

Université du Québec

Mémoire présenté à
l'Institut National de la Recherche Scientifique
(INRS-Eau)

comme exigence partielle
de la
maîtrise ès Sciences de l'Eau

par

Sylvie Brassard
B. Sc. Géologie

Évaluation du potentiel acidogène de divers rejets miniers
par une méthode bio-cinétique

septembre 1993

REMERCIEMENTS

L'accomplissement de ce mémoire de maîtrise n'aurait été possible sans les efforts et l'encouragement soutenus des personnes dont les noms apparaissent ci-après. Tout d'abord, mon directeur de thèse, le Dr R.D. Tyagi pour sa confiance en moi et son soutien financier. Mon co-directeur de thèse, le Dr Jean-François Blais pour sa disponibilité à toute épreuve et son important apport scientifique. Messieurs Denis Côté, Jacques Lizotte et Pierre Audesse du MAPAQ pour le support logistique apporté lors de mes premiers essais, ainsi que les réponses aux nombreuses questions posées. Un gros merci à Mesdames Nathalie Meunier et Esther Salvano de BIOLIX pour l'aide apportée au laboratoire, ainsi qu'à BIOLIX pour le support logistique et l'aide financière durant tous les travaux. Je remercie également l'INRS pour son soutien financier et toutes les personnes qui se sentent concernées par ce travail.

Je ne pourrais passer sous silence mon partenaire de vie, Michel Croteau, qui m'a aidée à réaliser ce rêve, ainsi que mes enfants, Marion et Xavier, les plus précieux bijoux de ma vie.

RÉSUMÉ

L'acidification des cours d'eau et la libération massive de métaux lourds dans le milieu récepteur occasionnée par le drainage minier acide sont d'une gravité indéniable et remontent aux prémises de l'exploitation minière dès l'Antiquité. Le développement de chaînes complètes de recyclage de résidus miniers sulfureux doit nécessairement tenir compte des impacts environnementaux pouvant résulter de la disposition finale des rejets produits dans le procédé.

Le but de cette étude est de déterminer les paramètres qui permettront d'évaluer et éventuellement de réduire les risques pouvant résulter de la présence résiduelle de substances oxydables et toxiques dans les résidus de deuxième génération, dans un contexte de stabilité des différents déchets produits. De plus, cette recherche s'est penchée sur l'élaboration d'une procédure cinétique d'évaluation du potentiel acidogène de quatre types de rejets miniers que sont le résidu brut, le rejet de première flottation, le concentré de sulfures issu de cette première flottation et le concentré de sulfures ayant subi une première étape de lixiviation biologique en réacteur.

Les sujets élaborés dans ce mémoire traitent principalement des tests statiques et cinétiques de prédiction du drainage minier acide, avec l'emphase sur les améliorations apportées au test cinétique en colonnes de percolation afin de vérifier la stabilité environnementale des quatre types de déchets miniers cités ci-avant.

Les conclusions auxquelles ont mené cette maîtrise sont que la méthode cinétique de prédiction en colonnes de percolation s'avère très efficace lorsqu'on utilise une première étape de "lavage" du substrat à analyser, que l'ajout de nutriments à la solution lixiviante augmente de beaucoup les cinétiques chimiques et biologiques de libération des métaux, augmentant ainsi la fiabilité et la rapidité de la méthode analytique, et que l'inoculation à l'aide d'une culture bactérienne mixte du substrat à l'étude permet de s'assurer d'une action bactérienne efficace. Les tests statique et cinétique ont mis en évidence le caractère acidogène du résidu brut, ainsi que celui du rejet de flottation. Il appert selon la balance chimique qu'un rendement de désulfuration supérieur à 98.3% serait nécessaire afin d'obtenir un potentiel net nul de production d'acide dans ce rejet. L'étape de séparation des phases oxyde et sulfureuse (par flottation et/ou séparation gravimétrique) serait donc une étape clé concernant la qualité des déchets produits, directement relié à leur pouvoir de génération d'acide. Le concentré de sulfures, considéré comme fortement générateur d'acide selon sa composition chimique pourrait s'avérer inoffensif avec une disposition adéquate dû à sa faible granulométrie d'où une faible porosité, empêchant l'intrant d'oxygène, donc limitant très fortement l'oxydation des sulfures. Mêmes conclusions pour le concentré biolixivié, sauf que le processus de biolixiviation rehausserait la perméabilité de ce substrat, ce qui pourrait représenter un désavantage dans le cas d'une future disposition de ces déchets dans le milieu récepteur.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES SCHÉMAS	xiii
INTRODUCTION	1

CHAPITRE 1

SURVOL GÉO-HISTORIQUE DU DRAINAGE MINIER ACIDE ET DES PROCESSUS DE GÉNÉRATION D'ACIDE	5
1.1 Historique	5
1.1.1 Le charbon au Canada	6
1.1.2 Découverte de Thiobacillus ferrooxidans	6
1.1.3 Caractéristiques physiques du drainage minier acide	7
1.2 Sources et étendue géographique	8
1.2.1 Le charbon	8
1.2.2 Les métaux de base	8
1.2.3 Étendue géographique	9
1.3 Impacts environnementaux	9
1.3.1 Milieux terrestres et aquatiques	9
1.3.2 Toxicité	10
1.4 Mécanismes de production du drainage minier acide	11
1.4.1 Caractéristiques cristallographiques des minéraux sulfurés	11
1.4.2 Réactions chimiques et biologiques reliées au processus de génération d'acide	11
1.4.3 Contrôles physiques et chimiques reliés à la lixiviation des métaux	14

CHAPITRE 2

MÉTHODES DE CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE ET TECHNIQUES DE PRÉDICTION	19
2.1 Contrôle du drainage minier acide	20
2.1.1 Traitement des eaux acides	20
2.1.2 Prévention du drainage minier acide	21
2.1.3 Exploitation des rejets miniers	22
2.2 Prédiction du drainage minier acide	24
2.2.1 Tests statiques	24
2.2.2 Tests cinétiques	25
2.2.3 Modèle de génération d'acide	25

2.3 Cas du site Manitou-Barvue	26
2.3.1 Historique du moulin Manitou	27
2.3.2 Géologie régionale et géologie de la propriété.....	27
2.4 Hypothèses de recherche.....	28
2.5 Objectifs spécifiques de recherche	29
CHAPITRE 3	
MATÉRIELS ET MÉTHODES	33
3.1 Échantillonnage des rejets miniers	33
3.2 Caractérisation des rejets miniers	34
3.2.1 Identification minéralogique.....	34
3.2.2 Composition chimique.....	35
3.2.3 Caractérisation granulométrique	35
3.2.4 Mesures des différentes propriétés chimiques et physiques des résidus miniers.....	36
3.3 Test statique	38
3.4 Test cinétique en fioles d'Erlenmeyer	38
3.4.1 Description du test.....	38
3.4.2 Mesures et analyses	39
3.5 Test cinétique de percolation en colonnes	39
3.5.1 Montage expérimental.....	39
3.5.2 Description des cycles.....	41
3.5.3 Caractéristiques des coupes.....	42
3.5.4 Mesures et analyses	42
CHAPITRE 4	
RÉSULTATS.....	47
4.1 Caractéristiques des rejets miniers.....	48
4.1.1 Résidus bruts	48
4.1.2 Rejets de flottation.....	55
4.1.3 Concentré de sulfures.....	58
4.1.4 Concentré biolixivié	60
4.2 Potentiel de production d'acide.....	62
4.2.1 Résidus bruts	62
4.2.2 Rejets de flottation.....	63
4.2.3 Concentré de sulfures.....	64
4.2.4 Concentré biolixivié	64
4.3 Test cinétique en fioles d'Erlenmeyer	64
4.3.1 Résidus bruts	65
4.3.2 Rejets de flottation.....	70
4.3.3 Concentré de sulfures.....	71
4.3.4 Concentré biolixivié	71
4.4 Test cinétique en colonnes de percolation	71
4.4.1 Résidus bruts	72
4.4.2 Rejets de flottation.....	87
4.4.3 Concentré de sulfures.....	89

4.4.4 Concentré biolixivié	91
4.5 Caractérisation chimique des coupes.....	93
CHAPITRE 5	
DISCUSSION ET CONCLUSION.....	99
5.1 Restauration de parcs à résidus	100
5.2 Améliorations apportées à la technique.....	104
BIBLIOGRAPHIE.....	107

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.	<i>Composés majeurs (% p/p) présents dans les substrats testés.....</i>	49
TABLEAU 2.	<i>Composition minéralogique (% p/p) des substrats testés.....</i>	49
TABLEAU 3.	<i>Composition chimique (mg/kg) des substrats testés.....</i>	52
TABLEAU 4.	<i>Contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation</i>	53
TABLEAU 5.	<i>Analyse granulométrique des substrats testés.....</i>	54
TABLEAU 6.	<i>Caractéristiques hydrologiques des systèmes de percolation en colonnes</i>	55
TABLEAU 7.	<i>Potentiel de production d'acide d'après le test statique "B.C. Research Initial Test ".....</i>	63
TABLEAU 8.	<i>Solubilisation des éléments lors du test cinétique en fioles d'Erlenmeyer agitées</i>	70
TABLEAU 9.	<i>Solubilisation des éléments du résidu brut lors du test cinétique en colonnes.....</i>	86
TABLEAU 10.	<i>Solubilisation des éléments des rejets de flottation lors du test cinétique en colonnes.....</i>	88
TABLEAU 11.	<i>Solubilisation des éléments du concentré de sulfures lors du test cinétique en colonnes.....</i>	91
TABLEAU 12.	<i>Solubilisation des éléments du concentré biolixivié lors du test cinétique en colonnes.....</i>	93
TABLEAU 13.	<i>Composition chimique (mg/kg) des différentes sections de substrats extraits des colonnes de percolation</i>	95

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.	<i>Acidification et hausse du potentiel d'oxydoréduction dans les lixiviats lors des essais en Erlenmeyer. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>66</i>
FIGURE 2.	<i>Solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en Erlenmeyer. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>68</i>
FIGURE 3.	<i>Volume cumulé du soluté écoulé des colonnes lors du cycle saturé et des cycles intermittents. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>73</i>
FIGURE 4.	<i>Acidification et hausse du potentiel d'oxydoréduction dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>75</i>
FIGURE 5.	<i>Variation de la conductivité électrique dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>77</i>
FIGURE 6.	<i>Variations des concentrations en ions ferreux et ferriques dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>79</i>
FIGURE 7.	<i>Solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>82</i>
FIGURE 8.	<i>Rendements d'extraction du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.....</i>	<i>84</i>

LISTE DES SCHÉMAS

<i>SCHÉMA 1. Diagramme simplifié du procédé d'exploitation des résidus miniers du parc Manitou-Barvue.....</i>	<i>34</i>
<i>SCHÉMA 2. Montage expérimental employé pour les tests cinétiques en colonnes de percolation.....</i>	<i>40</i>

INTRODUCTION

De par leur nature, les activités de l'industrie minière créent nécessairement un impact sur l'environnement. Ainsi, le sol, l'air et l'eau s'avèrent autant d'éléments susceptibles d'être affectés (Association Minière du Québec, 1991). Les opérations minières canadiennes génèrent annuellement plus de 500 millions de tonnes de résidus et autant de stériles. Des parcs sont utilisés pour recueillir et contenir ces résidus et stériles. Ces parcs, couvrant une superficie importante et causant des dommages importants dû au drainage minier acide, nécessiteront des investissements importants lors de la restauration finale des lieux. L'exploitation des résidus miniers pour leur contenu en métaux s'avère être une solution intéressante d'un point de vue environnemental et économique (Villeneuve *et al*, 1993). Cependant, ce processus d'exploitation des résidus miniers entraîne inévitablement la génération d'autres déchets. Il devient donc nécessaire de détecter si ces déchets sont aptes à produire un drainage minier acide. À cette fin, il existe des tests de prédiction utilisés comme pronostics sur la qualité des effluents miniers.

Selon l'Association minière du Québec (1991): "...les nombreux tests statiques et cinétiques pour le dépistage du potentiel de génération d'acide n'ont pas encore donné pleinement satisfaction en raison de certains facteurs tels les coûts, la durée, la fiabilité etc."

L'idée principale de cette recherche est d'améliorer une technique cinétique en colonnes de percolation afin justement d'augmenter la rapidité et la fiabilité des résultats en découlant, de même que de statuer sur la stabilité des différents déchets miniers produits afin de les rendre environnementalement stables. La technique utilisée se sert de

colonnes de percolation, avec intervention de trois différents cycles dont un cycle de lavage, un deuxième cycle intermittent avec eau acidifiée et un dernier cycle intermittent avec ajout de milieu nutritif à la solution lixiviante. Il y a inoculation de chacune des colonnes afin de s'assurer du support bactérien.

CHAPITRE 1

"When the ores are washed, the water
which has been used poisons the brooks and streams
and either destroy the fish or drives them away"

Georgius Agricola, 1556

(Quand le minerai est lavé, cette eau de lavage
empoisonne les ruisseaux, les cours d'eau et s'écoule
en causant soit une destruction des poissons, soit une
migration de ces derniers).

CHAPITRE 1

SURVOL GÉO-HISTORIQUE DU DRAINAGE MINIER ACIDE ET DES PROCESSUS DE GÉNÉRATION D'ACIDE

L'acidification des cours d'eau et la libération massive de métaux lourds dans le milieu récepteur occasionnée par le drainage minier acide sont d'une gravité indéniable et remontent aux prémises de l'exploitation minière dès l'Antiquité. Suite à l'absence de contrôle des rejets miniers, on observe aujourd'hui une dégradation sévère des écosystèmes. Bien comprendre tous les processus à la base de la formation du drainage acide est un grand pas vers la solution d'un problème remédiable.

1.1 Historique

L'exploitation minière remonte à l'an 950 avant Jésus-Christ, alors que les Phoeniciens, dans le sud de l'Espagne, exploitent les mines d'argent, mais c'est vers 750 ans avant Jésus-Christ que l'extraction de la pyrite débute par ce peuple (Paine, 1987). Peut-on conclure que le drainage minier acide origine de cette époque? La probabilité en est que bien faible, vu le paléoclimat très sec qui y prévalait. Cependant, le potentiel acidogène existait dès lors. C'est en 122 après Jésus-Christ que l'utilisation du charbon par les Romains, sur le territoire maintenant connu sous l'appellation de Royaume-Uni, témoigne du drainage acide (Paine, 1987). Le climat pluvieux de ce pays et le début de l'exploitation à ciel ouvert à grande échelle sont des facteurs en faveur de cette assertion. Il faut cependant attendre l'an 1475 de notre ère, alors qu'en Hongrie débute

véritablement l'exploitation minière souterraine, telle qu'on la connaît maintenant, avec un puits de mine et les installations s'y rattachant (Paine, 1987). Les infiltrations souterraines et de surface ouvrent la porte à l'oxydation des sulfures métalliques, pouvant ainsi générer du drainage minier acide à grande échelle. Les réactions biochimiques responsables des drainages miniers acides peuvent se poursuivre pendant des siècles, jusqu'à l'oxydation complète des sulfures présents dans les roches stériles et résidus (Blais, 1991).

1.1.1 Le charbon au Canada

Au Canada, l'extraction du charbon remonte à 1673, alors que le Gouverneur de la Nouvelle-Écosse, Nicolas Denys, observe l'existence de grandes quantités de charbon sur l'île du Cap Breton (Paine, 1987). L'exploitation débute, et s'étend des provinces maritimes aux provinces de l'ouest (Saskatchewan, Alberta, Colombie-Britannique) (Paine et Blakeman, 1986). Avec une demande toujours croissante pour cet "or noir", de plus en plus d'explosifs sont utilisés, de plus en plus de mines voient le jour et peu de temps s'écoule avant que le milieu tampon naturel qu'est le sol et le réseau hydrographique ne soit dépassé, le drainage minier acide devenant vite un phénomène environnemental relié à l'exploitation du charbon.

1.1.2 Découverte de *Thiobacillus ferrooxidans*

L'année 1947 est très importante dans le domaine de la microbiologie environnementale puisqu'elle marque la découverte, par Colmer et Hinkle (1947), de *Thiobacillus ferrooxidans* dans les eaux de drainage minier acide. Cette bactérie est maintenant considérée par les chercheurs, comme le principal agent catalyseur, menant à la génération d'eau acide (Kleinmann et al., 1981). Ce microorganisme aérobic stricte et

acidophile est un bâtonnet de 0.5 μm x 1-2 μm , Gram-négatif, retrouvé dans divers écosystèmes (Trudinger, 1967). Le *Thiobacillus ferrooxidans* tire son énergie de l'oxydation de l'ion ferreux et de divers composés soufrés réduits. D'autres microorganismes sont également associés à la production d'acide sulfurique à partir des sulfures métalliques, notamment le *Thiobacillus thiooxidans* et la bactérie spiralée *Leptospirillum ferrooxidans* (Rossi, 1990). Au cours des dernières années, quelques autres espèces bactériennes ont été identifiées comme participant à cette activité, dont les *Thiobacillus prosperus* (Huber et Stetter, 1989), *cuprinus* (Huber et Stetter, 1990) et *plumbophilus* (Drobner et al., 1992). De même, quelques microorganismes thermophiles capables d'oxyder les sulfures métalliques ont été isolés dans des environnements miniers (Huber et Stetter, 1989; Karavaiko et al., 1987; Segerer et Stetter, 1992; Segerer et al., 1986). L'écologie microbienne associée à la génération des drainages miniers acides représente un axe de recherche d'intérêt, qui reste à approfondir.

1.1.3 Caractéristiques physiques du drainage minier acide

Les premières observations visuelles des effets du drainage minier acide sont probablement les précipités de couleur rouge-jaune d'hydroxydes ferriques, de même que la vue de la faune et la flore aquatiques en piètre état (Paine, 1987). Le type de drainage acide dépend du type d'exploitation minière (en surface ou souterraine) et de la géologie du site. La présence ou non de minéraux calcaires capables de neutraliser les eaux acides est de première importance. De même, les éléments traces comme le mercure, le cadmium et le plomb dérivés de l'exploitation du charbon ou autres minerais ajoutent au caractère toxique des eaux de drainage minier acide.

1.2 Sources et étendue géographique

1.2.1 Le charbon

Le charbon est produit dans les provinces maritimes (Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse) et dans les provinces de l'ouest canadien (Alberta et Colombie-Britannique) (Paine, 1987). Le charbon provenant des provinces maritimes possède un fort contenu en pyrite, soit environ 6 à 10% pour le "Minto Coals" du Nouveau-Brunswick et de 4% pour le "Sydney Coals" de la Nouvelle-Écosse (Paine, 1987). Le contenu en sulfures de fer est conséquemment suffisant pour engendrer, à long terme, du drainage acide et causer de sérieux problèmes. Quant au charbon de l'ouest canadien, le contenu en sulfures ferreux est tellement faible (0.8%), qu'il risque peu de causer des ennuis au point de vue environnemental.

Aux États-Unis, la production de charbon origine de la grande région des Appalaches. Les principaux états concernés sont la Pennsylvanie, l'Ohio, le Maryland, la Virginie de l'Ouest, la Virginie, le Kentucky, le Tennessee, la Géorgie et enfin l'Alabama (Olem, 1983). Le charbon issu de ces états contient un important pourcentage de pyrite et est, par conséquent, responsable d'importants problèmes de drainage minier acide.

1.2.2 Les métaux de base

Les métaux de base, tels que le plomb, le cuivre, le nickel et le zinc sont habituellement associés au soufre (galène, chalcopryrite, pentlandite et sphalérite) et présents dans les mines riches en minerais sulfurés. Ces métaux, jamais totalement extraits, se retrouvent dans les effluents miniers, augmentant ainsi la toxicité de ceux-ci dans les milieux lacustres environnants. Au Colorado seulement, 750 km de réseau hydrographique sont contaminés par des résidus d'usine et des résidus miniers

provoquant du drainage minier acide (Wentz, 1974). Des dégradations similaires, pas toutes aussi spectaculaires cependant, sont bien recensées aux États-Unis, au Canada (Hawley, 1972; Hoos, 1973; Hoos et Holman, 1973a,b), et dans d'autres pays du monde où l'activité minière y est abondante (Andrews, 1975).

1.2.3 Étendue géographique

De la Colombie-Britannique à Terre-Neuve, en passant par le Yukon et les Territoires du Nord-Ouest, quelques 15 000 hectares de terrain ont été identifiés comme sites potentiellement producteurs d'acide (Feasby et al., 1991). Le Québec compte environ 90 parcs à rejets miniers sulfureux, dont la superficie totale couvre plus de 4 500 hectares, soit approximativement 32% de la superficie des parcs à rejets miniers canadiens. Plus de 70% de ces parcs se retrouvent dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (Côté et Robert, 1988).

1.3 Impacts environnementaux

1.3.1 Milieux terrestres et aquatiques

Le drainage minier acide entraîne une contamination importante des milieux terrestres et aquatiques adjacents aux sites miniers. Le ruissellement des eaux de surface et la diffusion dans la nappe phréatique des eaux acides fortement chargées en métaux sont les principaux vecteurs de contamination de ces milieux (Blais, 1991). L'acidification importante des écosystèmes naturels cause un déséquilibre de la balance ionique des membranes des organismes et une hydrolyse ou dénaturation de diverses composantes cellulaires (Carlson-Gunnoe et al., 1983; Wortman et al., 1986). Un des effets les plus importants de l'acidification des milieux est la destruction du système de

tampon bicarbonate. Sous un pH d'environ 4.2, les ions carbonate et bicarbonate sont transformés en acide carbonique, lequel est perdu sous forme de gaz carbonique (Blais, 1991). Ce phénomène cause d'une part une perte de la capacité tampon du milieu récepteur, et d'autre part affecte la croissance de plusieurs organismes photosynthétiques utilisant l'ion bicarbonate comme source de carbone inorganique (Kelly, 1988).

1.3.2 Toxicité

L'accumulation des métaux par les plantes aquatiques et terrestres, par les organismes benthiques et par les animaux suite à une contamination par des effluents miniers acides est largement discutée dans la littérature (Kelly, 1988; Tessier et al., 1982; Tyler et al., 1989). En milieu terrestre, l'acidification entrave la croissance des plantes en réduisant l'efficacité des activités physiologiques d'absorption du phosphore, du calcium et du magnésium (Rorison, 1972). Les métaux accumulés dans le sol peuvent aussi devenir toxiques pour les plantes en affectant la réplication de l'ADN et de l'ARN et en inactivant certains systèmes enzymatiques (Tyler et al., 1989).

De façon générale, l'acidification des lacs et des rivières cause une baisse de la production primaire et une réduction appréciable de la diversité et des concentrations de phytoplancton, de zooplancton et de benthos (Kelly, 1988). D'après Down et Stocks (1977), le drainage minier acide affecte des zones de pêches et de récréation sur plus de 21 000 km de lacs et rivières.

1.4 Mécanismes de production du drainage minier acide

La production d'eau acide résulte de l'oxydation des sulfures métalliques, particulièrement ceux contenant du fer. En théorie, cette oxydation peut résulter tant d'un point de vue chimique que biologique, mais en pratique, la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans*, toujours présente dans les eaux minières, suggère que cet organisme joue un rôle majeur dans la formation des eaux acides (Bruynesteyn et Hackl, 1982).

1.4.1 Caractéristiques cristallographiques des minéraux sulfurés

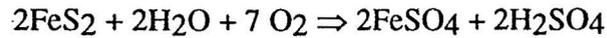
Les minéraux sulfurés forment une classe importante de minéraux incluant la majorité de ceux retrouvés dans les gisements miniers. La plupart sont opaques mais sont distinctement colorés avec un trait également coloré. La formule générale pour ce type de minéraux est X_mZ_n où X est un élément métallique et Z est non-métallique. Ces minéraux peuvent être divisés en petits groupes de structures cristallines similaires, mais il est difficile de généraliser (Hurlbut et Klein, 1977). Ces minéraux se forment dans des milieux anoxiques donc chimiquement réducteurs, indicatifs que l'état d'oxydation du soufre est à son plus bas (Robertson et Kirsten, 1989).

La pyrite, du grec *pyros* (feu) est le sulfure ferreux le plus commun et le plus répandu des minéraux sulfurés (Cornelius et Hurlbut, 1977). Il fait partie du système cubique (structure du NaCl modifiée), avec un éclat métallique, jaune vif, brun par altération (goethite) (Foucault et Raoult, 1984).

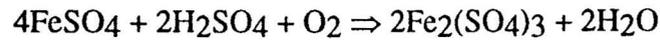
1.4.2 Réactions chimiques et biologiques reliées au processus de génération d'acide

La Figure suivante résume bien les réactions chimiques et biologiques reliées au processus générateur d'acide. La pyrite sert d'exemple comme sulfure de fer.

Réaction 1: Oxydation directe des sulfures en sulfates



Réaction 2: Oxydation biologique de l'ion ferreux



Réaction 3: Précipitation du fer (forme générale)



Réaction 4: Oxydation indirecte des sulfures



Réaction 5: Oxydation biologique du soufre



Le processus de génération d'acide peut se faire selon un grand nombre de réactions chimiques et biologiques. Les principaux "ingrédients" pour débiter le mécanisme sont le sulfure de fer (ici: la pyrite), l'eau et l'oxygène. L'exclusion d'un de ces constituants aura pour effet d'interrompre tout processus en cours. Comme en fait foi la réaction 1, les produits de la réaction consistent en sulfate ferreux et acide sulfurique. L'augmentation de l'acidité de l'eau par l'acide sulfurique (donc abaissement du pH), la présence d'azote ammoniacal ou d'infimes quantités de phosphate, calcium et magnésium (naturellement présents dans les eaux) deviennent les amorces de la réaction biologique. La bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* attaque le sulfate ferreux, lui enlève un atome d'oxygène et le transforme en sulfate ferrique (voir réaction 2). Cette réaction microbiologique entraîne aussitôt l'hydrolyse du fer ferrique en hydroxyde ferrique

(réaction 3), laissant peu de Fe^{3+} en solution. En pratique, il appert que dans les environnements acides (pH de 2.3 à 3.5), le fer ne précipite pas entièrement sous la forme d'hydroxyde ferrique, mais forme plutôt un minéral nommé jarosite (si le potassium est en quantité suffisante) selon l'équation suivante (Bruynesteyn et Hackl, 1982):



Le peu d'ions Fe^{3+} est suffisant pour assaillir le sulfure de fer (la pyrite) (réaction 4) et, en présence d'eau, reformer du sulfate ferreux (fer sous état d'oxydation 2+) et du soufre élémentaire. En présence d'oxygène et d'eau, le *Thiobacillus ferrooxidans* et autres thiobacilles agiront sur le soufre élémentaire pour former de l'acide sulfurique (réaction 5).

Les principaux facteurs qui déterminent le taux de génération d'acide sont: le pH, la température, la concentration en oxygène, l'activité chimique du Fe^{3+} (réaction 4), l'aire d'exposition du sulfure métallique et l'énergie d'activation requise afin d'amorcer le processus de génération d'acide (Robertson et Kirsten, 1989).

Outre ces facteurs, les mécanismes de génération d'acide peuvent être annihilés si la présence de minéraux carbonatés, comme le calcaire et la dolomie, sont en quantité suffisante pour neutraliser l'acide résultant de l'oxydation des sulfures, empêchant la baisse de pH nécessaire au développement des microorganismes (Environnement Canada, 1987).

1.4.3 Contrôles physiques et chimiques reliés à la lixiviation des métaux

Plusieurs croient que les effluents miniers contiennent toujours des métaux. Loin d'être faux, la concentration métallique varie cependant d'un site minier à un autre. Le drainage minier acide est habituellement la cause des fortes concentrations de métaux retrouvées dans les effluents miniers contaminés (Ferguson et Erickson, 1987). Les contrôles physiques et chimiques qui régissent la lixiviation métallique sont brièvement expliqués ci-après.

Les considérations géologiques du dépôt et de ses constituants sont des facteurs critiques et déterminants quant au phénomène de lixiviation. Tous genres de discontinuités, c'est-à-dire, les failles, joints, foliations, réseau de fissures, brèches ou autres zones de fractures peuvent jouer sur la stabilité du dépôt et /ou devenir des conduits pour le lixiviat. La nature (roches intrusives, extrusives ou métamorphiques) des affleurements, la minéralogie de la roche mère, de la gangue, et du minerai sont d'une importance capitale puisqu'elles influencent la solubilité des métaux et la composition du lixiviat. Les éléments texturaux (macles, zonation cristalline, etc.) du rejet minier nous renseignent sur la disponibilité du métal dans le lixiviat. La taille des particules est un élément important dans le processus de mise en solution; plus la granulométrie est fine, plus grande est la surface disponible pour l'action des bactéries et plus grande sera la lixiviation. La perméabilité du site et la porosité du matériel sont des facteurs limitatifs pour l'intrant d'oxygène, avec des répercussions certaines pour la mise en solution de métaux (Boreck et al., 1989). Enfin, les facteurs climatiques (température, précipitations) déterminent de façon directe l'activité des microorganismes.

