



Rapport final

Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II

Pour :

Monsieur Louis Bienvenu, ing.
Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles
Service du développement minier
5700, 4^e Avenue
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1

Par :

M. Bruno Bussière, ing., M.Sc.A.
M. Mostafa Benzaazoua, Ph.D.
M. Michel Aubertin, ing., Ph.D.
M. Jean Lelièvre, ing., M.Sc.
M. Denis Bois, B.Sc.A.
M. Stéphane Servant, ing., jr.

URSTM

Unité de recherche et de service en technologie minérale

445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda (Québec) J9X 5E4
Téléphone : (819) 762-0971, poste 2558 Télécopieur : (819) 797-4727/6672

Mars 1998



REMERCIEMENTS

Les auteurs de ce rapport aimeraient remercier ceux qui ont supporté financièrement la réalisation des travaux, soit le Ministère des ressources naturelles du Québec (re : M. Louis Bienvenu), le CANMET (re : Gilles Tremblay de MEND/NEDEM) et la Fondation de l'UQAT.

Nos remerciements vont également aux entreprises minières qui ont collaboré au projet en nous permettant d'utiliser leurs rejets et leurs minerais pour nos travaux.

Les auteurs aimeraient remercier tous ceux qui ont participé à la réalisation des essais en laboratoire, soit Darcy Jolette, Nil Gaudet, Phil Tibble, Serge Poirier et Sharon Thellend. Enfin, nos remerciements vont à ceux qui ont collaboré lors de la rédaction de ce rapport, des divers rapports d'avancement ainsi que des conférences concernant ce projet : Louis Bernier, Ronald V. Nicholson, Maryse Delisle, Stéphanie Somot, Caroline Olsen et François Godard.

RÉSUMÉ

L'un des principaux problèmes environnementaux de l'industrie minière est la production de drainage minier acide (DMA) par les résidus miniers sulfureux. Afin de limiter la production de drainage minier acide, différentes techniques peuvent être utilisées. Ces techniques visent essentiellement à limiter l'apport d'un ou plusieurs des éléments constitutifs des réactions d'oxydation : l'eau, l'oxygène ou les sulfures. On considère habituellement que les techniques visant à limiter l'infiltration de l'oxygène sont les plus efficaces à long terme. Ceci peut être fait en plaçant les résidus miniers sulfureux sous l'eau, en plaçant des matériaux consommateurs d'oxygène, tels les copeaux de bois, écorces, boues de traitement de l'eau au-dessus des résidus ou en mettant en place des couvertures multicouches avec effets de barrière capillaire appelées CEBC (couverture avec effets de barrière capillaire). Malgré que l'on considère cette dernière technique comme étant efficace, peu d'opérateur minier y a recours en raison des coûts de construction qui peuvent apparaître à priori élevés. Afin de diminuer les coûts de construction, ce projet de recherche propose d'étudier la possibilité de produire, à partir des rejets de l'usine de traitement du minerai, un résidu désulfuré qui pourra par la suite être utilisé comme matériau de construction de la CEBC.

Le projet de recherche peut être divisé en trois principales sections : la désulfuration des résidus miniers, l'efficacité des résidus désulfurés comme couche fine d'une CEBC pour limiter le DMA et la pertinence économique de la méthode de restauration proposée. Dans la première section du document (Chapitre 2), il est montré qu'il est possible de séparer les sulfures des résidus miniers et de produire deux fractions distinctes, soit un concentré de sulfures et une fraction neutre non génératrice de DMA. La cinétique de flottation, pour un résidu donné, peut être bien décrite par un modèle de premier ordre avec distribution rectangulaire des flottabilités. De plus, les travaux réalisés sur des résidus miniers de l'Abitibi-Témiscamingue ont montré qu'il est possible de prédire, à partir d'un modèle du même type, le dosage en collecteur ainsi que le temps de flottation pour atteindre la récupération environnementale du soufre, et ce, pour n'importe quels résidus. Ces deux paramètres sont essentiels dans l'estimation des coûts de flottation des sulfures.

Enfin, les résultats montrent qu'il serait possible d'améliorer, dans certains cas, la récupération globale des métaux à l'aide de la désulfuration.

