41

LISTE DES ACRONYMES

C.A.	certificat d'autorisation
Ca ²⁺	ion calcium
CaCO ₃	carbonate de calcium
CH ₂ O	matière organique
CO ₂	dioxyde de carbone
DCA	drain calcaire anoxique
DMA	drainage minier acide
Fe ²⁺	fer ferreux
Fe ³⁺	fer ferrique
Fe(OH) ₃	hydroxyde de fer
FeS ₂	pyrite
H ⁺	ion d'hydrogène
H ₂ O	molécule d'eau

HCO ₃ ⁻	ion bicarbonate
H ₂ S	sulfure d'hydrogène
L.Q.E.	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDEP	ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MEC	marais épurateur construit
MEND	Mine Environment Neutral Drainage
MENV	ministère de l'Environnement du Canada
MES	matières en suspension
MRN	ministère des Ressources naturelles du Canada
MRNF	ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
O ₂	molécule d'oxygène
SO ₄ ²⁻	ion sulfate

LISTE DES SYMBOLES

Cd	cadmium
Co	cobalt
Cu	cuivre
Fe	fer
ha	hectare
kg	kilogramme
km	kilomètre
L/min	litre par minute
m	mètre
mg/L	milligramme par litre
Mn	manganèse
mm	millimètre
Ni	nickel
Pb	plomb
ppm	parti par million
(s)	solide
µg/L	microgramme par litre
Zn	zinc

LEXIQUE

Adsorption	Action de se lier à une surface (tiré de Olivier 2002).
Aérobic	En présence d'oxygène.
Anaérobic	En absence d'oxygène.
Bioaccumulation	Processus d'augmentation progressive de la concentration d'une substance chimique lors de la progression dans la hiérarchie de la chaîne alimentaire (tiré de Olivier 2002).
Contaminant	Une matière solide, liquide ou gazeuse, un micro-organisme, un son, une vibration, un rayonnement, une chaleur, une odeur, une radiation ou toute combinaison de l'un ou l'autre susceptible d'altérer de quelque manière la qualité de l'environnement (tiré de la <i>Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2</i>).
Drainage minier acide (DMA)	Écoulement d'eau acidifiée contenant des métaux lourds dissous. Il résulte de l'oxydation du soufre contenu dans les stériles des minerais ou des résidus miniers exposés à l'oxygène de l'air et aux précipitations (tiré de Olivier 2002).
Ion	Particule chargée formée d'un atome ou d'un groupe d'atomes qui a gagné ou perdu un ou plusieurs électrons à la suite d'une réaction chimique (tiré de Chang et Papillon 1998).
Métaux lourds	Métal qui à une densité supérieur à 5,0 (modifié de Olivier 2002).
Réduction	Diminution du nombre d'oxydation. C'est l'acceptation d'électrons par un élément (tiré de Olivier 2002).
Résidus miniers	Toute substance solide ou liquide, à l'exception de l'effluent final, rejetée par l'extraction, la préparation, l'enrichissement et la séparation d'un minerai, y compris les boues et les poussières résultant du traitement ou de l'épuration des eaux usées minières ou des émissions atmosphériques (tiré de MDDEP 2005).
Stériles	Des roches ne contenant pas de minéraux en quantité suffisante pour en permettre une exploitation économiquement rentable (tiré de MDDEP 2005).

INTRODUCTION

L'exploitation minière représente une activité économique très importante pour le Canada et de même pour le Québec, mais peut aussi engendrer des répercussions environnementales importantes. De par sa nature, l'industrie minière produit de grandes quantités de résidus à la suite de la concentration et du traitement du minerai. Cela s'explique par les faibles pourcentages de métaux contenus dans les roches et par les très grands volumes de roche qui doivent être extraits, traités et rejetés. Ces résidus miniers correspondent à la partie sans valeur du minerai. Normalement cette partie non économique du minerai représente 90 % des constituants des minéraux métalliques ou des métaux précieux (Jambor et Blowes 1994). Autrefois, la disposition des résidus s'effectuait en remplissant une dépression topographique, un lac ou un bassin de drainage qui se trouvait dans les environs. De nos jours, la roche broyée et traitée dont on a extrait les métaux est accumulée sous forme de boue dans des bassins spécialement conçus à cette fin que l'on nomme parcs à résidus miniers ou aires d'accumulation. Le Québec compte actuellement quelques 700 aires d'accumulation de résidus miniers (environ 15 000 ha). Ces aires d'accumulation comprennent les parcs à résidus miniers, les haldes à stériles et les bassins d'eau de mine et sont réparties sur environ 260 sites miniers (Cyr 2005).

La présence de sulfures dans les résidus représente une source de contamination importante pour l'environnement par la génération du drainage minier acide (DMA). Ce lixiviat fortement acide et chargé de métaux risque de migrer tôt ou tard dans les réseaux hydrographiques et hydrogéologiques et de contaminer le milieu.

Le DMA représente une problématique environnementale importante pour les parcs à résidus miniers du Québec, plus particulièrement ceux provenant des mines abandonnées. Autrefois, on accordait peu d'importance à la protection de l'environnement donc à la fermeture d'une mine, aucune restauration du site n'était effectuée et les perturbations environnementales potentielles n'étaient pas envisagées. La mine Eustis située en Estrie en est un bon exemple puisque le DMA s'écoulant de son site n'est pas capté ou traité, mais plutôt rejeté directement dans un cours d'eau avoisinant, soit la rivière Massawippi. Aujourd'hui, ce lixiviat acide est la cause principale de la détérioration de la vie aquatique dans ce bassin hydrographique.

Différentes dispositions légales et réglementaires sont appliquées au Québec pour prévenir les impacts environnementaux générés par l'industrie minière. Cependant, les législations régissant les mines abandonnées sont difficilement applicables puisqu'en pratique, il arrive que les personnes responsables ne puissent être retracées, ou encore que ces personnes ne sont plus financièrement solvables. Le cas échéant, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) doit généralement prendre en charge la réalisation de travaux de restauration, ou à tout le moins des travaux de mitigation. Selon les données actuelles, plus de 140 aires d'accumulation de résidus miniers (environ 1 750 ha) sont considérées abandonnées au Québec et une centaine (environ 1 500 ha) nécessitent des travaux de restauration (Cyr 2005).

La contamination du site de la mine Eustis est le résultat de quatre décennies d'exploitation de pyrite et de cuivre. Le site, qui est maintenant dépourvu de végétation à cause de l'acidité et des fortes concentrations de métaux constitue encore aujourd'hui une source de contaminants pour les cours d'eau de la région. Cette problématique environnementale, ajoutée à la détérioration du paysage naturel justifie une attention immédiate afin de remédier aux problèmes environnementaux.

Cet essai constitue la phase initiale d'une étude conceptuelle d'un système de traitement passif pour traiter le DMA sur le site de la mine Eustis. Ce travail vise essentiellement à déterminer le meilleur système en effectuant une analyse de différentes technologies couramment utilisées pour traiter le DMA. La première étape vise à donner une description des technologies et de leurs opérations. Dans la deuxième étape, on analysera l'efficacité des technologies à traiter quatre paramètres critiques propres au DMA de la mine Eustis, soit la forte concentration de métaux lourds, de fer, d'acidité et de matières en suspension. Une fois l'analyse complétée, les technologies les plus performantes seront comparées selon différents scénarios et séquences afin de déterminer le système de traitement le plus approprié pour la mine Eustis. Puisque le complexe minier d'Eustis est un site abandonné, le meilleur scénario devra s'avérer peu coûteux, durable et nécessitant un minimum d'entretien.

Toutefois, avant d'entreprendre l'analyse des différents systèmes de traitement passif, la problématique du site sera présentée afin de bien définir la contamination et l'impact sur le milieu aquatique de la rivière Massawippi. Le DMA sera sommairement présenté afin d'en expliquer les effets sur le milieu récepteur.

1 MISE EN CONTEXTE

1.1 Historique

La contamination de la rivière Massawippi par les activités minières du site de la mine Eustis est un problème qui remonte au XIXe siècle, lorsque plusieurs gisements de cuivre et de pyrite furent identifiés et exploités en Estrie. Avec plus de 500 gisements de minerai, les Cantons de l'Est furent considérés comme le berceau de l'exploitation minière du Québec (Ross 1972).

Au début des années 1850, les Cantons de l'Est furent au centre d'une massive ruée vers le cuivre. D'immenses dépôts riches en cuivre et en soufre furent découverts en 1859, le plus important se trouvant à Ascot. En 1863, les mines Albert et Capel à Ascot ont été ouvertes pour leur richesse en chalcopryrite, un sulfure de cuivre et de fer. Deux ans plus tard, la troisième mine du complexe minier de Capelton voit le jour, la mine Eustis.

La guerre civile américaine (1861-1865) a permis au complexe minier de Capelton de vendre le cuivre à bon prix et d'en retirer des profits considérables. Lorsque la guerre pris fin, la demande en cuivre chuta considérablement, ce qui a provoqué la fermeture ou une baisse de productivité des exploitations de la région. Malgré tout, la mine Eustis continua de dominer l'industrie du cuivre et du soufre au Québec pendant encore quelques décennies (Ross 1972).

Les problèmes environnementaux ont commencé dès les premières années d'opération des mines Eustis, Capel et Albert (Berryman *et al.* 2003). Le traitement du minerai dégageait d'importantes quantités de soufre ainsi que d'autres gaz dans l'atmosphère, toutefois ces émanations ne constituaient pas le seul problème environnemental pour les communautés à proximité du complexe minier de Capelton. Vallières (1989) explique que les résidus miniers, en quantité de plus en plus importante, causaient une pollution dans la rivière Massawippi et étaient la cause principale de la disparition des poissons et de l'odeur nauséabonde de l'eau.

Les opérations d'extraction de la chalcopryrite de la mine Eustis ont finalement pris fin en 1939. Cette décision n'a pas été prise pour une raison économique ou géologique seulement. Elle a été plutôt l'aboutissement de nombreux événements et le résultat de tendances locales

et internationales qui ont affecté le fonctionnement de la compagnie dans les années 1930 (Ross 1972). Ce sera la fin de l'activité du complexe minier de Capelton.

Aujourd'hui, plus de soixante ans après la cessation de toute activité minière, les parcs à résidus miniers provenant de toutes ces années d'exploitation sont encore présents et couvrent maintenant une superficie de 27 ha.

La mine Eustis fut exploitée de 1865 à 1939. Elle demeure la plus ancienne mine de cuivre du Canada et, à cette date, l'une des plus profondes au monde (2 265 m) (Ross 1972).

1.2 Description du site

Le site minier d'Eustis est localisé en Estrie à environ 10 km au sud de la ville de Sherbrooke, à mi-chemin entre Lennoxville et North Hatley. Une piste cyclable aménagée sur une ancienne voie ferrée traverse le site contaminé de la mine Eustis et longe la rivière Massawippi. Environ 50 000 cyclistes passent annuellement par la piste cyclable (Environnement Canada 2002).

Afin de faciliter l'élaboration des projets de restauration de la mine Eustis, trois sections ont été définies, soit le site Eustis 1, Eustis 2 et Eustis 3. Le site Eustis 1 qui fera l'objet de cette étude correspond à l'aire d'accumulation des résidus miniers rejetés par les procédés de concentration du minerai. Les sites Eustis 2 et Eustis 3 correspondent aux aires de stockage des résidus miniers situés sur les flancs de la vallée du ruisseau Eustis. Bien qu'ils soient potentiellement générateurs d'acide, ces sites ne feront pas l'objet de la présente étude. À l'aide d'un modèle numérique d'altitude (figure 1.1), il est possible de mieux visualiser le relief du territoire ainsi que l'emplacement des différentes mines.

1.2.1 Le site d'étude

Le parc à résidus miniers de la mine Eustis 1 se divise en deux espaces principaux, soit l'aire d'entreposage des résidus (environ 20 m de hauteur) et la zone d'épanchement adjacente à la rivière Massawippi. Cette zone d'épanchement, couvrant une superficie totale de 5,1 ha, est totalement dépourvue de végétation (figure 1.2). Elle est la conséquence directe de l'érosion de l'aire d'entreposage initiale située en amont. Il est à noter que la zone d'épanchement servira d'emplacement éventuel pour le système de traitement passif.

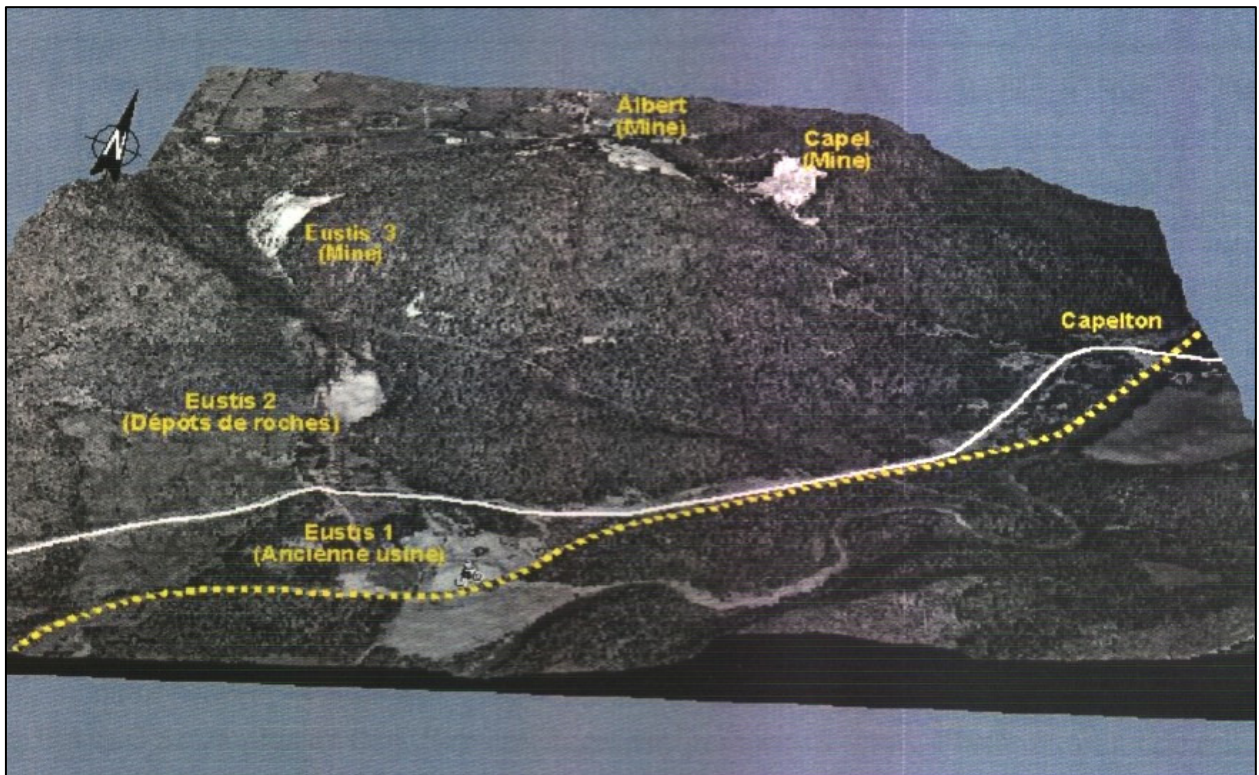


Figure 1.1 Modèle numérique d'altitude des mines Eustis (tiré de Consultants S.M. inc. et LMRGA (2002))



Figure 1.2 Zone d'épanchement qui servira d'emplacement éventuel pour le système de traitement passif

Il y a présentement des travaux en cours afin de réduire les impacts de l'aire d'accumulation de résidus miniers qui constituent la source majeure de contamination du site. Cependant, cette préoccupation ne sera pas traitée de façon spécifique dans ce travail. Les figures 1.3 et 1.4 montrent l'amas de résidus miniers de l'aire d'entreposage et la zone d'épanchement adjacente à la rivière Massawippi.