La solubilité des métaux est généralement soumise aux contrôles chimiques que sont le pH de la solution lixiviante, le potentiel d'oxydoréduction, les phénomènes d'adsorption, le type de métal mobilisé et enfin, la composition chimique du lixiviant

(Robertson et Kirsten, 1989). La composition chimique du lixiviant (en occurrence, l'eau de pluie) change tout au long de sa migration à travers le site de dépôt. Ainsi, elle peut s'acidifier au contact des sulfures, voir son pH diminuer, son potentiel d'oxydoréduction (Eh) augmente et, du même coup, son pouvoir lixiviant peut augmenter, avec libération massive de métaux. Par contre, s'il existe suffisamment de roches carbonatées sur son parcours, un pouvoir tampon ou neutralisant risque de s'exercer sur le lixiviant, avec l'effet inverse, soit augmentation du pH, diminution du Eh et ainsi, du pouvoir lixiviant, laissant peu de libération de métaux dans l'environnement.

On voit donc que la production du drainage minier acide résulte d'un ensemble de conditions physiques et chimiques complexes. De plus, vue l'étendue des gisements en surface et en profondeur, des parcs à résidus miniers et haldes de stériles, il est aisé de comprendre que le contrôle de l'acidification des effluents soit difficile (Blais, 1991).

CHAPITRE 2

L'eau est le passé de l'homme

Les eaux sont l'avenir de l'humanité

CHAPITRE 2

MÉTHODES DE CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE ET TECHNIQUES DE PRÉDICTION

La grande question qui fait l'objet de débats souvent animés est le fait de savoir ce qu'une entreprise minière doit faire en matière d'environnement à la fin de ses activités économiques (Roberge, 1991). Le gouvernement est au prise avec de nombreux sites orphelins qui génèrent d'importantes quantités d'acides, avec des dommages incommensurables aux milieux naturels. Pour ces sites abandonnés (et les autres), des équipes de recherche ont mis au point différentes techniques de contrôle du drainage minier acide, avec la bonne foi de circonscrire le problème, voire même de l'enrayer. Afin de venir en aide aux compagnies minières propriétaires de parcs à résidus ou de nouvelles exploitations minières, des techniques de prédiction du drainage minier acide sont élaborées, dans un but de réduction des risques environnementaux associés aux opérations minières. Ces aspects seront décrits, de même que les hypothèses et objectifs de recherche en découlant.

2.1 Contrôle du drainage minier acide

L'industrie minière canadienne, les gouvernements provinciaux et le gouvernement fédéral se préoccupent depuis longtemps de la gestion des résidus sulfureux producteurs d'eaux de drainage acides surtout lorsque les installations minières sont en opération. Plusieurs aspects de la technologie nécessaire à l'abandon adéquate de ces sites ne sont pas encore connus (Côté et Robert, 1988). Cette section s'intéresse aux diverses méthodes de contrôle étudiées au Canada et à l'étranger.

2.1.1 Traitement des eaux acides

Durant l'exploitation, les eaux de mine sont captées et traitées en vue d'être réutilisées ou rejetées dans le milieu récepteur. L'interception et le traitement de ces eaux permettent le rejet d'un effluent de qualité acceptable pour le maintien de l'équilibre des écosystèmes. Toutefois, l'acidification des eaux d'exhaure, de ruissellement et d'infiltration se poursuit après la fermeture du site minier et oblige les compagnies minières à entretenir les installations pour recueillir et traiter ces effluents. Généralement, les eaux sont neutralisées à la chaux ou avec d'autres agents alcalins, entraînant la formation d'hydroxydes métalliques insolubles. Les techniques suivantes sont toutes utilisées aux mêmes fins, mais avec des avantages et désavantages qui diffèrent. Voici, à titre d'information, une brève liste de ces procédés (Blais, 1991):

- a. Précipitation chimique (formation d'hydroxydes ou de sulfures);
- b. Ultrafiltration, micro filtration, osmose inverse, adsorption, échange d'ions, électrodialyse;
- c. Extraction par solvants;
- d. Évaporation ou congélation;
- e. Ozonisation;

f. Xanthane-amidon insoluble.

Le maintien de l'opération de ces unités de traitement est fort coûteux pour l'industrie, environ 500 000\$ par année pour une période de temps indéfinie (Roche Ltée, 1987).

2.1.2 Prévention du drainage minier acide

Puisque le traitement perpétuel des eaux acides représente une contrainte importante pour les compagnies minières, ces dernières se sont donc intéressées fortement à la mise au point de méthodes permettant la restauration définitive des sites. Au cours des dix dernières années, l'approche employée fut surtout celle de la pose de couvertures végétales, qui ont réussi à rehausser l'esthétique et à améliorer la stabilité des sols, sans toutefois régler le problème de la création d'effluents acides et contaminés de métaux lourds en solution (Côté et Robert, 1988). Cette approche ne peut effectivement enrayer complètement l'apport des réactifs essentiels que sont l'air et l'eau. La liste qui suit englobe quelques-uns des procédés physiques de stabilisation des résidus miniers employés par les industries minières comme palliatif au problème du drainage minier acide (Blais, 1991):

- a. Revégétation directe;
- b. Revégétation après recouvrement (barrières naturelles et synthétiques);
- c. Inondation des déchets;
- d. Détournement des eaux de surface;
- e. Façonnement et compression des déchets;
- f. Remplissage;
- g. Enlèvement des déchets;
- h. Calcination des sulfures.

Vu les piètres performances des barrières naturelles pour contrer la production d'acide (McCready, 1987a; Roche Ltée, 1987), l'utilisation de barrières synthétiques, plus imperméables à l'oxygène, s'est avérée efficace pour empêcher le drainage acide sur de courtes et moyennes périodes. Cependant, la biodégradation de ces couvertures laisse planer un doute sur leurs rendements à long terme (Bell, 1988).

Les résultats obtenus récemment tendent à indiquer que l'inondation des installations permet de juguler les réactions d'oxydation. Cette approche est dans bien des cas fort coûteuse, et il est impensable dans plusieurs sites de pouvoir submerger les déchets (Environnement Canada, 1987).

Le remplissage des puits souterrains avec les déchets miniers permettrait une réduction importante du potentiel acidogène des sites; toutefois, cette pratique comporte des coûts énormes. De plus, la manutention des déchets favoriserait l'apport en oxygène et par conséquent la production d'eaux fortement contaminées dans la mine, et également la possibilité de générer des réactions exothermiques incontrôlables dans les déchets enfouis (Bell, 1988).

Les autres procédés physiques de stabilisation des résidus miniers, à eux seuls, sont insuffisants pour contrer les effets dévastateurs du drainage minier acide. Additionner à d'autres types de procédés, ils pourraient devenir recommandables.

2.1.3 Exploitation des rejets miniers

Une autre approche concernant les méthodes de contrôle du drainage minier acide consiste à exploiter purement et simplement le contenu en métaux des rejets miniers, au lieu d'essayer d'esquiver le problème par les différentes méthodes vues auparavant, sans jamais arriver à des solutions définitives. La biolixiviation, qui consiste non pas à inhiber

l'action des microorganismes, mais plutôt à exploiter leur présence, permet théoriquement d'abolir de façon définitive le potentiel acidogène des déchets par une catalyse de l'oxydation des sulfures (Blais, 1991). Les bactéries sont responsables de l'extraction de plus de 10% du cuivre produit aux États-Unis et on estime qu'elles participent à la production de plus de 40% du cuivre mondial (Berthelin, 1987).

Dans le processus de lixiviation, les thiobacilles attaquent à l'aide de leurs enzymes les composés minéraux du soufre (sulfures, soufre élémentaire, thiosulfate) qu'elles oxydent en acide sulfurique. Dans cette réaction d'oxydation, il y a transfert des électrons du soufre sur l'oxygène, l'énergie de liaison des électrons arrachés étant suffisante pour transformer le gaz carbonique de l'air en composés organiques, nécessaires à la croissance et à la multiplication des bactéries qui sont dites de ce fait autotrophes (Berthelin, 1987).

L'intérêt économique que peut représenter l'utilisation de techniques de biolixiviation, en comparaison aux technologies conventionnelles de traitement du minerai, s'accroît avec la diminution de la teneur en métal (or, uranium, métaux de base) des gisements (Debus, 1989; Guay et al., 1976, Guay et Silver, 1980; Gibbs et al., 1985; McNulty et Thompson, 1990).

Enfin, la biolixiviation s'avère une méthode très avantageuse pour le contrôle du drainage minier acide, puisque le désamorçage du potentiel acidogène peut se faire durant l'exploitation de la mine, par intégration du procédé dans la chaîne de production du minerai, et également par traitement des résidus miniers disposés dans l'environnement (Blais, 1991).

2.2 Prédiction du drainage minier acide

La gestion des déchets miniers ainsi que le traitement et le contrôle des effluents, s'il y a lieu, peuvent être grandement facilités si l'on peut prévoir dès les premiers stades de mise en valeur, les répercussions sur l'environnement de l'évacuation des déchets (Lawrence, 1991). En général, les techniques de prédiction incluent les tests statiques et cinétiques comme pronostics sur la qualité des effluents miniers.

2.2.1 Tests statiques

La première étape, lors de tests de prédiction, consiste à effectuer un test statique. Le test statique, peu coûteux, définit la balance entre des minéraux potentiellement générateur d'acide et des minéraux potentiellement neutralisateur d'acide, à l'intérieur d'un même échantillon (Robertson et Kirsten, 1989). Ainsi, un spécimen peut produire de l'acide à un moment donné si et seulement si son potentiel acidogène excède son potentiel neutralisant, et inversement. Le processus de génération d'acide et la qualité des effluents miniers sont tous deux dépendant du temps et fonction d'un grand nombre de facteurs minéralogiques, structuraux et climatiques pour ne nommer que ceux-là. Pour cette raison, le but recherché lors de l'utilisation de tels tests doit être uniquement *qualitatif*, à savoir si un échantillon détient un potentiel net de génération d'acide quelque part dans le temps (Robertson et Kirsten, 1989; Lawrence et al., 1989; Ritcey et al., 1991). Les tests statiques les plus utilisés sont le BC, Research Initial Test, Acid-Base Accounting, Alkaline Production Potential, Sulphur Ratio, Hydrogen Peroxide Test et Net Acid Production Test.

2.2.2 Tests cinétiques

Ces tests (beaucoup plus coûteux que les précédents) sont utilisés afin d'une part, de confirmer les résultats obtenus par les tests statiques, et d'autre part, de déterminer les cinétiques de réaction impliquées dans la production de drainage minier acide; ce sont des tests *quantitatifs*. Ces tests permettent d'établir les paramètres (fonctions et variables) des modèles simulant les principales réactions chimiques et biochimiques pouvant se produire dans les rejets miniers. Ils ne permettent cependant pas de déterminer avec précision la période de temps requise avant que ces perturbations ne se manifestent (Hood et Oertel, 1984). Différents tests cinétiques existent, dont le BC. Research Confirmation Test, Modified Confirmation Test, Humidity Cell Test, Shake Flasks Test, Soxhlet Extraction Test et Manométric Carbonate Pressure Analysis. Les recherches réalisées à ce jour ont indiqué, dans la majorité des cas, que les tests en colonnes sont ceux permettant de simuler, avec le plus d'exactitude, la situation se produisant sur le terril minier. Toutefois, les techniques de percolation en colonnes habituellement employées requièrent une longue période de temps (plusieurs mois voir quelques années) avant que la production d'effluents acides ne se manifeste.

2.2.3 Modèle de génération d'acide

Le Programme d'évaluation des résidus acides réactifs des métaux communs (PERAR.MC) est un outil de modélisation de prévision mis sur pied pour analyser les facteurs et les procédés qui régissent l'oxydation des minéraux sulfurés, pour simuler la production d'acide dans les résidus miniers, pour évaluer le potentiel à long terme d'acidification des résidus et pour déterminer les effets sur l'acidification des autres concepts de fermeture. Le modèle traite des processus suivants (NEDEM, 1990):

- a. la cinétique d'oxydation des minéraux sulfureux en fonction de la température de l'eau, de la concentration en oxygène, de la masse de la pyrite, du pH, de la concentration en phosphore, de la teneur en gaz carbonique et en humidité;
- b. la diffusivité de l'oxygène gazeux interstitiel et son rôle sur le flux d'oxygène pénétrant dans les résidus;
- c. le retrait des grains de minéraux sulfurés à mesure qu'ils s'oxydent;
- d. les différences chimiques des résidus en fonction de la profondeur;
- e. la variation de la température en fonction de la profondeur, causée par l'oxydation de la pyrrhotine, la pyrite, la chalcopyrite, la sphalérite et l'arsénopyrite;
- f. les variations de l'humidité dans la zone non saturée en fonction de la profondeur;
- g. les réactions cinétiques entre l'eau interstitielle et les minéraux pertinents;
- h. le transport dans l'eau interstitielle de métaux (aluminium, fer, calcium, magnésium, potassium, silice, cuivre, zinc) et d'anions (arsenic, sulfate et carbonate).

2.3 Cas du site Manitou-Barvue

Les résidus miniers entreposés sur la propriété Manitou proviennent surtout de l'exploitation de mines de métaux de base. Ces résidus contiennent encore autour de 15% de sulfures et causent un problème majeur à l'environnement. Ressources Ste-Geneviève, propriétaire majoritaire du site, a choisi la voie du recyclage des métaux contenus dans les résidus comme solution au problème du drainage minier acide (Groupe-Conseil Géomex Inc., 1992).

2.3.1 Historique du moulin Manitou

Depuis sa construction en 1942, 14 000 000 tonnes métriques y ont été traitées jusqu'à sa fermeture en 1989. Une masse de 11 000 000 tonnes métriques proviennent de la mine Manitou dont 7 500 000 tonnes métriques à 4.52% de zinc, 124,5 grammes d'argent par tonne et 1,13 grammes d'or par tonne en plus de 3 600 000 tonnes métriques à 0,82% de cuivre et 0,75 gramme d'or par tonne. Plusieurs minerais aurifères provenant de différentes mines ont été traités. Tous les rejets produits par ces exploitations ont été accumulés dans un parc situé au sud du moulin dans une zone marécageuse se drainant par le ruisseau Manitou. Il y a 12 740 tonnes métriques de résidus sulfureux et 50 000 tonnes métriques de résidus aurifères entreposés à la surface dans le parc ainsi que dans la zone d'épandage du ruisseau (Groupe-Conseil Géomex Inc., 1992).

2.3.2 Géologie régionale et géologie de la propriété

La propriété Manitou est située à environ 10 km à l'est de la ville de Val-d'Or, près du village de Colombière, Abitibi, Québec (Landry, 1991). Les roches de la région de Val-d'Or font partie de la zone externe (méridionale) de la ceinture de roches vertes de l'Abitibi, dans la partie orientale de la province orogénique du Supérieur du bouclier Canadien (Goodwin et Ridler, 1970; Dimroth et al., 1982). Les roches de la région sont presque essentiellement d'âge Archéen et le métamorphisme régional passe des schistes verts à celui des amphibolites au contact des masses intrusives syn. à tardi-cinématiques ou à l'approche du front de Grenville (Jolly, 1978).

Le gîte de Manitou-Barvue se trouve dans une bande de roches pyroclastiques felsiques intercalées avec des coulées d'andésite dans le Groupe Malartic Supérieur (Robert, 1980). La minéralisation principale (Zn, Ag, Pb et Au) se trouve au sommet d'une unité de tufs rhyolitiques, le long du contact ($270^{\circ}/85^{\circ}$) avec une unité

pyroclastique felsique nommée RTB (pour rhyolite, tuf et brèche) par les gens de la mine (Landry, 1991).

2.4 Hypothèses de recherche

Le développement de chaînes complètes de recyclage de résidus miniers sulfureux doit nécessairement tenir compte des impacts environnementaux pouvant résulter de la disposition finale des rejets produits dans le procédé. "Le nouveau parc à résidus qui est prévu ici peut prendre au moins le tiers de l'ancien terril de Manitou une fois traité. Toutefois, si nous utilisons la fosse à ciel ouvert pour entreposer ces résidus, il n'y aura pas de coût pour l'entreposage" (Groupe-Conseil Géomex Inc., 1992). Les travaux de recherche poursuivis dans ce mémoire de maîtrise visent l'élaboration d'une procédure d'évaluation du potentiel acidogène des divers types de rejets (résidus bruts, rejets de première flottation chimique, concentré de sulfures et concentré de sulfures biolixivié). Ces différents matériaux correspondent aux rejets qui seraient produits advenant la mise en application, à l'échelle réelle, des chaînes intégrées d'exploitation des résidus miniers, incluant ou non les procédés de lixiviation microbienne. Ce projet vise également à évaluer les éventuels risques environnementaux associés à la disposition dans l'environnement des rejets issus du recyclage des résidus miniers sulfureux.

2.5 Objectifs spécifiques de recherche

- 1) Élaboration d'une méthode cinétique pour mesurer en laboratoire le potentiel acidogène des rejets miniers.
- 2) Détermination des niveaux de performance des diverses étapes de traitement requis pour diminuer, de façon acceptable, les risques environnementaux.
- 3) Formulation de recommandations sur les techniques de disposition des résidus miniers à employer suite à l'application des procédés de traitement explorés dans le projet.

CHAPITRE 3

"It is common sense to take a method
and try it: If it fails, admit it frankly
and try another".

Franklin D. Roosevelt

(Il est du sens commun de prendre une
méthode et de l'essayer: si elle fait défaut,
admettez-le franchement et essayez-en
une autre).

CHAPITRE 3

MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Échantillonnage des rejets miniers

Quatre type de rejets miniers font partie de cette étude: le *résidu minier brut*, le *concentré de sulfures* provenant d'une première flottation chimique, un *rejet* issu de cette première flottation chimique et le *concentré de sulfures biolixivié* ayant subi une étape de lixiviation en bioréacteur (Villeneuve et al., 1993). Le résidu brut provient du parc à résidus miniers du site Manitou-Barvue à Val-d'Or, et a été extrait de la principale tranchée sur le terril, où statistiquement se concentre les résidus miniers les plus représentatifs du parc (communication personnelle, Aline Leclerc, géologue). Après une première étape de désulfatage, les résidus miniers "nettoyés" subissent une flottation primaire avec un agent moussant permettant de produire un concentré de sulfures d'une part, et un rejet issu de ce procédé d'autre part. Cette opération se fait au moulin Manitou. Le dernier constituant faisant partie de l'étude est le concentré de sulfures biolixivié, la lixiviation bactérienne s'étant effectuée à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique (BAP) et avec un bioréacteur à cuve agitée. Le schéma 1 présente un diagramme

simplifié de l'exploitation des résidus miniers du parc Manitou et fait ressortir les points d'échantillonnage des différents rejets miniers utilisés pour cette étude.

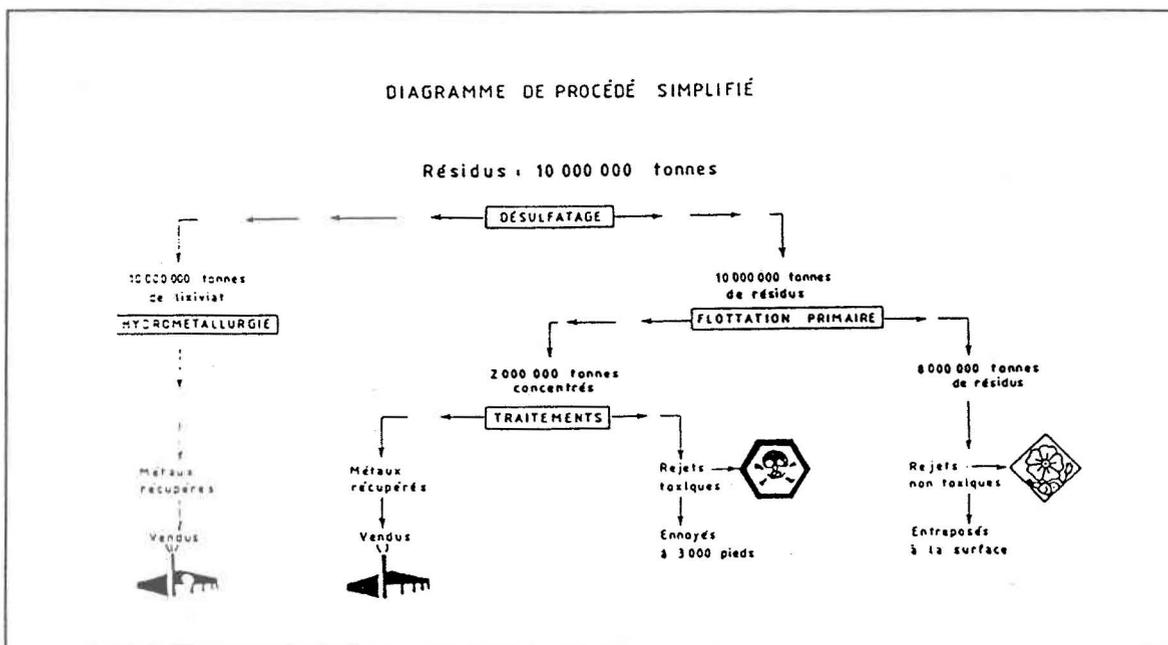


SCHÉMA 1. Diagramme simplifié du procédé d'exploitation des résidus miniers du parc Manitou-Barvue.

3.2 Caractérisation des rejets miniers

3.2.1 Identification minéralogique

L'identification minéralogique des quatre types de rejets miniers a été déterminée par le Centre de Recherches Minérales du Québec. La préparation des échantillons s'effectue selon la forme appropriée (lame mince ou section polie) à leur observation selon la technique sélectionnée (microscopie optique en lumière naturelle ou polarisée, sous un éclairage transmis, réfléchi ou indirect). Une diffractométrie des rayons X sur le matériel à analyser est nécessaire afin d'effectuer une interprétation modale. Elle s'est

effectuée sur un appareil de type RIGAKU Rotaflex, avec banque de donnée JCPDS (Joint Committee on Powder Diffraction Standards).

3.2.2 Composition chimique

Les concentrations en métaux des différents substrats testés sont déterminées par spectrophotométrie à émission de plasma (ICP), modèle Atom Scan 25 de Thermo Jarrell Ash Corporation, après digestion des solides par HNO₃, HF et HClO₄ selon les protocoles du Centre de Recherches Minérales du Québec (méthode SAARB 77) (Gagné et Guimond, 1985-86). Les résultats obtenus sont issus de l'analyse de quatre échantillons différents par type de rejet à l'étude. Les étalons certifiés de résidus miniers préparés par Canmet (RTS-1, RTS-2, RTS-3 et RTS-4) ont été utilisés pour vérifier la qualité des analyses.

Le Centre de Recherches Minérales a fait l'analyse des composants majeurs de quatre échantillons dosés par fluorescence X, avec un appareil de type ARL 8420⁺ XRF. L'échantillon, fait en triplicata, est préparé sous forme de perle boratée et la justesse de l'analyse est équivalente à un écart de +/- 2% du total des constituants déterminés. L'ensemble des éléments traces (Ag et Co) est dosé par spectrométrie d'absorption atomique (SAA). L'échantillon est solubilisé par les acides perchlorique et fluorhydrique. Le carbone total exprimé en CO₂ est analysé à l'aide d'un appareil de type Leco CR-12.

3.2.3 Caractérisation granulométrique

Le Centre de Recherches Minérales a également effectué l'étude granulométrique de chaque rejet minier. Les appareils ayant servi à effectuer l'étude granulométrique de chaque rejet minier sont des microtrac "SRA" et "SPA". Le microtrac "SRA" est un

appareil qui mesure la dimension des particules inférieures à 176 μm environ, à l'aide d'un rayon laser dans une pulpe très diluée et recirculée par une pompe. Le microtrac "SPA" fonctionne de manière identique au précédent, sauf qu'il mesure les particules fines, soit celles inférieures à 42 μm environ.

3.2.4 Mesures des différentes propriétés chimiques et physiques des résidus miniers

Ces mesures sont le pH, la densité apparente, la porosité totale, la conductivité hydraulique et le volume de pores. Toutes ces mesures ont été effectuées en triplicata.

Comme l'écrit Jackson (1958), "il est probable que la propriété chimique la plus importante d'un sol est, en ce qui concerne la croissance des végétaux, son pH". En déterminant le pH d'un sol, seulement l'acidité active (la fraction des ions dissociés) dans la solution du sol est mesurée (Van Lierop, W. et Tran, 1980). Pour ce faire, la technique utilisée est celle établie par Sheldrick (1984), utilisant un ratio 1:1 sol:eau. Le pH mètre utilisé est de type Accumet 950 pH/ion meter fabriqué par Fisher Scientific.

La densité apparente est le rapport entre la masse de matière sèche (en grammes) et le volume apparent (particules + pores) occupé par cette matière sèche (en centimètres cubes) .

La capacité d'un sol à retenir l'eau est une propriété de première importance (Sheldrick, 1984). La porosité totale est la différence entre le poids de sol saturé (en grammes) et le poids de sol à l'étuve (en grammes), sur le volume occupé (en centimètres cubes), le tout multiplié par 100.

La conductivité hydraulique à saturation, qui peut être définie comme la capacité d'un sol saturé à laisser s'écouler l'eau, est l'un des paramètres physiques du sol les plus

difficiles à mesurer (Banton et al., 1990). On ne peut négliger ce phénomène dans les études faites dans les domaines du drainage, de l'irrigation, de l'emmagasinage de l'eau, du ruissellement, de l'érosion et tout autre domaine où le mouvement de l'eau libre dans le sol revêt de l'importance. La technique utilisée est celle à charge constante. La première étape est de remplir la colonne de percolation avec la quantité de substrat désirée. Il est ensuite préférable, lors de la saturation du matériel dans la colonne, de connecter un tuyau (de type Tygon) au bas de la colonne et ainsi, effectuer la saturation par le bas, évitant de créer des poches d'air (airlocks) (Hood et Oertel, 1984). La quantité d'eau au-dessus du matériel est maintenue à un demi volume de pores (équation 8). Ce volume d'eau est maintenu constant grâce à un système tige de verre-citerne, où il y a équilibre de pressions dans la citerne d'eau et dans la colonne. Une fois la valve ouverte, il y a mesure du débit (quantité d'eau écoulée en millilitres, en fonction du temps en secondes). C'est l'équation de Darcy (1856) qui permet de déterminer la conductivité hydraulique. Cette équation est la suivante:

$$K = Q \times L / (A \times P \times T) \quad (7)$$

où K = conductivité hydraulique en cm/sec

Q = volume d'eau recueilli en cm³

L = hauteur du matériel dans la colonne de percolation en cm

A = surface de la colonne ($\pi \cdot \text{rayon}^2$) en cm²

P = charge d'eau au-dessus du matériel en cm

T = temps écoulé pour recueillir l'eau en sec

L'équation suivante sert à calculer le volume de pores:

$$V = \pi R^2 H \times \text{porosité totale} \quad (8)$$

où V = volume de pores en cm³

R = rayon de la colonne en cm

H = hauteur du matériel dans la colonne en cm

Porosité totale du matériel à l'étude

3.3 Test statique

Le test statique, effectué au Centre de Recherches Minérales, mis en oeuvre sur les différents rejets miniers est le B.C. Research Initial Test. Ce test étant le seul pour lequel, au Québec, tous les laboratoires analytiques fournissent des résultats convergents, pour le même type de matériel. Il y a une première étape de dosage du soufre total, à l'aide d'un appareil de type Leco SC-432, déterminant le PGA (Potentiel de Génération d'acide). On pèse ensuite 10 grammes d'échantillon, placé en suspension dans 100 ml d'eau. Après 15 minutes de brassage, ce mélange est titré avec 1.0 N de H₂SO₄ jusqu'à une variation de moins de 0.1 unité de pH en 4 heures. Le résultat est alors exprimé en PCA (Potentiel de Consommation d'Acide) kg H₂SO₄/tonne de rejet.

3.4 Test cinétique en fioles d'Erlenmeyer

3.4.1 Description du test

La technique employée dans cette étude est relativement simple. Chaque fiole d'Erlenmeyer de 500 mL est remplie de 100 mL de milieu 9K sans sulfate ferreux (Silverman et Lundgren, 1959), ajusté à pH 4,0. Une quantité de 10 grammes de rejets miniers est ajoutée à chaque fiole. Par la suite, chaque fiole est inoculée avec 1% (v/v) d'une culture mixte acclimatée à l'oxydation des sulfures métalliques du site Manitou.

Après ajout des substrats et de l'inoculum, le pH est réajusté à 4,0 avec de l'acide sulfurique 2N, puis les Erlenmeyers sont incubés à 30°C, sous une agitation de 175 rpm. Les prises d'échantillons se font à toutes les semaines et ce, durant quatre semaines.

3.4.2 Mesures et analyses

Les mesures hebdomadaires effectuées sur ces échantillons sont le pH et le potentiel d'oxydoréduction (en mV). Les concentrations en métaux (sauf Ag et Co) des différents substrats testés, ainsi que le soufre solubilisé (SO₄) sont déterminées par spectrophotométrie à émission de plasma (ICP).

3.5 Test cinétique de percolation en colonnes

3.5.1 Montage expérimental

Les quatre colonnes et les citernes de polypropylène sont enchâssées dans un support métallique résistant. Chaque colonne est faite de PVC, matériel rigide capable de supporter de grandes pressions et résistant à l'acide (Agate et al., 1989; Doepker, 1988), d'une longueur variant de 153.2 cm à 153.9 cm, et de diamètre interne de 7.5 cm. Le volume théorique de chaque colonne varie de 6768 cm³ à 6799 cm³. La colonne est déposée sur un bûchner préalablement lavé (savon + H₂SO₄ 10% + eau) contenant 2 filtres Whatman #1 et un grillage de plastique à mailles grossières. L'équivalent de 5 cm de gravier (1/8" x 1/4") est placé au bas de la colonne afin d'éviter que le poids du matériel ne bouche les filtres, ainsi que dans le haut de la colonne, pour éviter les effets de surface du solvant (Agate et al., 1989).