En ce qui concerne l'efficacité de CEBC faites de résidus désulfurés, les résultats des essais en colonne montrent clairement que la production de drainage minier acide peut être réduite de façon importante par les CEBC. Les pH des colonnes recouvertes sont tous demeurés près de la neutralité alors que la colonne témoin a vu son pH descendre à environ 3. Les couvertures ont également permis de réduire la quantité de métaux en solution : réduction de 10 000 à 23 000 fois pour le Zn, de 2 000 à 18 000 fois pour le Cu et de 200 à 1 000 fois pour le fer. Les résultats ont également permis de constater qu'une partie de l'oxydation observée dans les colonnes avec recouvrement provenait de la couche faite de résidus désulfurés. Les CEBC les plus efficaces sont celles qui contiennent moins de sulfures dans la fraction désulfurée. En bref, les essais en colonne ont montré que les résidus désulfurés peuvent être utilisés efficacement comme couche fine dans une CEBC à condition que le niveau de désulfuration soit suffisant pour que la couverture même ne soit pas une source de pollution dans le temps.

Comme les résultats des essais en colonne ont montré qu'une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés est efficace pour limiter la production de drainage acide, une analyse technico-économique a été entreprise. Un chiffrier a été conçu (ECR-p.xls) afin d'estimer les coûts de restauration à l'aide des principales méthodes de contrôle du DMA existantes. Les résultats ont montré que la désulfuration, combinée à l'utilisation d'une CEBC faite de résidus désulfurés, se compare avantageusement avec les techniques existantes de contrôle du DMA. De plus, les résultats de l'analyse technico-économique montrent que lorsque la désulfuration est combinée avec le remblai en pâte, il est possible de réduire à des dimensions très petites les superficies à restaurer en surface par des résidus générateurs de DMA. Cela signifie qu'il serait possible de réduire à presque rien les volumes de résidus générateurs d'acide en surface et ainsi limiter les risques de contamination de l'environnement par le DMA.

ABSTRACT

Acid Mine Drainage (AMD) produced by sulfidic tailings constitutes a serious problem that affects many Canadian hard rock mines. The main methods used to prevent the production of AMD essentially aim at eliminating the interactions between the constitutive elements of the oxidation reactions, which are iron sulphides, water and oxygen. It is now recognised that one of the best options to rehabilitate sulphide tailings pond involves the use of oxygen barriers. This can be accomplished by placing the acid producing materials under a water cover, by the placement of a cover made of oxygen consuming materials such as wood waste and straw mulch, or by the use of multi-layered covers which rely on high moisture-retention. In many cases, the construction of multi-layered covers is the only applicable alternative, despite the apparent high costs involved. The use of desulphurized tailings as moisture-retaining layer could offer a significant and relatively low-cost option for sites where clean cover material is not available near the site. This project study this alternative.

The project is subdivided in three main sections: the desulphurization of mine tailings, the effectiveness of desulphurized tailings as fine layer in a cover with capillary barrier effects (CCBE) for limiting AMD and the economical comparison between the new technique proposed and the existent ones. In the first section (Chapter 2), it is shown that it is possible to separate the sulphides from the tailings and to produce two distinct fractions which are a sulphide concentrate and a non acid-generating fraction. The flotation kinetic, for a given tailings, can be described by a simple first order model. Moreover, the works performed on Abitibi-Témiscamingue tailings shown that it is possible to predict, also with a first order model, the collector dosage and the flotation time to reach the sulphur environmental recovery for any tailings. The sulphur environmental recovery is the recovery needed for producing a non acid-generating fraction. This model will be used to predict the sulphide flotation costs. Finally, the results shown that it would be possible, in some cases, to improve the overall metals recovery by the desulphurization.

The effectiveness of covers made of desulphurized tailings containing a small amount of reactive materials have been investigated by a series of column experiments. The main conclusions that can be deducted from the results are:

1. the pore-water of the sulphide tailings place in the control column contained an elevated concentrations of metallic ions due to a low pH (≈ 3) and high rates of oxidation ;
2. the pH of the pore-water of the covered columns remained near neutral over the one year test ;
3. the placement of multi-layered covers built with desulphurized tailings on acid generating tailings reduced the amount of metals in pore-water by a large factor. The reduction factor for zinc is between 10 000 to 23 000 ; for iron is between 2 000 to 18 000 and for iron is between 200 to 1 000;
4. the degree of desulphurization influenced the effectiveness of multi-layered covers. The cover with the lowest concentration of sulphide minerals was more effective than that with the highest concentration.