1.2.2 La rivière Massawippi

La contamination de l'eau par les résidus miniers de l'ancienne mine touche surtout la rivière Massawippi et deux de ses tributaires, les ruisseaux Eustis et Capel. La rivière Massawippi prend sa source à North Hatley dans le lac du même nom, coule du sud-ouest au nord-est sur une distance de 18 km et se déverse dans la rivière Saint-François. À la mi-parcours, la rivière Massawippi longe l'ancienne zone d'activité minière de la mine Eustis où subsistent plusieurs dépôts de résidus miniers.



Figure 1.3 Amas de résidus miniers de l'aire d'entreposage au site Eustis 1



Figure 1.4 Zone d'épanchement du site Eustis 1 adjacente à la rivière Massawippi

1.3 Traitement de l'effluent minier

Un des principaux problèmes des mines abandonnées est le traitement des effluents après la fermeture d'une exploitation minière. Le traitement des effluents peut être compliqué par la présence et la collecte du DMA qui peut nécessiter un traitement à long terme (MEND 1999). Il existe deux modes de traitement pour corriger le DMA des sites miniers, soit des traitements actifs et passifs. Les traitements actifs mettent en jeu des technologies qui nécessitent habituellement une installation très coûteuse et un entretien considérable comparativement aux systèmes de traitement passif. Ces derniers permettent de réduire les coûts de traitement des eaux, nécessitent habituellement peu d'entretien et sont efficaces à long terme au plan environnemental. Puisque le site minier Eustis est un site abandonné, ce dernier système de traitement semble le plus approprié et sera donc analysé dans ce travail quant à son applicabilité pour traiter le DMA de l'ancienne mine Eustis.

2 PROBLÉMATIQUE

Lors de l'exploitation minière, les sulfures métalliques « utiles » sont séparés du sulfure de fer ou pyrite sans valeur économique. Ces derniers constituent l'essentiel des résidus abandonnés sur le site Eustis. En plus d'altérer le paysage, ces rejets peuvent engendrer des problèmes majeurs à l'environnement, plus particulièrement par le drainage minier acide (DMA), soit un lixiviat ayant une forte acidité et une concentration élevée en métaux.

La toxicité du DMA provient surtout de la libération de certains métaux, généralement des métaux lourds, dans l'environnement. L'oxydation des sulfures génère de l'acidité qui favorise la dissolution des métaux présents en grandes quantités dans les résidus. Le lessivage de ces résidus par les eaux de pluie amène ensuite ces quantités excessives de métaux et d'acidité à travers la zone d'épanchement de 5,1 ha dans la rivière Massawippi.

Les résultats d'une étude publiée par Berryman *et al.* (2003) démontrent que les principaux tributaires de la rivière Massawippi, soit les ruisseaux Eustis et Capel sont fortement acidifiés ainsi que très contaminés par les métaux provenant des sites miniers en amont. Malgré leur faible débit, ces ruisseaux sont des sources majeures d'acidité et de métaux pour la rivière Massawippi. Avec des pH respectifs de 3,3 et de 4,2, ils sont nettement en deçà du minimum de 6,5 requis pour la protection de la vie aquatique. De fait, ces pH sont même sous le seuil de toxicité aiguë de 5,0.

Des pH très bas et de fortes concentrations en métaux ont également été retrouvés dans les sédiments et les sols du site. Sans parler de son aspect physique, qui est dénudé de végétation et de ses odeurs désagréables, l'accumulation des résidus dans la rivière modifie l'écosystème du milieu environnant et entraîne des impacts négatifs significatifs sur la capacité de support de l'environnement aquatique.

Les résultats de Berryman *et al.* (2003) démontrent aussi que les concentrations des métaux lourds (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn) dans les ruisseaux Eustis et Capel sont nettement plus élevées que les critères pour la protection de la vie aquatique. Ces mesures sont présentées au tableau 2.1. L'étude précise que le cuivre est le métal le plus problématique sur l'ensemble du complexe minier de Capelton avec une estimation de 20 000 kg qui est lixivié annuellement vers la rivière Massawippi. Ceci se traduit en une concentration du cuivre dans

le ruisseau Eustis qui est 2 490 fois plus élevée que les critères pour la protection de la vie aquatique et de quatre à 30 fois plus élevée dans la rivière Massawippi.

Tableau 2.1 Facteurs de dépassement des métaux présents dans les ruisseaux Capel et Eustis par rapport aux critères pour la protection de la vie aquatique

Métaux	² Concentration ruisseau Eustis (µg/L)	² Concentration ruisseau Capel (µg/L)	¹ Critères pour la protection de la vie aquatique (µg/L)
Cd	22	45	0,017
Cu	3 750	5 800	2-4
Fe	20 000	670	300
Pb	77	250	1-7
Zn	6 800	8 000	30

(1) MENV (2003)

(2) Berryman *et al.* (2003)

Ces métaux ont des impacts majeurs sur la vie aquatique de ces ruisseaux ainsi que sur la rivière Massawippi au niveau de l'abondance et de la diversité de la biomasse. Dans la zone exposée de la rivière, on remarque une diminution de 70 % du nombre et de 66 % de la biomasse des organismes benthiques par rapport à l'amont de cette même rivière (Berryman *et al.* 2003). Ainsi, le transport des résidus miniers vers la rivière Massawippi va éventuellement s'étendre sur plusieurs kilomètres à partir de son point d'origine et du même coup, contribuer à la contamination des écosystèmes et de milieux naturels sensibles et atteindre ainsi la chaîne alimentaire.

À ce jour, les parcs à résidus miniers de l'ancienne mine Eustis sont encore soumis à l'érosion éolienne et hydrique ainsi qu'aux processus d'oxydation conduisant à la production du DMA. Selon le ministère de Ressources naturelle et de la Faune (MRNF), le site de la mine Eustis est identifié comme un des sites prioritaires parmi les sites abandonnés nécessitant une restauration. Le site de l'ancienne mine Eustis abrite à ce jour, la plus importante et la dernière source de DMA à restaurer en Estrie.

3 CADRE LÉGAL ET RÉGLEMENTAIRE

La production du drainage minier acide (DMA) s'avère surtout inquiétante pour les sites miniers abandonnés car de nombreux parcs à résidus miniers sont devenus orphelins, c'est-à-dire que plus personne n'assume une responsabilité d'intervention face au drainage du site. Le lixiviat acide et fortement chargé en métaux risque donc de perturber l'environnement, d'affecter les écosystèmes avoisinants et d'engendrer des risques pour la santé humaine. Il s'agit de l'héritage du passé, avant que l'industrie minière n'adopte une approche axée sur le développement durable, appuyée par une réglementation plus appropriée.

Afin d'éviter de tels problèmes, l'industrie minière est maintenant assujettie à plusieurs dispositions légales et réglementaires afin de prévenir les impacts environnementaux négatifs qu'elle pourrait engendrer, notamment la production du DMA. Les dispositions auxquelles l'industrie minière est assujettie sont principalement contenues dans la *Loi sur les mines et la Loi sur la qualité de l'environnement*. Malgré le fait que l'industrie minière gère aujourd'hui ses rejets miniers de façon responsable, l'État hérite parfois d'un patrimoine peu enviable lorsque les propriétaires de sites miniers ne sont plus financièrement solvables ou encore, qu'ils ne puissent être retracés.

3.1 Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2

L'activité minière est assujettie à la *Loi sur la qualité de l'environnement (L.Q.E)* en vertu de l'article 22 qui crée l'obligation d'obtenir un certificat d'autorisation (C.A) du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) pour tout nouveau projet d'exploitation minière. Afin de supporter l'application de l'article 22 de la L.Q.E., la *Directive 019* a été élaborée par le ministère pour encadrer l'émission des C.A. Elle établit essentiellement, toutes les normes de rejet liquide à l'effluent minier et exigences environnementales d'un projet minier que le MDDEP recommande à l'industrie minière de respecter pour protéger l'environnement. Même si cette directive n'a pas force de loi, elle constitue une obligation légale lorsqu'elle est enchâssée dans un C.A. délivré par le ministère.

Il convient de noter que la L.Q.E. ne comporte aucune disposition permettant d'assujettir un exploitant à réaliser des travaux de restauration sur un site minier abandonné dont il n'est plus propriétaire.

3.2 Loi sur les mines, L.R.Q., M-13.1

Les dispositions de la *Loi sur les mines* s'appliquent de façon très spécifique au réaménagement et à la restauration des sites miniers. Des modifications y ont été apportées le 9 mars 1995 pour obliger les exploitants miniers à déposer au ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), pour approbation, un plan de réaménagement et de restauration de leurs sites miniers (art. 232.2). Une garantie financière portant uniquement sur les aires d'accumulation doit accompagner le plan afin d'assurer l'exécution des travaux qui y sont prévus (art. 232.4).

Bien que cette loi s'adresse essentiellement aux sites actifs, elle contient également une mesure rétroactive (art. 232.11) par laquelle le MRNF peut intervenir lorsqu'un site minier dont les activités avaient cessé en date du 9 mars 1995, présente certains dangers quant aux aires d'accumulation qui s'y trouvent. Cette disposition a été adoptée afin de permettre d'exiger au responsable d'un site minier, la restauration des aires d'accumulation inactives en date de la modification de la *Loi sur les mines*. Il est à noter que cette loi s'applique à l'ancien site minier Eustis, toutefois puisque les responsables au terme de la Loi ne peuvent être enjoins à réaliser les travaux, le site ayant le statut de site abandonné, sans responsable connu et solvable, aucune démarche légale n'est entreprise. Le cas échéant, l'État doit donc maintenant prendre en charge la réalisation des travaux de restauration du site, ou à tout le moins des travaux de mitigation.

Afin de minimiser les risques pour l'État de devoir assumer la restauration de certains sites miniers dans le futur, la *Loi sur les mines* a de nouveau été modifiée en 2003. Ainsi, le MRNF peut dorénavant exiger le versement de la totalité de la garantie financière prévue au plan de restauration approuvé, lorsque la situation financière de l'exploitant se détériore ou lorsqu'il réduit la durée de ses activités d'exploitation.

4 DRAINAGE MINIER ACIDE

Le drainage minier acide (DMA) est sans aucun doute le problème environnemental le plus important auquel l'industrie minière doit faire face. L'effluent acide du site Eustis est une source de pollution significative représentant un risque important pour l'écosystème et potentiellement pour la santé humaine.

4.1 Définition du DMA

On définit le DMA comme un écoulement d'eau acide résultant de l'oxydation naturelle des stériles, du minerai ou des résidus miniers sulfureux. En plus d'un pH acide, le drainage acide favorise la mise en solution des métaux lourds et des métaux de transition puisque la solubilité des métaux est directement proportionnelle au degré d'acidité de l'eau. Une coloration rouge brique caractérise habituellement ces drainages acides dus au contenu en fer des résidus miniers. L'une des caractéristiques majeures des DMA est la durée. Les écoulements acides se manifestent pendant quelques années ou pendant quelques siècles, généralement jusqu'à épuisement de la source de sulfure. Ils apparaissent dès le début de l'exploitation ou plusieurs années après la fermeture du site minier.

Le DMA est habituellement engendré par l'oxydation de minéraux sulfurés, c'est-à-dire des substances minérales contenant du soufre combiné à un métal (le fer, par exemple) ou à un métalloïde. On retrouve la plus grande concentration de sulfures générateurs d'eau acide à l'intérieur des parcs à résidus miniers où sont entreposés les rejets provenant de l'usine de traitement du minerai. L'oxydation des minéraux sulfureux a lieu principalement dans la zone non saturée et peu profonde des parcs à résidus miniers, là où il y a généralement un apport abondant d'oxygène. Le taux d'oxydation dépend du type de sulfure présent, de la taille de la particule, de la température, du pH, de l'agent oxydant et du potentiel d'oxydation ainsi que du type de bactérie présent et de son potentiel d'activité.

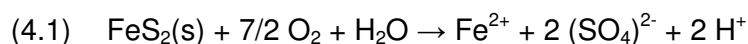
Il faut savoir que l'affleurement naturel de roches contenant des minéraux sulfurés peut également provoquer une oxydation suivie de l'acidification du milieu. Cependant, le phénomène est largement amplifié par les activités humaines, notamment l'industrie minière.

4.2 Formation du DMA

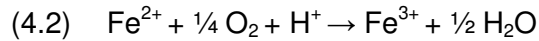
La production du DMA comporte une série de réactions chimiques et biochimiques. Pour que ces réactions se produisent, il faut du minerai sulfuré réactif, de l'oxygène, de l'eau et habituellement, des bactéries ferroxydantes de type *Thiobacillus ferrooxidans* qui se retrouvent naturellement dans le milieu et qui accélèrent les réactions d'oxydation. L'activité oxydante de ces bactéries est de 500 000 à un million de fois plus rapide que l'oxydation à l'air libre dans des conditions environnementales similaires (Chevalier 2002).

Ces bactéries tirent l'énergie nécessaire à leur croissance des réactions d'oxydation du soufre et du fer. Pour se développer, ils doivent disposer d'oxygène et d'eau, ainsi que d'azote et de petites quantités de phosphates, de calcium et de magnésium habituellement présents dans les eaux naturelles. Il faut noter que *T. ferrooxidans* est la seule espèce de ce genre à pouvoir oxyder le fer en absence de soufre. Les bactéries ferroxydantes participent à l'acidification du milieu et, selon leur affinité pour un pH défini, se développent plus particulièrement. Elles agissent comme de véritables catalyseurs des réactions chimiques qui se déroulent à la surface des minéraux et en solution. Ainsi, la granulométrie des rejets miniers influe considérablement sur la cinétique des réactions d'oxydation des sulfures exposés de sorte que plus le degré d'exposition est grand, plus les bactéries pourront se fixer en plus grand nombre. La réaction est donc plus intense. Selon Davis et Ritchie (1983), une particule de pyrite d'un diamètre de 1 mm est complètement oxydée 24 heures après son exposition à l'air en présence de cette bactérie. Ainsi, le concassage et le broyage du minerai augmentent d'une manière significative l'oxydation des minéraux.

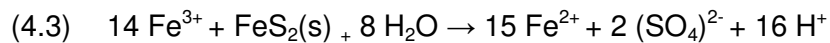
Quatre réactions stoechiométriques sont à la base de la formation du DMA. La première réaction chimique est celle de l'oxydation de la pyrite (FeS_2), soit le sulfure majoritairement responsable de l'acidification. Les sulfures, dont la pyrite (FeS_2), sont oxydés par l'entremise de l'air et de l'eau et dissociés en ions Fe^{2+} et $(\text{SO}_4)^{2-}$. Cette réaction engendre aussi une production d'ions H^+ qui sont directement responsables de l'acidification de l'eau et par conséquent, la formation du DMA. Cette réaction est présentée à l'équation 4.1 et a lieu en présence ou en absence de bactéries.