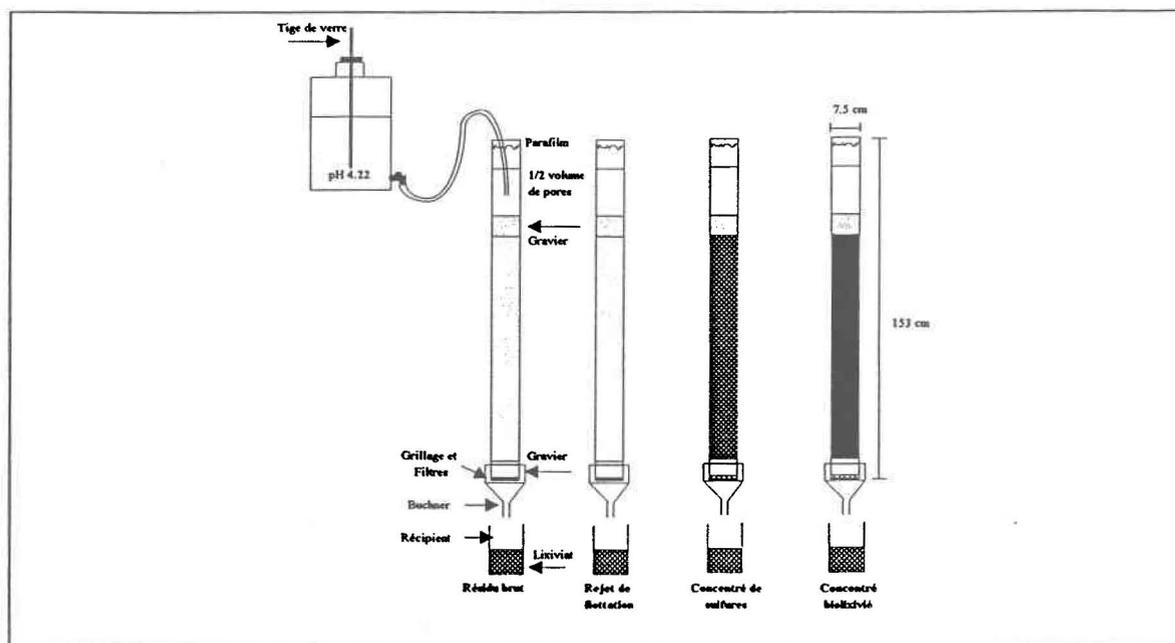


SCHÉMA 2. Montage expérimental employé pour les tests cinétiques en colonnes de percolation.

Le substrat placé dans la colonne est toujours sec; s'il ne l'était pas lors de la réception de ce dernier, il a subi une étape de plus, soit d'être placé dans un four à une température de 50°C afin d'enlever toute trace d'humidité. A ce moment seulement il est insérer dans sa colonne respective. Chacune des quatre colonnes a été inoculée deux semaines après le début de l'expérimentation, avec une culture mixte de *Thiobacillus ferrooxidans* (environ 10^8 cellules bactériennes/colonne) préparée à partir d'échantillons prélevés de divers effluents miniers acides. Cette étape constitue une innovation en soi puisqu'elle assure la présence de bactéries lixiviantes actives dans les résidus présents dans les quatre colonnes. Concernant le concentré de sulfures et le concentré biolixivié, un mélange de 50% (v/v) de substrat-silice de haute pureté a été employé pour hausser le degré de perméabilité de ces deux types de rejet (Atkins et al., 1986). Au-dessus du gravier qui recouvre le rejet minier, repose l'équivalent d'un demi volume de pores. Un parafilm masque l'ouverture de la colonne pour éviter une trop grande évaporation et éviter la contamination (Caruccio et Geidel, 1986). Une citerne de polypropylène de 50

litres renferme le solvant, composé d'eau déminéralisée ainsi que d'un ratio $\text{SO}_4:\text{NO}_3$ de 1.8:1, basé d'après les "études sur le bilan ionique du Lac Laflamme: 1987-1990" (Couture, 1990), donnant une eau de pluie artificielle de pH 4,22, correspondant à l'acidité moyenne des eaux tombées à la station météorologique la plus près du site Manitou (Environnement Canada, 1990). L'utilisation d'eau de pluie artificielle est fréquente (Doepker et O'Connor, 1990; Doepker, 1991; Doepker, 1988) puisqu'elle permet de se rapprocher des conditions prévalant sur le terrain. Un bouchon de caoutchouc referme la citerne, avec un trou pour l'insertion d'une tige de verre, servant à maintenir constant le niveau d'eau dans la colonne. Un tube de type Tygon relie le robinet de la citerne, toujours ouvert, au niveau d'eau dans la colonne, afin de remplacer l'eau écoulée par le solvant contenu dans la citerne.

3.5.2 Description des cycles

Les tests en colonnes sont constitués de trois phases bien distinctes:

- 1) un cycle saturé avec eau acidifiée
- 2) un cycle intermittent avec ajout d'eau acidifiée,
- 3) et un cycle intermittent avec addition de milieu nutritif dilué.

Le premier cycle mis en oeuvre lors du début de l'expérimentation est le cycle saturé. Durant 30 jours, le demi volume de pores préexistant au-dessus du substrat est maintenu de façon permanente. Ce type de cycle permet le lavage des substrats ainsi qu'un enlèvement important de la fraction oxydée et/ou soluble de chacun des rejets. De plus, cette étape entraîne une stabilisation de l'écoulement de la solution de percolation. L'étape du cycle saturé est habituellement utilisée dans le processus de détermination du

potentiel acidogène (Doepker et O'Connor, 1990; Doepker, 1988). Le deuxième cycle est un cycle intermittent avec eau acidifiée d'une durée de quatre semaines. À chaque semaine, un volume d'eau équivalent à deux centimètres de hauteur (environ 200 mL) est ajouté à chaque colonne. Huit centimètres de précipitation par mois, c'est ce qui est mesurée à la station météorologique la plus près du site Manitou selon Environnement Canada. L'emploi de ce type de cycle est également couramment utilisé dans la littérature (Doepker, 1988; Caruccio et Geidel, 1986; Atkins et al., 1986; Perry, 1985). Le troisième et dernier cycle en opération s'effectue selon les directives décrites ci-dessus, sauf que la durée du cycle varie de 13 à 18 semaines. La solution de percolation utilisée est constituée de milieu minéral 9K sans sulfate ferreux, dilué 1:10 et ajusté à pH 4,2. Cet apport d'éléments nutritifs, notamment d'azote ammoniacal et de phosphate, est utilisé afin d'accélérer les processus biologiques d'oxydation des sulfures métalliques. L'ajout d'éléments nutritifs aux matériaux à tester représente une amélioration des tests de prédiction de drainage minier acide. En fait, l'addition de nutriments a plutôt été employée pour accélérer les vitesses d'oxydation des sulfures métalliques, dans le cas des procédés de biolixiviation (Atkins et al., 1986; Puhakka et Tuovinen, 1986).

3.5.3 Caractéristiques des coupes

À la fin de la période de percolation dans les quatre colonnes, les substrats ont été extraits par section et ces derniers ont été analysés par spectrométrie à émission de plasma induit, après digestion en milieu acide, selon la technique discutée précédemment.

3.5.4 Mesures et analyses

Les mesures effectuées systématiquement à chaque prise d'échantillon furent le volume de lixiviat recueilli depuis le dernier échantillon, la température du lixiviat (qui

était en soi, la température de la pièce), la conductivité électrique (appareil conductivitymeter HI 8033 fabriqué par HANNA Instruments), le pH et le potentiel d'oxydoréduction (sur un appareil de type Accumet 915 pH meter fabriqué par Fisher Scientific). Hebdomadairement, les teneurs en métaux du lixiviat préalablement acidifié à l'acide nitrique dilué 1:10, étaient déterminées par spectrophotométrie à émission de plasma (ICP). À la même fréquence, des analyses de fer ferreux et de fer ferrique furent effectuées par la méthode de dosage à la phénanthroline (APHA *et al.*, 1989).

CHAPITRE 4

"...absence of evidence is not evidence of absence."

Carl Sagan

(absence d'évidence n'est pas une évidence d'absence).

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

L'industrie se préoccupe depuis longtemps de la gestion des résidus sulfurés acidogènes, en particulier lors de la fermeture d'une exploitation minière. Une nouvelle technologie rentable de fermeture permettra aux exploitants miniers de remettre en état des bassins de stériles et de résidus et de les "abandonner" avec l'assurance, qu'à long terme, ils ne pollueront pas l'environnement (Canmet, 1988). Afin d'y arriver, il devient indispensable d'améliorer les techniques de prédiction utilisées pour déterminer si une zone d'accumulation de stériles ou de résidus causera en réalité un drainage minier acide. Ce chapitre est donc consacré à la présentation des résultats obtenus lors de la mise au point d'une technique cinétique de prévision.

4.1 Caractéristiques des rejets miniers

Cette section présente les résultats des caractérisations minéralogique, chimique, granulométrique et hydraulique pour chacun des rejets miniers, soit le résidu brut, le rejet de flottation, le concentré de sulfures et le concentré biolixivié.

4.1.1 Résidus bruts

4.1.1.1 Composés majeurs et composition minéralogique

En géologie, il est habituel d'exprimer la composition chimique des roches en pourcentages du poids des oxydes de métaux présents (Tableau 1) (Landry et Mercier, 1983). Jumelée à la composition minéralogique (Tableau 2), il est donc possible de constater la répartition du poids de l'oxyde sous les différents produits de la cristallisation du magma que sont les roches et minéraux.

La mine Manitou-Barvue est située dans une bande de roches pyroclastiques felsiques, avec une minéralisation principale en zinc, argent, plomb et or (Landry, 1991). Les résidus bruts sont donc issus de ces roches volcaniques extrusives et leurs compositions chimique et minéralogique dérivent de ces roches.

TABLEAU 1. Composés majeurs (% p/p) présents dans les substrats testés

Oxydes	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
SiO ₂	55.8	64.5	10.2	7.2
Al ₂ O ₃	10.6	11.9	2.3	1.4
Fe ₂ O ₃	16.0	8.4	44.8	46.9
MgO	3.8	3.8	0.7	0.3
CaO	0.7	1.0	0.1	0.1
Na ₂ O	0.1	0.3	0.1	0.1
K ₂ O	1.1	1.3	0.2	0.2
TiO ₂	0.4	0.5	0.1	0.1
MnO	0.1	0.1	0.1	0.1
P ₂ O ₅	0.1	0.2	0.1	0.1
Nb ₂ O ₅	0.1	0.0	0.0	0.0
ZrO ₂	0.1	0.0	0.0	0.0
Ta ₂ O ₅	0.1	0.1	0.0	0.0
BaO	0.1	0.0	0.0	0.0
PAF	9.6	5.6	28.8	30.3

TABLEAU 2. Composition minéralogique (% p/p) des substrats testés

Minéraux	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
Pyrite	15	0.1	88	91
Chalcopyrite	0.5	0.1	1.7	1.3
Sphalérite	n.d.	0.2	1.4	1.9
Galène	n.d.	0.0	0.0	0.1
Quartz	38	67	11	7.5
Chlorite	17	n.d.	n.d.	n.d.
Micas	11	n.d.	n.d.	n.d.
Feldspaths plagioclases	12	n.d.	n.d.	n.d.
Rutile	0.4	0.5	0.1	0.1
Apatite	0.3	0.2	0.0	0.0
Calcite	0.3	1.0	0.2	0.1

n.d. : non-déterminé

Comme composés majeurs dans les résidus bruts, l'oxyde de silicium chiffre à 55.8%, distribué majoritairement en quartz (38%) et partiellement en chlorite (17%), en feldspaths plagioclases (12%) et en micas (11%). Viennent ensuite les oxydes d'aluminium (10.6%), de sodium (0.1%) et de potassium (1.1%) qui se distribuent en chlorite (17%), en feldspaths plagioclases (12%) et en micas (11%). L'oxyde de calcium (0.7%) principalement cristallisé sous forme de calcite (0.3%) est le minéral tampon ou neutralisateur de la charge acide à qui sont associés les minéraux sulfurés. Son pourcentage est bien faible (0.3%), comparativement aux sulfures ferriques (15%). Le fer, pour les besoins de l'analyse, est entièrement exprimé sous forme d'oxydes (16%) alors qu'en réalité, c'est au soufre qu'il est principalement lié et distribué dans la pyrite (15%), chalcopyrite (0.5%), chlorite (17%), micas (11%). Ces minéraux ferrifères sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction et d'alcalinité du milieu environnant. Il faut noter que la composition des substrats en éléments majeurs (Tableau 1) ne comprend pas la teneur en soufre des divers rejets, ce qui explique que la somme des constituants est nettement inférieure à 100%. La pyrite, principal minéral ferrifère est typique d'un environnement réducteur et devient la source du drainage minier acide sous des conditions oxydantes. L'oxyde de magnésium chiffre à 3.8% et l'oxyde de manganèse, à 0.1%. Les oxydes de titane, de phosphore, de niobium, de zirconium, de tantale et de baryum, comptant chacun pour 0.1% entrent dans la composition de minéraux dits accessoires, comme le rutile (0.4%), l'apatite (0.3%), le pyrochlore, le zircon, la tantalite et la barytine.

4.1.1.2 Composition chimique

Le Tableau 3 montre la composition en divers éléments analysés par spectroscopie à émission de plasma induit et est exprimée en mg/kg, alors que le Tableau

4 présente le contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation. L'élément de loin le plus abondant est le fer avec près de 115 g/kg de substrat (370 g/colonne), correspondant bien avec le 15% de pyrite (FeS_2) retrouvée dans le résidu brut. Suivant cette même constatation, le soufre se chiffre à 79 g/kg. (252 g/colonne). L'aluminium, présent dans presque tous les silicates, donne 52,6 g/kg (168 g/colonne) et le magnésium, qui accompagne le fer dans les minéraux férriques se situe à près de 23 g/kg (73 g/colonne). La relative abondance de potassium (9 g/kg ou 29 g/colonne) est lié aux micas, et possiblement à l'altération des feldspaths en séricite. La présence de 2.3 g/kg de zinc (7.2 g/colonne) correspond à la minéralisation principale du gîte Manitou-Barvue en zinc (argent, plomb et or). Le cuivre (dans la chalcopryrite) et le sodium (dans les feldspaths plagioclases) totalisent près de 2 g/kg chacun (5.5 g/colonne chaque). Le carbone à 1.2 g/kg (3.8 g/colonne) se retrouve dans la calcite. Outre le phosphore (728 mg/kg ou 2.3 g/colonne) présent dans l'apatite et les produits du dynamitage, les métaux lourds comme le plomb (500 mg/kg ou 1.6 g/colonne), le manganèse (427 mg/kg ou 1.4 g/colonne) et l'arsenic (118 mg/kg ou 0.38 g/colonne) sont des dangers pour tout l'écosystème. Le chrome, le calcium, le cobalt et l'argent chifrent tous dans les dizaines de mg/kg, et les nickel et cadmium, en-deça de l'unité.

TABLEAU 3. Composition chimique (mg/kg) des substrats testés

Éléments	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
Ag	22	9.5	33	40
Al	52 600	55 400	11 900	8 100
As	118	49	562	514
C	1 190	790	1 780	1 280
Ca	4 600	5 800	1 200	300
Cd	0.92	0.37	11	11
Cr	49	58	136	89
Co	39	10	132	161
Cu	1 740	444	5 120	4 500
Fe	115 000	58 600	365 000	401 000
K	9 220	11 300	2 260	2 300
Mg	22 900	22 900	4 150	1 900
Mn	427	498	106	45
Na	1 730	2 490	617	600
Ni	4.09	0.21	27.2	74.0
P	728	797	199	20
Pb	500	300	400	700
S	79 000	16 000	380 000	410 000
Zn	2 260	1 240	9 580	11 300

TABLEAU 4. Contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation

Éléments	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
Ag	0.07	0.06	0.20	0.25
Al	168	374	73	51
As	0.38	0.33	3.4	3.2
C	3.8	5.3	10.8	8.0
Ca	0.15	39	7.5	1.9
Cd	0.003	0.003	0.07	0.07
Cr	0.16	0.39	0.83	0.56
Co	0.12	0.07	0.80	1.0
Cu	5.5	3.0	31	28
Fe	370	400	2 220	2 540
K	29	76	14	14
Mg	73	150	25	12
Mn	1.4	3.7	0.64	0.28
Na	5.5	16	3.8	3.8
Ni	0.013	0.001	0.17	0.47
P	2.3	5.4	1.2	0.13
Pb	1.60	2.03	2.4	4.4
S	252	108	2 300	2 600
Zn	7.2	8.4	58	71

4.1.1.3 Caractérisation granulométrique

Selon l'échelle du U.S. Corps Eng., Dept. Army and Bur. Reclamation (Blatt et al., 1980), le résidu brut correspondrait à la granulométrie d'un sable fin, dont les bornes se situent entre -40 mesh et -200 mesh (Tableau 5).

TABLEAU 5. Analyse granulométrique des substrats testés

Dimension		% (poids) cumulatif passant			
µm	Mailles (Tyler)	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
600	-20 + 28	100	99.7	100	100
425	-28 + 35	86	97.4	100	100
300	-35 + 48	71	89	100	100
212	-48 + 65	60	71	100	100
150	-65 + 100	41	42	100	100
106	-100 + 150	35	30	100	94
75	-150 + 200	28	22	100	81
53	-200 + 270	22	17	100	49
45	-270 + 325	17	14	100	33
38	-325 + 400	13	10	n.d.	22
30	-	0	0	92	10
25	-	0	0	n.d.	4.6
20	-	0	0	75	2.9
< 20	-	0	0	63	0

n.d. : non-déterminé

4.1.1.4 Caractéristiques hydrologiques

La porosité et la conductivité originales d'un substrat changent continuellement à travers le temps, en réponse aux effets de surface dû au ruissellement, à la composition chimique des eaux de ruissellement, à la température, etc. Les mesures effectuées en laboratoire ne peuvent donc révéler le "passé" du substrat en terme de porosité et de perméabilité, mais donnent une valeur équivalente au temps présent (Blatt et al., 1980). Ces valeurs sont de 52.5% pour la porosité totale et de 0.0031 cm/sec pour la perméabilité ou conductivité hydraulique (Tableau 6). Le pH est de 2.95, considéré comme acide. La densité apparente est de 1.33 kg/L, le volume de pores, en litres, équivaut à 2.5, le débit hydrique initial est de 0.62 L/h et le débit hydrique moyen durant l'expérimentation en cycle saturé est de 0.19 L/h. Le poids de substrat dans la colonne se

chiffre à 3.19 kg, établissant une hauteur initiale de 108 cm et après expérimentation, de 105 cm.

TABLEAU 6. Caractéristiques hydrologiques des systèmes de percolation en colonnes

Paramètres	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
pH	2.95	5.00	3.40	4.00
Porosité totale (%)	52.5	43.6	46.4 (37.9)*	(37.9)*
Densité apparente (kg/L)	1.33	1.57	2.64 (1.69)*	n.d.
Poids (kg)	3.19	6.75	6.08 (11.1)*	6.32 (10.8)*
Volume de pores (L)	2.50	2.26	1.98	1.98
Hauteur initiale (cm)	108	117	118	118
Hauteur finale (cm)	105	108	115	115
Conduct. hydr. (cm/sec)	0.0031	0.00093	0.00016	0.00053
Débit hydr. initial (L/h)	0.62	1.80	0.03	0.10
Débit hydr. moyen (L/h)**	0.19	0.24	0.02	0.12

* mélange substrat-silice

** valeurs moyennes durant le cycle saturé

4.1.2 Rejets de flottation

4.1.2.1 Composés majeurs et composition minéralogique

Comme composés majeurs dans les rejets de flottation, l'oxyde de silicium chiffre à 64.5%, distribué majoritairement en quartz (67%) (Tableau 1). Viennent ensuite les oxydes d'aluminium (11.9%), de sodium (0.3%) et de potassium (1.3%). L'oxyde de calcium (1.0%) principalement cristallisé sous forme de calcite (1.0%) est le minéral tampon ou neutralisateur de la charge acide à qui sont associés les minéraux sulfurés. En

faible pourcentage, les oxydes de fer (8.4%), de magnésium (3.8%) et de manganèse (0.1%). Le fer de ces oxydes est distribué dans la pyrite (0.1%) et chalcopryrite (0.1%). Les oxydes de titane (0.5%), de phosphore (0.2%) et de tantale (0.1%) entrent dans la composition de minéraux dits accessoires, comme le rutile (0.5%) et l'apatite (0.2%).

4.1.2.2 Composition chimique

Le Tableau 3 représente les éléments analysés sur ICP et sont exprimés en mg/kg, alors que le Tableau 4 présente le contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation. Alors qu'on pourrait croire que le fer ne s'est concentré que dans le concentré de sulfures, il ne demeure pas moins l'élément le plus abondant du rejet avec 58.6 g/kg représentant 400 g de fer dans la colonne. L'aluminium, presque aussi abondant avec 55.4 g/kg ou 374 g dans la colonne démontre bien que ce rejet est le produit d'une flottation où d'une part, il y a production d'un concentré de sulfures ferreux, et d'autre part, accumulation de produits silicatés et peralumineux ($Al_2O_3 > Na_2O + K_2O + CaO$). Le magnésium, qui accompagne le fer dans les minéraux fémiques se situe à près de 23 g/kg ou 150 g dans la colonne. Le soufre se chiffre à 16 g/kg (108 g dans la colonne) et le potassium, 11.3 g/kg (76 g dans la colonne). Cette abondance est lié à la présence des micas, et possiblement à l'altération des feldspaths en séricite. Le calcium et son effet neutralisant chiffre à près de 6 g/kg, représentant 39 g dans la colonne et le sodium (dans les feldspaths plagioclases), 2.5 g/kg (16 g/colonne). La présence de 1.2 g/kg (8.4 g/colonne) de zinc correspond à la minéralisation principale du gîte Manitou-Barvue en zinc (argent, plomb (0.3 g/kg) et or). Outre le phosphore (797 mg/kg et 5.4 g/colonne) présent dans l'apatite et les produits du dynamitage, le carbone presque aussi abondant à 790 mg/kg (5.3 g/colonne) se retrouve dans la calcite. Le cuivre et le manganèse se chiffrent respectivement à 444 mg/kg et 498 mg/kg, soit 3.0 et 3.7 g/colonne. Le chrome,

l'arsenic, le cobalt et l'argent totalisent chacun quelques dizaines de mg/kg (des dixièmes de g/colonne), alors que le cadmium et le nickel ferment la marche avec 0.37 mg/kg et 0.21 mg/kg (0.003 et 0.001 g/colonne respectivement).

4.1.2.3 Caractérisation granulométrique

Selon l'échelle du U.S. Corps Eng., Dept. Army and Bur. Reclamation (Blatt et al., 1980), le rejet de flottation correspondrait le mieux à la granulométrie d'un sable fin, dont les bornes se situent entre -40 mesh et -200 mesh (Tableau 5).

4.1.2.4 Caractéristiques hydrologiques

Les valeurs de porosité totale et de conductivité hydraulique sont respectivement de 43.6% et 0.00093 cm/sec (Tableau 6). Le pH est de 5.00 et est tout de même considéré comme acide. La densité apparente est de 1.57 kg/L, le volume de pores, en litres, équivaut à 2.26, le débit hydrique initial est de 1.80 L/h et le débit hydrique moyen, de 0.24 L/h. Le poids de substrat dans la colonne se chiffre à 6.75 kg, établissant une hauteur initiale de 117 cm et après expérimentation, 108 cm.

4.1.3 Concentré de sulfures

4.1.3.1 Composés majeurs et composition minéralogique

Comme on peut s'y attendre de part sa définition, le concentré de sulfures de fer contient 44.8% d'oxydes de fer, distribué majoritairement en pyrite (88%) et chalcopyrite (1.7%) (Tableaux 1 et 2). L'oxyde de silicium chiffre à 10.2%, distribué majoritairement en quartz (11%). Les oxydes d'aluminium (2.3%), de sodium (0.1%) et de potassium (0.2%) demeurent des vestiges de la flottation chimique. Il ne demeure que 0.1% de l'oxyde de calcium, cristallisé sous forme de calcite (0.2%). Les oxydes de magnésium (0.7%) et de manganèse (0.1%) correspondent à des phases plus denses du processus de flottation. Les oxydes de titane (0.1%) entrent dans la composition de minéraux dits accessoires, comme le rutile (0.1%).

4.1.3.2 Composition chimique

Le Tableau 3 représente les éléments analysés sur ICP et sont exprimés en mg/kg, alors que le Tableau 4 présente le contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation. La pyrite (FeS_2) est le minéral fétiche de ce concentré puisqu'on décompte près de 365 g/kg de fer dans ce substrat, équivalent à 2220 g Fe dans la colonne de percolation, et autant de soufre, c'est-à-dire 380 g/kg et 2300 g dans la colonne. L'aluminium est présent avec près de 12 g/kg (73 g dans la colonne) et le zinc (9.6 g/kg et 58 g/colonne) correspondant à la minéralisation principale du gîte Manitou-Barvue en zinc (argent (0.033 g/kg), plomb (0.4 g/kg) et or). Le cuivre, également exploité par la mine Manitou-Barvue, se chiffre à 5 g/kg et 31 g/colonne. Son attirance chimique pour le soufre fait qu'on le retrouve surtout dans les sulfures où il accompagne souvent le fer (ex: chalcopyrite) (Foucault et Raoult, 1984). Le magnésium, qui accompagne le fer dans les minéraux ferriques se situe à 4 g/kg ou 25 g dans la colonne. Le potassium, le carbone et

le calcium, à quelques grammes par kilogramme de concentré, représentant quelques dizaines de grammes dans la colonne, confirment l'opération de flottation chimique, concentrant les minéraux denses d'une part, laissant les plus légers emportés par l'agent moussant. À 1.2 g/kg, le pouvoir neutralisant du calcium n'a que peu d'effet comparativement aux 380 g/kg du soufre total (pouvoir générateur d'acide). Le sodium (dans les feldspaths plagioclases) se chiffre à 617 mg/kg (3.8 g/colonne) et l'arsenic, toxique pour l'écosystème si en trop grande quantité, se situe à 562 mg/kg et 3.4 g dans la colonne. Le phosphore, le chrome, le cobalt et le manganèse totalisent chacun quelques dixièmes de g/kg (donc quelques dixièmes de grammes dans la colonne) et les nickel et cadmium ferment le compte avec quelques dizaines de mg/kg (quelques dixièmes de grammes dans la colonne).

4.1.3.3 Caractérisation granulométrique

Selon l'échelle du USDA and Soil Sci. Soc. Amer. (Blatt et al., 1980), le concentré de sulfures correspondrait le mieux à la granulométrie d'une argile silteuse, dont les bornes se situent entre 0.05 mm et 0.002 pour le silt, et au-delà de 0.002 mm pour l'argile. (Tableau 5).

4.1.3.4 Caractéristiques hydrologiques

Mentionnons d'abord que le concentré de sulfures a été mélangé, dans un rapport de 50% v/v, avec de la silice pure afin d'augmenter la perméabilité du substrat. Les données qui suivent correspondent donc au mélange concentré/silice (Tableau 6). Les valeurs de porosité totale et de conductivité hydraulique sont respectivement de 37.9% et 0.00016 cm/sec. Le pH est de 3.40 (concentré seul) et est tout de même considéré comme

acide. La densité apparente est de 1.69 kg/L, le volume de pores, en litres, équivaut à 1.98, le débit hydrique initial est de 0.03 L/h et le débit hydrique moyen, de 0.02 L/h. Le poids du mélange de concentré/silice dans la colonne est de 11.1 kg, le concentré seul représentant 6.08 kg, établissant une hauteur initiale de 118 cm et après expérimentation, 115 cm.

4.1.4 Concentré biolixivié

4.1.4.1 Composés majeurs et composition minéralogique

Le concentré biolixivié est un concentré de sulfures ayant subi une première étape de biolixiviation en réacteur afin de récupérer les métaux économiquement rentable. Il n'y a donc pas de surprise à un contenu en oxydes de fer de 46.9%, distribué majoritairement en pyrite (91%) et chalcopirite (1.3%) (Tableaux 1 et 2). L'oxyde de silicium chiffre à 7.2%, distribué majoritairement en quartz (7.5%). Les oxydes d'aluminium (1.4%), de sodium (0.1%) et de potassium (0.2%) demeurent des vestiges de la flottation chimique. Il ne demeure que 0.1% de l'oxyde de calcium, cristallisé sous forme de calcite (0.1%). Les oxydes de magnésium (0.3%) et de manganèse (0.1%) correspondent à des phases plus denses du processus de flottation. Les oxydes de titane (0.1%) entrent dans la composition de minéraux dits accessoires, comme le rutil (0.4%).