In brief, this project showed that desulphurized tailings can be used efficiently as moisture retaining layer in a CCBE but the desulphurization level must be sufficient to prevent pollution from the cover itself.

Because the column experiments showed that desulphurized tailings can be used as moisture retaining layer in a CCBE, a technico-economical analysis have been undertaken. A spreadsheet was designed in order to estimate the rehabilitation costs, determined from the main characteristics of the site, with the main existing methods for preventing AMD. The results shown that the combination of desulphurization and CCBE made of desulphurized tailings is a competitive technique for controlling AMD. It has been also shown that the area perturbed by AMD tailings is reduced greatly when the desulphurization is combined with paste backfill. This mean that it would be possible to limit environmental impacts of AMD tailings in surface by returning underground the sulphide concentrate in paste backfill.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	I
RÉSUMÉ.....	II
LISTE DES TABLEAUX	X
LISTE DES FIGURES.....	XIII
INTRODUCTION.....	1
GÉNÉRALITÉS	1
OBJECTIFS DU PROJET.....	2
CONTENU DU RAPPORT.....	3
1. PROBLÉMATIQUE	6
1.1 OXYDATION DES MINÉRAUX SULFUREUX.....	6
1.1.1 Minéralogie de la pyrite.....	6
1.1.2 Altérabilité de la pyrite.....	7
1.1.2.1 Oxydation chimique de la pyrite	8
1.1.2.2 Oxydation électrochimique de la pyrite.....	9
1.1.2.3 Oxydation biologique de la pyrite	10
1.1.3 Altérabilité d'autres minéraux sulfureux.....	11
1.2 NEUTRALISATION PAR LES MINÉRAUX ACIDIVORES.....	13
1.2.1 Carbonates	14
1.2.2 Silicates	16
1.3 LES COUVERTURES AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE (CEBC).....	19
2. DÉSULFURATION DES RÉSIDUS MINIERS.....	24
2.1 INTRODUCTION	24
2.2 ÉCHANTILLONS	26
2.3 ESSAIS PRÉLIMINAIRES.....	27
2.3.1 Hydrocyclones.....	27
2.3.2 Essai gravimétriques	27
2.3.2.1 Résultats et discussions	29

2.4	FLOTTATION DES SULFURES	33
2.4.1	Généralités	33
2.4.1.1	Type de collecteurs.....	34
2.4.1.2	Autres réactifs de flottation	35
2.4.1.3	Effet de la granulométrie.....	35
2.4.1.4	Effet du pH et du Eh.....	37
2.4.1.5	Effet des cyanures.....	38
2.4.1.6	Effet du pourcentage solide.....	38
2.4.1.7	Flottation non sélective des sulfures.....	38
2.4.2	Conditions opératoires.....	39
2.4.3	Spécifications techniques des réactifs utilisés	40
2.4.4	Résultats et interprétation	41
2.4.4.1	Caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques des pulpes étudiées.....	41
2.4.4.2	Régulation du pH	44
2.4.4.3	Cinétiques de flottation des sulfures en fonction du dosage en collecteur	44
2.4.4.4	Optimisation du dosage en collecteur.....	52
2.4.5	Analyse des résultats	55
2.4.5.1	Modélisation des cinétiques de flottation.....	55
2.4.5.2	Niveau de désulfuration acceptable.....	58
2.4.5.3	Évaluation économique	59
2.4.5.4	Récupération en métaux dans les concentrés.....	60
2.4.5.5	Cyanuration du concentré de la Mine 4.....	61
2.4.5.6	Valeur ajoutée	65
2.5	QUELQUES PROPRIÉTÉS DES MATÉRIAUX DÉSULFURÉS	66
2.6	CONCLUSIONS.....	67
3.	ESSAIS EN COLONNE.....	69
3.1	DESCRIPTION DES COLONNES.....	69
3.2	CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX UTILISÉS DANS LES ESSAIS EN COLONNE.....	70
3.2.1	Analyses chimiques et minéralogiques.....	71
3.2.1.1	Composition minéralogique des sulfures.....	71
3.2.1.2	Composition minéralogique de la gangue	74
3.2.2	Granulométrie et densité relative des grains.....	75
3.2.3	Conductivité hydraulique saturée.....	76
3.2.4	Caractéristiques de rétention d'eau	77
3.2.5	Potentiel de génération d'acide (PGA).....	79
3.2.6	Mise en place et état des matériaux dans les colonnes	80
3.3	PRINCIPAUX RÉSULTATS DES ESSAIS EN COLONNE	81
3.3.1	Qualité de l'eau de percolation.....	81