Lorsque le pH du milieu est inférieur à 4,0 et que l'oxygène est disponible, le fer ferreux (Fe^{2+}) produit à l'équation 1 subit une oxydation et se transforme en fer ferrique (Fe^{3+}). C'est l'oxydation du fer et sa réaction est démontrée à l'équation 4.2.



L'oxydation du fer ferreux en fer ferrique est catalysée par *T. ferrooxidans*. En présence de cette bactérie, cette réaction peut être accélérée jusqu'à 10 000 fois. La cinétique de cette équation varie en fonction du pH de sorte que la vitesse de réaction est plus rapide lorsque le pH est proche de 5,0 et plutôt lente entre un pH de 2,0 à 3,0 (Brunet 2000). L'importance de cette deuxième réaction réside dans le fait qu'elle produit du fer ferrique. Lorsque cet ion se retrouve en solution, il est capable à son tour d'oxyder davantage la pyrite, augmentant ainsi la quantité de fer ferreux et d'ions H^+ . Cette réaction est illustrée à l'équation 4.3 et ne s'effectue qu'à un pH inférieur à 4,0.



Cette troisième réaction permet au phénomène de production de DMA de s'auto-entretenir dans le sens que l'oxydation des sulfures produit du fer ferrique qui génère l'oxydation de autres sulfures. Ceci favorise la production de grandes quantités d'ions H^+ , et par conséquent, contribue à une acidification graduelle du milieu.

Tant que le pH est inférieur à 4,0, le fer ferrique demeure en solution et sert à oxyder directement la pyrite. Par contre, lors de la résurgence en milieu libre, le DMA subit une dilution et par conséquent, le pH augmente progressivement. Lorsque ce dernier remonte à une valeur supérieure à 4,0, le fer ferrique réagit avec l'eau et entraîne une précipitation d'hydroxyde de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Ce précipité gélatineux jaune-brun présenté à la figure 4.1 colore l'eau et forme des dépôts dans le lit des cours d'eau, créant des problèmes pour la faune et la flore benthique. C'est une réaction d'hydrolyse de fer qui est démontrée à l'équation 4.4.

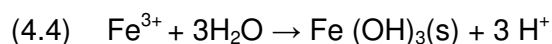
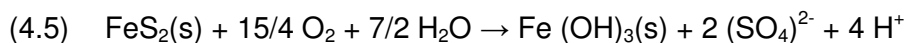


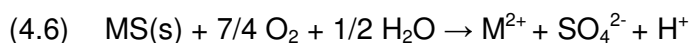


Figure 4.1 Précipités d'hydroxyde de fer présents sur la plaine inondable du site Eustis

Ainsi, une fois ces quatre équations enclenchées, le processus de génération d'acide se perpétue. L'équation globale de l'oxydation de la pyrite, et par conséquent, de la production de DMA peut se résumer par l'équation 4.5.



Les réactions précédentes résument les mécanismes de développement de DMA en se basant sur l'exemple de la pyrite. D'autres types de sulfures métalliques présents dans les résidus miniers peuvent également contribuer au phénomène du DMA. Il s'agit du FeS, du NiS, du PbS, du ZnS et du CuFeS₂ qui réagissent tous de la même façon que la pyrite. L'équation 4.1 peut donc être généralisée en remplaçant le fer (Fe) par M, représentant un autre métal ou métalloïde lié à un sulfure (équation 4.6)



4.3 Problématique du fer

Comme mentionné à la section 4.1, lorsque le fer ferreux (Fe^{2+}) présent dans les résidus miniers est oxydé, il se transforme en fer ferrique (Fe^{3+}). Dépendamment du pH, cet ion peut soit demeurer en solution et oxyder les sulfures métalliques ou précipiter sous forme d'hydroxyde de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Dans les deux cas, ces réactions génèrent une quantité importante d'ions H^+ dans l'effluent, diminuant ainsi son pH. On peut donc tirer la conclusion que tant qu'il y a une quantité de fer présent dans le DMA, le pouvoir d'acidité de l'effluent y demeure, et ce peu importe la valeur de pH. Il est donc nécessaire d'éliminer toute présence de fer dans le DMA avant son rejet dans la rivière.

Outre la dégradation du milieu par l'acidification, le fer ferrique est un facteur important pour la mobilisation des métaux, aggravant encore plus les problèmes de pollution. Cet ion est capable de solubiliser de nombreux métaux (Cu, Zn, Pb, Cd, etc.) présents sous forme de sulfures. Ces métaux solubilisés sont ensuite transportés par les eaux de drainage dans le milieu récepteur où ils engendrent des impacts environnementaux importants.

Le DMA s'écoulant dans les tributaires de la rivière Massawippi contient des concentrations de fer allant jusqu'à 20 000 μg , soit 67 fois plus élevée que les critères pour la protection de la vie aquatique (Berryman *et al.* 2003).

4.4 Effets du DMA

Le DMA affecte toutes les principales composantes de la biosphère : le sol et plus particulièrement l'eau. En milieu aquatique, le drainage acide est une source de pollution acide et métallique. Il est capable, pour les cas les plus sévères, de libérer plusieurs tonnes de sels métalliques toxiques par jour dans le système hydrographique ayant un impact sur la faune et la flore des cours d'eau récepteurs. Les métaux introduits dans le milieu récepteur se retrouvent dans l'eau, dans les sédiments et dans les organismes vivants, plantes ou animaux. Ceci peut éventuellement se traduire par une disparition totale de la vie aquatique. Cette pollution est aggravée par son aptitude à s'auto-entretenir et à se propager sur le site minier.

Les impacts du DMA se font également sentir en milieu terrestre, plus particulièrement au niveau des sols. En plus de contaminer ceux du site, le DMA peut également engendrer des effets néfastes aux sols avoisinants par l'érosion éolienne ou hydrique des résidus miniers

non-confinés, et ce, en les rendant moins aptes au développement et au maintien de la végétation. Ce lixiviat affecte aussi la flore terrestre par la libération de métaux lourds et d'ions H^+ qui nuisent à leur croissance en réduisant l'efficacité de leurs activités physiologiques. En conséquence, le DMA provenant du site minier Eustis engendre une érosion importante des berges de la rivière Massawippi car ces dernières sont dénudées de toute végétation. Puisque les sols demeureront acides, la végétalisation ne pourra se faire de façon naturelle.

Le DMA peut également avoir des impacts sur la santé humaine, et ce, par la libération de métaux qui peuvent atteindre la nappe souterraine et, éventuellement, contaminer des sources d'approvisionnement en eau potable. Ce sont les métaux lourds qui semblent créer le plus de problèmes dans les eaux souterraines (Vien 1996). Puisque le DMA de la mine Eustis contient des fortes concentrations de métaux lourds (tableau 2.1), l'abandon du site pendant de nombreuses années s'avère particulièrement inquiétant pour la santé de la communauté locale.

5 TRAITEMENT DU DMA

L'atténuation naturelle d'un drainage minier acide (DMA) survient en raison de l'épuisement de sulfures ou des conditions hydrogéologiques (présence de calcaire, modification de la nature et des caractéristiques des eaux). Elle dépend également de la nature de l'origine du DMA et de la nature du gisement (métallique ou houille). Dans le cas des mines fermées, les mesures prises au préalable influencent l'aptitude de l'atténuation du DMA. Malgré ceci, l'atténuation naturelle de l'acidité demande habituellement plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'années avant de se produire (Brunet 2000).

Le DMA peut devenir plus compliqué à gérer dans les parcs à résidus miniers lorsque les stériles forment des empilements de fragments de roche en volume important et avec une grande dimension des pores. L'eau et l'air peuvent circuler plus librement et, en conséquence, le taux d'oxydation est beaucoup plus élevé. La granulométrie des stériles est également un facteur important parce que la cinétique des réactions d'oxydation est proportionnelle au degré d'exposition des stériles.

En vue de minimiser les impacts du drainage acide sur l'environnement, il faut le recueillir, le traiter et le neutraliser. Si l'effluent n'est ni recueilli, ni traité, il peut finir par contaminer une partie de la nappe phréatique et les cours d'eau régionaux, et poser éventuellement, à court, moyen ou long terme, un problème pour la faune, la flore et ultimement pour la santé humaine. De ce fait, il importe de trouver des solutions à la fois efficaces sur le plan environnemental et réalisables sur le plan économique. Par contre, le traitement du DMA présente un inconvénient économique puisqu'il est difficile de déterminer le nombre d'années durant lequel la production de l'effluent acide persiste dans un site. A titre d'exemple, le site Eustis génère encore aujourd'hui un effluent très acide, et ce, malgré sa fermeture en 1939.

Il n'existe pas aujourd'hui de remède universel au problème environnemental majeur que pose le DMA. Parallèlement à l'intensification des contraintes législatives et environnementales, des efforts importants visant le développement d'un éventail de techniques de restauration de plus en plus performantes furent déployés, notamment dans le cas le plus critique des mines fermées ou abandonnées. Ces techniques visent à capter et à traiter les eaux susceptibles d'être contaminées à la suite de l'exploitation minière de façon à

pouvoir être rejetées dans le milieu récepteur tout en respectant les normes édictées par les autorités concernées.

5.1 Traitements actifs

Le traitement classique des effluents miniers au Canada est un traitement chimique ou une autre forme de traitement actif (MEND 1999). Ce système de traitement consiste à récolter les eaux de lixiviation provenant des parcs à résidus miniers et à les canaliser vers un bassin où elles sont traitées chimiquement. De façon générale, les procédés comprennent l'ajout de chaux afin d'augmenter le pH, une aération afin d'oxyder les ions métalliques en solution et l'ajout de flocculants pour favoriser l'agglomération et la précipitation. Malgré leur efficacité, les traitements actifs ne sont pas bien adaptés pour traiter les eaux de lixiviation provenant des parcs à résidus miniers abandonnés puisqu'ils nécessitent habituellement une installation très coûteuse et un entretien continu afin d'assurer le bon fonctionnement du système d'opération. De ce fait, il n'est ni pratique, ni économique d'envisager un traitement chimique comme une mesure de contrôle à long terme pour la mine Eustis, et d'autre part, le traitement génère une quantité importante de boues dont la disposition peut être problématique.

5.2 Traitements passifs

Afin de contourner les principales difficultés posées par le traitement actif, des formes de traitement passif sont davantage envisagées pour les sites miniers abandonnés. Ils représentent des solutions qui nécessitent généralement peu d'investissement, un entretien minime et qui sont satisfaisantes à long terme au plan environnemental (Brunet 2000). Ces mécanismes d'assainissement naturel favorisent les réactions chimiques et biologiques qui ont lieu naturellement dans l'environnement. Le principe des systèmes de traitement passif consiste à faire circuler les effluents miniers à travers des matériaux ou systèmes vivants qui génèrent suffisamment d'alcalinité pour neutraliser l'acidité et par conséquent diminuer la charge en métaux. Les méthodes passives utilisent généralement des réactions catalysées par des bactéries anaérobies ou aérobies.

Selon Brunet (2000), les principaux avantages des traitements passifs par rapport aux traitements actifs sont ou devraient être :

- une faible dépense en énergie et en apport de réactif;

- l'utilisation de matériaux naturels ou de matières résiduelles au lieu de produits chimiques;
- une consommation en eau nulle ou faible;
- une efficacité comparable, en terme de concentrations résiduelles, au meilleur procédé chimique existant;
- la diminution des quantités de boues générées;
- un aspect esthétique plus satisfaisant.

Bien que les systèmes passifs présentent plusieurs avantages, le climat et l'environnement aquatique canadien posent des défis considérables à leur utilisation à grande échelle au Canada. Selon Brunet (2000) leurs principaux inconvénients sont :

- des performances dépendantes des variations de température;
- une efficacité variable selon le débit et la composition chimique de l'effluent;
- difficulté d'adaptation à une modification rapide des paramètres de l'effluent;
- un coût hautement variable en fonction des conditions du site, de la composition de l'effluent à traiter et des concentrations à atteindre;
- la nécessité de combiner plusieurs procédés pour atteindre l'efficacité maximale.

6 REVUE DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT PASSIF

6.1 Marais épurateurs construits

Un mécanisme passif efficace pour éliminer les métaux et diminuer l'acidité est de filtrer l'effluent minier dans un marais. Les marais épurateurs construits (MEC) sont des systèmes écologiques conçus pour rétablir les divers processus physiques, chimiques et biologiques que l'on retrouve dans les marais naturels. L'effet combiné d'un substrat organique, de bactéries et de plantes dégrade, fixe et précipite les contaminants, contribuant à améliorer la qualité de l'eau et diminuer l'acidité.

Dans ces systèmes, le drainage minier acide (DMA) s'écoule par gravité dans le marais où l'atténuation de la teneur en métaux et la neutralisation du pH sont progressives. Les concentrations de métaux sont abaissées par précipitation, chélation et échange, alors que la neutralisation est surtout le résultat d'une augmentation d'alcalinité attribuable aux réactions chimiques et à l'action bactérienne.

Le substrat organique posé dans le fond d'un MEC assure un support physique aux plantes émergentes et sert d'ancrage à la flore microbienne. Lorsque toute la matière organique est décomposée ou advenant un changement dans les conditions d'oxydoréduction, il risque d'avoir une mise en solution des métaux précipités et absorbés dans le substrat. Il est donc très important de maintenir un minimum d'entretien afin d'assurer le bon fonctionnement du marais. On retrouve principalement comme substrat organique :

- fumier;
- compost de champignons;
- mousse de tourbe;
- boues d'une station d'épuration;
- copeaux de bois;
- sciure;
- paillis de feuilles;
- balles de foin.

La végétation joue un rôle important au sein d'un MEC. Elle assure un support aux bactéries, une migration de l'oxygène dissous au niveau de ses racines et le renouvellement du substrat posé dans le fond du marais. Selon une étude effectuée par Shutes *et al.* (1993),

certaines espèces végétales peuvent même diminuer la concentration de métaux dans leur milieu environnant en les emmagasinant dans leurs tiges et feuilles (processus d'absorption et d'adsorption). D'après les travaux de Brunet (2000), les espèces s'avérant les plus efficaces sont :

- roseau (*Phragmites australis*);
- quenouille (*Typha latifolia*) (capable de pousser dans des sédiments contenant 1 000 ppm de Pb, 1 000 ppm de Zn, 300 ppm de Cu, 300 ppm de Cd);
- jonc (*Schoenoplectus lacustris*);
- equisetum (*Equisetum*);
- carex (*Carex*);
- mousse *Sphagnum* (capable d'accumuler plusieurs métaux à de fortes doses);
- *eleocharis*;
- *scirpus*.