4.1.4.2 Composition chimique

Le Tableau 3 représente les éléments analysés sur ICP et sont exprimés en mg/kg, alors que le Tableau 4 présente le contenu en éléments (g) dans les colonnes de percolation. La composition du concentré biolixivié demeure assez semblable à celle du concentré de sulfures et ce, même après cette étape de biolixiviation. La pyrite (FeS_2) est

omniprésente dans le concentré biolixivié puisqu'on décompte 401 g/kg de fer dans ce substrat, équivalent à 2534 g Fe dans la colonne de percolation, et autant de soufre, c'est-à-dire 410 g/kg et 2600 g dans la colonne. Le zinc (11.3 g/kg et 71 g/colonne) correspond à la minéralisation principale du gîte Manitou-Barvue en zinc (argent (0.04 g/kg), plomb (0.7 g/kg) et or). L'aluminium est présent avec 8.1 g/kg (51 g dans la colonne). Le cuivre, également exploité par la mine Manitou-Barvue, se chiffre à 4.5 g/kg et 28 g/colonne. Le magnésium, qui accompagne le fer dans les minéraux fémiqes se situe à 1.9 g/kg ou 12 g dans la colonne. Le potassium et le carbone, à quelques grammes par kilogramme de concentré biolixivié, représentent quelques dizaines de grammes dans la colonne. À 0.3 g/kg, le pouvoir neutralisant du calcium n'a que peu d'effet comparativement aux 410 g/kg du soufre total (pouvoir générateur d'acide). Le sodium (dans les feldspaths plagioclases) se chiffre à 600 mg/kg (3.8 g/colonne) et l'arsenic, toxique pour l'écosystème si en trop grande quantité, se situe à 514 mg/kg et 3.2 g dans la colonne. Le cobalt totalise 161 mg/kg (1.0 g/colonne) alors que le nickel, le chrome, le manganèse, le phosphore et le cadmium ferment le compte avec quelques dizaines de mg/kg (quelques dixièmes de grammes dans la colonne).

4.1.4.3 Caractérisation granulométrique

Selon l'échelle de Udden-Wentworth (Blatt et al., 1980), le concentré biolixivié correspondrait le mieux à la granulométrie d'un silt dont les bornes se situent entre 0.0625 mm et 0.0039 mm. (Tableau 5).

4.1.4.4 Caractéristiques hydrologiques

Tout comme le concentré de sulfures, le concentré biolixivié a été mélangé dans un rapport de 50% v/v, avec de la silice pure afin d'augmenter la perméabilité du substrat. Les données qui suivent correspondent donc au mélange concentré biolixivié/silice (Tableau 6). Les valeurs de porosité totale et de conductivité hydraulique sont respectivement de 37.9% et 0.00053 cm/sec. Le pH est de 4.00 (concentré biolixivié seul) et est tout de même considéré comme acide. Le volume de pores, en litres, équivaut à 1.98, le débit hydrique initial est de 0.10 L/h et le débit hydrique moyen, de 0.12 L/h. Le poids du mélange de concentré biolixivié/silice dans la colonne est de 10.8 kg, le concentré biolixivié seul représentant 6.32 kg, établissant une hauteur initiale de 118 cm et après expérimentation, 115 cm.

4.2 Potentiel de production d'acide

Cette section présente les résultats du test statique B.C. Research Initial Test effectué sur le résidu brut, le rejet de flottation, le concentré de sulfures et le concentré biolixivié.

4.2.1 Résidus bruts

Le Tableau 7 présente les résultats du bilan acide/base déterminé avec la technique sus-mentionnée. Cette analyse fait ressortir que les résidus bruts du site Manitou-Barvue possède un faible pouvoir consommateur d'acide (équivalent à 1 kg de H₂SO₄ par tonne de résidus), en comparaison au pouvoir générateur d'acide (équivalent

à 254 kg de H₂SO₄ par tonne de résidus). Le rapport résultant est très élevé, indiquant ainsi un potentiel net fort élevé de production d'acide, soit 254. Une valeur supérieure à 1 indique que le matériau est potentiellement susceptible de produire des effluents acides.

TABLEAU 7. Potentiel de production d'acide d'après le test statique "B.C. Research Initial Test".

Équivalents	Substrats testés			
	Résidus bruts	Rejets de flottation	Concentré de sulfures	Concentré biolixivié
Pouvoir générateur d'acide PGA (kg H ₂ SO ₄ /t)	254	50	1480	1560
Pouvoir consommateur d'acide PCA (kg H ₂ SO ₄ /t)	1.0	4.4	1.0	2.8
Potentiel net de production d'acide (PGA/PCA)	254	11	1480	557

4.2.2 Rejets de flottation

Les résultats obtenus pour le rejet de flottation témoignent également que ce substrat possède une capacité de créer des perturbations environnementales suite à la production de drainage minier acide. De fait, le pouvoir générateur d'acide se chiffre à 50 kg de H₂SO₄ par tonne de rejets, comparativement au pouvoir tampon ou consommateur d'acide se chiffrant à 4.4 kg de H₂SO₄ par tonne de rejets. La résultante est de 11, et questionne donc la supposée neutralité de ce déchet prêt à être disposé dans l'environnement sans traitement préalable.

4.2.3 Concentré de sulfures

Cela était prévisible, avec un pouvoir générateur d'acide de 1 480 kg de H₂SO₄ par tonne de concentré, comparativement à un pouvoir consommateur d'acide de 1.0 kg de H₂SO₄ par tonne de concentré, le potentiel net de production d'acide (soit 1 480) est très élevé et demande d'autres tests et réflexions sur la question de la disposition de ce concentré issu d'une première étape de flottation chimique.

4.2.4 Concentré biolixivié

Loin d'être devenu inerte grâce au processus de lixiviation biologique, le concentré biolixivié montre un pouvoir générateur d'acide de 1 560 kg de H₂SO₄ par tonne de concentré biolixivié, comparativement à un pouvoir consommateur d'acide de 2.8 kg de H₂SO₄ par tonne de concentré biolixivié. Avec un potentiel net de production d'acide de 557, il semblerait opportun d'étudier plus à fond les risques de perturbations environnementales qui seraient associés à la disposition des rejets biolixiviés dans l'environnement. La biolixiviation est sans contredit, une voie d'intérêt pour le traitement et la valorisation des résidus miniers, car elle permet, malgré un potentiel de production d'acide équivalent au double de celui des résidus bruts, une réduction du volume (ou de la masse) occupé.

4.3 Test cinétique en fioles d'Erlenmeyer

Les essais effectués en colonnes de percolation sont plus représentatifs des conditions prévalant sur le terrain que ceux effectués à l'aide du "shake flask test"

(Puhakka et Tuovinen, 1986). Par contre, les essais en Erlenmeyer permettent de déterminer, dans un temps relativement court et à peu de frais, la propriété d'un matériau sulfuré à être oxydé et lixivié. Ces tests servent également à approximer les niveaux de solubilisation des métaux et des autres éléments qui sont susceptibles d'être atteints à long terme dans l'environnement.

4.3.1 Résidus bruts

La Figure 1A présente le pH et le potentiel d'oxydoréduction (POR) en mV en fonction du temps (en jours). Le pH de la solution contenant le résidu brut baisse de 4.0 à 1.42 lors de l'expérimentation, alors que le POR double de valeur en passant de 320 mV à 646 mV à la fin de la quatrième semaine. Avec des valeurs de pH en-deça de 2.5 (précisément 2.04 et 1.42 pour les deux dernières semaines) et un potentiel d'oxydoréduction particulièrement élevé (> 600 mV), il n'est pas surprenant de constater une forte mise en solution de métaux et éléments comme le cuivre, l'arsenic le chrome, le zinc, le soufre et le fer (Tableau 8). Une baisse de la concentration de potassium soluble a été notée au cours des deux dernières semaines, suggérant la formation d'un précipité de jarosite, selon l'équation suivante (Bruynesteyn et Hackl, 1982):



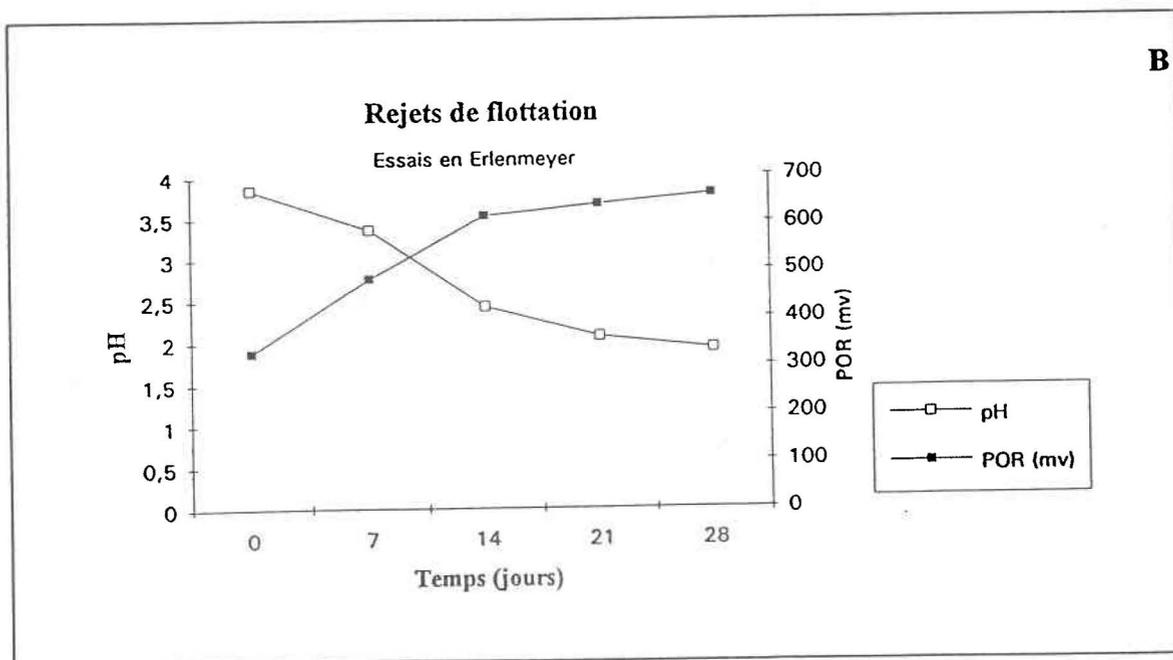
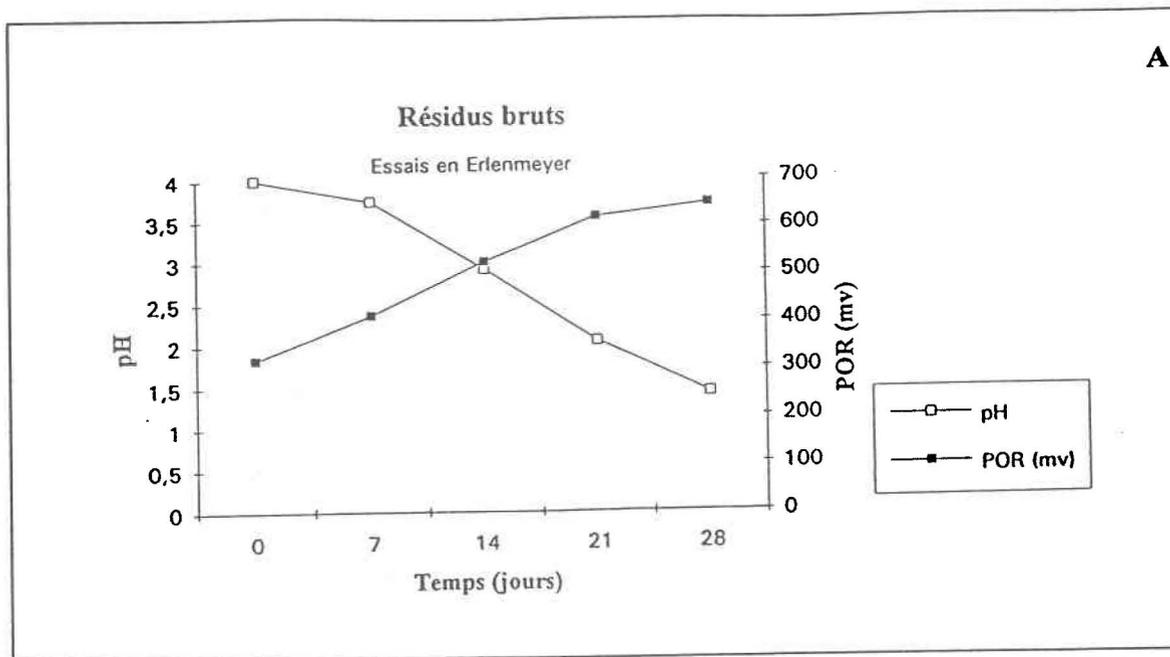
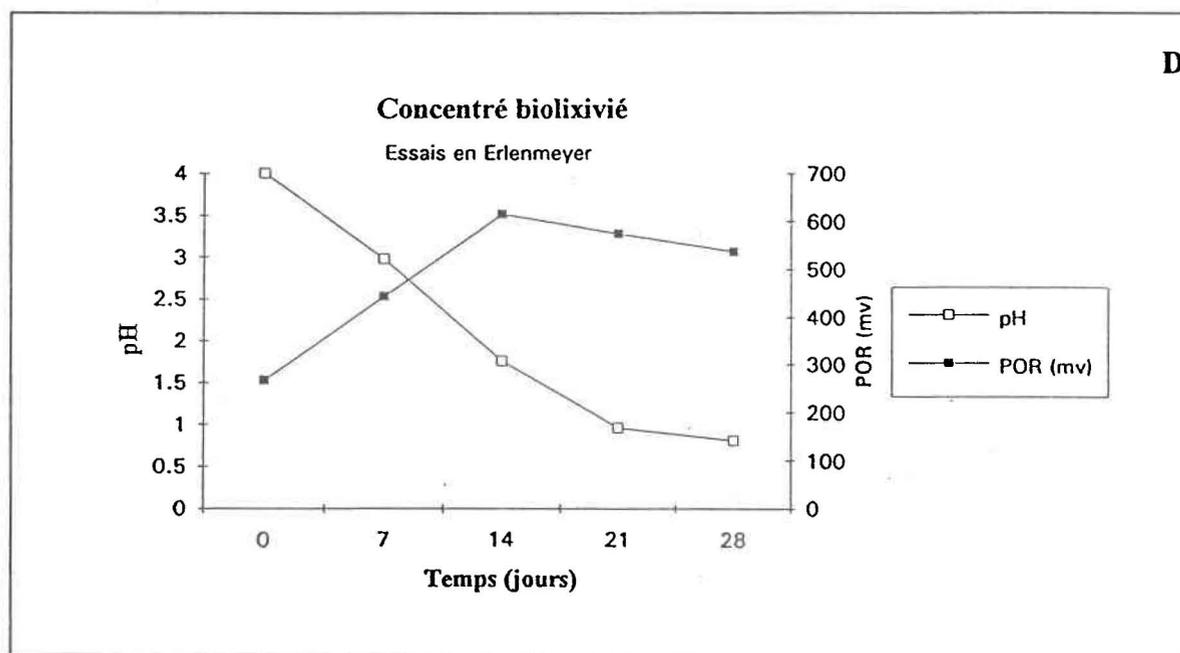
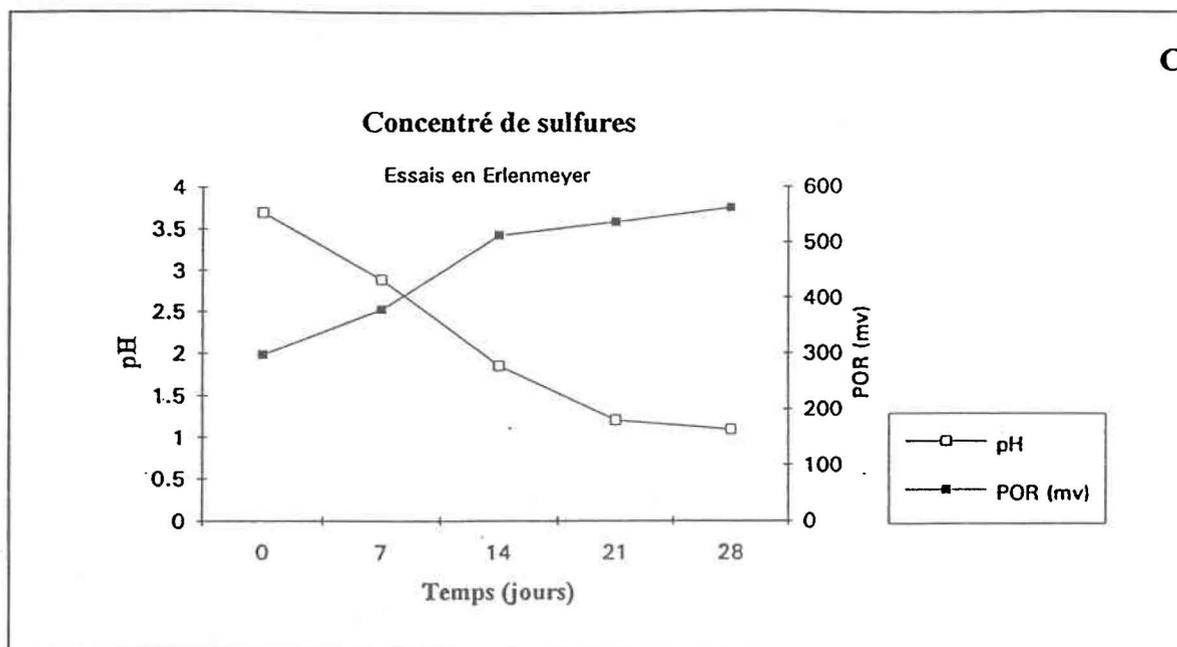


FIGURE 1. Acidification et hausse du potentiel d'oxydoréduction dans les lixiviats lors des essais en Erlenmeyer. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



Les courbes de solubilisation présentées à la Figure 2A montrent bien que le substrat testé est fortement acidogène et lixiviable.

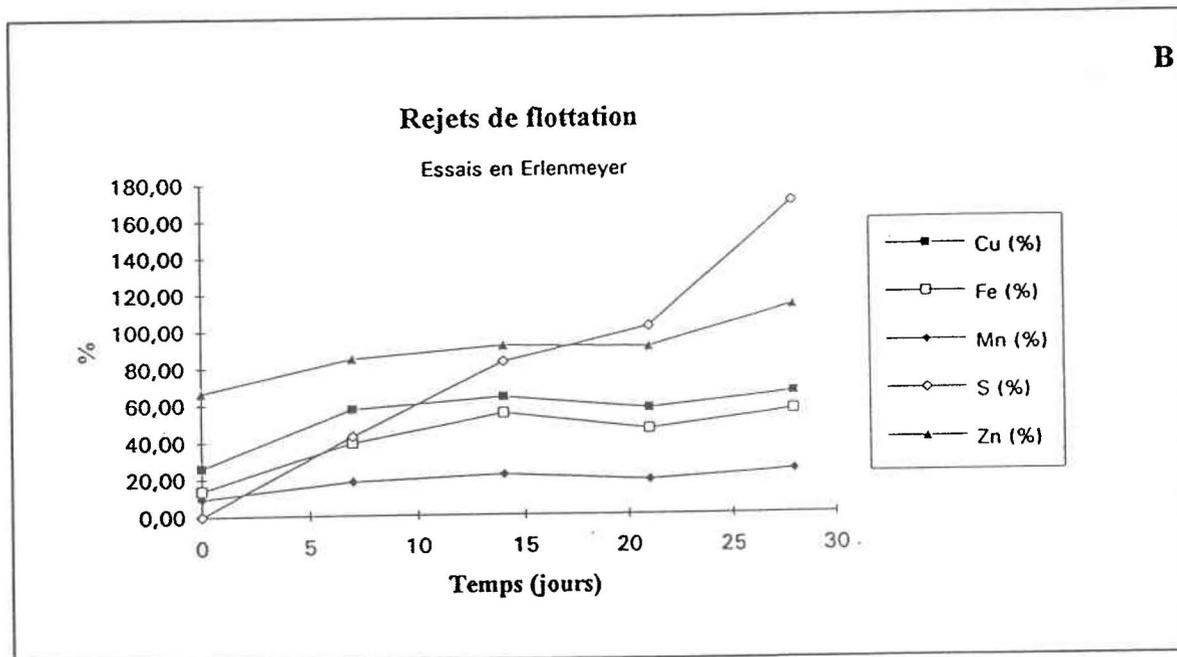
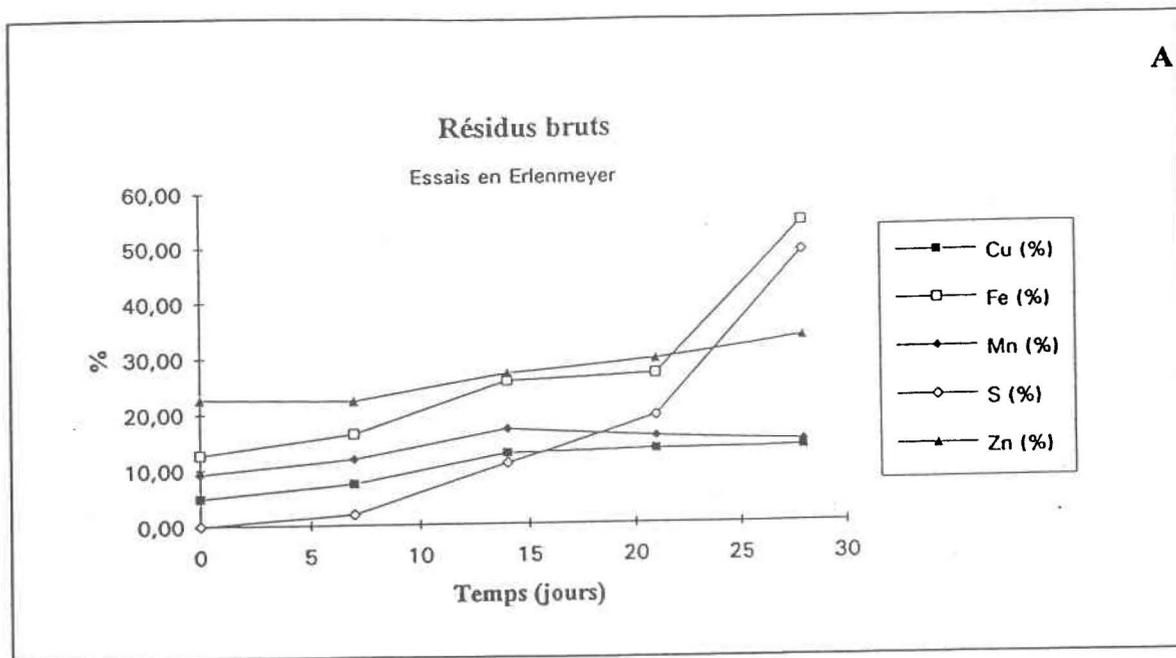
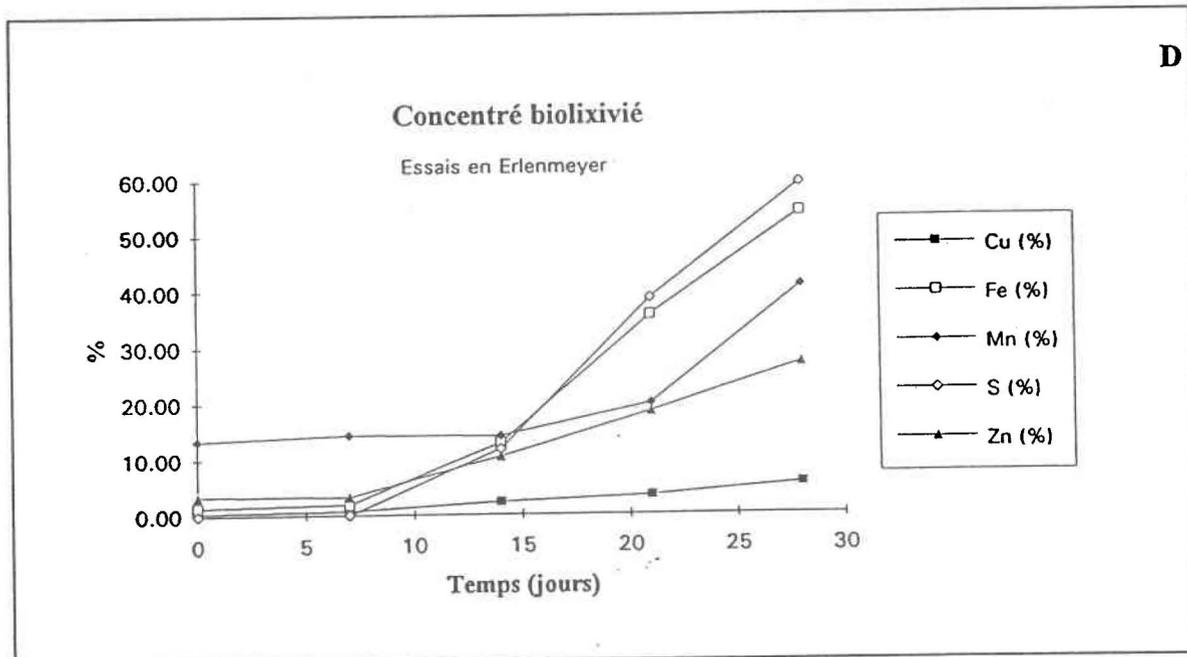
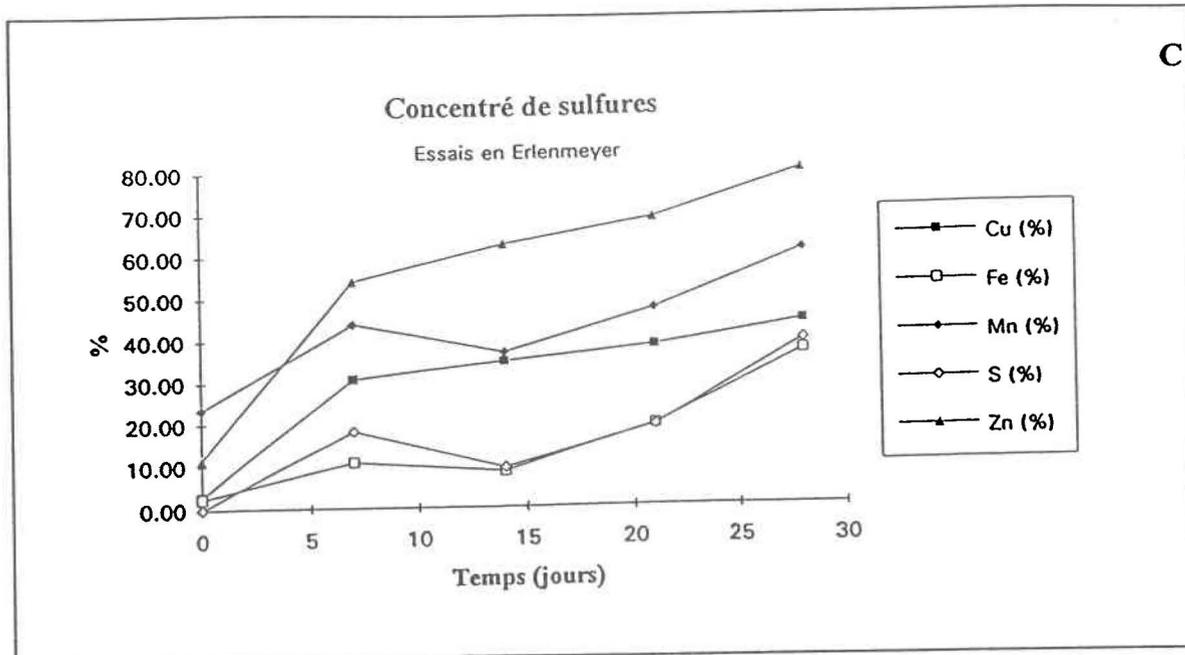


FIGURE 2. Solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en Erlenmeyer. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



**TABLEAU 8. Solubilisation des éléments lors du test cinétique
en fioles d'Erlenmeyer agitées**

Substrats	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
résidus bruts										
initiale(mg/L)	92.0	4.19	0.33	8.00	1 453	27.2	70.6	3.94	0.00	51.0
finale (mg/L)	241	10.4	0.92	23.0	6 200	7.44	155	6.20	3 841	75.0
% solub. finale	4.60	88.5	18.6	13.4	54.0	0.80	6.80	14.5	48.7	33.1
rejets de flottation										
initiale(mg/L)	29.6	1.98	0.31	12.0	805	17.0	43.0	4.76	0.0	83.0
finale (mg/L)	190	12.1	1.10	29.0	3 266	2.38	107	11.6	2 693	139
% solub. finale	3.40	100	19.0	65.3	55.8	0.20	4.70	23.2	100	100
concentré de sulfures										
initiale(mg/L)	49.2	2.22	0.82	14.0	847	12.6	44.0	2.47	0.00	109
finale (mg/L)	234	32.4	3.20	223	13 300	2.95	154	6.38	14 810	763
% solub. finale	19.6	57.5	23.6	43.6	36.5	1.30	37.2	60.5	39.0	79.7
concentré biolixivié										
initiale(mg/L)	13.4	0.52	0.10	2.00	587	20.7	29.5	0.60	0.00	38.0
finale (mg/L)	104	41.4	2.03	24.0	21 660	5.16	87.4	1.83	24 280	305
% solub. finale	12.8	80.6	22.8	5.40	54.0	2.20	46.0	40.7	59.2	27.0

4.3.2 Rejets de flottation

Le pH du milieu avec le rejet de flottation subit également une acidification importante durant les quatre semaines d'expérimentation (3.84 à 1.91), alors que le POR s'élève progressivement de 329 mV à 660 mV, augmentant ainsi le pouvoir lixiviant de la solution (Figure 1B). Les pourcentages de solubilisation des métaux et des autres éléments atteints durant le test sont comparables et même supérieurs dans certains cas à ceux obtenus avec le résidu brut (Tableau 8, Figure 2B). En fait, tous les pourcentages de solubilisation finale sont plus élevés pour les rejets de flottation (sauf pour Al, K, Mg) et l'augmentation est particulièrement importante pour le Cu, le S, le Zn et l'As. Ce test confirme, une fois de plus, le potentiel acidogène élevé des rejets de flottation.