3.3.1.1	pH.....	82
3.3.1.2	Alcalinité.....	83
3.3.1.3	Acidité.....	87
3.3.1.4	Conductivité.....	90
3.3.1.5	Métaux et sulfates.....	90
3.3.2	<i>Essais de consommation d'oxygène</i>	102
3.3.2.1	Principe de l'essai	102
3.3.2.2	Résultats des essais de consommation d'oxygène	103
3.3.2.3	Précision de la méthode.....	108
3.3.3	<i>Taux d'oxydation évalués à l'aide de la méthode des sulfates</i>	109
3.3.4	<i>Démantèlement des colonnes</i>	111
3.3.4.1	Changements chimiques.....	111
3.3.4.2	Profils de teneurs en eau.....	113
3.4	ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS POUR LES ESSAIS EN COLONNE.....	117
3.4.1	<i>Qualité de l'eau de percolation</i>	117
3.4.1.1	Colonne C1A.....	118
3.4.1.2	Colonne C2A, C2B et C2C	122
3.4.1.3	Colonnes C3A, C3B et C3C.....	124
3.4.2	<i>Comparaison entre les méthodes de consommation d'oxygène et des sulfates</i>	126
3.4.2.1	Colonne C1A.....	126
3.4.2.2	Colonnes C2A, C2B et C2C.....	128
3.4.2.3	Colonnes C3A, C3B et C3C.....	129
3.4.3	<i>Efficacité prédite des CEBC à partir du profil de saturation</i>	129
3.5	CONCLUSION	132
4.	ANALYSE TECHNICO-ÉCONOMIQUE.....	135
4.1	COLLECTE ET TRAITEMENT CHIMIQUE DU DMA	135
4.2	BARRIÈRES HUMIDES	138
4.3	COUVERTURES AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE	142
4.4	CEBC FAITE DE RÉSIDUS DÉSULFURÉS	145
4.4.1	<i>Valeurs à introduire dans le modèle</i>	145
4.4.2	<i>Valeurs calculées par le modèle</i>	147
4.5	FONCTIONNEMENT DU CHIFFRIER ECR (VERSION PRÉLIMINAIRE).....	152
4.6	ÉTUDES DE CAS.....	154
4.6.1	<i>Cas 1</i>	154
4.6.1.1	Traitement chimique de l'eau	155
4.6.1.2	CEBC faite de matériaux naturels	156
4.6.1.3	CEBC faite de résidus désulfurés	157
4.6.1.4	Comparaison entre les différentes solutions de restauration.....	157

4.6.2	Cas 2.....	159
4.6.2.1	Traitement chimique de l'eau	160
4.6.2.2	Ennoiement des résidus	160
4.6.2.3	CEBC faite de matériaux naturels	161
4.6.2.4	Désulfuration à la fin de la mine et CEBC faite de résidus désulfurés	162
4.6.2.5	Désulfuration et CEBC faite de résidus désulfurés.....	164
4.6.2.6	Comparaison entre les différentes solutions de restauration.....	166
4.6.3	Cas 3.....	169
4.6.3.1	Traitement chimique de l'eau	170
4.6.3.2	Ennoiement des résidus.....	170
4.6.3.3	CEBC faite de matériaux naturels	171
4.6.3.4	Remblai en pâte, désulfuration à la fin de la mine et CEBC faite de résidus désulfurés	172
4.6.3.5	Désulfuration, remblai en pâte et CEBC faite de résidus désulfurés	172
4.6.3.6	Comparaison entre les différentes solutions de restauration.....	175
4.7	ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS OBTENUS	177
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		180
RÉFÉRENCES.....		184