Toutefois, l'atténuation des métaux par la végétation est jugée marginale et même dangereux par certains auteurs (Gazea *et al.* 1996;Goulet et Pick 2001). Même si la quantité de métaux accumulée dans les tissus d'une plante est faible, l'espèce peut tout de même conduire à une bioaccumulation dangereuse pour la faune qui peut s'en nourrir, voire pour l'homme qui se retrouve à la fin de la chaîne alimentaire. Faulkner et Richardson (1990) soulèvent deux problèmes liés à l'absorption et l'adsorption des métaux par les plantes. Premièrement, si le MEC n'est pas bien entretenu, les métaux vont retourner dans le système de traitement lors de la décomposition des plantes, augmentant ainsi leur concentration dans le substrat. Le deuxième problème découle du premier, car l'accumulation de métaux dans le substrat peut nuire à la croissance des plantes et peu même les faire mourir. De ce fait, plusieurs auteurs proposent l'aménagement de MEC dépourvus de plantes lorsqu'il y a une forte concentration de métaux dans le DMA. Cependant, si le marais n'abrite pas de plantes, il n'y aura pas de renouvellement naturel du substrat. Subséquemment, le substrat devra éventuellement être remplacé puisqu'il fournit le carbone organique et les éléments nutritifs requis par les micro-organismes.

Les MEC ne sont pas habituellement conçus pour traiter un DMA présentant une acidité supérieure à 300 mg/L (Hedin et Nairn 1992). La végétation agissant comme support aux bactéries pourrait mourir et, dans certains cas, il pourrait y avoir remise en solution des métaux. Un prétraitement, qui aura préalablement consommé une partie de l'acidité doit donc

être employé lorsque l'acidité est trop élevée. Malgré ceci, l'acidité de l'effluent peut être réduite par la présence de matériaux alcalins. La chaux (CaCO_3), un matériau alcalin est fréquemment utilisé pour neutraliser le DMA. La chaux peut soit être mélangée au substrat ou déposée en couche au fond du marais. Malgré son efficacité, la durée requise pour que le DMA puisse bien se mélanger avec la chaux est considérable. De ce fait, ces marais nécessitent une grande superficie afin de fournir un temps de rétention suffisant (Skousen 1997).

Un DMA présentant une forte concentration de fer est également problématique, principalement due à la formation de son précipité (hydroxyde de fer) qui libère une forte quantité d'acidité dans l'eau. Il est donc souhaitable de provoquer la formation de ces précipités de fer avant que le DMA entre dans le MEC.

La clé de l'efficacité d'un MEC est le contact de l'effluent à traiter avec la matrice physique, chimique et biotique. Puisque cette capacité est particulièrement réduite en période de gel et de crue, les MEC sont dits plus performants dans les régions où l'hiver est plus court et plus doux et aux sites où un débit constant peut être maintenu. Des grands bassins de rétention peuvent être requis lors de la période de ruissellement printanier.

Un paramètre critique pour le bon fonctionnement d'un MEC est un temps de rétention élevé afin que l'effluent puisse s'infiltrer dans le substrat organique. Il vaut donc mieux construire un marais de grande dimension afin que l'effluent puisse y séjourner plus longtemps. Il faut également prendre en considération le développement de chemins d'écoulement préférentiels qu'empruntent souvent les eaux à traiter dans un marais. Ceci résulte en des temps de rétention plus faibles avec seulement une fraction du marais utilisée pour le traitement des eaux. Un minimum d'entretien est donc nécessaire pour garantir un contact adéquat entre l'eau à traiter et le substrat organique.

Une fois établis et fonctionnels, les MEC ne demandent qu'un minimum d'entretien. Ils représentent des écosystèmes autosuffisants qui peuvent assainir le DMA aussi longtemps qu'il soit produit pendant de nombreuses années. Ils peuvent ainsi représenter une solution à long terme.

Deux types de MEC peuvent être aménagés, soit des marais anaérobies et des marais aérobies. Ils diffèrent par leur configuration qui entraîne des conditions d'oxygénation et des réactions chimiques et biologiques différentes. Un marais à écoulement vertical est un autre type de MEC s'inspirant du marais anaérobie et des réactions qui s'y découlent. Son principe sera également décrit dans les paragraphes qui suivent.

6.1.1 Marais anaérobie

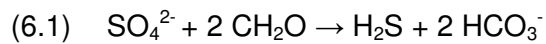
Le marais anaérobie à écoulement horizontal vise essentiellement à augmenter le pH de l'effluent à traiter et précipiter les métaux. Le marais anaérobie correspond à une tourbière, c'est-à-dire, un terrain acide constitué de matière organique en décomposition où règnent des conditions réductrices. Ce type de marais est habituellement construit pour traiter un effluent comportant une acidité nette (Hedin *et al.* 1994; Brunet 2000). Cependant, si l'acidité de l'effluent est supérieure à 300 mg/L, un prétraitement devra être utilisé afin d'assurer la survie de la flore bactérienne.

La construction d'un marais anaérobie nécessite l'apport d'un substrat organique, de bactéries et quelquefois de plantes. La flore d'un marais anaérobie joue un rôle plus important que celle d'un marais aérobie parce qu'elle aide le substrat à enlever l'oxygène de l'eau, créant et entretenant les conditions réductrices. Ce milieu anoxique favorise les processus chimiques et microbiens qui produisent l'alcalinité, augmentant ainsi le pH.

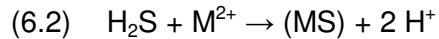
L'épaisseur de la lame d'eau dans ce type de marais devrait être maintenue entre 0 et 10 cm (Brunet 2000). Le débit de l'effluent à traiter doit subséquemment être faible et constant afin d'assurer le bon fonctionnement du marais. Afin que l'effluent ne s'infiltré pas dans le sol et n'atteigne pas la nappe phréatique, le marais doit être entouré d'une couche d'argile ou d'une géomembrane pour garantir l'étanchéité.

La voie d'élimination des métaux dans un marais anaérobie est en grande partie contrôlée par les bactéries sulfato-réductrices qui se retrouvent naturellement dans ces milieux anoxiques. Les travaux menés par Machemer *et al.* (1993) démontrent qu'en présence de conditions réductrices, les bactéries sulfato-réductrices précipitent les métaux selon deux réactions. La première, résumée par l'équation 6.1, démontre une réduction des sulfates (SO_4^{2-}) présents dans l'effluent à traiter en sulfure d'hydrogène (H_2S). Cette réaction

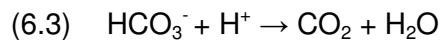
s'effectue par l'oxydation de composés organiques, naturellement retrouvés dans le substrat organique (représenté par la formule chimique CH₂O).



Les sulfures d'hydrogène vont ensuite précipiter les métaux dissous (M) sous forme de sulfures métalliques solides (MS). Cette réaction est résumée par l'équation 6.2. Ces précipités insolubles, habituellement de couleur noire, vont s'imprégner dans le substrat organique du marais. Dépendamment de la quantité de métaux précipitée, le substrat devra être remplacé après quelques années afin d'assurer l'efficacité et le bon fonctionnement du marais.



Les ions bicarbonates issus de l'équation 6.1 vont ensuite consommer les ions H⁺ dans l'effluent, ce qui va se traduire par une augmentation globale du pH (équation 6.3).



6.1.2 Marais aérobie

L'équivalent naturel du marais aérobie est le marécage, c'est-à-dire une zone humide où le sol est recouvert d'une couche relativement épaisse d'eau (environ 45 cm) (Brunet 2000). Comparativement aux marais épurateurs anaérobies où règnent des conditions réductrices, les marais aérobies favorisent un milieu plutôt oxydant. La précipitation des métaux se fait donc sous forme d'oxydes et surtout d'hydroxydes qui sont formés à partir de réactions d'oxydation.

Ce type de marais est surtout utilisé pour précipiter les métaux, plus particulièrement le fer et le manganèse. Comme les marais anaérobies, les métaux précipités s'imprègnent dans le substrat, qui doit éventuellement être remplacé après quelques années afin d'assurer l'efficacité et le bon fonctionnement du système.

Les réactions d'oxydation du marais aérobie augmentent considérablement l'acidité de l'effluent en relâchant une quantité importante d'ions H⁺. Contrairement au marais anaérobie

qui est capable de neutraliser ces ions H^+ par l'entremise de bactéries sulfato-réductrices, le marais aérobie ne peut contrôler le pH de façon autosuffisante.

Les marais aérobies sont habituellement plantés avec des espèces propres à ces types de milieux, entre autres des quenouilles. La flore du marais aérobie se limite surtout à l'aspect esthétique, à l'apport de matière organique et à l'uniformité de la répartition du flux de l'effluent (Brunet 2000).

L'efficacité des marais aérobies est supérieure lorsque l'eau entrante possède une alcalinité nette, c'est-à-dire une eau contenant assez d'alcalinité pour neutraliser l'acidité produite par les réactions d'oxydation (Brunet 2000; Hallberg et Johnson 2004). Afin de traiter un effluent comportant une forte acidité, un prétraitement doit forcément être utilisé. Tout comme le marais anaérobie, ce type de marais nécessite une couche d'argile ou une géomembrane pour éviter l'infiltration de l'effluent dans le sol.

6.1.3 Marais à écoulement vertical

Le marais à écoulement vertical vise à résoudre la difficulté des marais épurateurs à traiter les eaux trop acides. Il s'agit d'une combinaison d'un marais anaérobie et d'un drain calcaire anoxique, une technologie permettant d'ajouter une quantité considérable d'alcalinité dans l'effluent par dissolution de calcaire. Puisque ce marais occupe une moins grande superficie qu'une simple combinaison des deux technologies susmentionnées, il s'avère particulièrement intéressant pour les sites possédant un DMA très acide et un terrain limité.

Le fond d'un marais à écoulement vertical est composé d'une couche de calcaire recouverte par un substrat organique. En premier lieu, l'effluent s'infiltré au travers le substrat organique où les bactéries sulfato-réductrices précipitent les métaux et augmentent le pH. Par la suite, l'effluent s'infiltré dans la couche de calcaire où la dissolution du calcaire génère encore plus d'alcalinité.

Puisque ce marais fonctionne à écoulement vertical, l'effluent est évacué par des drains plongés dans la couche de calcaire au fond du marais (figure 6.1). Tout comme les marais anaérobies et aérobies, ce type de marais doit être isolé à l'aide d'une géomembrane ou d'une couche d'argile afin d'assurer l'étanchéité.

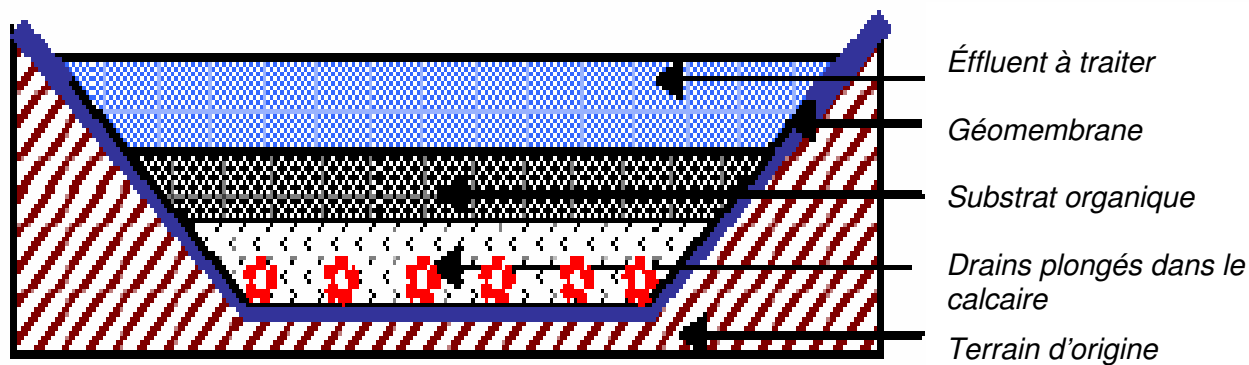


Figure 6.1 Schéma d'un marais à écoulement vertical (modifié de Brunet 2000)

Lorsqu'un effluent comporte une quantité importante de fer ferrique (Fe^{3+}), la formation de son précipité (hydroxyde de fer) risque d'enrober les grains de calcaire, réduisant leur pouvoir de neutralisation, et provoquant un colmatage au niveau des drains d'évacuation. Un prétraitement est donc nécessaire afin de réduire l'accumulation de précipités dans le substrat, le calcaire et plus particulièrement les drains. Un minimum d'entretien assurera non seulement une meilleure performance du marais, mais saura également allonger la durabilité de ses composantes (substrat, calcaire et drains).

6.2 Drain calcaire anoxique

Puisque la plupart des systèmes de traitement passif ne sont pas conçus pour traiter un effluent très acide, on utilise souvent un drain calcaire anoxique (DCA) comme prétraitement pour ajouter de l'alcalinité. Un DCA est un drain enterré, rempli de calcaire concassé et dépourvu d'oxygène (figure 6.2). Il est entouré d'une géomembrane et recouvert d'une couche d'argile pour garantir l'étanchéité.

Le traitement d'un DCA consiste à mettre en solution des carbonates, ce qui diminue l'acidité et par conséquent, augmente le pH. Les équations 6.4, 6.5 et 6.6 démontrent comment le calcaire réagit avec l'eau acide pour neutraliser les ions H^+ :

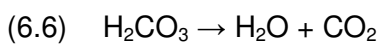
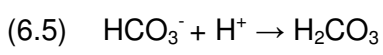
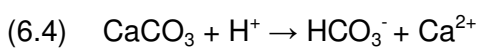




Figure 6.2 Drain calcaire anoxique en construction (tiré de Brunet 2000)

Le milieu anoxique d'un DCA prévient l'oxydation des métaux dissous à l'intérieur du drain. Les précipités métalliques se forment donc uniquement à la sortie du drain, c'est-à-dire à la rencontre de l'oxygène. De ce fait, un DCA doit être suivi d'un bassin de sédimentation ou d'un marais épurateur qui va permettre la précipitation des métaux. Afin de garantir l'efficacité du drain à long terme, le calcaire doit éventuellement être remplacé.

Malgré le fait qu'un DCA produit l'alcalinité à un coût nettement moins élevé que les marais, deux contraintes majeures limite son applicabilité à long terme, soit la présence d'oxygène dissous et une forte concentration de Fe^{3+} ou de Al^{3+} (Hedin et Nairn 1992). Même si le milieu anoxique du système évite la pénétration de l'oxygène dans le drain, le DMA risque de renfermer de l'oxygène dissous avant son entrée dans le drain. Donc, si l'effluent à traiter possède une quantité importante d'oxygène dissous ainsi qu'une forte concentration d'ions Fe^{3+} ou Al^{3+} , les métaux dissous vont précipiter sous forme d'hydroxydes à l'intérieur du drain. Les grains de calcaire seront enrobés, réduisant la capacité d'alcalinisation du système et provoquant éventuellement un colmatage du drain et la défaillance du système.

6.3 Phytoremédiation

Certaines plantes ont la propriété d'accumuler de très grandes quantités de métaux dans leurs tissus sans que leur croissance, ni fonction vitale n'en soit affectée (figure 6.3). On dit que ces plantes sont hyperaccumulatrices. Par processus de phytoaccumulation, ces plantes sont capables d'absorber des contaminants métalliques par leurs racines et d'en transporter une certaine quantité vers leurs parties aériennes. Cette propriété d'hyperaccumulation a été

développée par ces plantes au cours de l'évolution, dans les conditions hostiles et toxiques des sites métallifères.