4.3.3 Concentré de sulfures

Une très forte acidification du lixiviat a été mesurée lors du test en Erlenmeyer, le pH passant de 3.69 à 1.09, alors que le potentiel d'oxydoréduction s'est haussé de 297 mV à 562 mV (Figure 1C). De même, une solubilisation appréciable des métaux et des autres éléments a également été mesurée lors de ce test (Tableau 8, Figure 2C). Cet essai a permis de vérifier qu'un apport suffisant d'oxygène permet une oxydation efficace des sulfures métalliques du site Manitou-Barvue.

4.3.4 Concentré biolixivié

Tout comme pour le concentré de sulfures, cet essai en Erlenmeyer a permis de déterminer que le concentré biolixivié est apte à être oxydé et lixivié, si un apport adéquat d'oxygène est fourni. Dans cet essai, le pH du milieu chute de 4.0 à 0.81, alors que le POR augmente de 267 mV à 537 mV (Figure 1D). Le Tableau 8 et la Figure 2D montrent les rendements de solubilisation des métaux et des autres éléments.

4.4 Test cinétique en colonnes de percolation

Les études en laboratoire, et particulièrement celles visant la prévision de la production d'effluents miniers acides, sont confrontées à deux problèmes majeurs:

- 1) La représentation, à l'échelle du laboratoire, des phénomènes chimiques et biologiques prévalant à l'échelle réelle;
- 2) la simulation, à l'intérieur d'une période de temps raisonnable, des cinétiques lentes impliquées dans la production de drainage minier acide.

On admet généralement que les processus observés en colonnes de percolation représentent le mieux les processus naturels (Lawrence et al., 1989; Robertson et Kirsten, 1989). Ces études permettent d'établir les paramètres (fonctions et variables) des modèles simulant les principales réactions chimiques et biochimiques pouvant se produire dans les rejets miniers. Elles ne permettent cependant pas de déterminer avec précision la période de temps requise avant que ces perturbations ne se manifestent (Hood et Oertel, 1984).

4.4.1 Résidus bruts

La Figure 3A montre l'écoulement de la solution de percolation durant les trois cycles. Durant le cycle saturé, le pH du lixiviat augmente de 2.5 à 4.8 (Figure 4A). Celui-ci diminue à 3.1, lors du cycle intermittent avec eau acidifiée, et continue jusqu'à 2.0, à la fin du cycle intermittent avec milieu 9K. Le potentiel d'oxydoréduction (POR) se comporte de façon diamétralement opposé au pH et varie de 454 mV à 280 mV pendant le cycle saturé, augmente puis demeure relativement constant durant le cycle intermittent avec eau puis subit une hausse jusqu'à 434 mV à la fin du troisième cycle. La conductivité électrique reste à son plus bas durant les deux premiers cycles, puis subit une remontée importante de 18.2 à 53.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, après l'ajout de milieu 9K (Figure 5A). solution. Il est à noter qu'aucune mesure de conductivité électrique n'a pu être prise entre le jour 65 et 100 puisque l'appareil n'était pas disponible.

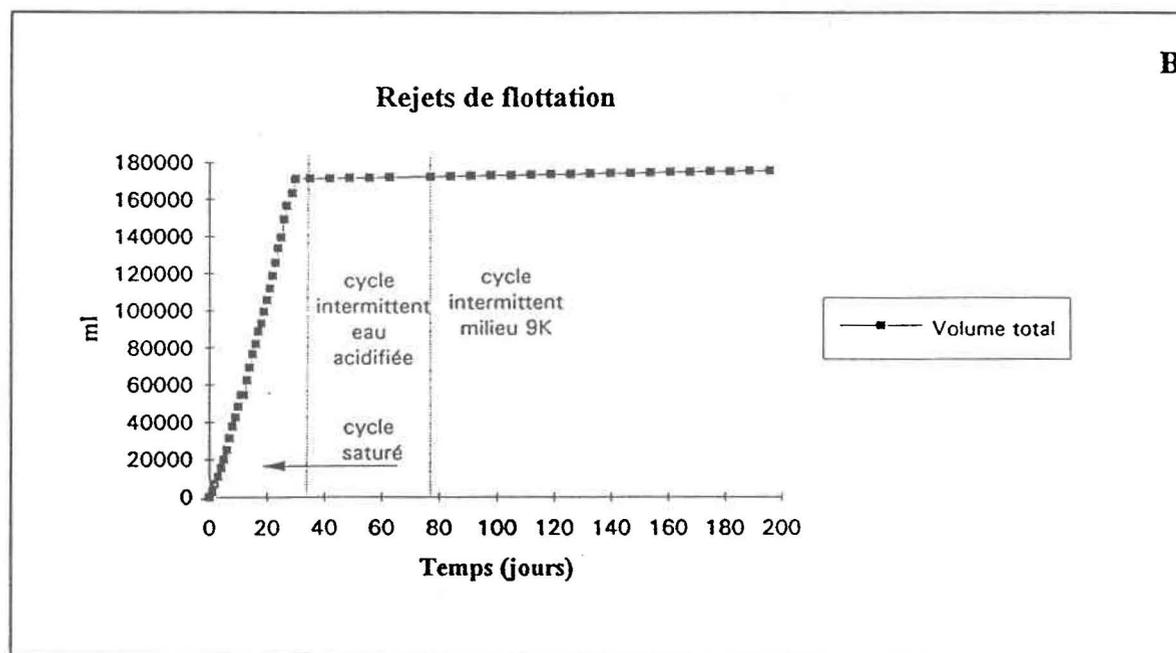
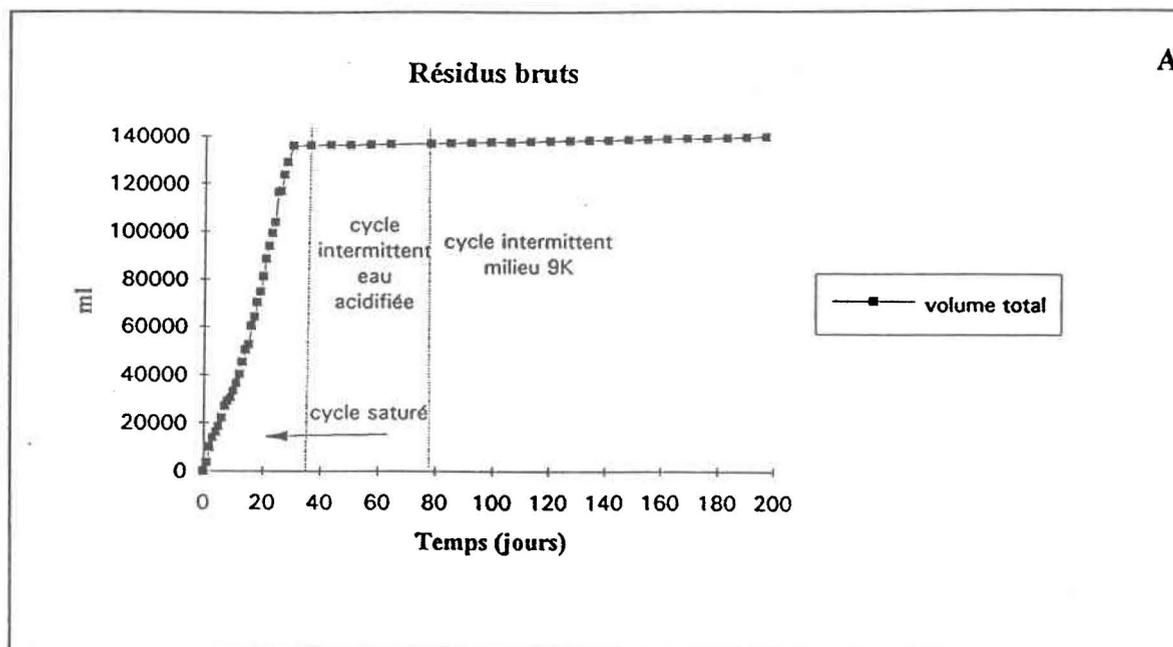
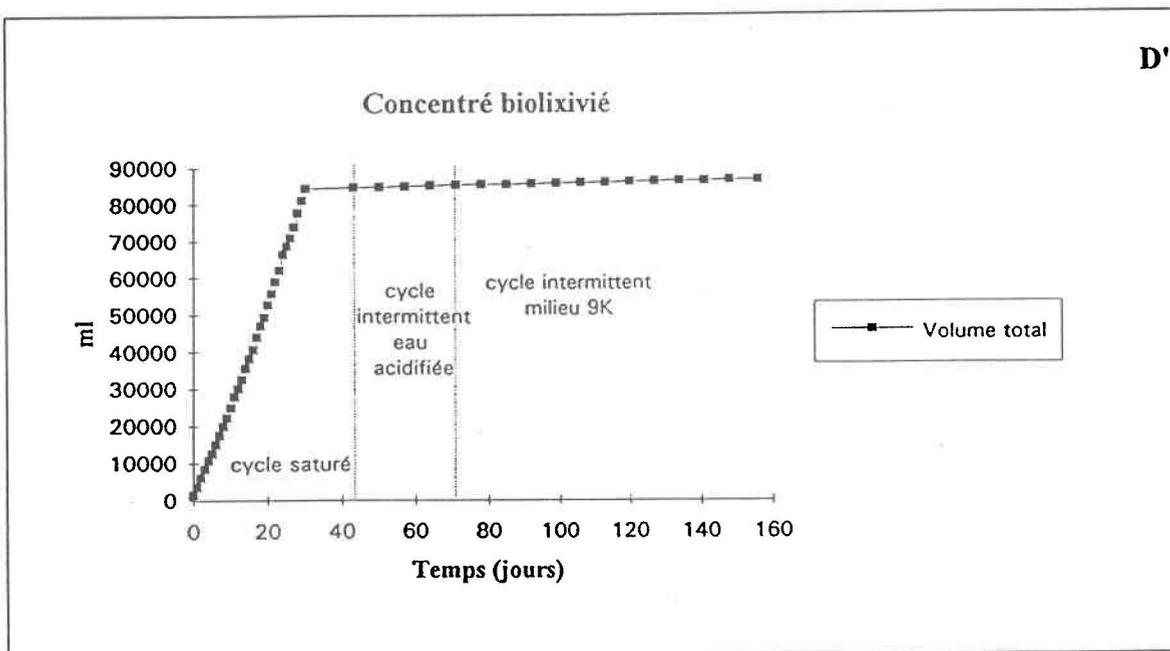
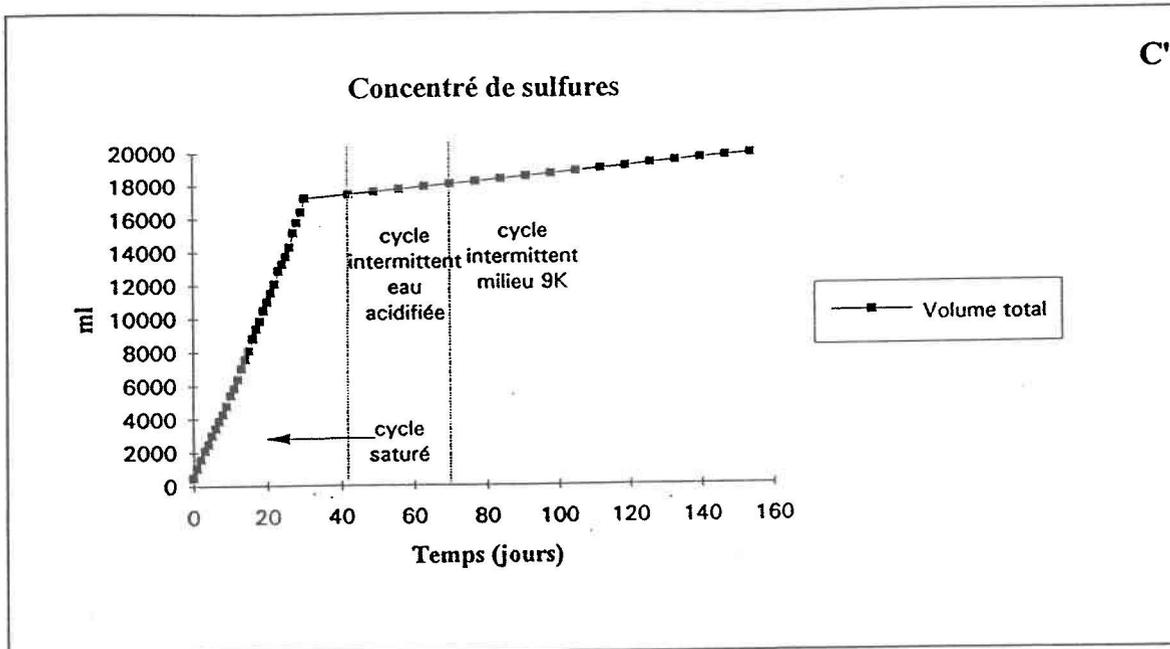


FIGURE 3. Volume cumulatif du soluté écoulé des colonnes lors du cycle saturé et des cycles intermittents. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



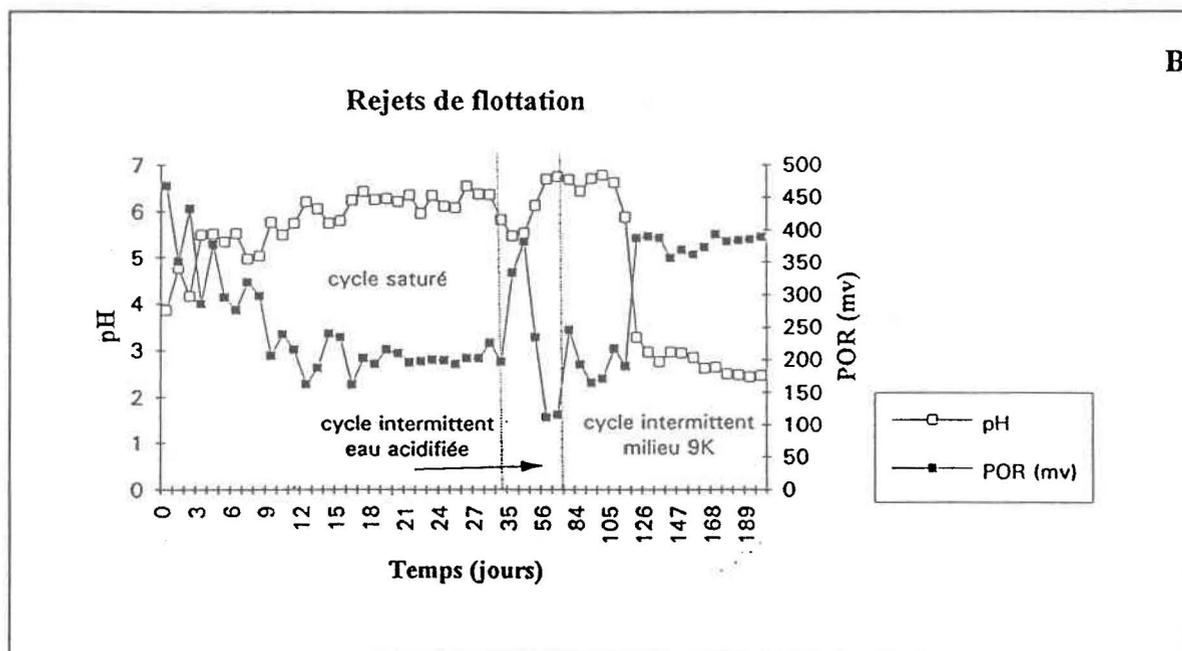
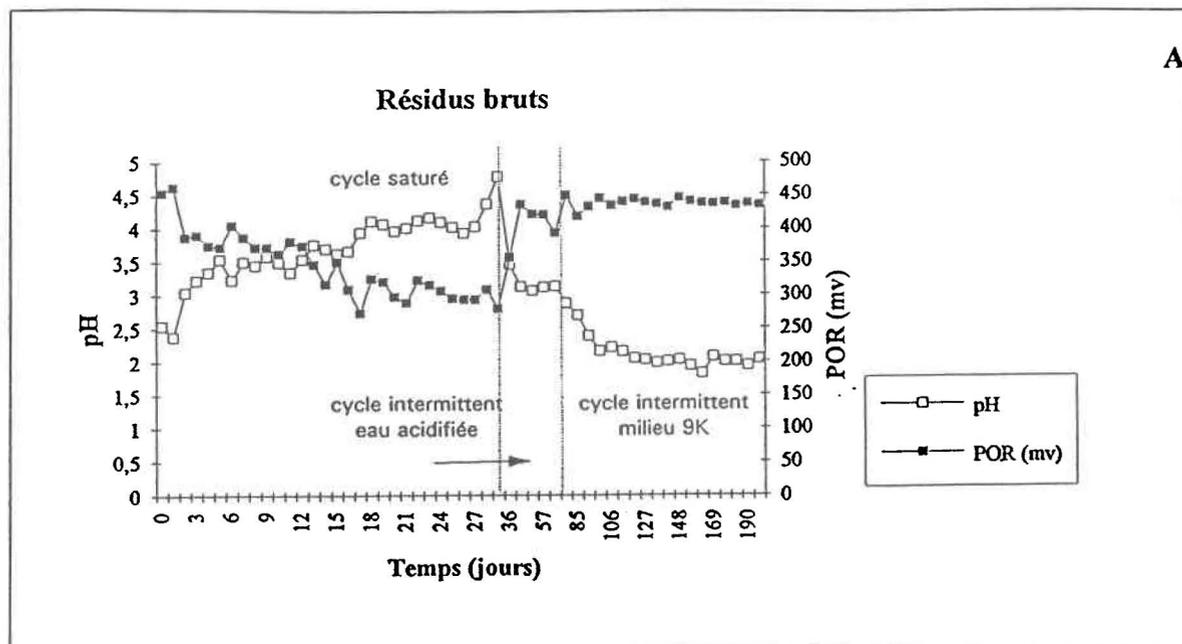
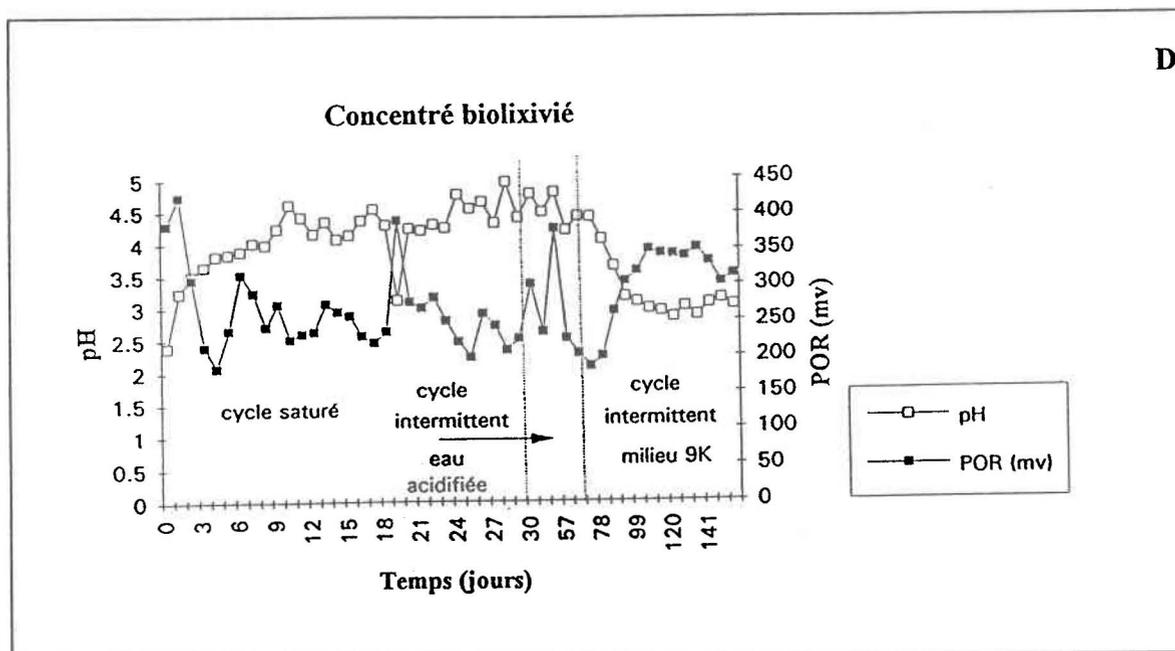
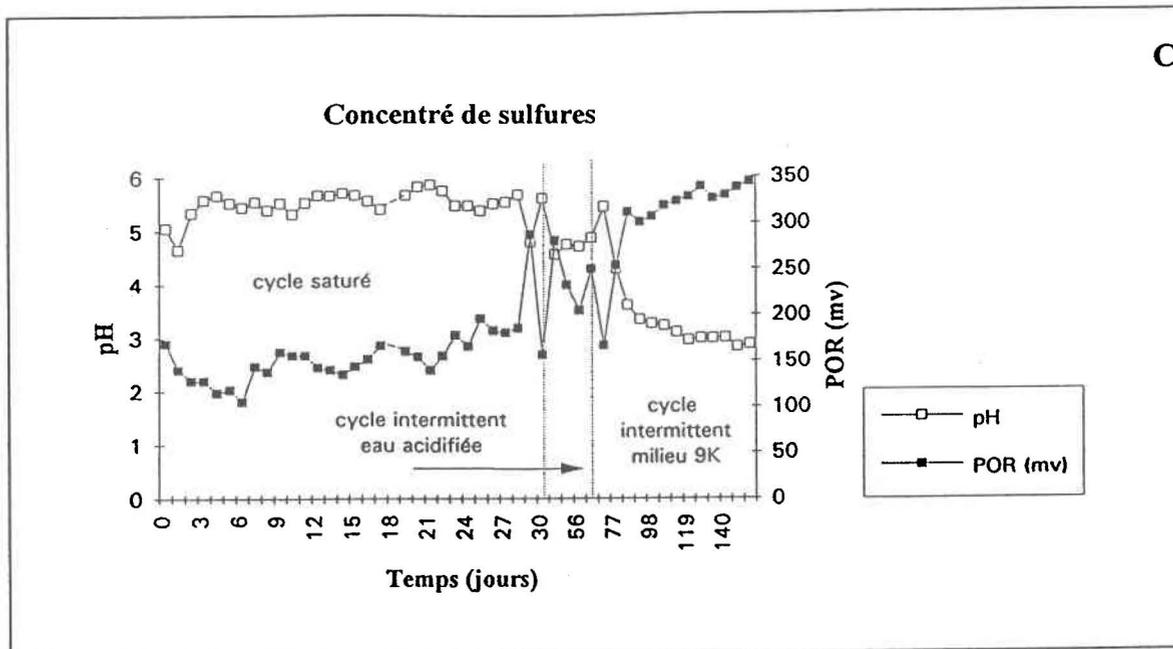


FIGURE 4. Acidification et hausse du potentiel d'oxydoréduction dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



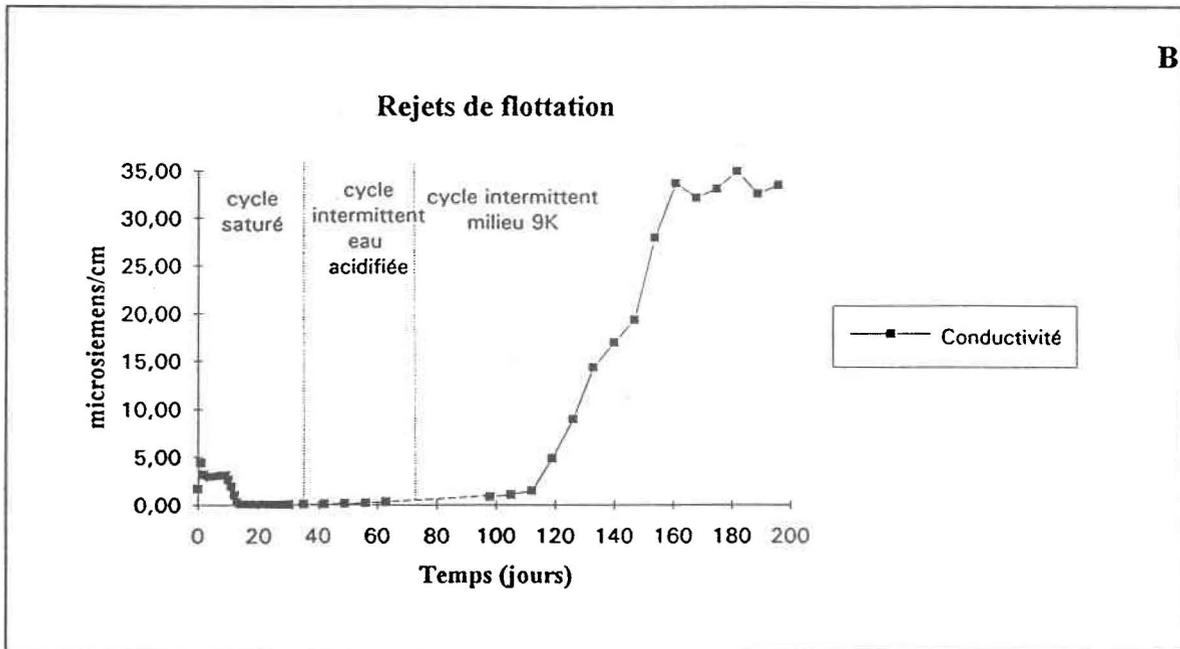
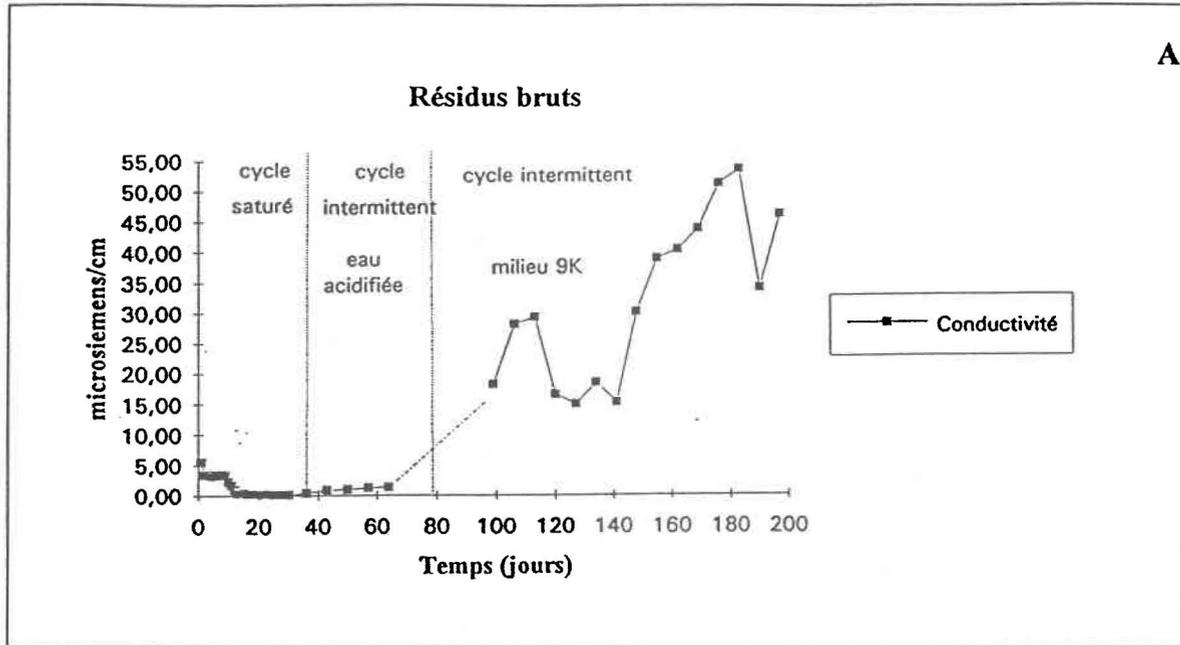
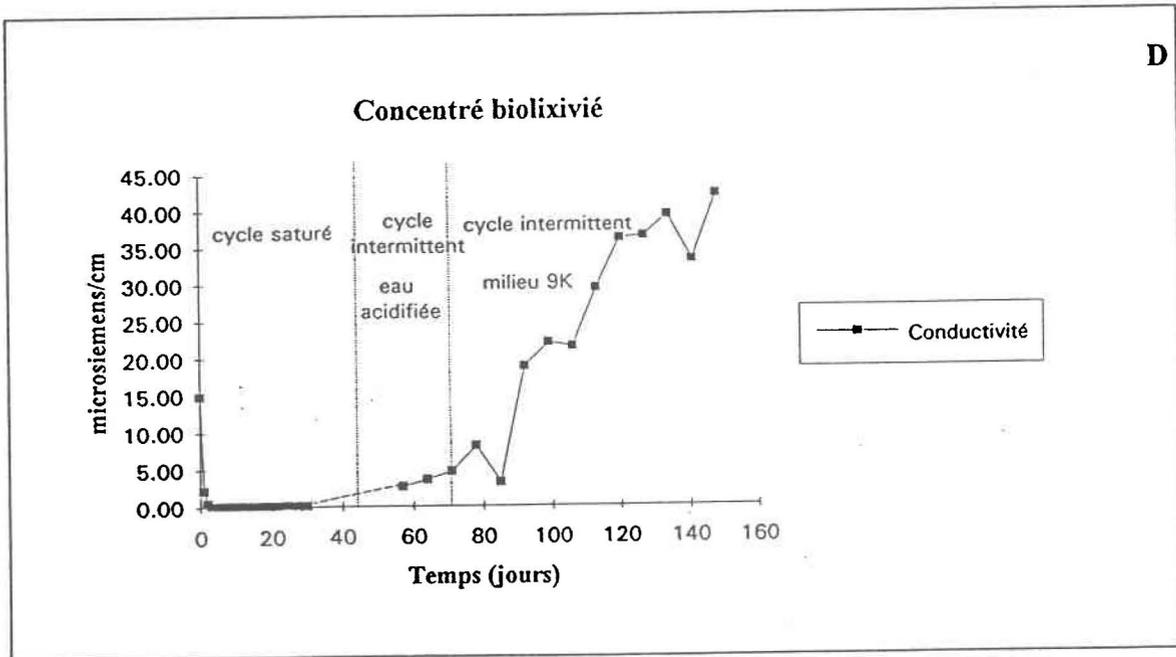
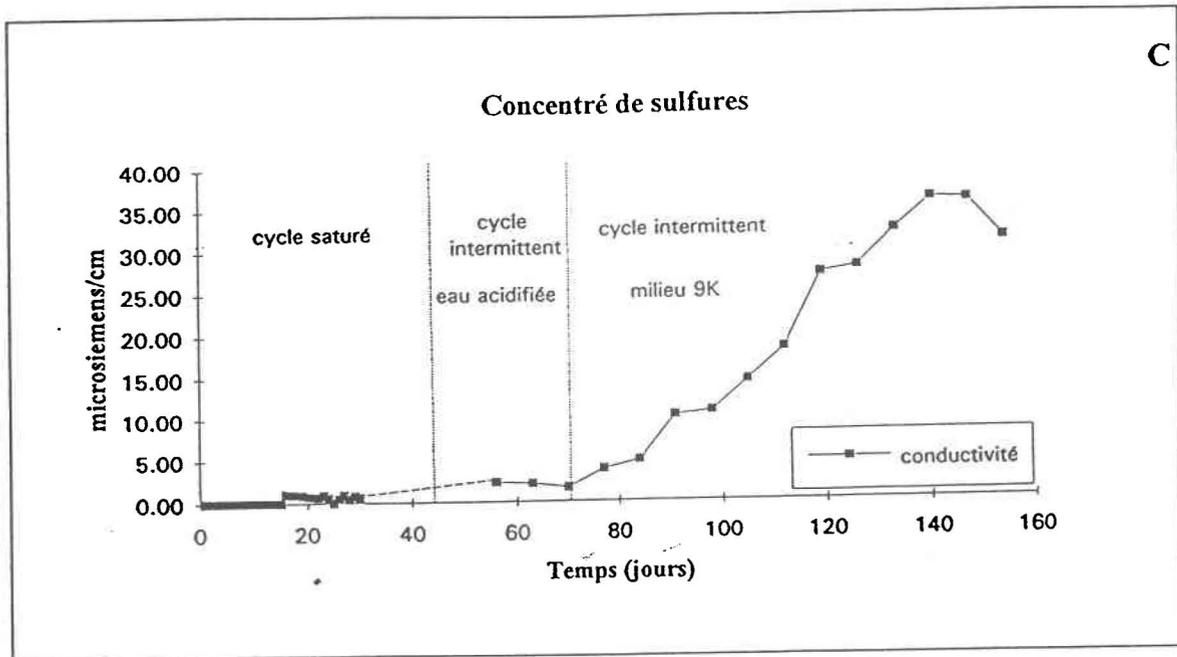