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Taux relatifs d'oxydation par le Fe^{3+} de minéraux sulfureux	13
Tableau 1.2 : Principaux minéraux contenus dans les groupes Calcite, Dolomie et Aragonite.....	15
Tableau 1.3 : Réactivité relative de minéraux à pH 5 (extrait de Lawrence et Scheske, 1997)	18
Tableau 2.1 : Résultats des essais sur table à secousses	30
Tableau 2.2 : Résultats des essais sur spirale.....	31
Tableau 2.3 : Liste de quelques collecteurs spécifiques des sulfures	35
Tableau 2.4 : Paramètres granulométriques pour différents broyage du minerai 1	36
Tableau 2.5 : Analyses chimiques et minéralogiques des résidus étudiés	42
Tableau 2.6 : Paramètres des essais statiques relatifs aux pulpes étudiées.....	43
Tableau 2.7 : Principaux paramètres de la granulométrie des pulpes étudiées.....	43
Tableau 2.8 : Paramètres de la modélisation pour les différents essais de flottation.....	56
Tableau 2.9 : Caractéristiques de l'optimisation de la désulfuration.....	59
Tableau 2.10 : Coûts impliqués dans un procédé de désulfuration.....	60
Tableau 2.11 : Récupération en métaux pour les résidus 1, 2 et 3.....	62
Tableau 2.12 : Récupération en métaux pour les résidus de la Mine 4.....	63
Tableau 2.13 : Paramètres des essais de cyanuration sur le concentré de la Mine 4	63
Tableau 2.14 : Résultats des essais de cyanuration sur le concentré de la Mine 4	65
Tableau 2.15 : Évaluation économique.....	66
Tableau 2.16 : Granulométrie et densité relative des résidus désulfurés	67
Tableau 3.1 : Principales méthodes utilisées pour la caractérisation des matériaux.....	71
Tableau 3.2 : Résultats des analyses chimiques réalisées sur les différents matériaux	71
Tableau 3.3 : Matrice de la stoechiométrie S.....	72
Tableau 3.4 : Matrice des éléments chimiques A	72
Tableau 3.5 : Matrice de la composition minéralogique X.....	73

Tableau 3.6 : Résultats des analyses par diffraction aux rayons X sur les matériaux utilisés dans les essais en colonne.....	75
Tableau 3.7 : Principaux résultats des essais de perméabilité.....	77
Tableau 3.8 : Principaux résultats des essais de succion réalisés sur les matériaux étudiés	78
Tableau 3.9 : Principaux résultats des essais statiques	80
Tableau 3.10 : Propriétés des matériaux lors de la mise en place des colonnes	81
Tableau 3.11 : Degrés de saturation mesurés dans les colonnes C1A, C2A, C2B et C2C lors du démantèlement des colonnes.....	117
Tableau 3.12 : Principaux résultats des modélisations géochimiques à l'aide EQ3NR pour la colonne C1A	121
Tableau 3.13 : Principaux résultats des modélisations géochimiques à l'aide EQ3NR pour les colonnes C2.....	123
Tableau 3.14 : Rapports entre les masses cumulatives des contaminants sans et avec recouvrement.....	125
Tableau 3.15 : Résultats des modélisations concernant l'efficacité des couvertures à limiter le flux d'oxygène.....	131
Tableau 4.1 : Équations utilisées pour déterminer les coûts reliés au traitement chimique du DMA (proposées par SENES, 1994).	137
Tableau 4.2 : Description sommaire des scénarios étudiés.....	154
Tableau 4.3 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 1 à l'aide du chiffrier ECR.....	155
Tableau 4.4 : Comparaison entre les coûts de restauration à l'aide des différentes techniques de restauration pour le cas 1.....	159
Tableau 4.5 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.....	160
Tableau 4.6 : Estimation des coûts de construction des infrastructures pour le parc à résidus miniers étanche pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.	161
Tableau 4.7 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 2.	167

Tableau 4.7 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 2 (suite...).	168
Tableau 4.8 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.	170
Tableau 4.9 : Estimation des coûts de construction des infrastructures du parc à résidus miniers étanche pour le cas 3 à l'aide du chiffrier ECR.	171
Tableau 4.10 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 3.	176
Tableau 4.11 : Résumé des résultats économiques pour les études de cas.	178