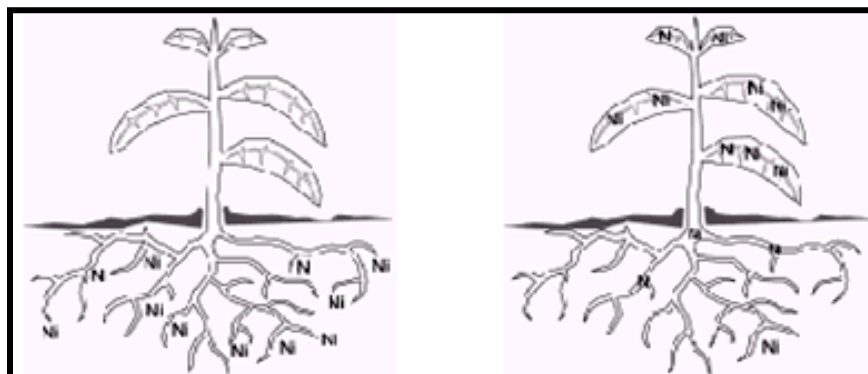


Figure 6.3 Phytoaccumulation du nickel par une plante (tiré de United Nations Environment Programme (2005))

Plus de 400 espèces sont connues pour leurs propriétés accumulatrices de métaux, certaines pouvant même en accumuler jusqu'à 1,5 % de leur poids sec dans leurs parties aériennes. Malgré le fait que la majeure partie d'entre elles (300 espèces) accumulent le nickel, plusieurs autres métaux sont susceptibles d'être accumulés, notamment le Cd, le Co, le Cu, le Zn, le Pb et le Mn (tableau 6.1). Une plante est dite hyperaccumulatrice à partir d'une certaine concentration dépendant du métal : plus de 1 000 mg/g de matière sèche dans les feuilles pour le Co, le Ni, le Cu et le Pb et plus de 10 000 mg/g pour le Zn et le Mn (Shallari 1997).

Tableau 6.1 Nombre de plantes hyperaccumulatrices (modifié de Morel *et al.* 1997)

Métal	Concentration dans les feuilles (% de matière sèche)	Nombre de taxons	Nombre de familles
Cadmium	> 0,001	1	1
Cobalt	> 0,1	26	12
Cuivre	> 0,1	24	11
Plomb	> 0,1	5	3
Nickel	> 0,1	plus de 300	35
Manganèse	> 1	8	5
Zinc	> 1	18	5

La rhizofiltration, un type de phytoremédiation, consiste en l'utilisation des racines d'espèces végétales pour retirer des métaux d'une solution. Dans le cas du DMA, ces espèces sont plantées à l'intérieur de cellules où s'écoule l'effluent à traiter, et suivant un processus dicté par la nature, les fonctions d'absorption, d'entreposage et d'excrétion, les plantes éliminent les contaminants. Afin d'améliorer leur efficacité et performance, les espèces végétales devraient recevoir un apport de fertilisant sur une base régulière.

Une fois que les plantes ont atteint leur point de saturation, la biomasse est récoltée, séchée puis incinérée. Les cendres obtenues peuvent soit être recyclées en métallurgie ou stockées. Par contre, puisque les espèces végétales résident dans un milieu aquatique (le DMA), elles auront une forte teneur en eau, ce qui rend le séchage et l'incinération plus difficile. Les plantes aquatiques ont habituellement des racines peu profondes avec un faible taux de croissance comparativement aux plantes terrestres (ou semi-aquatiques) qui sont normalement pourvues de racines beaucoup plus longues et fibreuses leur donnant une plus grande surface d'absorption. De ce fait, les plantes terrestres sont considérées plus efficaces pour stocker les métaux dans leurs racines et leurs tiges. Parmi les espèces terrestres capables d'extraire et de stocker les métaux présents dans l'eau, on retrouve la moutarde indienne (*Brassica juncea*) qui est très efficace à extraire le Cd, le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn et le tournesol (*Helianthus annuus*) (Dushenkov *et al.* 1995).

Selon Brunet (2000), on retrouve les espèces suivantes capables extraire les métaux du DMA :

- *Alyssum bertolonii* (hyperaccumulatrice de Ni);
- *Tenium*, *A. troodii*, *Thlaspi caerulescens* (hyperaccumulatrices de Cd et Zn);
- *Polycarpaea longiflora* (tolérante au Cu);
- *Hyptis capitata*;
- *Nicotiana tabacum*.

L'extraction de métaux par les plantes s'avère très intéressante pour traiter les effluents miniers, car ces systèmes demandant peu d'entretien ont des coûts relativement minimes et jouissent d'une acceptabilité environnementale indéniable puisque le paysage devient agréable grâce à l'implantation d'un couvert végétal (reverdissement et floraison). Les faibles coûts associés à la phytoremédiation ainsi que la possibilité de recyclage des résidus riches en métaux expliquent l'intérêt grandissant pour son développement.

Le concept de phytoremédiation pour traiter le DMA est relativement nouveau, mais son usage, de plus en plus répandu est en voie de devenir une alternative viable pour résoudre le problème du nettoyage des sites contaminés.

6.4 Système de biosorption

La biosorption est un terme général utilisé pour décrire tous les processus liés à la récupération des métaux en présence de biomasse. Les systèmes de biosorption comptent sur l'enlèvement d'ions métalliques en solution par l'adsorption des métaux à la surface des microorganismes ou à l'intérieur de leur cellule. De nombreuses études ont démontré qu'une variété de microorganismes, entre autres des bactéries, des algues et des moisissures peuvent concentrer des métaux lourds dans le DMA.

Au cours du traitement par biosorption, plusieurs mécanismes physico-chimiques sont en jeu, soit l'adsorption de surface, la complexation, l'échange d'ions et la précipitation. Pour garantir une meilleure efficacité du système, il doit y avoir un contact intime entre le DMA et les microorganismes afin de maximiser l'adsorption et les échanges ioniques.

Un système de biosorption compte soit sur une biomasse vivante ou non-vivante. Une biomasse vivante est généralement utilisée pour traiter un effluent où les concentrations de métaux sont au-dessous des seuils toxiques. La biomasse vivante est constituée majoritairement d'algues et de plantes qui peuvent être cultivées, mais sont le plus souvent récoltées dans le milieu naturel. Selon Brunet (2000), il peut s'agir :

- d'algues marines du genre *Ulva*;
- d'algues bleue-vertes du genre *Spirulina*;
- d'herbes du genre *Lemna*;
- de tourbe du genre *Sphagnum*;
- de l'algue *Chlorella vulgaris* (nom commercial AlgaSORB).

Le succès d'un système de biosorption utilisant une biomasse vivante est limité durant l'hiver puisque les conditions de croissance sont beaucoup plus pauvres. Ce type de système n'est donc pas idéal dans un climat québécois. En contrepartie, un système de biosorption employant une biomasse morte a une plus grande applicabilité. Tant que le débit de l'effluent est maintenu, une biomasse morte n'est pas compromise par les conditions hivernales. Cette biomasse est d'ailleurs plus économique qu'une biomasse vivante puisqu'il n'y pas de coût

pour alimenter et entretenir les cultures. Une biomasse morte offre également une meilleure possibilité de traiter un DMA comportant une forte concentration de métaux et d'acidité sans considération pour la toxicité des organismes employés.

Malgré ses avantages, un système de biosorption, employant une biomasse morte ou vivante engendre un problème majeur : le devenir des biomasses qui doivent être enlevées périodiquement et qui sont inutilisables. Ces boues peuvent être considérées comme étant toxiques ou comme des déchets dangereux, ce qui signifie que leur entreposage et traitement pourraient s'avérer coûteux.

6.5 Bioréacteur

Par l'entremise de processus microbiens anaérobies, les réacteurs microbiens ou bioréacteurs sont conçus pour augmenter le pH de l'effluent et pour précipiter les métaux sous forme de sulfures métalliques. Ces systèmes sont inspirés du principe du marais anaérobie, mais sont dépourvus de végétaux car la matière organique est apportée de l'extérieur. Comparativement aux marais épurateurs construits qui emploient une combinaison de processus microbiens et végétaux (adsorption et absorption), les bioréacteurs dépendent strictement de l'activité microbienne.

Un bioréacteur est essentiellement une cuve contenant une couche de matière organique, tel que le compost de champignons afin de soutenir la croissance des microorganismes effectuant le traitement des eaux de DMA. Afin d'augmenter l'alcalinité de l'effluent, une couche de calcaire peut être soit déposée ou mélangée avec le substrat organique. L'effluent à traiter est déversé en haut de la cuve et franchit la couche de matière organique par écoulement vertical. Après avoir traversé une couche de gravier drainant, l'effluent quitte la cuve par le bas.

La configuration des bioréacteurs peut être ouverte ou fermée selon qu'ils sont ou non exposés à l'atmosphère. Les bioréacteurs ouverts ne devraient être applicables qu'à certaines mines canadiennes où l'hiver est doux ou modéré. Les bioréacteurs fermés sont habituellement établis dans des réservoirs où une température assez constante peut être maintenue et peuvent être pour la majorité, établis n'importe où. Ces systèmes sont généralement composés de trois zones distinctes : aérobie, micro-aérobie et anaérobie.

Dans la zone supérieure aérobie, les bactéries convertissent la matière organique, plus particulièrement la cellulose provenant de la matière organique en sucres libres et d'autres métabolites qui diffusent ensuite dans la partie micro-aérobie. Dans la partie micro-aérobie, ces molécules fermentent et deviennent des acides organiques en présence de bactéries anaérobies facultatives. Dans la zone anaérobie, les bactéries sulfato-réductrices consomment les acides organiques et les sulfates pour former le sulfure d'hydrogène, et par la suite, les métaux précipitent sous forme de sulfures métalliques insolubles. Concomitamment, les bactéries consomment des ions hydrogène causant une augmentation du pH. On retrouve ces mêmes réactions dans un marais anaérobie (Brunet 2000)

À la différence des marais épurateurs, les bioréacteurs ne sont pas toujours considérés comme une technique dont le fonctionnement est auto-entretenu. En effet, ils réclament un suivi et un entretien considérable (ajout régulier de matière organique) qui leur donnent presque le statut de traitement actif.

7 TRAITEMENTS PASSIFS POTENTIELS POUR LA MINE EUSTIS

Avant de déterminer la possibilité d'appliquer un système passif potentiel pour la mine Eustis, il est nécessaire d'évaluer les particularités du drainage minier acide (DMA). Les facteurs s'avérant les plus critiques sont la qualité du DMA et le taux de décharge. Malgré ceci, seule la qualité du DMA sera traitée dans le cadre de cet essai.

D'après les résultats d'une étude effectuée par Berryman *et al.* (2003), les ruisseaux Eustis et Capel avoisinant le site de la mine Eustis sont très contaminés par des métaux, plus particulièrement le cuivre avec des concentrations variant entre 10 µg/L et 75 µg/L, dépassant le critère de 2,33 µg/L pour la protection de la vie aquatique. Le fer est également problématique avec une concentration 67 fois plus élevée que le critère pour la protection de la vie aquatique. En plus d'être contaminés par les métaux, les ruisseaux Eustis et Capel comportent une acidité élevée avec des pH respectifs de 3,3 et 4,2. L'ensemble de ces résultats donne un aperçu de la qualité du DMA sur le site de la mine Eustis, plus particulièrement sur le site Eustis 1 qui fera l'objet de cette étude et servira d'emplacement éventuel pour le système de traitement passif.

Afin d'améliorer la qualité du DMA avant son déversement dans les cours d'eau avoisinants, le système de traitement passif potentiel devra être capable de remplir quatre fonctions critiques afin d'assurer et de maintenir un traitement adéquat :

1. précipiter une quantité importante de fer dissous;
2. traiter un effluent ayant une acidité élevée et accroître son pH;
3. précipiter une gamme de contaminants inorganiques (métaux);
4. enlever les matières en suspension (polissage).

La possibilité qu'une seule technologie puisse répondre à toutes ces exigences est faible. Conséquemment, le traitement passif de l'effluent de la mine Eustis demandera plusieurs technologies dans une séquence particulière. Un tel système aura un plus grand potentiel d'efficacité dans l'élaboration d'une stratégie d'amélioration de la qualité de l'eau à la mine Eustis à long terme.

Ce chapitre va analyser quatre paramètres problématiques du DMA de la mine Eustis, soit le fer, l'acidité, les métaux et les matières en suspension et déterminer lesquelles des technologies décrites au chapitre six sont capables d'y remédier.

7.1 Le fer

La réaction chimique de base du DMA est celle de l'oxydation de la pyrite (FeS_2) en ions Fe^{2+} et SO_4^{2-} . Avant l'élaboration d'un système de traitement passif pour Eustis, la concentration d'ions Fe^{2+} dans le DMA doit être considérée. L'oxydation et l'hydrolyse du fer ferreux sont capables d'augmenter l'acidité du milieu et de solubiliser plusieurs métaux présents sous forme de sulfures. Lorsque le fer précipite sous forme d'hydroxyde, il forme un précipité gélatineux qui risque de former des dépôts importants à l'intérieur du système de traitement, réduisant subséquemment son efficacité. De ce fait, il serait souhaitable de provoquer la formation du précipité de fer avant son entrée dans les étapes ultérieures du système de traitement. Ceci peut s'effectuer au moyen d'un prétraitement qui vise l'oxydation, l'hydrolyse et éventuellement la précipitation du fer.

Afin que le fer puisse précipiter, le fer ferreux (Fe^{2+}) doit se transformer en fer ferrique (Fe^{3+}). Pour que cette réaction se produise, l'effluent doit résider dans un milieu bien oxygéné. Le traitement doit également permettre un temps de rétention suffisamment long pour que les précipités puissent sédimenter. Si le débit de l'effluent est trop élevé, le temps de rétention sera trop court et l'ensemble du fer n'aura pas le temps de précipiter. Ceci risque de provoquer la précipitation de l'hydroxyde de fer dans l'ensemble du système et par conséquent générer une quantité importante d'acidité puisque des ions H^+ sont produits lors de cette réaction. La technologie choisie doit donc prévoir un temps de rétention suffisant. Le traitement doit également assurer un apport constant d'alcalinité puisque le fer ne se précipite qu'à un pH supérieur à 4,0. Même si l'effluent à traiter comporte un pH initial supérieur à 4,0, la précipitation du fer engendre un apport important d'ions H^+ , augmentant considérablement l'acidité de l'effluent.

Selon les technologies présentées au chapitre six, les marais aérobies et les drains calcaires anoxiques sont des prétraitements de fer potentiels, car ils sont en mesure d'offrir un milieu oxydant pour transformer le fer ferreux en fer ferrique et de fournir un apport d'alcalinité afin de maintenir un pH supérieur à 4,0. La possibilité d'un bassin de sédimentation sera également présentée afin de le comparer avec un marais aérobie.