FIGURE 5. Variation de la conductivité électrique dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



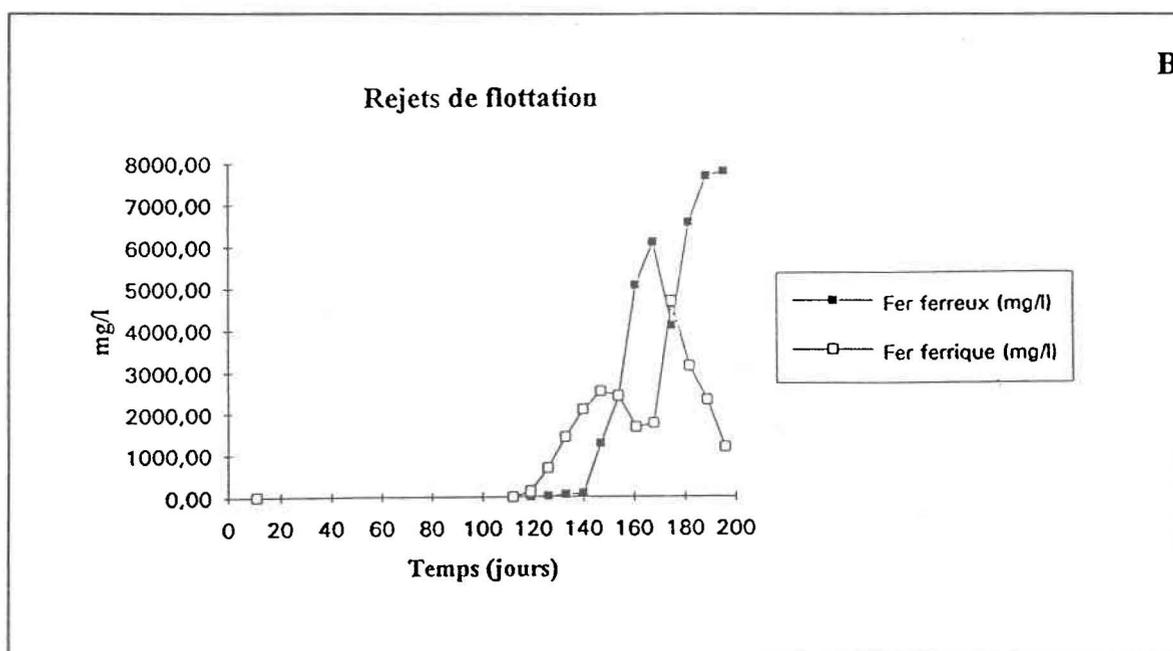
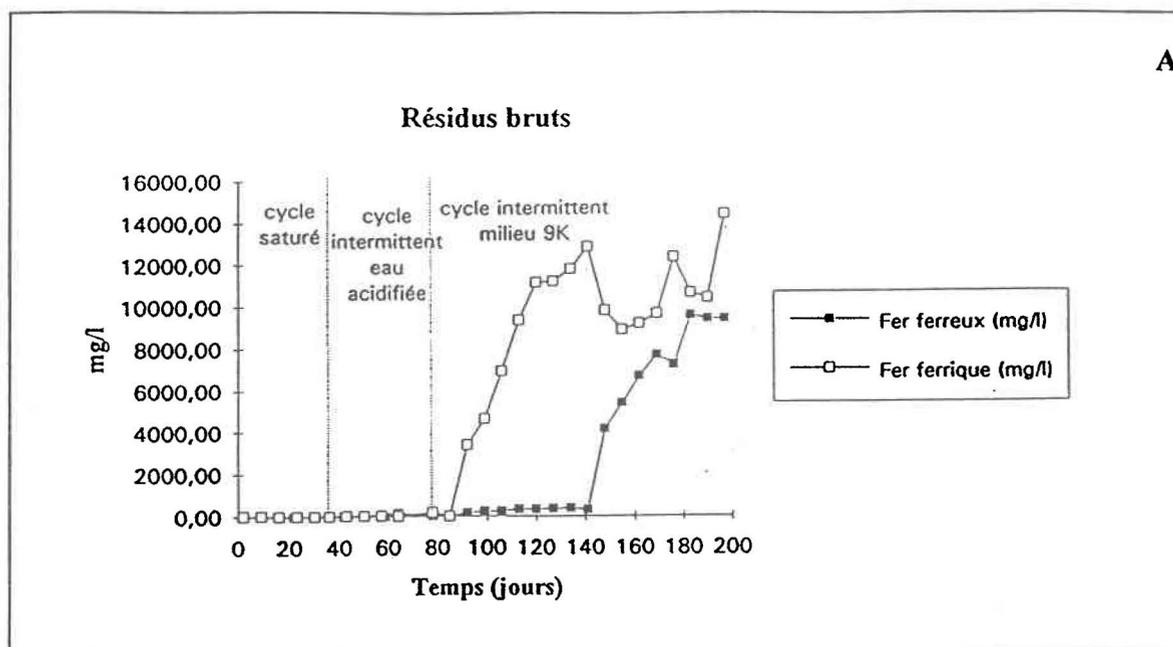
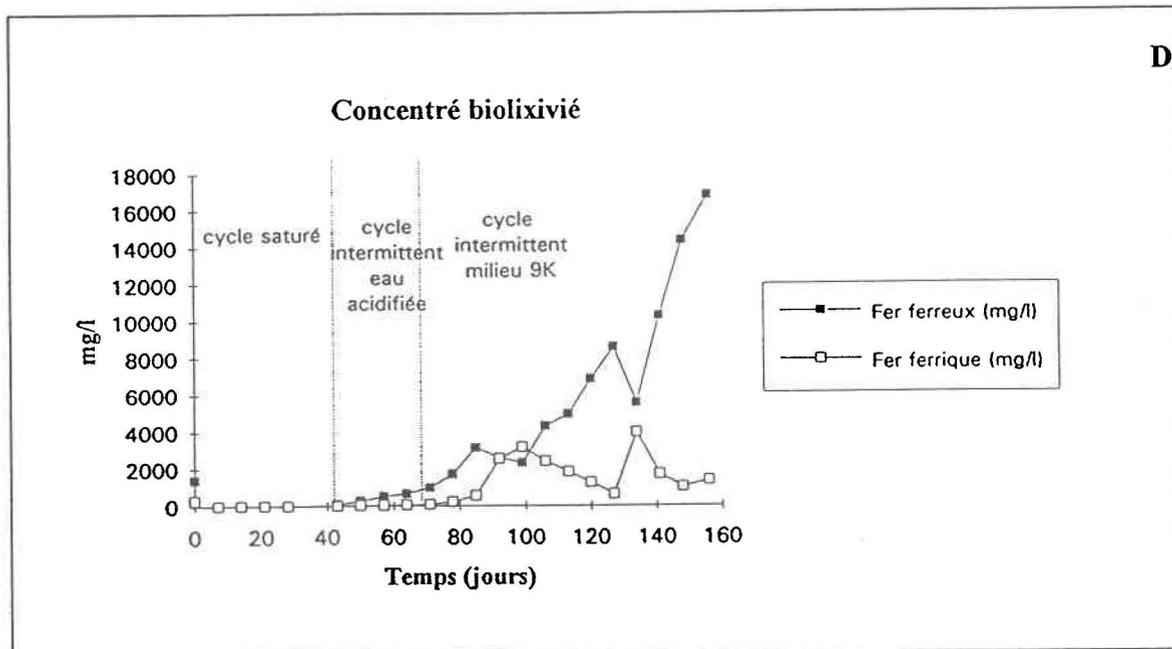
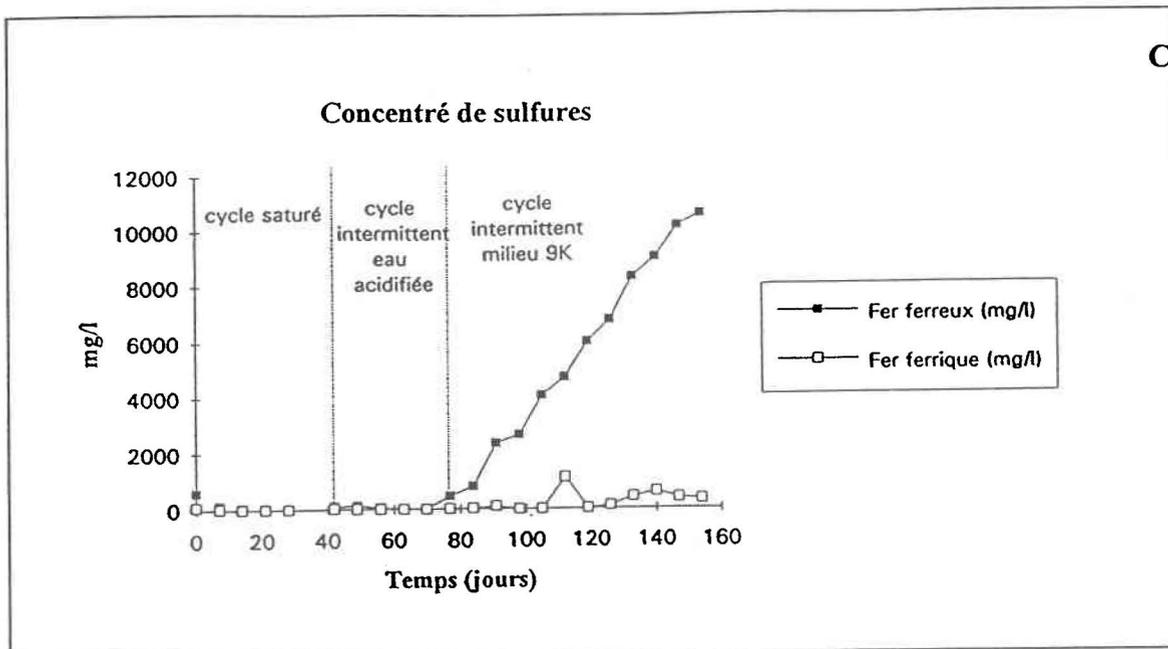


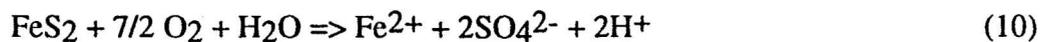
FIGURE 6. Variations des concentrations en ions ferreux et ferriques dans les lixiviats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



Le graphique illustrant l'évolution du fer ferreux et du fer ferrique en solution au cours du temps est assez explicite (figure 6A). Durant les cycles saturé et intermittent avec eau acidifiée, les deux cations sont en très faibles concentrations dans le lixiviat. Lors du cycle intermittent avec milieu 9K, le fer ferrique augmente rapidement jusqu'à

14 g/L et le fer ferreux, à mi-temps du cycle, augmente subitement à près de 10 g/L (Figure 6A).

Rappelons que les principales réactions chimiques qui régissent le drainage minier acide (exemple de la pyrite comme sulfure de fer) peuvent se résumer comme suit:



Avec un pH acide et un POR assez élevé, l'action bactérienne amène l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique selon la réaction suivante:



L'amorce de l'oxydation biologique par les microorganismes se produit lorsque le lixiviant en contact avec le résidu donne un pH en-deça de 4.5; il y a alors solubilisation des métaux ce qui coïncide avec une hausse du POR (Bruynesteyn et Hackl, 1982). Avec l'addition de milieu 9K, on assiste à une baisse importante du pH, encourageant de ce fait l'action inhérente des microorganismes vers une lixiviation plus poussée, et donc la production d'un lixiviat plus riche en métaux.

La Figure 7A montre la solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc durant le troisième cycle de percolation (intermittent avec milieu 9K). La concentration du cuivre augmente durant les deux premières semaines (de 147 à 242 mg/L) pour diminuer lentement jusqu'à 60 mg/L. Un patron de lixiviation différent est observé pour le fer et le soufre, soit une hausse respective de 0.3 g/L à 22.4 g/L et de 0.7 g/L à 18.2 g/L. Les concentrations de manganèse en solution passent de 5 à 11 mg/L. Pour le zinc, une lixiviation importante est observée allant jusqu'à 840 mg/L.

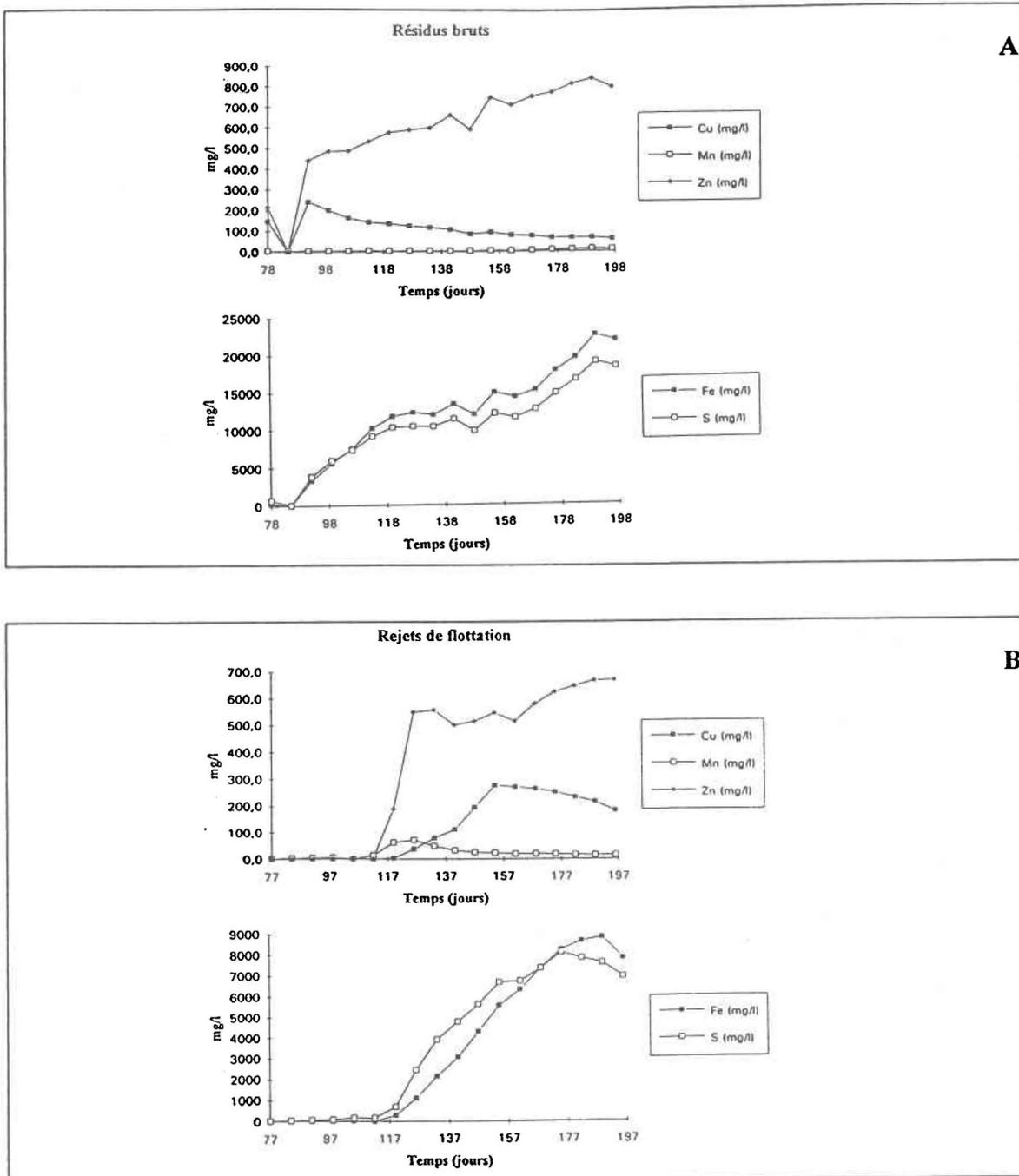
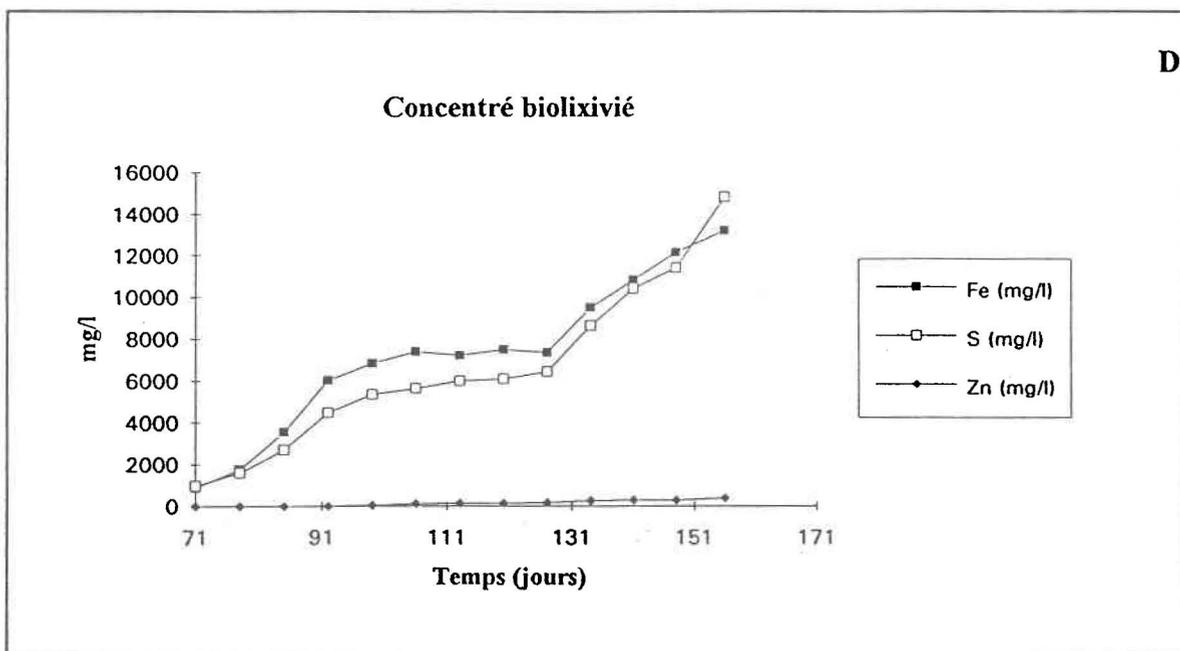
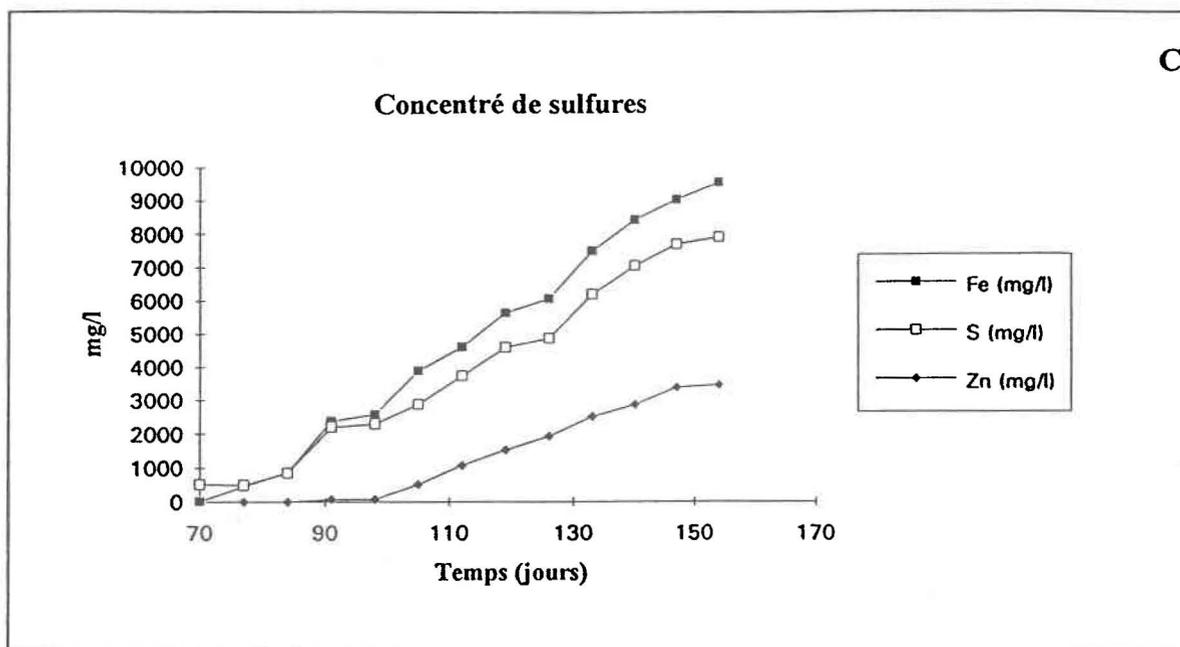


FIGURE 7. Solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



La Figure 8A montre la solubilisation progressive des métaux et du soufre pour l'ensemble des trois cycles. Cette figure permet de visualiser aisément que, mis à part le lessivage initial, la solubilisation de ces éléments ne démarre qu'avec l'ajout des éléments nutritifs.