LISTE DES FIGURES

Fig. 1.1 :	Diagramme Eh-pH du système Fe-S-H ₂ O à 25°C (tiré de Lawson, 1982)	7
Fig. 1.2 :	Schématisation de l'oxydation chimique d'un système pyrite-pyrrhotite dans une solution aqueuse (tiré de Perkins et <i>al.</i> , 1995)	10
Fig. 1.3 :	Schématisation de l'altérabilité de plusieurs minéraux sulfureux avec les divers produits qui peuvent en résulter (inspiré de Boyle, 1994).....	12
Fig. 1.4 :	Représentation schématique de la stabilité de minéraux silicatés (extrait de Sherlock et <i>al.</i> , 1995)	18
Fig. 1.5 :	Schématisation du mouvement de l'eau dans une barrière capillaire (tiré de Morel-Seytoux, 1992)	21
Fig. 1.6 :	Fonctions hydriques schématisées : a) courbes de rétention d'eau, b) fonctions de perméabilité (tiré de Aubertin et <i>al.</i> , 1995).....	23
Fig. 2.1 :	Schéma du circuit normal (A) et du circuit proposé (B) de l'usine de traitement	28
Fig. 2.2 :	Récupérations obtenues par les tables à secousses en fonction du %Poids	30
Fig. 2.3 :	Épuisement du soufre obtenu par les tables à secousses en fonction du %Poids	30
Fig. 2.4 :	Récupérations obtenues par les spirales en fonction du %Poids.....	32
Fig. 2.5 :	Épuisement du soufre obtenu par les spirales en fonction du %Poids.....	32
Fig. 2.6 :	Évolution de la moyenne et du D ₈₀ en fonction de la durée de broyage du minerai 1	36
Fig. 2.7 :	Soufre résiduel de la flottation en fonction de la granulométrie de la pulpe provenant de la mine 1	37
Fig. 2.8 :	Schéma du protocole expérimental de flottation.....	40
Fig. 2.9 :	Distributions granulométriques des résidus étudiés	43
Fig. 2.10 :	Cinétiques de flottation du résidu 1 en fonction de différents dosages en KAX.....	45

Fig. 2.11 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 1 en fonction de différents dosages en KAX	45
Fig. 2.12 :	Cinétiques de flottation du résidu 1 en présence d'un activant.....	46
Fig. 2.13 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 1 en présence d'un activant.....	46
Fig. 2.14 :	Cinétiques de flottation du résidu 2 en fonction de différents dosages en KAX.....	47
Fig. 2.15 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 2 en fonction de différents dosages en KAX.....	48
Fig. 2.16 :	Cinétiques de flottation du résidu 3 en fonction de différents dosages en KAX	49
Fig. 2.17 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 3 en fonction de différents dosages en KAX	49
Fig. 2.18 :	Cinétiques de flottation du résidu 4 en fonction de différents dosages en KAX	50
Fig. 2.19 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 4 en fonction de différents dosages en KAX	50
Fig. 2.20 :	Cinétiques de flottation du résidu 4 en fonction de différents dosages en ARMAC	51
Fig. 2.21 :	Cinétiques d'épuisement du résidu 4 en fonction de différents dosages en ARMAC	51
Fig. 2.22 :	%S final dans le rejet du résidu 1 en fonction du dosage en collecteur et du temps	52
Fig. 2.23 :	%S final dans le rejet du résidu 2 en fonction du dosage en collecteur et du temps	53
Fig. 2.24 :	%S final dans le rejet du résidu 3 en fonction du dosage en collecteur et du temps	53
Fig. 2.25 :	%S final dans le rejet du résidu 4 en fonction du dosage en KAX et du temps	54
Fig. 2.26 :	%S final dans le rejet du résidu 4 en fonction du dosage en ARMAC C et du temps	54

Fig. 2.27 :	Variation du paramètre k en fonction de la récupération finale en soufre	57
Fig. 2.28 :	Variation de Rf en fonction de la récupération finale en soufre	57
Fig. 2.29 :	La récupération finale en soufre en fonction du dosage en collecteur	57
Fig. 2.30 :	Cinétique de récupération de l'or par la cyanuration du concentré de la Mine 4	65
Fig. 3.1 :	Configuration stratigraphique des sept colonnes étudiées dans le projet	70
Fig. 3.2 :	Courbes granulométriques des matériaux utilisés dans les essais en colonne	76
Fig. 3.3 :	Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés dans les essais en colonne	79
Fig. 3.4 :	Évolution du pH de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	84
Fig. 3.5 :	Évolution sous forme cumulative de l'alcalinité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	85
Fig. 3.6 :	Évolution sous forme de valeurs ponctuelles de l'alcalinité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	86
Fig. 3.7 :	Évolution sous forme cumulative de l'acidité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	88
Fig. 3.8 :	Évolution sous forme de valeurs ponctuelles de l'acidité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	89
Fig. 3.9 :	Évolution de la conductivité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	91
Fig. 3.10 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne témoin C1	94
Fig. 3.11 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne témoin C1	95
Fig. 3.12 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C2A	96
Fig. 3.13 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C2B	96