Le système de biosorption n'a pas été considéré pour deux raisons. La première réside du fait que cette technologie compte sur l'enlèvement des métaux en solution par soit l'adsorption des métaux à la surface des microorganismes ou à l'intérieur de leur cellule. Cette technologie ne pourra être efficace à long terme puisque les hydroxydes vont enrober la surface des microorganismes, entraînant une défaillance éventuelle du traitement. La deuxième raison est que les systèmes de biosorption sont généralement utilisés comme traitement final pour enlever les polluants résiduels avant leur décharge dans le milieu récepteur (Chevalier 2002). Ils ne sont donc pas idéals comme prétraitement pour l'enlèvement de fortes concentrations de fer. Puisque le DMA à traiter est déjà très acide et sera acidifié davantage avec la précipitation du fer, la phytoremédiation ne peut être considérée comme un prétraitement pour le fer car elle n'est pas conçue pour traiter un DMA présentant une forte acidité. La végétation agissant comme support aux bactéries pourrait mourir et, dans certains cas, il pourrait y avoir une remise en solution des métaux.

7.1.1 Drain calcaire anoxique

Les drains calcaires anoxiques (DCA) sont très efficaces à augmenter l'alcalinité d'un effluent minier car ils sont remplis de calcaire concassé. Ceci est important puisque le fer doit résider dans un milieu exerçant un pH supérieur à 4,0 afin de précipiter. Le drain est un milieu anoxique, c'est-à-dire un milieu dépourvu d'oxygène. Ceci est un facteur important puisque l'absence d'oxygène empêche la précipitation du fer à l'intérieur du drain, diminuant le risque de colmatage. Puisque le fer ne précipite qu'en présence de conditions aérobies, les DCA doivent obligatoirement être suivis d'une étape d'aération afin d'amplifier la dissolution de l'oxygène et d'un bassin de sédimentation pour permettre aux hydroxydes de décanter.

Selon plusieurs études réalisées aux États-Unis, les DCA sont plus efficaces dans le cas d'effluents contenant des concentrations d'oxygène dissous et de fer ferrique (Fe^{3+}) inférieures à 1 mg/L (Kepler et McCleary 1994; Brodie *et al.* 1991). À des concentrations supérieures, l'oxygène dissous risque de précipiter le fer à l'intérieur du drain, enrobant les grains de calcaire et réduisant leur capacité d'alcalinisation. L'accumulation de précipités à l'intérieur de drain risque de bloquer l'écoulement du DMA et subséquemment colmater le drain.

D'après le rapport de Berryman *et al.* (2003), le DMA de la mine Eustis contient des concentrations de fer aux environs de 20 mg/L. Lorsque le pH du milieu devient inférieur à

4,0, l'ion ferreux (Fe^{2+}) se transforme en fer ferrique (Fe^{3+}) dans un milieu oxydant. En sachant que les ruisseaux Eustis et Capel comportent des pH aux alentours de 3,3 et 4,2 (Berryman *et al.* 2003), l'effluent à traiter contient fort probablement une quantité importante de fer ferrique qui risque d'être supérieure à 1 mg/L. De plus, puisque les résidus miniers sont constamment exposés à l'air, nous pouvons également présumer que le DMA comporte une concentration d'oxygène dissous supérieure à 1 mg/L.

7.1.2 Marais aérobie

Un marais aérobie est généralement utilisé pour précipiter le fer et le manganèse. Afin de traiter un DMA présentant une charge d'acidité et de fer élevée, ce type de marais doit utiliser un substrat jeune, plus biodégradable, qui est capable de supporter une population microbienne plus importante et plus active (Chevalier 2002).

La présence d'oxygène dans un marais aérobie provoque l'oxydation du fer et par conséquent la formation d'hydroxydes de fer. Malgré le milieu oxydant du marais, une étape préalable d'aération (bassins d'aération) serait souhaitable avant l'entrée du DMA dans le marais. Afin d'assurer une bonne aération du DMA, des gabions, c'est-à-dire de la pierre, de nature et de granulométrie variable (selon les besoins), retenue dans une cage métallique pourraient être installés en amont de ces bassins d'aération. Ceci amplifiera la dissolution de l'oxygène et assurera un meilleur taux de précipitation des métaux. Une fois le DMA bien aéré, la sédimentation des hydroxydes de fer se poursuit dans le marais aérobie.

Les réactions d'oxydation augmentent considérablement l'acidité de l'effluent en relâchant une quantité d'ions H^+ . Ceci s'avère particulièrement problématique puisque le fer doit résider dans un milieu exerçant un pH supérieur à 4,0 afin de précipiter. Les gabions installés en amont des bassins d'aération doivent donc renfermer une quantité importante de calcaire concassé. Ceci assurera non seulement une bonne aération du DMA, mais augmentera le pH de l'effluent à traiter.

Il faut savoir que les précipités d'hydroxydes forment une pellicule imperméable qui encapsule les grains de calcaire et nuit à leur efficacité de neutralisation. Selon Brunet (2000), des travaux réalisés par l'Université de West Virginia au États-Unis ont démontré que l'acidité et les concentrations de métaux peuvent quand même être réduites de 25 à 50 % malgré le passage du flux sur un calcaire enrobé de précipités. Alors, malgré l'enrobage des

grains, le calcaire concassé continu de jouer un rôle important dans la précipitation du fer. Par contre, pour garantir une meilleure efficacité, une grande quantité de calcaire devrait être utilisée afin d'assurer une neutralisation à long terme.

En plus des réactions d'oxydation, les marais aérobies utilisent aussi l'action des plantes pour précipiter le fer. Les marais aérobies sont plantés avec des espèces (habituellement des quenouilles) qui tolèrent les boues d'hydroxyde de fer et un certain niveau d'acidité. Ces espèces sont capables d'emmagasiner le fer (en plus d'autres métaux) dans leurs tiges et feuilles, diminuant davantage la quantité de métaux à précipiter. Par contre, si le DMA à traiter comporte une quantité importante d'acidité, en plus d'une forte concentration de fer qui acidifie davantage le milieu lors de la formation de son précipité, la végétation va mourir. Puisque le DMA du site Eustis contient déjà une quantité importante d'acidité, en plus d'une quantité énorme de fer, les plantes, malgré leur capacité d'adsorber et d'emmagasiner les métaux, seront inefficaces lors du prétraitement de fer.

7.1.3 Bassin de sédimentation

Un bassin de sédimentation est essentiellement un étang aérobie dépourvu de plantes et de substrat. Tout comme le marais aérobie, des bassins d'aération comportant des gabions de calcaire doivent être aménagés en amont du bassin de sédimentation afin de maintenir un milieu oxydant et un pH supérieur à 4,0. Une fois le DMA bien aéré, la décantation des hydroxydes de fer et autres métaux se poursuit dans le bassin. Malgré sa simplicité, cette technologie est tout de même efficace, particulièrement sur le plan économique.

7.2 Le pH

Une fois le DMA dépourvu de fer, le DMA sera acide à cause de la production d'ions H^+ , et ce malgré la présence de calcaire dans les gabions. Puisque la majorité des technologies au chapitre six ne peuvent recevoir un effluent très acide, il faut analyser la possibilité d'un prétraitement du pH capable de traiter un effluent acide et d'accroître son alcalinité.

Le calcaire est un produit habituellement utilisé pour augmenter le pH des DMA. Un produit couramment utilisé au Québec est appelé « boues de chaux », un résidu alcalin contenant plus de 97 % de calcite. Ces boues ont déjà été utilisées à la mine Eustis pour divers projets (Trudel 2004). Quand on sait qu'au Québec il en coûte environ 33 \$/tonne pour

l'enfouissement (Recyc-Québec 2005), l'utilisation de ces résidus alcalins pour neutraliser un effluent acide est extrêmement intéressant au niveau environnemental et économique.

Selon la *Directive 019 sur l'industrie minière*, il est interdit de rejeter, au point de déversement de l'effluent final, une eau dont le pH est inférieur à 6,0. En sachant que les ruisseaux Eustis et Capel ont des pH respectifs de 3,3 et 4,2, et ce avant la précipitation du fer qui génère encore plus d'acidité, la technologie idéale devrait être capable d'augmenter considérablement le pH afin de rencontrer ces normes.

Malgré le prétraitement du fer, l'effluent de la mine Eustis va encore renfermer une forte concentration de métaux dissous. En présence d'oxygène, ces métaux vont s'oxyder et par la suite précipiter sous forme d'oxydes et d'hydroxydes. Ces précipités vont progressivement enrober les grains de calcaire et par conséquent, diminuer leur pouvoir de neutralisation. La technologie choisie pour accroître le pH devra donc idéalement entretenir des conditions anaérobies afin de minimiser les réactions d'oxydation.

Selon les technologies présentées au chapitre six, trois technologies furent identifiées comme étant capables de traiter l'effluent acide et d'accroître son pH : les drains calcaires anoxique (DCA), les marais épurateurs à écoulement vertical et les bioréacteurs. Les DCA sont généralement utilisés comme prétraitement pour augmenter le pH de l'effluent. Les bioréacteurs et les marais épurateurs sont utilisés à la fois pour accroître le pH et précipiter les métaux. Les marais épurateurs à écoulement horizontal (aérobies et anaérobies), les systèmes de biosorption ainsi que la phytoremédiation n'ont pas été choisis comme traitement potentiel, car ils ne sont pas conçus pour augmenter le pH d'un effluent minier acide. Ils sont surtout utilisés pour précipiter les métaux et les matières en suspension.

7.2.1 Drain calcaire anoxique

Le traitement d'un DCA consiste à mettre en solution des carbonates, ce qui diminue l'acidité et par conséquent, augmente le pH. Comme mentionné à la section 7.1.1, les DCA ne devraient jamais être employés pour traiter un DMA comportant une forte concentration de fer ferrique et d'oxygène dissous, car les précipités de fer pourraient colmater le drain. Par contre, si utilisé en complément d'un prétraitement de fer, un DCA s'avère très efficace pour accroître l'alcalinité d'un effluent minier acide. Les conditions anoxiques du DCA aident aussi à prévenir l'oxydation des métaux à l'intérieur du drain. Les précipités métalliques se forment

donc uniquement à la sortie du drain, c'est-à-dire à la rencontre de l'oxygène. Le risque de colmatage à l'intérieur du drain est donc très faible.

7.2.2 Marais à écoulement vertical

Un marais à écoulement vertical est une combinaison d'un marais anaérobie et d'un DCA. Cette technologie augmente l'alcalinité de l'effluent de deux façons : les bactéries sulfato-réductrices (se retrouvant naturellement dans ces marais) et la dissolution du calcaire. L'action bactérienne est la principale voie de production d'alcalinité.

Puisque le DMA à traiter comporte une forte concentration d'acidité, la végétation normalement présente dans ces milieux ne pourra persister. Ceci s'avère particulièrement problématique puisque la flore aide le substrat à enlever l'oxygène de l'eau, créant et entretenant les conditions réductrices nécessaires à la survie des bactéries sulfato-réductrices. De plus, ces bactéries tolèrent difficilement un milieu possédant un pH inférieur à 5,5 (MEND 1999). De ce fait, le calcaire (mélangé au substrat organique ou déposé en couche) est la seule option que dispose le marais pour augmenter le pH du DMA.

7.2.3 Bioréacteur

Tout comme le marais à écoulement vertical, le bioréacteur augmente l'alcalinité de l'effluent par l'action bactérienne (bactéries sulfato-réductrices) et par la dissolution du calcaire. Comparativement aux marais épurateurs qui emploient une combinaison d'activité bactérienne et végétale, les bioréacteurs dépendent strictement de l'activité bactérienne. Comme mentionné à la section 7.2.2, les bactéries sulfato-réductrices qui accroissent le pH de l'effluent en consommant des ions H^+ ne peuvent persister dans un milieu ayant un pH inférieur à 5,5. Puisque le DMA à traiter aura certainement un pH inférieur à 5,5, cette technologie dépendra uniquement du calcaire pour augmenter le pH.

7.3 Les métaux

Lorsque les métaux (en solution et en suspension) sont libérés dans les cours d'eau naturels, ils sont susceptibles de causer des torts irréremédiables à la faune et à la flore aquatique. De plus, la présence simultanée de plusieurs métaux peut engendrer une toxicité supérieure à celle de chaque métal individuellement.

Les ruisseaux Eustis et Capel reçoivent des eaux de ruissellement de plusieurs parcs à résidus miniers. De ce fait, ils sont très contaminés en métaux et contribuent fortement à la charge en métaux dans la rivière Massawippi. Puisque cette rivière comporte un débit beaucoup plus élevé que celui des ruisseaux, la concentration des métaux est plus faible à cause de la dilution. Néanmoins, l'eau ainsi que le sol du site et les sédiments de la rivière Massawippi demeurent contaminés au-delà des critères pour la protection de la vie aquatique et des critères énoncés dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).

Selon les technologies présentées au chapitre six, les marais à écoulement horizontal (anaérobies et aérobies), les marais à écoulement vertical, la phytoremédiation, le système de biosorption et les bioréacteurs sont tous en mesure d'offrir un milieu oxydant ou réducteur afin de précipiter et immobiliser les métaux. Le drain calcaire anoxique est la seule technologie qui ne fut pas retenue, car il n'est pas conçu pour précipiter les métaux.

La technologie la mieux adaptée pour le site minier Eustis devra être en mesure d'accepter un DMA contenant une forte concentration de métaux sur une base continue. Elle devra également être capable d'enlever les différents métaux énumérés au tableau 7.1.

Tableau 7.1 Concentration des métaux présents dans les ruisseaux Capel et Eustis

Métaux	¹Concentration ruisseau Eustis (mg/L)	¹Concentration ruisseau Capel (mg/L)	²Concentration maximale acceptable dans un échantillon instantané selon la Directive 019 (mg/L)
Cd	0,022	0,045	--
Cu	3,75	5,8	0,6
Fe	20	0,67	6,0
Pb	0,077	0,25	0,4
Zn	6,8	8,0	1,0

(1) Berryman *et al.* (2003)

(2) MDDEP (2005)

Selon la *Directive 019 sur l'industrie minière*, les contaminants rejetés au point de déversement de l'effluent final ne devraient pas avoir une concentration supérieure aux

valeurs indiquées au tableau 7.1. La meilleure technologie devrait donc être capable de rencontrer, si non dépasser ces exigences. La technologie idéale devrait également nécessiter peu d'entretien et générer peu de matières résiduelles, car en raison de leur nature toxique, celles-ci seront difficilement gérables.

7.3.1 Phytoremédiation

La faible production de biomasse aérienne et la croissance lente des plantes hyperaccumulatrices sont des obstacles pour la phytoremédiation comme technique efficace d'élimination des métaux (Cunningham et OW 1996).

Puisque le procédé de phytoremédiation sera utilisé pour traiter des eaux contaminées aux métaux, les plantes ne pourront être semées sur place car le processus sera beaucoup trop long. Elles devront être cultivées sur un autre site, et par la suite, transplantées dans la zone d'épandement. Il est préférable que des plantes terrestres soient utilisées puisque leur système racinaire est beaucoup plus efficace que ceux des plantes aquatiques (Dushenkov *et al.* 1995). Subséquemment, le débit de l'effluent qui va s'écouler dans cette zone devra être très faible afin de ne pas complètement submerger ces plantes.

Malgré sa simplicité et son acceptabilité environnementale, la phytoremédiation est plus susceptible à l'échec que d'autres technologies car elle dépend exclusivement de l'action des plantes, qui dépendent fortement du milieu environnant lequel nous ne pouvons pas toujours contrôler. Lors de la saison hivernale et la crue printanière, le débit ne pourra facilement être contrôlé. De ce fait, les plantes risquent de mourir en raison du froid et de la quantité excessive d'eau.