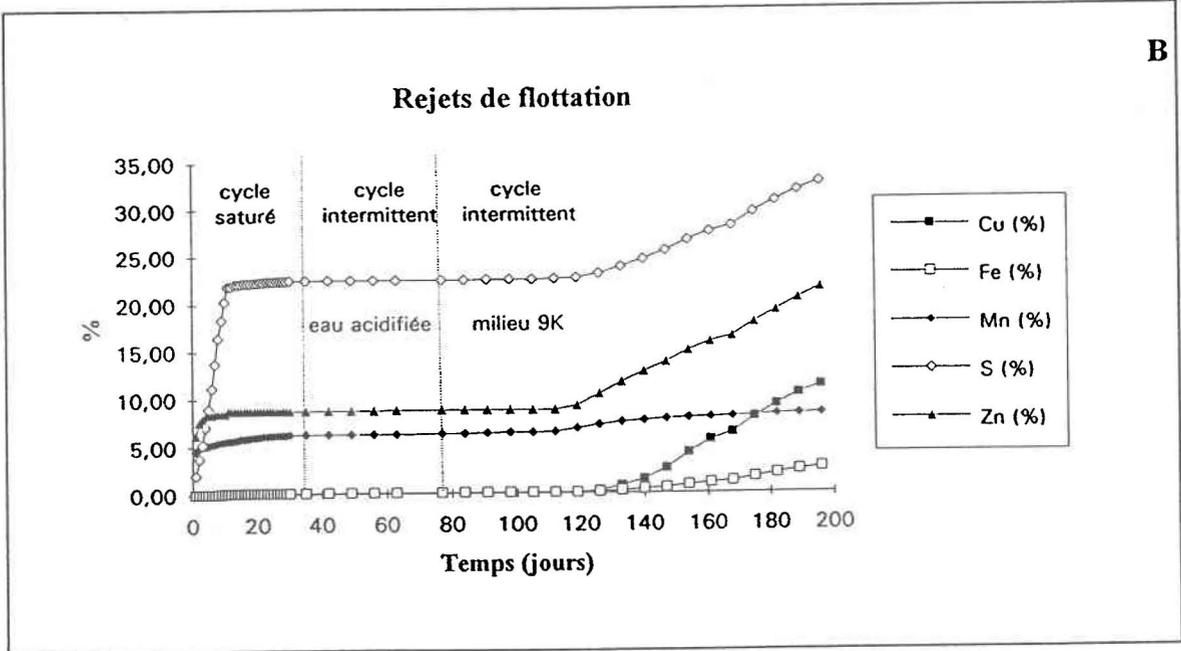
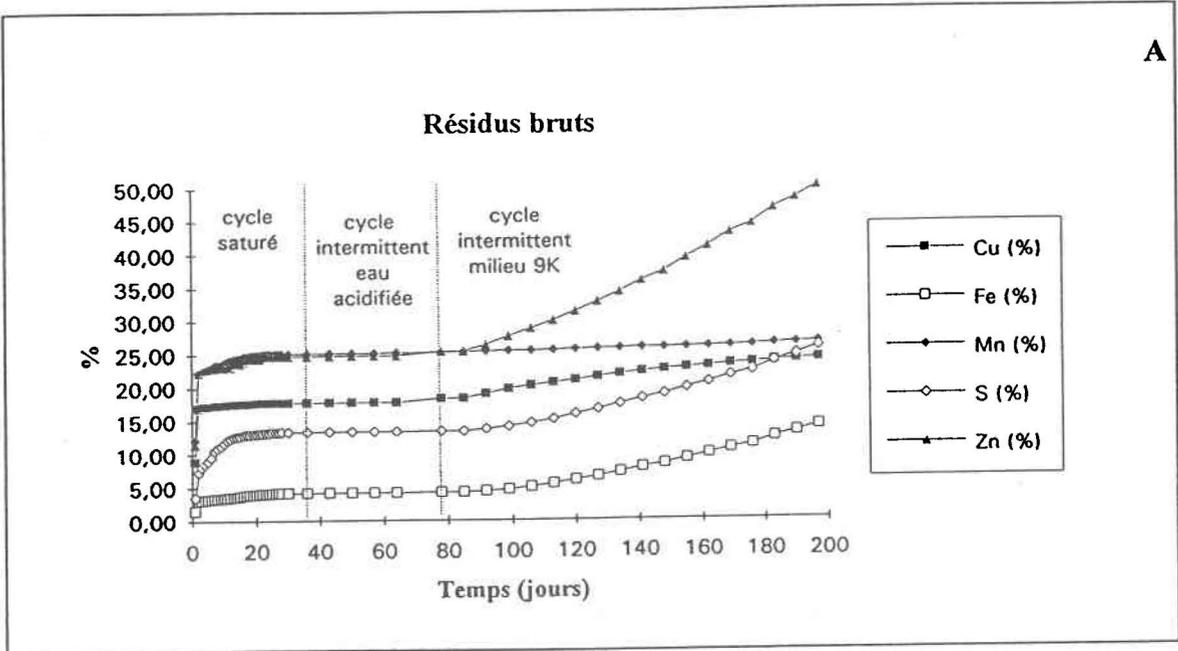
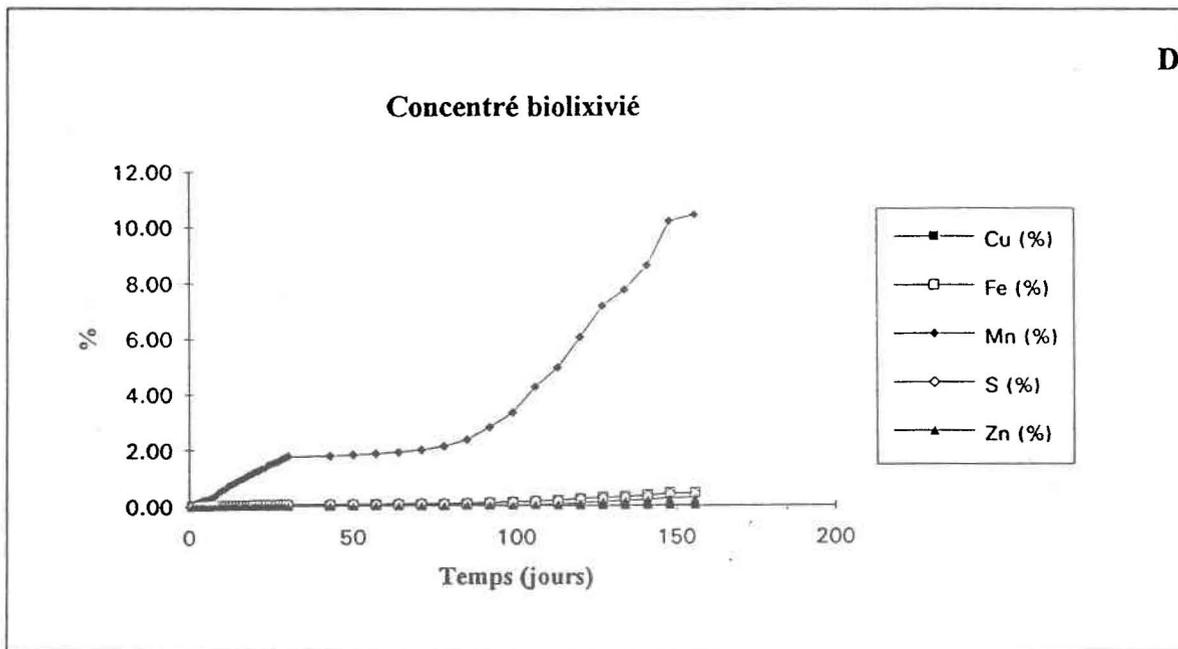
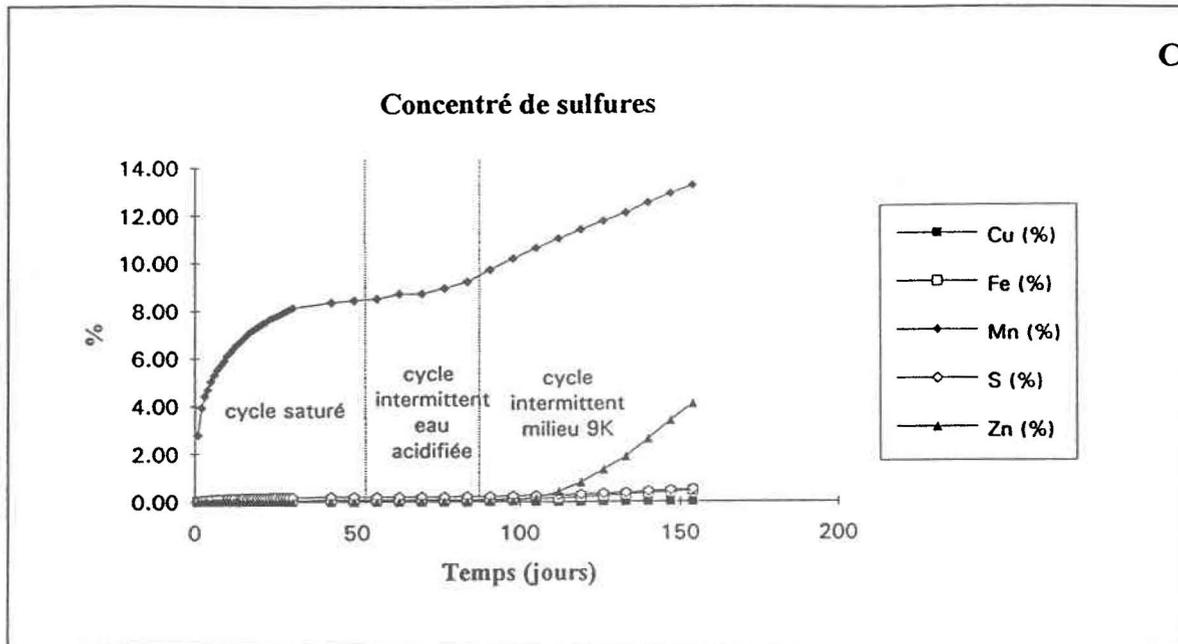


FIGURE 8. Rendements d'extraction du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc présents dans les différents substrats lors des essais en colonnes. (A) résidus bruts; (B) rejets de flottation; (C) concentré de sulfures; (D) concentré biolixivié.



Au Tableau 9, on retrouve les résultats de solubilisation des éléments analysés lors de l'essai.

**TABLEAU 9. Solubilisation des éléments du résidu
brut lors du test cinétique en colonnes**

Cycle	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
<i>saturé (eau)</i>										
initiale (mg/L)	521	0.61	0.89	140	1 591	3.00	186	47.3	2 525	238
finale (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	10.0	0.00	1.01	0.00	10.0	0.00
% solub. finale	2.10	0.90	3.80	17.7	4.10	0.10	2.10	25.1	13.3	24.7
<i>intermittent (eau)</i>										
initiale (mg/L)	0.00	0.00	0.01	0.70	32.0	1.00	3.14	0.32	38.0	0.80
finale (mg/L)	2.00	0.12	0.00	0.30	140	1.00	18.6	2.02	148	1.60
% solub. finale	2.10	0.90	3.80	17.7	4.10	0.10	2.10	25.1	13.4	24.7
<i>intermittent (9K)</i>										
initiale (mg/L)	105	0.00	0.03	147	295	1.00	72.9	5.65	727	216
finale (mg/L)	990	57.7	5.54	59.7	21 640	6.00	582	11.1	18 150	796
% solub. finale	3.10	24.1	12.1	24.0	13.9	0.10	3.10	26.4	25.6	49.8

En cycle saturé, une diminution rapide des concentrations des métaux en solution est observée. Après ce lavage, les concentrations de métaux et de soufre en solution demeurent quasi constantes et ce, jusqu'à la fin du deuxième cycle. Cet équilibre peut être en partie attribuable à la déficience en oxygène dissous résultant des conditions de saturation des matériaux (Atkins et al., 1986), puisque, comme on le sait déjà, la présence d'oxygène est essentielle à l'oxydation des sulfures métalliques par les microorganismes. Ceci confirme les observations de Doepker et O'Connor (1990) faites lors d'essais de percolation en colonnes dans une atmosphère azotée.

L'absence d'oxydation des sulfures, notée lors du deuxième cycle, pourrait s'expliquer par une période de latence propice à la colonisation intensive du substrat par la microflore, ou encore par une déficience en éléments nutritifs dans le résidu. Des tests de biolixiviation effectués en Erlenmeyers ont d'ailleurs démontré qu'un ajout de 0.3 g/L de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ est nécessaire afin d'optimiser la cinétique de mise en solution des métaux dans le cas du concentré de sulfures de Manitou (Villeneuve et al., 1992). Il faut noter que la solution de percolation avec milieu 9K contenait cette concentration de

sulfate d'ammonium. On peut donc penser que cet ajout d'éléments nutritifs serait aussi adéquat dans le cas des résidus bruts.

Globalement, cet essai en colonne démontre clairement que, comme cela était prévisible, le résidu brut du site Manitou est apte à produire des effluents acides et fortement contaminés en métaux toxiques.

4.4.2 Rejets de flottation

Durant le cycle saturé, le pH augmente de 3.9 à 5.8 (Figure 4B), remonte jusqu'à la neutralité au cours du cycle intermittent avec eau et effectue une chute abrupte dans le milieu du cycle intermittent avec milieu 9K, pour atteindre une valeur de 2.5 en fin d'expérimentation. Le potentiel d'oxydoréduction varie de façon inverse aux changements de pH. Il s'échelonne de 467 à 197 mV en cycle saturé, de 40 à 115 mV en cycle intermittent avec eau acidifiée et remonte jusqu'à 393 mV en cycle intermittent avec milieu 9K.

La conductivité électrique passe de 1.69 à 0.04 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la période saturée (Figure 5B), de 0.08 à 0.28 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la deuxième période et remonte subitement jusqu'à 33.40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en cycle intermittent avec milieu 9K.

Durant les deux premiers cycles, les concentrations d'ions ferreux et ferriques en solution sont demeurées négligeables (Figure 6B). À partir de la deuxième partie du cycle intermittent avec milieu 9K, le fer ferrique augmente à 2.4 g/L, puis chute à 1.2 g/L, alors que le fer ferreux en solution augmente jusqu'à 7.7 g/L.

La Figure 7B montre la solubilisation du cuivre, du fer, du manganèse, du soufre et du zinc durant le troisième cycle. Le cuivre en solution augmente jusqu'à 0.3 g/L puis

redescend à 0.2 g/L en fin de traitement. Le fer et le soufre sont solubilisés à des concentrations respectives de 7.8 g/L et 6.9 g/L. Les concentrations de manganèse en solution passent de 3 à 14 mg/L. La concentration de zinc en solution s'élève à près de 0.7 g/L durant le troisième cycle.

Tel qu'observé avec le résidu brut, la mise en solution des métaux et du soufre démarre effectivement après l'ajout de milieu 9K et plus particulièrement vers le 117^e jour (Figure 8B). Les bilans de solubilisation des éléments indiquent que plus de 100% du cadmium et du nickel ont été lixiviés, alors que 33% du soufre et 22% du zinc présent dans la colonne ont été solubilisés. Le Tableau 10 montre les rendements de solubilisation des éléments obtenus pour chaque cycle.

**TABLEAU 10. Solubilisation des éléments des rejets
de flottation lors du test cinétique en colonnes**

Cycle	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
<i>saturé (eau)</i>										
initiale (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	7.86	0.88	392	3.30
finale (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.93	0.09	2.00	0.00
% solub. finale	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	6.20	22.4	8.70
<i>intermittent (eau)</i>										
initiale (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.63	0.27	8.00	0.80
finale (mg/L)	0.00	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00	10.8	2.28	29.0	0.60
% solub. finale	0.00	0.40	0.00	0.10	0.10	0.00	0.70	6.20	22.5	8.70
<i>intermittent (9K)</i>										
initiale(mg/L)	1.00	0.00	0.01	1.10	2.00	0.00	14.5	3.14	43.0	2.40
finale (mg/L)	754	0.00	6.06	181	7 814	2.00	213	14.5	6 926	668
% solub. finale	0.50	0.50	1.70	11.2	2.60	0.00	0.90	8.30	32.7	21.5

Ce test a permis de mettre en évidence que les rejets de flottation constituent un matériau qui manifeste un potentiel acidogène. Ils sont donc susceptibles de produire des drainages acides après disposition dans l'environnement.

4.4.3 Concentré de sulfures

Durant le cycle saturé, le pH demeure relativement constant entre 5.0 et 5.6, puis il varie de 4.6 à 4.9 au cours du cycle intermittent avec eau acidifiée et chute à 2.8 à la fin du cycle intermittent avec milieu 9K (Figure 4C). Le potentiel d'oxydoréduction suit le même patron, mais de façon inverse. Il s'échelonne de 169 à 157 mV en cycle saturé, de 281 à 250 mV en cycle intermittent avec eau acidifiée et remonte jusqu'à 344 mV en cycle intermittent avec milieu 9K.

Encore une fois, l'activité bactérienne démarre véritablement après l'ajout des éléments nutritifs. L'acidification du lixiviat est particulièrement faible compte tenu du très fort potentiel acidogène théorique de ce substrat.

La conductivité électrique varie de 3.63 à 0.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la période saturée, reste stable à 2.10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la deuxième période et remonte jusqu'à 31 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la dernière moitié du cycle intermittent avec milieu 9K (Figure 5C).

Le graphique représentant la libération du fer ferreux et ferrique démontre clairement que le fer solubilisé n'est pratiquement pas oxydé par la microflore. En effet, le fer ferreux domine largement avec une concentration finale de 10.6 g/L, alors que la concentration en fer ferrique demeure inférieure à 1 g/L (Figure 6C).

La granulométrie très fine du concentré, 100% passant -200 mesh ($< 75 \mu\text{m}$) et la porosité également faible du mélange concentré-silice (37.9%), sont sans doute les causes directes de la faible activité microbienne observée. Une granulométrie très fine, de même qu'une porosité faible amène une grande rétention d'eau, créant ainsi un effet d'isolement du matériau de l'oxygène disponible, donc peu ou pas d'oxydation de la pyrite (Bradham et Caruccio, 1991). Bruynesteyn et Hackl (1982) rappellent qu'un des facteurs majeurs pouvant inhiber l'action des microorganismes est la profondeur de pénétration de

l'oxygène dans la pile de rejets miniers et donc, dans le cas présent, dans la colonne de sulfures.

La Figure 7C montre la solubilisation du fer, du soufre et du zinc durant le troisième cycle. Les concentrations de fer et de soufre en solution augmentent progressivement jusqu'à 9.5 g/L et 7.9 g/L, alors que le zinc se solubilise jusqu'à 0.35 g/L. Le cuivre et le manganèse sont très peu solubilisés.

La Figure 8C présente la solubilisation du cuivre, du manganèse, du soufre, du zinc et du fer durant les trois cycles. Les rendements de mise en solution sont peu élevés, ce qui est en accord avec l'explication donnée auparavant, concernant les facteurs inhibant l'action des bactéries. Les pourcentages de solubilisation atteints sont indiqués au Tableau 11.

Si le concentré de sulfures de Manitou possède un potentiel acidogène théorique très élevé, les caractéristiques granulométriques de celui-ci font en sorte de diminuer fortement la diffusion de l'oxygène et restreignent donc inévitablement les cinétiques d'oxydation des sulfures métalliques. Dans un contexte d'exploitation des résidus miniers, il serait pertinent de déterminer la stabilité chimique de ce substrat après disposition dans l'environnement, que ce soit par ennoisement ou par recouvrement avec une couverture sèche naturelle.

TABLEAU 11. Solubilisation des éléments du concentré de sulfures lors du test cinétique en colonnes

Cycle	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
<i>saturé (eau)</i>										
initiale(mg/L)	2.00	0.00	0.07	0.00	1129	168	303	37.3	1921	0.00
finale (mg/L)	0.00	0.15	0.02	0.40	14.0	6.00	6.10	0.66	63.0	0.00
% solub. finale	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	2.50	1.70	8.10	0.20	0.00
<i>intermittent (eau)</i>										
initiale(mg/L)	0.00	0.00	0.01	0.10	141	12.0	40.7	5.46	330	0.20
finale (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	37.8	8.13	457	0.20
% solub. finale	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	2.60	1.80	8.70	0.20	0.00
<i>intermittent (9K)</i>										
initiale(mg/L)	0.00	0.22	0.00	0.00	9.00	6.00	8.03	0.71	506	0.00
finale (mg/L)	60.0	0.00	0.92	0.00	9 523	15.0	366	18.9	7 887	3 451
% solub. finale	0.03	0.00	0.10	0.00	0.50	2.90	3.00	13.3	0.50	4.10

4.4.4 Concentré biolixivié

Durant le cycle saturé, le pH s'élève de 2.2 à 4.8, puis se stabilise autour de 4.5 au cours du cycle intermittent avec eau acidifiée; il redescend à 3.0 à la fin du cycle intermittent avec milieu 9K (Figure 4D). Le potentiel d'oxydoréduction débute à près de 390 mV, descend et oscille entre 200 et 300 mV durant les deux premiers cycles, puis remonte à 350 mV lors du troisième cycle.

Une fois de plus, l'activité bactérienne est notée par la hausse du POR et la baisse du pH, principalement après l'ajout des éléments nutritifs. Tout comme pour le concentré de sulfures, l'acidification du lixiviat est particulièrement faible, compte tenu du très fort potentiel acidogène théorique du concentré biolixivié.

La conductivité électrique chute de 14.9 à 0.11 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la période saturée, varie de 2.61 à 3.56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la deuxième période et remonte jusqu'à 42.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durant la dernière moitié du cycle intermittent avec milieu 9K (Figure 5D).

Comme on pouvait si attendre, le graphique du fer ferreux et fer ferrique (Figure 6D) montre un patron presque similaire à celui observé avec le concentré de sulfures. L'ion ferreux augmente progressivement jusqu'à 16.8 g/L à la fin du troisième cycle. L'ion ferrique, quant à lui, a son pic le plus élevé à 4.0 g/L à mi-temps du troisième cycle, et termine l'expérimentation à 1.3 g/L. Les concentrations d'ions ferriques mesurées dans les lixiviats du concentré biolixivié sont quelque peu supérieures à celles atteintes dans le concentré de sulfures. Ceci pourrait s'expliquer par une diffusion plus importante de l'oxygène dans la colonne. En effet, la granulométrie plus grossière du concentré biolixivié par comparaison au concentré non-lixivie (Tableau 5) fait en sorte que celui-ci permet un débit hydraulique moyen plus grand (0.120 L/h), que celui qui a été déterminé avec le concentré de sulfures (0.024 L/h). Cette perméabilité un peu plus grande pour le substrat biolixivié favorise certainement la diffusion de l'oxygène.

La Figure 7D montre la solubilisation du fer, du soufre et du zinc durant le troisième cycle. Le cuivre et le manganèse sont très peu solubilisés. Les concentrations de fer et de soufre en solution augmentent progressivement jusqu'à 13.2 g/L et 14.8 g/L, alors que le zinc se solubilise jusqu'à une concentration de 0.37 g/L. Les concentrations de métaux solubilisés sont un peu plus fortes avec le concentré biolixivié qu'avec le concentré de sulfures non-biolixivié. Toutefois, si l'on se réfère aux rendements de solubilisation présentés au Tableau 12 et aux courbes de solubilisation montrées à la Figure 8D, il appert que tout comme pour le concentré de sulfures, seulement une très faible proportion des métaux et éléments retrouvés dans les colonnes sont solubilisés durant le test.

**TABLEAU 12. Solubilisation des éléments du concentré
biolixivié lors du test cinétique en colonnes**

Cycle	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
<i>saturé (eau)</i>										
initiale(mg/L)	614	0.27	2.80	14.0	2 52	1.00	384	23.5	3 846	200
finale (mg/L)	0.00	0.19	0.02	0.00	9.00	1.00	0.06	0.06	14.0	0.40
% solub. finale	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.90	0.80	1.80	0.10	0.00
<i>intermittent (eau)</i>										
initiale(mg/L)	0.00	0.07	0.02	0.00	69.0	5.00	2.95	0.21	54.0	0.40
finale (mg/L)	0.00	0.37	0.00	0.00	650	76.00	11.0	0.77	813	8.40
% solub. finale	0.00	0.30	0.10	0.00	0.00	1.10	0.80	1.90	0.10	0.00
<i>intermittent (9K)</i>										
initiale(mg/L)	1.00	0.00	0.00	0.20	896	92.00	22.9	1.42	984	1.00
finale (mg/L)	2 21	79.00	6.96	0.00	13 16	56.00	1097	37.9	14 8	368
% solub. finale	1.70	0.70	0.40	0.00	0.40	2.00	6.30	10.4	0.40	0.30

De façon semblable au concentré de sulfures de Manitou, les caractéristiques granulométriques du concentré biolixivié font en sorte de diminuer considérablement la diffusion de l'oxygène et restreignent donc inévitablement les cinétiques d'oxydation des sulfures métalliques. La biolixiviation étant une voie d'intérêt pour le traitement et la valorisation des résidus miniers, il semblerait opportun d'étudier plus à fond les risques de perturbations environnementales qui seraient associés à la disposition des rejets biolixiviés dans l'environnement.

4.5 Caractérisation chimique des coupes

À la fin de la période de percolation les quatre substrats ont été extraits des colonnes par tranches afin de déterminer la distribution des différents métaux et éléments dans les colonnes. Le Tableau 13 présente les résultats obtenus pour ces essais. La composition dite "initial" fait référence aux substrats *avant* expérimentation. Les valeurs associées à chaque segment se répartissent du bas de la colonne, à 20 cm du bas, à 40 cm,

75 cm du fond de la colonne pour enfin arriver à la dernière valeur correspondant au "haut" de la colonne. Il devient difficile d'analyser le "parcours" de chaque élément pour chaque type de rejet puisqu'il n'y a pas eu d'étude de dispersion d'effectuée dans les colonnes. Malgré cette absence, des chemins préférentiels étaient visibles à l'oeil nu au travers du PVC composant les colonnes.

Une tendance évidente d'enrichissement vers le bas de la colonne pour le cuivre et le zinc a été notée. Un gradient croissant d'arsenic est noté vers le bas des colonnes pour les résidus et le rejet, alors qu'aucune tendance particulière n'est observé dans le cas des concentrés. Dans le cas de l'aluminium et du chrome aucune tendance particulière n'a été observée. Pour ce qui est du fer et du soufre on observe une concentration de cet élément dans le bas des colonnes à l'exception du concentré de sulfures. Des gradients décroissants ont été mesurés vers le bas pour le potassium concernant le résidu et le concentré de sulfures, alors que l'inverse se produit dans le cas du concentré biolixivié. Aucune tendance n'est visualisée pour le rejet de flottation. En ce qui concerne le magnésium, un enrichissement est noté vers le bas des colonnes pour les deux concentrés, alors peu de variations sont notées pour le résidu et le rejet. Pour le manganèse aucun comportement particulier n'est observé, à l'exception d'un enrichissement vers le bas de la colonne pour le concentré biolixivié. De façon générale, des concentrations plus élevées sont remarquées vers le bas des colonnes pour le résidu brut, le rejet de flottation et le concentré biolixivié témoignant de l'effet de lixiviation des éléments, alors que pour le concentré de sulfures on remarque un comportement plus varié selon les éléments.

**TABLEAU 13. Composition chimique (mg/kg) des différentes sections de substrats
extraits des colonnes de percolation**

Cycle	Éléments									
	Al	As	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	S	Zn
Résidus bruts										
initial	52600	118	49.4	1740	115000	9220	22900	427	78900	2260
bas	46300	133	51.0	1780	141000	7700	21200	363	111000	2290
20 cm	49600	188	48.5	2010	131000	8190	21900	370	98600	2200
40 cm	49500	85.2	44.2	1640	91500	8880	21700	371	83300	1840
75 cm	52900	91.1	44.7	1690	111000	8880	22500	380	75200	1390
haut	57000	0.00	47.1	1590	78300	10200	23800	403	34600	1230
Rejets de flottation										
initial	55400	48.9	57.6	444	58600	11300	22900	498	15900	1240
bas	55000	81.6	57.5	453	58800	11300	21100	436	13900	1200
20 cm	54400	67.6	54.4	431	56800	11500	20800	420	13100	1240
40 cm	53800	93.6	53.6	376	57800	12200	19900	430	12500	1070
75 cm	60200	0.00	42.4	335	52400	12000	21900	443	5610	550
haut	61000	20.7	55.4	276	50000	12100	22200	442	2710	577
Concentré de sulfures										
initial	11900	562	136	5120	365000	2260	4150	106	378000	9580
bas	3130	124	45.0	1290	98700	514	990	29.0	106000	3150
20 cm	4850	237	64.5	2120	168000	702	1570	36.0	182000	5060
40 cm	5610	299	89.8	2290	172000	860	1630	37.0	179000	4750
75 cm	4800	337	76.3	1730	180000	978	1510	30.0	195000	2230
haut	5220	115	66.8	1380	185000	1130	1260	22.0	208000	1550
Concentré biolixivié										
initial	8100	514	89.0	4500	401000	2300	1900	45.0	410000	11300
bas	8320	270	92.0	3290	275000	2110	1940	50.0	298000	9310
20 cm	6290	237	71.6	2500	203000	1390	1440	31.0	213000	6990
40 cm	7420	168	77.7	2960	245000	1720	1640	42.0	277000	8530
80 cm	6240	309	72.8	2790	231000	1740	1150	15.0	258000	8230
haut	5840	116	69.9	2280	178000	1680	1020	17.0	192000	6500

CHAPITRE 5

"Tu ne pourrais pas désirer être née à une
meilleure époque que celle-ci, où on a tout perdu."

Simone Weil

CHAPITRE 5

DISCUSSION ET CONCLUSION

Les différentes études réalisées sur les méthodes de prédiction du drainage minier acide (méthodes statiques et cinétiques) ont été principalement menées sur des résidus bruts provenant directement de parcs à résidus. La présente recherche a plutôt été axée sur l'élaboration d'une méthode cinétique de prédiction en colonnes de percolation, pour mesurer en laboratoire le potentiel acidogène de différents rejets miniers (provenant d'éventuels scénarios de traitement). Les travaux de recherche présentés dans les chapitres précédents ont donc permis de mettre à jour certains paramètres en terme d'amélioration des techniques de prédiction, qui permettront d'évaluer et éventuellement de réduire les risques pouvant résulter de la présence résiduelle de substances oxydables et toxiques dans les résidus de deuxième génération. Ainsi, en plus de contribuer à l'amélioration des techniques cinétiques de prédiction en colonnes, cette étude a permis d'évaluer de façon préliminaire les risques environnementaux encourus suite à l'application des technologies d'exploitation du site Manitou.

5.1 Restauration de parcs à résidus

La présente étude montre qu'une concentration de 15% de pyrite dans le résidu minier est suffisante pour envisager d'éventuels désordres écologiques importants. Il ne risque pas d'y avoir de drainage minier acide si le pourcentage de minéraux "tampons" ou neutralisateurs, comme la calcite, est supérieur à celui des minéraux dits potentiellement générateurs d'acide, comme la pyrite. Dans le cas présent, la confrontation est de 0.3% de calcite versus 15.0% de pyrite dans le résidu brut, ce qui constitue un combat bien inégal. Le test statique statue sur un pouvoir consommateur d'acide équivalent à 1 kg de H₂SO₄ par tonne de résidus, comparativement à un pouvoir générateur d'acide équivalent à 254 kg de H₂SO₄ par tonne de résidus. Avant de conclure avec de tels résultats, il est prudent et indispensable de continuer l'expérimentation avec d'autres tests où le temps est un des éléments distinctifs. Le séjour du résidu brut dans la colonne de percolation a duré près de 6 mois, avec des variations dans les cycles. Lorsqu'il est envoyé et donc, privé d'oxygène, le lixiviat qui en découle ne montre que peu de trace de métaux en solution, comme l'ont démontré d'autres chercheurs auparavant (Atkins *et al.*, 1986; Doepker et O'Connor., 1990). Dans le cas du site Manitou, il y aurait 10 millions de tonnes de résidus à envoyer, ce qui représente un volume beaucoup trop considérable pour considérer une telle option.

C'est avec l'ajout du milieu nutritif (milieu 9K) au cycle intermittent que s'amorce l'oxydation biologique par les microorganismes. Un pH en-deça de 4.5 lié à une hausse importante du POR amène une production d'un lixiviat plus riche en métaux, délivrant de ce fait le potentiel acidogène qu'exhibait le test statique. Pour résumer, ce n'est qu'avec ces dernières conditions, soit l'ajout de milieu nutritif (milieu 9K) au cycle intermittent, qu'il a été possible de mettre en évidence à l'aide d'un test cinétique en laboratoire, le potentiel acidogène des résidus bruts (nonobstant les tests en Erlenmeyer, plus rapides mais moins représentatifs à long terme).