De plus, selon Schnoor *et al.* (1995), Dushenkov *et al.* (1995) et Raskin et Ensley (1999), les sites fortement contaminés en métaux lourds ne peuvent pas être nettoyés par rhizofiltration parce que les conditions toxiques empêcheront la croissance des plantes.

7.3.2 Marais à écoulement horizontal (anaérobie et aérobie)

Malgré le fait que les marais aérobies sont généralement utilisés pour précipiter le fer et le manganèse, il a été démontré qu'ils sont aussi efficaces pour enlever des niveaux considérables de divers métaux. Puisque la majorité des métaux entrant dans un marais aérobie précipite par l'entremise de réactions d'oxydation, un bassin d'aération en amont du

marais serait préférable afin d'amplifier la dissolution d'oxygène. Il faut également savoir que l'oxydation des métaux engendre une augmentation d'acidité par le relâchement d'ions H^+ et/ou la consommation de carbonates.

Les marais anaérobies sont également efficaces à précipiter les métaux. Comparativement aux marais aérobies, les métaux sont précipités sous forme de sulfures métalliques, qui sont généralement plus denses que les précipités sous forme d'hydroxyde. Puisque la précipitation des métaux s'effectue principalement par l'action bactérienne, un temps de contact suffisamment long avec le substrat est nécessaire. Ces marais sont aussi capables de générer une production continue d'alcalinité par l'activité bactérienne (bactéries sulfato-réductrices) et par la dissolution du calcaire qui est normalement mélangé avec le substrat.

Malgré l'efficacité de ces deux marais à précipiter les métaux, plusieurs essais de marais à écoulement horizontal n'ont pas réussi à améliorer la qualité des eaux acides et ce largement dû à des temps de rétention inadéquats. Ces types de marais ont un écoulement en surface, donc si le temps de rétention n'est pas suffisant, les métaux n'auront pas le temps de précipiter.

7.3.3 Marais à écoulement vertical

Ce type de marais fonctionne de la même façon qu'un marais anaérobie avec l'exception de la direction d'écoulement. Puisque ce marais fonctionne à écoulement vertical, l'effluent est distribué sur la surface du lit et percole à travers le substrat et la couche de calcaire jusqu'à un réseau de drainage placé au fond du lit. L'effluent final doit donc forcément s'infiltrer à travers les différentes couches avant son évacuation dans l'environnement, permettant un contact suffisamment long avec le substrat.

Malgré tous ses avantages, le marais à écoulement vertical comporte un risque de colmatage que l'on ne retrouve pas chez les marais à écoulement horizontal. La décomposition de la matière organique par les bactéries risque d'enrober les grains de calcaire dans le fond du marais et par conséquent colmater les drains d'évacuation.

7.3.4 Bioréacteur

Puisque les bioréacteurs de type ouvert ne devraient être utilisés qu'aux endroits où l'hiver est doux ou modéré, les bioréacteurs de type fermés semblent une meilleure option pour la

mine Eustis puisque le climat est plus rigoureux. Les bioréacteurs fermés doivent être aménagés dans un endroit où une température assez constante peut être maintenue, donc dans une installation souterraine ou un bâtiment quelconque. Ceci peut s'avérer particulièrement coûteux pour un système de traitement passif. En plus des coûts élevés, les bioréacteurs ne sont pas de véritables traitements passifs puisque les pompes à l'intérieur du système nécessitent un entretien régulier et les tuyaux doivent être nettoyés périodiquement.

Les données produites en usine pilote semblent indiquer que les bioréacteurs sont plus applicables au traitement de petits débits de DMA (MEND 1999). Il est donc important d'avoir des bassins d'accumulation durant les périodes de crues afin de maintenir un débit faible et constant.

7.3.5 Système de biosorption

Les systèmes de biosorption sont efficaces dans l'enlèvement des métaux. Ils emploient des mécanismes tel l'échange d'ions, la complexation ou la précipitation. Pour enlever les métaux du DMA de la mine Eustis, un système de biosorption employant une biomasse morte serait plus efficace car elle offre une meilleure possibilité de traiter une forte concentration de métaux sans considération pour la toxicité des organismes employés.

7.4 Les matières en suspension

Outre le fer, les métaux et l'acidité, l'effluent minier de la mine Eustis contient également des matières en suspension (MES) provenant des résidus miniers. Ces particules fines sont de nature organique ou minérale et sont insolubles. Plus particulièrement après des fortes pluies, les MES (sur lesquelles peuvent être piégés des métaux) sont transportées dans les cours d'eau avoisinants, soit le ruisseau Eustis, le ruisseau Capel et la rivière Massawippi. Les quantités concernées dépendent à la fois des conditions climatiques, du contexte géochimique et minéralogique et de la nature des éléments considérés. Les éléments traces métalliques se retrouvent ensuite dans les sédiments des cours d'eau.

Les MES sont à l'origine de nombreux problèmes. Leur principal effet est de troubler l'eau : c'est la turbidité. La turbidité est un élément important de la qualité de l'eau et pour la vie aquatique car elle réduit la transparence et empêche la pénétration de la lumière, ce qui a pour effet de freiner la photosynthèse, élément important de la croissance des plantes. Les

MES conduisent aussi à des fermentations contribuant aux carences en oxygène, et ont des effets mécaniques sur les poissons par colmatage des branchies (Miquel 2003).

Selon la *Directive 019 sur l'industrie minière*, l'effluent final ne devrait pas avoir une concentration de MES supérieure à 30 mg/L. La technologie choisie devrait donc être capable de rencontrer, si non dépasser cette exigence.

La technologie choisie doit essentiellement permettre la décantation des MES. Selon les technologies présentées au chapitre précédent, les marais à écoulement horizontal rencontrent les exigences demandées. Les bassins de sédimentation seront également pris en considération. L'efficacité de ces deux technologies dépend largement du temps de rétention qui va permettre une meilleure décantation des MES.

8 ANALYSE ET COMPARAISON DES TRAITEMENTS POTENTIELS

Le système de traitement passif pour traiter le drainage minier acide (DMA) du site Eustis doit répondre à plusieurs critères directement dictés par les variations importantes du débit de l'écoulement. Il faut que la solution soit adaptée aux conditions de basses températures de notre climat canadien et doit être capable de traiter des ruissellements importants qui se produisent au printemps. Il faut également qu'elle soit en mesure de faire face aux variations rapides de débits via un système de stockage des effluents qui permettra de répartir leur traitement dans le temps. De plus, puisque l'écoulement acide risque de perdurer pendant des siècles, le traitement doit nécessiter un faible entretien.

Dans ce chapitre, il s'agira de comparer et d'analyser les différentes technologies présentées au chapitre précédant pouvant précipiter le fer, diminuer l'acidité, précipiter les métaux et enlever les matières en suspension. Ces technologies seront comparées selon leur efficacité technique, leur coût, leur niveau d'entretien et leur application sur d'autres sites miniers. Cette comparaison permettra d'identifier les meilleures technologies pour résoudre la problématique du DMA de façon durable. Ainsi, dans le choix définitif, il s'agira d'opter pour la solution ayant le moins de contraintes et présentant le plus d'avantages.

Ce chapitre va aussi déterminer la séquence des étapes de traitement pour le système permettant le meilleur traitement possible. La séquence proposée permettra de précipiter une quantité importante de fer dissous, de diminuer l'acidité de l'effluent, d'enlever une gamme de contaminants inorganiques (métaux) et de précipiter les matières en suspension.

8.1 Le fer

La précipitation du fer libère une forte concentration d'acidité et provoque la formation d'un précipité gélatineux qui risque de recouvrir la surface des matériaux organiques et d'enrober les grains de calcaire dans le système de traitement. Puisque les résidus miniers du site Eustis en contiennent une forte concentration, le prétraitement du fer sera la première étape de la séquence de traitements passifs.

Trois technologies furent analysées pour précipiter le fer : le drain calcaire anoxique (DCA), le marais aérobie et le bassin de sédimentation. Malgré le fait que les DCA sont très efficaces à augmenter le pH d'un DMA (un des facteurs nécessaire à la précipitation du fer), cette

technologie présente un risque que le marais aérobie et le bassin de sédimentation ne partage pas. Puisque la concentration d'oxygène dissous et de fer ferrique dans le DMA de la mine Eustis est probablement supérieure à 1 mg/L, le fer risque de précipiter à l'intérieur du drain, ce qui pourrait éventuellement enrober le calcaire et nuire à l'écoulement de l'effluent. De ce fait, l'applicabilité d'un DCA comme prétraitement du fer est rejetée.

Le seul aspect qui diffère entre le marais aérobie et le bassin de sédimentation est la présence d'un substrat et d'espèces végétales. Les marais aérobies sont pourvus de plantes pouvant adsorber et emmagasiner le fer, diminuant davantage la quantité de métaux à précipiter. Malgré ceci, les plantes ne pourront survivre lors du prétraitement de fer au site Eustis. Le faible pH, en plus des ions H^+ qui seront relâchés lors des réactions d'oxydation créeront un milieu trop acide pour que les plantes puissent survivre. S'il n'y a pas de plantes, la présence d'un substrat est inutile, car comparativement à un marais anaérobie qui dépend surtout de l'action bactérienne (qui en retour a besoin d'un substrat pour s'alimenter), le marais aérobie utilise le substrat organique tout simplement pour ancrer les métaux précipités et alimenter les plantes. L'applicabilité d'un marais aérobie comme prétraitement du fer est donc rejetée.

8.2 Le pH

Puisque les technologies à la section 8.3 ne peuvent tolérer un effluent comportant un pH inférieur à 5,5, un prétraitement pour accroître le pH de l'effluent doit obligatoirement être effectué au préalable. De ce fait, l'augmentation du pH doit obligatoirement être la deuxième étape de la séquence de traitements passifs.

Trois technologies furent analysées pour augmenter le pH du DMA de la mine Eustis : le DCA, le marais à écoulement vertical et le bioréacteur. Puisque le premier traitement aura éliminé la majorité du fer dans le DMA, le DCA pourrait s'avérer très efficace comme prétraitement du pH, car il est capable d'accepter et de traiter les eaux acides du site Eustis. Comparativement au DCA qui génère l'alcalinité uniquement par la dissolution de calcaire, un marais à écoulement vertical et un bioréacteur augmentent l'alcalinité par l'action bactérienne (bactéries sulfato-réductrices) et la dissolution du calcaire. En plus d'augmenter le pH de l'effluent, ces deux technologies peuvent également précipiter les métaux. Malgré ceci, elles ne peuvent être considérées comme prétraitement du pH car les bactéries sulfato-réductrices, la principale voie d'élimination des ions H^+ , tolèrent difficilement un milieu

comportant un pH inférieur à 5,5. De plus, le calcaire (mêlé au substrat organique ou déposé en couche) ne pourra prendre la relève à lui seul car le temps de rétention requis pour que sa dissolution soit adéquate est beaucoup trop important.

8.3 Les métaux

Lorsque le DMA aura été libéré de la majorité de son fer et présentera un pH supérieur à 5,5, la précipitation des métaux pourra s'effectuer lors de la troisième étape du traitement. Six technologies furent analysées pour précipiter les métaux du DMA de la mine Eustis : la phytoremédiation, les marais à écoulement horizontal (aérobie et anaérobie), les marais à écoulement vertical, les bioréacteurs et les systèmes de biosorption.

8.3.1 Phytoremédiation

La culture et la transplantation des plantes sur le site de la mine Eustis nécessiteront l'expertise d'un personnel qualifié, augmentant considérablement le coût du traitement. Ceci devra être répété à chaque fois que les plantes seront récoltées pour être incinérées. De plus, puisque l'incinérateur le plus proche se situe à Lévis (environ 210 km du site), les coûts de transport augmenteront également le coût du traitement.

Puisque le site minier Eustis est fortement contaminé par des métaux, le procédé de phytoremédiation serait plutôt audacieux, car les conditions toxiques risquent de ne pas soutenir la croissance des plantes. Cette technologie est encore en pleine évolution et il reste à optimiser et à tester à grande échelle. Pour ces raisons, la phytoremédiation ne sera pas considérée comme un traitement des métaux à la mine Eustis.

8.3.2 Marais à écoulement horizontal (anaérobie et aérobie)

Malgré le fait que les marais aérobies ont été démontrés à enlever des niveaux considérables de métaux, les réactions d'oxydation engendrent une augmentation nette d'acidité par le relâchement d'ions H^+ , et/ou la consommation de carbonates. Puisque le traitement des métaux succède un prétraitement qui accroît l'alcalinité, une augmentation d'acidité n'est pas souhaitable. Pour cette raison, le marais aérobie ne peut être considéré comme traitement potentiel pour les métaux.

Comparativement aux marais aérobies, les marais anaérobies génèrent une production continue d'alcalinité par l'entremise de bactéries sulfato-réductrices. Donc, en complément

d'un prétraitement du pH (deuxième traitement), l'effluent final devrait encore posséder un pH relativement neutre à la suite de son passage dans le marais anaérobie. Puisque l'écoulement de ce type de marais est horizontal, le temps de rétention de l'effluent risque d'être insuffisant. Le temps de rétention de l'effluent dans le marais est très important car l'effluent doit avoir suffisamment de temps pour s'infiltrer dans le substrat où l'activité des bactéries sulfato-réductrices précipite les métaux. Ce type de marais nécessite donc une très grande superficie afin d'assurer un temps de rétention adéquat.

8.3.3 Marais à écoulement vertical

Ce type de marais vise à résoudre la difficulté des marais à écoulement horizontal en évacuant l'effluent par des drains placés dans le fond du marais. L'effluent à traiter doit donc forcément s'infiltrer dans le substrat organique où vont précipiter les métaux sous forme de sulfures métalliques et dans la couche de calcaire qui va neutraliser le pH.

L'effluent entrant dans un marais à écoulement vertical se mélange plus rapidement avec le substrat à cause de l'effet gravitationnel. La neutralisation de l'effluent est donc plus rapide, ce qui exige un temps de résidence plus court et par conséquent, un marais d'une moins grande superficie. Ceci est particulièrement important lorsque la superficie du terrain d'application est limitée.

Malgré son efficacité, ce type de marais présente un risque de colmatage que ne présente pas les marais à écoulement horizontal. La décomposition de la matière organique par les bactéries risque d'enrober les grains de calcaire dans le fond du marais et par conséquent colmater les drains d'évacuation. De ce fait, ce type de marais nécessite un niveau considérable d'entretien afin d'assurer le bon fonctionnement du système.

8.3.4 Bioréacteur

Malgré son potentiel significatif pour précipiter les métaux d'un DMA, un bioréacteur nécessite un niveau d'entretien régulier lui donnant presque le statut de traitement actif. De ce fait, il ne peut être considéré pour la mine Eustis, car le site est abandonné.

8.3.5 Système de biosorption

Malgré son efficacité potentielle dans l'enlèvement d'ions métalliques, le système de biosorption n'est pas assez développé pour valider son application comme traitement

primaire aux mines canadiennes (MEND 1999). Cette technologie est généralement utilisée comme étape finale pour enlever les contaminants résiduels avant leur décharge dans le milieu récepteur (Chevalier 2002). De ce fait, cette technologie ne peut être considérée comme traitement potentiel pour les métaux.