La faible concentration de 0.1% de pyrite mesurée dans le rejet ne laisserait pas croire à des impacts importants sur le milieu récepteur. En s'y penchant de plus près, les résultats de ce mémoire donne une toute autre idée quant aux précautions futures à envisager avec ce type de matériel. La valeur de 1.6% de soufre total mesurée pour le rejet de flottation et utilisée lors de ces essais permet d'évaluer à seulement 80% la performance de désulfuration atteinte au moment de la flottation primaire. Les études du Centre de Recherches Minérales du Québec (Delisle, 1990) ont démontré qu'un rendement d'enlèvement des sulfures de 95% peut être atteint avec les résidus du site Manitou et ce, après 3 minutes de flottation en présence de xanthate dans des conditions opératoires optimisées. Ce rendement peut atteindre 97% avec un temps de flottation de 10 minutes. En tenant compte de ces performances, des concentrations résiduelles de soufre se situant entre 0.24% et 0.40% seraient envisageables dans les rejets de flottation. Les résultats obtenus du test statique témoignent également que ce substrat possède une capacité de créer des perturbations environnementales suite à la production de drainage acide. De fait, si l'on tient compte d'un potentiel de consommation d'acide de 4.4 kg de H₂SO₄ par tonne, il apparaît qu'un rendement de désulfuration supérieur à 98.3% (<0.14% de soufre total), serait nécessaire afin d'obtenir un potentiel net de production d'acide inférieur à 1. Compte tenu des limites technologiques et économiques de la flottation des sulfures, de tels rendements d'enlèvement du soufre seront difficiles à maintenir sur une base d'opération industrielle, surtout lorsque l'on connaît les rendements du moulin Manitou, soit d'environ 80% d'enlèvement du soufre. Ainsi, un ajout complémentaire d'agents alcalins (chaux) serait nécessaire afin de neutraliser le potentiel acidogène résiduel dans les rejets de flottation, ce qui hausserait inévitablement les coûts de fermeture du site minier Manitou.

Les tests effectués en Erlenmeyer et en colonnes de percolation montrent que, tel qu'observé avec le résidu brut, la mise en solution des métaux et du soufre s'accroît considérablement avec l'ajout de milieu 9K. Le test cinétique permet donc de mettre en évidence que les rejets de flottation constituent un matériau qui manifeste un potentiel acidogène et potentiellement dommageable du point de vue environnemental. Dans un diagramme de procédé où on prévoit entreposer les rejets de flottation dans un parc parce qu'ils sont considérés comme inoffensifs pour l'environnement, on s'étonne des résultats démontrés par cette étude. Il faut cependant prendre note que la génération d'acide en milieu naturel n'est pas uniquement fonction du rapport acide/base, mais qu'elle est également dépendante de plusieurs autres facteurs physico-chimiques, tels que la perméabilité des résidus, la nature et l'arrangement des minéraux constituant le matériau et l'intensité de l'activité biologique. En ce sens, il apparaît que le seuil critique de désulfuration nécessaire à la stabilisation des rejets puisse être différent de la valeur théorique mentionnée ci-dessus. Il serait recommandable d'appliquer un procédé physique de stabilisation des rejets de flottation afin de contrer le problème que représente le drainage minier acide.

Le concentré de sulfures obtenu grâce au procédé de flottation chimique regroupe, comme son nom l'indique, la presque majorité des sulfures de fer, soit 88% de la pyrite, la teneur en soufre total étant de 38.0%. Ce pourcentage élevé suggère évidemment que ce substrat possède un fort potentiel acidogène, confirmé d'ailleurs par le test statique. Ce dernier exhibe des valeurs de 1.0 kg de H_2SO_4 par tonne de concentré comme pouvoir consommateur d'acide, versus 1480 kg de H_2SO_4 par tonne de concentré pour le pouvoir générateur d'acide (les tests en Erlenmeyer abondent en ce sens). La surprise est de taille avec l'obtention des résultats des tests en colonne. Même si les conditions propices à la lixiviation biologique sont réunies (bas pH, POR élevé, ajout de

milieu nutritif au lixiviant) il n'y a que très peu de libération de métaux. Le graphique représentant la libération du fer ferreux et ferrique démontre clairement que le fer solubilisé n'est pratiquement pas oxydé par la microflore. En effet, le fer ferreux domine largement avec une concentration finale de 10.6 g/L, alors que la concentration en fer ferrique demeure inférieure à 1 g/L. La granulométrie très fine du concentré, soit 100% passant -200 mesh ($< 75 \mu\text{m}$) et la faible porosité du mélange concentré-silice (37.9%) restreignent considérablement les cinétiques prévisibles d'oxydation des sulfures, donc l'action des microorganismes. Comme l'écrivent Bradham et Caruccio (1991), une granulométrie très fine ainsi qu'une faible porosité amène une grande rétention d'eau, créant un effet d'isolement du matériel de l'oxygène disponible, donc peu ou pas d'oxydation de la pyrite. Bruynesteyn et Hackl (1982) rappelle de ce fait qu'un des facteurs majeurs pouvant inhiber l'action des microorganismes est la profondeur de pénétration de l'oxygène dans la pile de rejets miniers donc, dans le cas présent, dans la colonne de sulfures. En résumé, si le concentré de sulfures de Manitou possède un potentiel acidogène théorique très élevé, il apparaît qu'en pratique, les caractéristiques granulométriques diminuent les cinétiques d'oxydation des sulfures métalliques.

Le dernier type de rejet à l'étude est le concentré de sulfures biolixivié en réacteur. La biolixiviation étant une voie d'intérêt pour le traitement et la valorisation des résidus miniers, la vérification d'un possible potentiel acidogène est de première importance. La teneur en soufre dans ce substrat est de 41.0% (91% de pyrite). Cette valeur en soufre suggère que l'étape de biolixiviation en réacteur ne permet pas de réduire de façon sécuritaire la teneur en sulfures dans ce concentré. Bien que l'oxydation biologique en réacteur entraîne une solubilisation appréciable du soufre suite à la production d'acide sulfurique, la solubilisation des métaux et des autres constituants du concentré fait en sorte que la teneur en soufre total demeure relativement élevée. Ce fait

est d'ailleurs confirmé par le test statique, où un pouvoir consommateur d'acide de 2.8 kg de H₂SO₄ par tonne de concentré biolixivié est confronté à un pouvoir générateur d'acide de 1560 kg de H₂SO₄ par tonne. Avec des caractéristiques granulométriques semblables au concentré de sulfures non-lixivié, les résultats en colonnes ont montré les mêmes cinétiques biochimiques et ainsi, une faible libération des métaux dans le lixiviat. Par contre, dans la Figure 3 montrant le volume cumulatif de solution mesuré à la sortie des quatre colonnes, on remarque qu'un volume de 17 L s'est écoulé de la colonne contenant le mélange de silice et de concentré de sulfures, alors que 84 L de lixiviat ont sorti de la colonne contenant le mélange de silice et de concentré biolixivié. C'est donc dire que l'étape de biolixiviation hausse la perméabilité des substrats, ce qui pourrait représenter un désavantage dans le cas d'une future disposition de ces rejets dans l'environnement.

5.2 Améliorations apportées à la technique

L'ajout d'un premier cycle saturé où le substrat est ennoyé en permanence (avec circulation de la solution lixiviante) est très important, en ce sens qu'il permet d'enlever les fractions déjà oxydées et/ou solubles de chacun des substrats. Sans cette étape de "lavage", il serait difficile de discerner entre le processus d'oxydation des sulfures métalliques et le lessivage des métaux et autres éléments solubilisés au cours des années antérieures lors du vieillissement des résidus sur le site. De plus, l'ajout du cycle saturé entraîne une stabilisation de l'écoulement de la solution de percolation.

L'ajout d'éléments nutritifs à la solution de percolation représente également une amélioration des tests de prédiction du drainage minier acide. L'addition de nutriments est plutôt employée pour accélérer les vitesses d'oxydation des sulfures métalliques, dans les procédés de biolixiviation (Atkins *et al.*, 1986; Puhakka et Tuovinen, 1986). Le fait d'ajouter ces nutriments à la solution lixiviante accentue la fiabilité des résultats

puisqu'elle provoque une accélération des cinétiques chimiques et biologiques des processus de lixiviation. Dans une méthode de prédiction, la fiabilité et la rapidité sont des critères très recherchés et augmentent la "valeur" d'un tel type de test.

Une autre innovation consiste à l'inoculation des substrats avec une culture bactérienne mixte, préparée à partir d'échantillons prélevés de divers effluents miniers. Cette culture a été acclimatée, en laboratoire, à l'oxydation des sulfures présents dans les résidus bruts du site Manitou. L'addition, à chaque colonne, d'environ 10^8 cellules bactériennes, a été effectuée deux semaines après le début du premier cycle de percolation. La présence de bactéries lixiviantes dans les effluents des quatre colonnes a été confirmée, lors du troisième cycle, par croissance bactérienne en milieu 9K avec fer.

En terminant, il appert que le recyclage et la récupération des métaux et éléments dans les résidus miniers faciliteront leur gestion. Les rendements de l'étape de séparation des phases sulfureuse et oxyde deviennent donc un facteur clé, concernant "l'avenir environnemental" de ces déchets de deuxième génération; de tels déchets "créés" pour une bonne cause (l'exploitation des résidus pour leur contenu en métaux et éléments) ne deviendront pas eux aussi porteurs d'un potentiel générateur d'acide, fléau dévastateur pour l'écosystème? L'amélioration des tests de prédiction est d'une grande importance car leur accessibilité, leur fiabilité et leur rapidité d'exécution permettront de porter un meilleur jugement quant aux procédures à apporter afin de sauvegarder et préserver ce cadre de vie qu'est notre environnement.

BIBLIOGRAPHIE

"If you think education is expensive, try ignorance."

(Si vous pensez que l'instruction est coûteuse, essayez l'ignorance.)

BIBLIOGRAPHIE

- AGATE A.D., K.M. PAKNIKAR et N.J. KHINVASARA (1989)** Scale-up of leaching of Malanjhand copper ores - a case study., *Dans Biohydrometallurgy*, Int. Symp. Proc., Salley J., R.G.L. McCready et P.L. Wichlacz (Éditeurs), Jackson Hole, Wyoming, U.S.A., 577-589.
- AGRICOLA G. (1556)** Mining and Smelting Technology., *Dans De Re Metallica*., first edition.
- AGRICULTURE CANADA (1984)** Analytical methods manual 1984 Land Resource Research Institute., B.H. Sheldrick (Éditeur), Ottawa, Ontario.
- ALBRIGHT R. (1987)** Prediction of acid drainage in Meguma Slates., *Dans Comptes-rendus, Drainage minier acide*, Séminaire, Nouvelle-Écosse, 245-261.
- ANDREWS R.D. (1975)** Tailings: Environmental consequences and a review of control strategies., *Proc. Int. Conf. Heavy Met. Environ. Trends*., II/2, 645-675.
- APHA, AWWA et WPCF (1989)** Standards methods for Examination of Water and Wastewaters. 17^{ième} Édition. American Public Health Association, Washington, D.C., U.S.A.
- ASSOCIATION MINIÈRE DU QUÉBEC (1991)** Les mines et l'environnement: Bilan environnemental de l'industrie minière du Québec. Quorum communications inc.
- ATKINS A.S., F.D. POOLEY et C.C. TOWNSLEY (1986)** Comparative mineral sulphide leaching in shake flasks, percolation columns, and pachuca reactors using *Thiobacillus ferrooxidans* ., *Proc. Biochem.*, Février, 3-10.
- BANTON O., D. CÔTÉ et M. TRUELLE (1990)** Détermination au champ de la conductivité hydraulique saturée à l'aide de l'infiltromètre à charge constante de Côté: théorie et approximations mathématiques., *Can. J. Soil Sci.*, 71, 119-126.

- BELL A.V. (1988) Acid waste rock management at canadian base metal mines., *Dans* Mine drainage and surface mine reclamation., Vol.2., Mine reclamation, abandoned mine lands and policy issues., U.S. Dep. of the Interior, Bureau of Mines, Inf. Circ. IC9184, Washington, DC, U.S.A., 192-199.
- BERTHELIN J. (1987) Des bactéries pour extraire les métaux., La Recherche., **188**, 720-725.
- BLAIS J.-F. (1991) Évaluation environnementale de la politique de contrôle des drainages miniers acides: le cas des choix technologiques., Travail dirigé, INRS-EAU, Université du Québec, 42 pages.
- BLATT H., G. MIDDLETON et R. MURRAY (1980) Origin of sedimentary rocks., Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A., 782 pages.
- BORECK D.L., W.W. LUTZENS et R.A. SPEIRER (1989) Ore leaching in Underground stopes., *Dans* Proceedings, Multinational Conference On Mine Planning and Design., Univ. of Kentucky, Lexington, Kentucky, U.S.A, 143-153.
- BRADHAM W.S. et F.T. CARUCCIO (1991) A comparative study of tailings analysis using acid/base accounting, cells, columns and soxhlets., *Dans* Comptes rendus, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides., Conférence no 3.7, Montréal, Québec, 157-173.
- BRUYNESTEYN A., R.P. HACKL (1982) Evaluation of acid production potential of mining waste materials., Miner. Environ., **4(1)**, 5-8.
- CANMET (1988) Programme de résidus acides en transformation et stabilisation (R.A.T.S.), Publication spéciale de CANMET, SP88-3, Ottawa, Ontario, 21 pages.
- CARLSON-GUNNOE N.E., C.B. LAW et G.K. BISSONNETTE (1983) *In situ* persistence of indicator bacteria in streams polluted with acid mine drainage. Wat. Res. **17**, 1119-1124.
- CARUCCIO F.T. et G. GEIDEL (1986) The *in situ* mitigation of acidic drainages - management of hydro-geochemical factors., *Dans* Comptes rendus, Drainage minier acide, Séminaire, Nouvelle-Écosse, 479-497.

- COLMER A.R. et M.E. HINKLE (1947)** The role of microorganisms in acid mine drainage: a preliminary report., Science, 253-256.
- CÔTÉ D et J.-M. ROBERT (1988)** Projets de recherches visant la restauration des parcs de rejets miniers sulfureux au Québec., Service de la technologie minière, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec.
- COUTURE S. (1990)** Les études sur le bilan ionique du Lac Laflamme: 1987-1990., Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection, Environnement Canada, 11-16.
- DAY R.A. (1979)** How to Write and Publish a Scientific Paper., ISI Press, Philadelphie, Pennsylvanie, U.S.A., 156 pages.
- DEBUS K.H. (1989)** Identifying the biohydrometallurgical processes with the greatest probability of commercial adoption., *Dans* Biohydrometallurgy. Int. Symp. Proc., Salley J., R.G.L. McCready et P.L. Wichlacz (Editeurs), Jackson Hole, Wyoming, U.S.A., 487-498.
- DELISLE G. (1990)** Étude de traitements métallurgiques du rejet Manitou., Centre de recherches minérales. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec. Rapport final, le 2 mars 1990.
- DIMROTH E., L. IMREH, N. GOULET et M. ROCHELEAU (1982)** Evolution of the south-central segment of the Archean Abitibi Belt, Québec. Part 1: stratigraphy and paleogeographic model. J. Can. Sci. Terre, 19(9), 1729-1758.
- DOEPKER R.D. (1988)** The interrelation of factors influencing the dissolution of metals in columns of mine tailings., *Dans* Mine drainage and surface mine reclamation. Vol.1 Mine water and mine waste., Proceedings, Pittsburgh, Pennsylvanie, U.S. Department of the Interior, Bureau of Mines, Information Circular 9184, 210-219.
- DOEPKER R.D. (1991)** Column leach study IV: Factors affecting the dissolution of metals from sulfidic metal-mine tailings., *Dans* Comptes-rendus, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides., Montréal, Québec, 115-138.
- DOEPKER R.D. et W.K. O'CONNOR (1990a)** Column leach study I: Heavy metal dissolution characteristics from selected copper mine tailings., *Dans* Comptes-

rendus, Planning, Rehabilitation, and Treatment of Disturbed Lands., Proceedings of the fifth billings Symposium, 27-40.

DOEPKER R.D. et W.K. O'CONNOR (1990b) Column leach study II: Heavy metal dissolution characteristics from selected lead-zinc mine tailings., Dans Proc. Mining and Mineral Processing Wastes., Western Regional Symp., Berkeley, Univ. of California, U.S.A., Chapter 9, 69-80.

DOWN C.G. et J. STOCKS (1977) Environmental Impact of Mining. Applied Science Publishers, Londres, Angleterre, 371 pages.

DROBNER E., H. HUBER, R. RACHEL et K.O. STETTER (1992) *Thiobacillus plumbophilus* spec. nov., a novel galena and hydrogen oxidizer., Arch. Microbiol., 157, 213-217.

ENVIRONNEMENT CANADA (1987) Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai. Service de la Protection de l'Environnement, rapport SPE 2/MM/3, Environnement Canada, Ottawa.

ENVIRONNEMENT CANADA (1992) Canadian air and precipitation monitoring network (capmon) summary statistics., Service de l'environnement atmosphérique., Ontario, Canada, 1-4.

FEASBY D.G., M. BLANCHETTE et G. TREMBLAY (1991) The mine environment neutral drainage (MEND) program., Dans Comptes rendus, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides., Vol. 1, Montréal, Québec, 1-26.

FERGUSON K.D. et P.M. ERICKSON (1987) Will it generate AMD? An overview of methods to predict acid mine drainage., Dans Comptes-rendus, Drainage minier acide, Séminaire, Nouvelle-Écosse, 116-145.

FERGUSON K.D. et P.M. ERICKSON (1988) Approaching the AMD problem- from prediction and early detection., Dans Proc. Intern. Conf. on Control of Environ. Probl. from Metal Mines., Juin 20-24, Røros, Norvège, 1-43.

FOUCAULT A. et J.-F. RAOULT (1984) Dictionnaire de Géologie., Masson, Paris, France, 347 pages.

- GAGNÉ R. et J. GUIMOND** (1985-86) Méthodes de dosage de divers substances minérales par spectrophotométrie d'absorption atomique et par spectrophotométrie à émission de plasma induit. Centre de Recherches Minérales du Québec.
- GIBBS H.E., M. ERRINGTON et F.D. POOLEY** (1985) Economics of bacterial leaching., Can. Metallurg. Quart., **24**, 121-125.
- GOODWIN A.M. et R.H. RIDLER** (1970) The Abitibi orogenic belt. Dans Symp. on basins and geosynclines of the Canadian Shield., A.J. Baer (Éditeur), Geological Survey of Canada, Paper 70-40, 1-30.
- GROUPE-CONSEIL GÉOMEX INC.** (1992) Projet Grand Manitou: Programme de valorisation des résidus d'usines métallurgiques., Val-D'or, Québec, 103 pages.
- GUAY R. et M. SILVER** (1980) Uranium biohydrometallurgy., Proc. Biochem. Déc., 8-11.
- GUAY R., M. SILVER et A.E. TORMA** (1976) Microbiological leaching of a low-grade uranium ore by *Thiobacillus ferrooxidans.*, Eur. J. Appl. Microbiol. **3**, 157-167.
- HAWLEY J.R.** (1972) The problem of acid mine drainage in the province of Ontario., Min. of the Environment., Ontario, Canada.
- HOOD W.C. et A.O. OERTEL** (1984) A leaching column method for predicting effluent quality from surface mines., Symp. on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation, Univ. Kentucky, Lexington, Kentucky, U.S.A., 271-277.
- HOOS R.A.W et W.N. HOLMAN** (1973a) A preliminary assessment of the effects of Anvil Mine on the environmental quality of Rose Creek, Yukon., Environnement Canada, Surveillance Report EPS-5-PR-73-8.
- HOOS R.A.W et W.N. HOLMAN** (1973b) Pacific Region mine effluent chemistry and acute toxicity survey, 1973., Environnement Canada, Surveillance Report EPS-5-PR-73-10.

- HOOS R.A.W.** (1973) 1972 New Brunswick mine water quality monitoring program data., Environnement Canada, Surveillance Report EPS-5-WP-73-7.
- HUBER H. et K.O. STETTER** (1989) *Thiobacillus prosperus* sp. nov., represents a new group of halotolerant metal-mobilizing bacteria isolated from a marine geothermal field., Arch. Microbiol., **151**, 479-485.
- HUBER H. et K.O. STETTER** (1990) *Thiobacillus cuprinus* sp. nov., a novel facultatively organotrophic metal-mobilizing bacterium., Appl. Environ. Microbiol., **56**, 315-322.
- HURLBUT C.S. et C. KLEIN** (1977) Manuel of Mineralogy (after James D. Dana) John Wiley & Sons, Toronto, Canada, 532 pages.
- HYNDMAN D.W.** (1972) Petrology of igneous and metamorphic rocks., International series in the earth and planetary sciences, McGraw-Hill Book Company, U.S.A., 533 pages.
- JACKSON M.L.** (1958) Soil chemical analysis., Prentice-Hall, Inc., New Jersey, U.S.A., 498 pages.
- JOLLY W.T.** (1978) Metamorphic history of the Archean Abitibi belt., Dans Metamorphism in the Canadian Shield., A. Fraser et W.H. Heywood (Éditeurs), Geological Survey of Canada, Paper 78-10, 63-78.
- KARAVAIKO G.I., R.S. GOLOVACHEVA et T.A. PIVOVAROVA** (1987) Thermophilic bacteria of the genus *Sulfobacillus.*, Biohydrometallurgy, Proc. Int. Symp., Warwick (1987). P.R. Norris et D.P. Kelly (Éditeurs), Science and Technology Letters, 29-41.
- KELLY M.** (1988) Mining and the freshwater environment. Elsevier Science Publishers and British Petroleum Company, Londres, Angleterre, 231 pages.
- KLEINMANN R.L.P., D.A. CRERAR et R.R. PACELLI** (1981) Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation., Mining Engineering., **33**, 300-305.
- LANDRY B. et M. MERCIER** (1983) Notions de Géologie., Modulo Éditeur, Outremont, Québec, 426 pages.

- LANDRY J. (1991) Campagne d'exploration automne-hiver 1989-1990, Projet Manitou, Canton de Bourlamaque, Abitibi, Québec, Vol. 1, 60 pages.
- LAWRENCE R. (1991) Les derniers développements dans le domaine de la prévision chimique., *Dans Comptes rendus, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides.*, Conférence no 3.6, Montréal, Québec.
- LAWRENCE R.W., G.W. POLING et P.B. MARCHANT (1989) Investigation of prediction techniques for acid mine drainage., Coastech Research Inc., Vancouver Nord, C.B.
- LAWRENCE R.W., G.W. POLING, G.M. RITCEY et P.B. MARCHANT (1991) Assessment of predictive methods for the determination of AMD potential in mine tailings and waste rock., *Dans Proc. Int. Symp. on Tailings and Effluent Management.*, Pergamon Press, Halifax, Nouvelle-Écosse, 183-197.
- LUNDGREN D.G. et M. SILVER (1980) Ore leaching by bacteria., *Ann. Rev. Microbiol.*, **34**, 263-283.
- McCREADY R.G.L. (1987) A review of the physical, chemical and biological measures to prevent acid mine drainage: an application to the pyritic Halifax shales., *Dans Comptes rendus, Drainage minier acide*, Séminaire, Nouvelle-Écosse, 333-356.
- M McNULTY T.P. et D.L. THOMPSON (1990) Economics of bioleaching., *Dans Microbial Mineral Recovery*. Ehrlich H.L. et C.L. Brierley (Éditeurs), McGraw-Hill Publishing Company, New York, U.S.A., 171-182.
- MICHEL J.P. et R.W. FAIRBRIDGE (1980) *Dictionnaire des Sciences de la Terre, Anglais-Français - Français-Anglais.*, J.P. Michel et R.W. Fairbridge (Éditeurs), Masson Publishing USA, Inc., 411 pages.
- NEDEM (1990) Critical review of the reactive acid tailings assessment program (RATAP.BMT2)., Senes et Beak Consultants Limited, no de contrat 28SQ-23440-9-9074 pour Canada Centre for Mineral and Energy Technology.
- OLEM H. (1983) Coal and coal mine drainage., *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **55(6)**, 701-705.

- PAINE P.J.** (1987) An historic and geographic overview of acid mine drainage., *Dans Comptes rendus, Drainage minier acide*, Séminaire, Nouvelle-Écosse, 1-45.
- PAINE P.J., et W.B. BLAKEMAN** (1986) The national coal wastewater survey:1982-1984., *Conservation and Protection Environment Canada*.
- PERRY E.F.** (1985) Overburden analysis: an evaluation of methods., *Symp. on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Univ. Kentucky, Lexington, Kentucky, U.S.A., 369-375.
- PUHAKKA J. et O.H. TUOVINEN** (1986) Biological leaching of sulfide minerals with the use of shake flask, aerated column, air-lift reactor, and percolator techniques., *Acta Biotechnol.*, 6, 345-354.
- RITCEY G.M., R.W. LAWRENCE, P.B. MARCHANT et G.W. POILING** (1991) Assessment of predictive methods for determinations of AMD potentiel in mine tailings and waste rock., *Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières*, NEDEM, Val-d'Or, Québec.
- ROBERGE J.** (1991) Législation environnementale., *Dans Comptes-rendus, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides.*, Organisée par NEDEM, Vol. 3, Montréal, Québec, 271-288.
- ROBERT F.** (1980) Pétrographie et pétrochimie des roches encaissantes du gîte de Zn-Cu-Ag de Manitou-Barvue, Val d'Or, Québec. Thèse de M.Sc.A., Ecole Polytechnique, Montréal, 208 pages.
- ROBERTSON S. et KIRSTEN (B.C.) INC.** (1989) *Draft acid rock drainage technical guide.*, British Colombia acid mine drainage task force report. BI Tech. Publishers Ltd, Vancouver, B.C. Vol 1.
- ROCHE LTÉE** (1987) Assainissement des eaux et revitalisation des terrils Parcs à résidus des mines Solbec et Cupra. Québec, 243 pages.
- RODIER J.** (1971) *L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau, eaux naturelles-eaux résiduares.*, Dunod, Paris, France, 700 pages.
- RORISON I.G.** (1972) The effect of extreme soil acidity on the nutrient uptake and physiology of plants. *Dans Les mines du Québec dans leur monde... et dans le monde.* Pannel annuel de l'Association minière du Québec, Montebello, Québec.

- ROSSI G. (1990) Biohydrometallurgy. G. Rossi (Éditeur), McGraw-Hill Book Company, New York, N.Y., U.S.A., 607 pages.
- SAGAN C. (1977) The dragons of Eden. Speculations on the evolution of human intelligence., Ballantine Books, New York, U.S.A.
- SEGERER A.H. et K.O. STETTER (1992) The Order *Sulfolobales.*, Dans The Prokaryotes, 2^{ème} Édition, Balows A., H.G. Truper, M. Dworkin, W. Harder and K.H. Schleifer (Éditeurs), Springer-Verlag, New York, Chap 29, 684-701.
- SEGERER A.H., A. NEUNER, J.K. KRISTJANSSON et K.O. STETTER (1986) *Acidianus infernus* gen. nov., sp. nov., and *Acianus brierleyi* comb. nov. : Facultatively aerobic, extremely acidophilic thermophilic sulfur-metabolizing archaeobacteria., Int. J. Syst. Bacteriol., 36, 559-564.
- SHELDRIK B.H. (1984) Analytical methods manual 1984 Land Resource Research Institute., Research Branch, Agriculture Canada.
- SILVERMAN M.P. et D.G. LUNDGREN (1959) Studies on the chemoautotrophic iron bacterium *Ferrobacillus ferrooxidans* I. An improved medium and a harvesting procedure for securing high cell yield. J. Bacteriol., 77, 642-647.
- TESSIER A., P.G.C. CAMPBELL, J.C. AUCLAIR, M. BISSON et H. BOUCHER (1982) Évaluation de l'impact de rejets miniers sur des organismes biologiques. INRS-Eau, rapport scientifique No. 146.
- TRUDINGER P.A. (1967) The metabolism of inorganic sulphur compounds by Thiobacilli., Rev. Pure Appl. Chem., 17, 1-24.
- TYLER G., A.M. BALSBERG PAHLSSON, G. BENGTSSON, E. BAATH et L. TRANVIK (1989) Heavy-metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates. Wat. Air Soil Pollut. 47, 189-215.
- Van LIEROP W. et T.S. TRAN (1980) Nature et causes d'acidité des sols., Rapport de la journée d'information sur la chaux agricole., St-Hyacinthe, Québec, 7-14.
- VILLENEUVE J.P., J.L. SASSEVILLE, I. TOROMANOFF, J.F. BLAIS, L.M. BARRETTE, S. BRASSARD, N. HAMMOU, R. LEBCIR, N. MEUNIER, E. SALVANO et P. VACHON (1993) La biolixiviation comme segment de procédé de recyclage des résidus miniers. Projet de R & D: PMC-1 (partie B), Rapport

d'étape No. 4, J.L. Sasseville, J.F. Blais et P. Vachon (éditeurs), février, INRS-Eau, Université du Québec.

VILLENEUVE J.P., J.L. SASSEVILLE, R.D. TYAGI, Y. TOROMANOFF, J.F. BLAIS, L.M. BARRETTE, S. BRASSARD, N. HAMMOU, R. KUNDE, R. LEB CIR, N. MEUNIER, M. PROULX, E. SALVANO et P. VACHON (1992) Les procédés de décontamination des résidus miniers et des boues d'épuration municipales. Projet de R & D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 2, J.L. Sasseville et J.F. Blais (éditeurs), août, INRS-Eau, Université du Québec.

WENTZ D.A. (1974) Effect of mine drainage on the quality of streams in Colorado, 1971-1972. Colorado Water Conservation Board., Colorado Water Resources Circ. No 21.

WILLIAMS H., F.J. TURNER et C.M. GILBERT (1982) PETROGRAPHY. An introduction to the Study of Rocks in thin Sections., W.H. Freeman and Company, New-York, U.S.A., 626 pages.

WORTMAN A.T., H. VOELZ, R.C. LANTZ et G.K. BISSONNETTE (1986) effect of acid mine water on *Escherichia coli*: structural damage. Curr. Microbiol., 14, 11-5.