8.4 Les matières en suspension

Puisque les MES ne requièrent qu'une technologie permettant leur décantation, le marais à écoulement horizontal et le bassin de sédimentation sont aussi efficaces l'un que l'autre. De ce fait, le marais ne sera pas retenu comme traitement potentiel pour les MES car il est beaucoup plus dispendieux qu'un simple bassin de sédimentation.

9 RECOMMANDATION

Dans la littérature existante, des critères de conception fiables pour un effluent, avec une chimie aussi complexe que celle de la mine Eustis ne sont pas disponibles. De ce fait, cette recommandation fut formulée selon les informations recueillies et l'analyse effectuée aux chapitres sept et huit.

La recommandation consiste en une combinaison de quatre traitements, un à la suite de l'autre, permettant de précipiter une quantité importante de fer dissous, de diminuer l'acidité, d'enlever une gamme de contaminants inorganiques (métaux) et de précipiter les matières en suspension. Le système de traitement recommandé est basé sur le modèle des processus naturels. Tout comme les autres systèmes de traitement passif, un certain niveau d'entretien est nécessaire afin de permettre un traitement efficace et continu des eaux.

Cette recommandation englobe la conception d'un système qui permet la valorisation de matières résiduelles, s'intégrant parfaitement au concept du développement durable. Malgré cette recommandation, une analyse très complète de l'effluent et du site devrait être effectuée avant d'entreprendre des travaux. Des essais à petite échelle devraient être effectués afin d'orienter la recherche complémentaire sur le terrain et le choix final du procédé.

9.1 Premier traitement

L'aménagement d'un bassin de sédimentation, dépourvu de substrat et végétation est recommandé pour précipiter le fer puisqu'il s'avère beaucoup moins dispendieux qu'un marais aérobie. Des bassins d'aération pourvus de gabions devront être aménagés en amont du bassin de sédimentation afin d'amplifier la dissolution de l'oxygène. De plus, puisque le fer ne se précipite qu'à un pH supérieur à 4,0, du calcaire devra être ajouté aux gabions afin d'augmenter le pH de l'effluent à traiter.

9.2 Deuxième traitement

Le DCA est recommandé comme deuxième étape afin d'accroître le pH du drainage minier acide (DMA) avant son entrée dans le troisième traitement. En plus d'être la meilleure solution sur le plan technique, le DCA est également la meilleure solution sur le plan économique. Les DCA sont moins dispendieux que les autres technologies car ils n'ont pas

besoin d'un grand dimensionnement comme les marais et requièrent seulement un apport éventuel de calcaire comparativement aux marais et bioréacteurs qui nécessiteront un apport de matière organique, de flore microbienne et de calcaire.

9.3 Troisième traitement

Nous suggérons une canalisation du DMA dans un marais à écoulement vertical ou un marais anaérobie à écoulement horizontal. Ces deux marais, présentant chacun des avantages et inconvénients sont malgré tout très efficaces à précipiter les métaux dissous sous forme de sulfures métalliques dans le substrat organique.

Le marais à écoulement vertical fut sélectionné car la sortie de l'effluent s'effectue par des drains placés au fond du marais. L'effluent doit donc forcément s'infiltrer à travers toutes les couches du marais avant de rejoindre le milieu récepteur. L'effluent entrant dans ce type de marais se mélange plus rapidement avec le substrat à cause de l'effet gravitationnel. La précipitation des métaux est donc plus rapide, ce qui exige un temps de résidence plus court et par conséquent, un marais d'une moins grande superficie. Donc, si l'espace requis pour le système de traitement proposé est limité, il est recommandé d'opter pour un marais à écoulement vertical car il nécessite beaucoup moins d'espace qu'un marais à écoulement horizontal.

Malgré ses avantages, un marais à écoulement vertical pose un risque de colmatage au niveau des drains d'évacuation. De ce fait, le marais nécessite un niveau d'entretien et de surveillance plus important. Donc, si le terrain d'application n'est pas limité et qu'un marais de grande dimension peut être aménagé, un marais anaérobie à écoulement horizontal est plutôt recommandé. Avec un temps de rétention adéquat, ce type de marais est aussi efficace qu'un marais à écoulement vertical et ne pose pas de risque de colmatage.

Le substrat des deux marais doit continuellement être renouvelé afin de ne pas avoir une remise en solution des métaux précipités. Afin de minimiser les coûts et le niveau d'entretien, des espèces végétales pourraient être plantées autour du marais. En alternance, des bandes de sédiments pourraient être retirées à l'aide d'une pelle mécanique et un substrat neuf mis en place. Puisque la mine Eustis est un site abandonné, il est recommandé que des espèces végétales résistantes aux métaux soient plantées autour du marais afin de limiter l'entretien et les coûts. Les plantes pourront d'ailleurs accélérer le processus de précipitation des

métaux en stockant les contaminants dans leurs tissus. La moutarde indienne et de tournesol sont des espèces très efficaces à extraire le Cd, le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn de l'eau et devraient être considérés lors de la sélection végétale.

Ces deux types de marais emploient habituellement du calcaire afin d'augmenter l'alcalinité de l'effluent. Puisque le traitement des métaux succède un drain calcaire anoxique, un apport d'alcalinité dans ces marais n'est pas nécessaire. Donc, pour minimiser les coûts, il est recommandé que les marais soient aménagés sans calcaire.

9.4 Quatrième traitement

Une fois l'effluent dépourvu de fer, de métaux et ayant un pH relativement neutre, il est recommandé que l'effluent soit canalisé vers un bassin de sédimentation avant son rejet dans le milieu récepteur. Malgré sa simplicité, le bassin de sédimentation est tout de même efficace à précipiter les matières en suspension et plus économique qu'un marais à écoulement horizontal.

CONCLUSION

Le complexe minier Eustis/Capelton abrite la plus importante et la dernière source de DMA à restaurer en Estrie. Le DMA du site Eustis est une source de pollution significative représentant un risque grave pour l'environnement. Outre l'empoisonnement du milieu par l'acidification, la libération de quantités importantes de métaux dans la rivière Massawippi et ses tributaires affecte l'ensemble du bassin versant.

L'aménagement d'un prétraitement du fer, d'un drain calcaire anoxique pour augmenter le pH, d'un marais à écoulement vertical pour précipiter les métaux et d'un marais aérobie pour précipiter les matières en suspension semble être la meilleure solution pour traiter le DMA de la mine Eustis. Ce système passif est le mieux adapté pour traiter les quatre paramètres critiques du DMA de la mine Eustis et s'avère peu coûteux, durable et nécessitant un minimum d'entretien. Malgré ceci, il va sans dire que les données disponibles à ce jour ne permettent pas toujours de valider ces modèles d'épuration et permettent encore moins de vérifier avec précision des prévisions à long terme.

Les paramètres techniques et économiques à prendre en considération pour le dimensionnement des procédés de traitement sont nombreux, complexes et interdépendants. La détermination du taux de décharge et du débit est peut-être l'aspect le plus critique de l'aménagement du système de traitement proposé. Sans ces données, le système risque d'être sous dimensionné, augmentant ainsi les risques de fuites et de défaillance du système ou même surdimensionné, augmentant considérablement les coûts de construction, d'opération et de maintenance. Un diagnostic complet et une étude de faisabilité doivent donc être effectués avant d'appliquer le système de traitement passif.

Le site minier Eustis nécessite une attention immédiate afin de remédier aux problèmes environnementaux qu'il engendre. De plus, ce site est à proximité d'une zone résidentielle qui est fréquentée par de nombreux cyclistes. Le système de traitement passif proposé est basé sur un modèle de processus naturels qui sont moins coûteux, plus faciles à mettre en place et à gérer et moins agressifs pour l'environnement. De plus, le système proposé s'intègre parfaitement au concept de développement durable, car il permet l'utilisation et la valorisation de matières résiduelles, telles que des boues de chaux et du compost (substrat organique).

RÉFÉRENCES

- BERRYMAN, D., ST-ONGE, J., GENDRON, A. et BROCHU, C. (2003). L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq ENV/2003/0043, 47 p.
- BRODIE, G.A., BRITT, C.R., TOMASZEWSKI, T.M. et TAYLOR, H.N. (1991). Use of Passive Anoxic Limestone Drains to Enhance Performance of Acid Drainage Treatment Wetlands. Proceedings of the 1991 National Meeting of the American Society of Surface Mining and Reclamation, May 14-17, 1991, Durango, Colorado, p. 211-228.
- BRUNET, J.-F. (2000). Drainages Miniers Acides : Contraintes et remèdes et l'état des connaissances. Rapport BRGM/RP-50504-FR, 299 p.
- CHANG, R. et PAPILLON, L. (1998). Chimie fondamentale : principes et problèmes, Montréal, Chenelière/McGraw Hill, 701 p.
- CHEVALIER, P. (2002). Technologies d'assainissement et prévention de la pollution, Sainte-Foy (Québec), Télé-Université, 440 p.
- CONSULTANTS SM INC. ET LABORATOIRE DE MÉCANIQUE DES ROCHES ET DE GÉOLOGIE APPLIQUÉE DE L'UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE (LMRGA) (2002). Caractérisation environnementale des sites miniers Eustis 2 et 3, Rapport final Université de Sherbrooke, 180 p.
- CUNNINGHAM, S.D. et OW, D.W. (1996). Promises and Prospects of Phytoremediation, Plant Physiology, vol. 110, no 3, p. 715-719.
- CYR, J. (2005). Communication personnelle. Service du développement et du milieu miniers, direction du développement minéral, ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- DAVIS, G.B. et RITCHIE, A.I.M. (1983). A Model of Pyritic Oxidation in Waste Rock Dumps, Proceedings of International Specialist Conference on Water Regime in Relation to Milling, Mining and Waste Treatment Including Rehabilitation with Emphasis on Uranium Mining, September 4-9, 1983, Sydney, Australia.
- DUSHENKOV, V., KUMAR. P.B.A.N., MOTTO, H. et RASKIN, I. (1995). Rhizofiltration : the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams, Environmental Science and Technology, vol. 29, no 5, p. 1239-1245.
- ENVIRO-ACCÈS (2002). Document d'information sur le projet de restauration du complexe minier Capelton, Projet 012-16, Direction des Évaluations environnementales, 41 p.
- FAULKNER, F.P. et RICHARDSON, C.J. (1990). Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : Municipal, Industrial and Agricultural, p. 41-72.

- GAZEA, B., ADAM, K., KONTOPOULOS, A. (1996). A Review of Passive Systems for the Treatment of Acid Mine Drainage, *Minerals Engineering*, vol. 9, no 1, p. 23-42.
- 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*, vol. 132, p. 275-291.
- HALLBERG, K.B. et JOHNSON, D.B. (2004). Acid mine drainage remediation options : a review, *Science of the Total Environment*, vol. 338, p. 3-14.
- HEDIN, R. S., NAIRN, R. W. et KLEINMANN, R. L. P. (1994). Passive treatment of polluted coal mine drainage, Pittsburgh (Pennsylvania), Bureau of Mines Information Circular 9389, US Bureau of Mines, 35 p.
- HEDIN, R.S. et NAIRN, R.W. (1992). Designing and sizing passive mine drainage treatment systems, Proceedings of the Thirteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, April 8-9, 1992, Morgantown, West Virginia.
- JAMBOR, J. et BLOWES, D. (1994). Short Course Handbook of Environmental Geochemistry of Sulfide-Waste, Mineralogical Association of Canada, vol. 22, p. 59-102.
- KEPLER, D.A. et MCCLEARY, D E.C. (1994). Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mined Drainage. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, Pennsylvania. p. 195-204.
- Loi sur les mines, L.R.Q., M-13.1
- Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2
- MACHEMER, S.D., REYNOLDS, J.S., LAUDON, L.S. et WILDEMAN, T.R. (1993). Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, *Applied Geochemistry*, vol. 8, p. 587-603.
- MINE ENVIRONMENT NEUTRAL DRAINAGE (1999). Review of Passive Systems for Treatment of Acid Mine Drainage, Report 3.14.1, sur le site du Environmental Protection Agency, <http://www.epa.gov/NE/superfund/sites/elizmine/43547mend.pdf>. Consulté le 15 décembre 2005.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC (2005). Directive 019 sur l'industrie minière, Québec, Envirodoq ENV/2005/0120, 115 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (2003). Recommandation du CCME pour la protection de la vie aquatique, <http://www.waterquality.ec.gc.ca/FR/4851/4865/4872/4873.htm>. Consulté le 10 février 2005.
- MIQUEL, G. (2003). Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France, sur le site du Sénat de la France, <http://www.senat.fr/rap/102-215-2/102-215-21.pdf>. Consulté le 12 décembre 2005.

- MOREL, J.L., BITTON, G., SCHWARTZ, C. et SCHIAVON, M. (1997). Bioremediation of soils and waters contaminated by micropollutants : which role for plants?, dans ZELIKOFF, J.T. (1996). *Ecotoxicology : Responses, Biomarkers and Risk Assessment*, SOS Publications, Fair Haven, New-Jersey, p. 37-74.
- OLIVIER, M.J. (2002). *Chimie de l'environnement*, Longueuil, (Québec), Production Jacques Bernier, 301 p.
- Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, Service des lieux contaminés, Québec, 125 p.
- RECYC-QUÉBEC (2005). Fiche d'information : Les matières putrescibles, http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/publications/zfiche_452.pdf. Consulté le 10 janvier 2005.
- RASKIN, I. et ENSLEY, B.D. (1999). *Phytoremediation of toxic metals : using plants to clean-up the environment*, New York, Wiley-Interscience, 304 p.
- ROSS, G.W. (1972). *Trois villages miniers des Cantons de l'Est au Québec 1863-1972* Albert Mines, Capelton, Eustis, Publié et réédité en 1996 par Biblairie GGC, p. 161.
- SCHNOOR, J.L., LIGHT, L.A., MCCUTCHEON, S.C., WOLFE, N.L. et CARREIRA, L.H. (1995). *Phytoremediation of organic and nutrient contaminants*, *Environmental Science and Technology*, vol. 29, no 7, p. 318-323.
- SHALLARI, S (1997). *Phytodisponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum murale**, Thèse (Ph. D), l'Institut national polytechnique de Lorraine, p. 105.
- SHUTES, R.B.E., ELLIS, J.B., REVITT, D.M. et ZHANG T.T. (1993). *The use of *Typha latifolia* for heavy metal pollution control in urban wetlands*, dans MOSHIRI, G.A. (1993). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Boca Raton (Florida), Lewis Publishers, Inc., p. 407-414.
- SKOUSEN, J. (1997). *Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage*, *Green Lands*, vol. 27, no 2, p. 34-43.
- TRUDEL, R. (2004). *Communication personnelle*. Secteur industriel, direction régionale de l'Estrie, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (2005). *Phytoremediation : An Environmentally Sound Technology for Pollution Prevention, Control and Remediation*, <http://www.unep.or.jp/letc/Publications/Freshwater/FMS2/2.asp>. Consulté le 10 décembre 2005.
- VALLIÈRES, M. (1989). *Des mines et des hommes : histoire de l'industrie minière québécoise*, Québec, Publications du Québec, 439 p.
- VIEN, J. (1996). *Évaluation des impacts des rejets miniers de l'ancienne mine Eustis sur l'environnement*, Essai (M. Env.), Université de Sherbrooke, 90 p.