Fig. 3.15 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2A	97
Fig. 3.16 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2B	98
Fig. 3.17 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2C	98
Fig. 3.18 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3A	99
Fig. 3.19 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3B	99
Fig. 3.20 :	Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3C	100
Fig. 3.21 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3A	100
Fig. 3.22 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3B	101
Fig. 3.23 :	Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3C	101
Fig. 3.24 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C1A.....	104
Fig. 3.25 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2A.....	105
Fig. 3.26 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2B.....	105
Fig. 3.27 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2C.....	106
Fig. 3.28 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3A.....	107
Fig. 3.29 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3B.....	107

Fig. 3.30 :	Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3C.....	108
Fig. 3.31 :	Profil de la teneur en zinc dans les résidus sulfureux des colonnes C1A, C3A, C3B et C3C au démontage des colonnes.....	112
Fig. 3.32 :	Profil de la teneur en cuivre dans les résidus sulfureux des colonnes C1A, C3A, C3B et C3C au démontage des colonnes.....	112
Fig. 3.33 :	Fonctions de perméabilité des différents matériaux utilisées pour les modélisations numériques.....	114
Fig. 3.34 :	Comparaison entre les résultats des modélisations numériques et les valeurs expérimentales mesurées dans les colonnes	116
Fig. 3.35 :	Lixiviation des métaux dans le temps : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C	120
Fig. 3.37 :	Corrélation en moles entre la teneur en sulfates cumulés et la teneur en Ca dans les colonnes C2A, C2B et C2C	123
Fig. 3.38 :	Corrélation en atomes entre le soufre et le calcium dans les colonnes C2A, C2B et C2C avec la relation théorique $Ca = S$ et la relation moyenne observée dans les colonne C2 (carbonate limite)	124
Fig. 3.39 :	Comparaison entre la méthode des sulfates et celle par consommation d'oxygène pour une période intensive sur la colonne C1A.....	127
Fig. 3.40 :	Comparaison des flux d'oxygène évalués avec la méthode des sulfates et celle par consommation d'oxygène pour déterminer le flux d'oxygène à travers la colonne C1A.....	128
Fig. 4.1 :	Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement chimique de l'eau	138
Fig. 4.2 :	Représentation schématique d'une digue pour l'ennoiement des résidus.....	139
Fig. 4.3 :	Relation entre la distance et les coûts de construction pour un sable et gravier	140
Fig. 4.4 :	Relation entre la distance et les coûts de construction pour des matériaux fins (argile et till).....	140

Fig. 4.5 :	Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts de construction des digues étanches servant à l'enneigement des résidus générateurs de DMA.....	141
Fig. 4.6 :	Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC	144
Fig. 4.7 :	Relation entre le pourcentage poids au rejets et la teneur initiale en soufre dans le résidus	149
Fig. 4.8 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés	153
Fig. 4.9 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement du cas 1.	156
Fig. 4.10 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 1 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.....	156
Fig. 4.11 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 1 à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.	158
Fig. 4.12 :	Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide du cas 2.....	160
Fig. 4.13 :	Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.	162
Fig. 4.14 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide de la désulfuration à la fin de la mine et d'une CEBC faite de résidus désulfurés.	163
Fig. 4.15 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.	165
Fig. 4.16 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide du cas 3.....	170
Fig. 4.17 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.....	172

Fig. 4.18 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide de la désulfuration à la fin de la mine et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.	173
Fig. 4.19 :	Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide de la désulfuration durant l'opération et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.	174
Fig. 5.1 :	Diagramme bloc de l'intégration de la désulfuration et de l'utilisation des résidus désulfurés comme matériau d'une CEBC dans l'opération d'une mine.	182

INTRODUCTION

Généralités

L'industrie minière contribue de façon importante à l'activité économique du Québec. Les principales statistiques de l'année 1995 du secteur minéral sont les suivantes (Anon., 1995) : 17 521 emplois sont reliés au secteur minier ; la masse salariale est évaluée à 889 M \$; le salaire annuel moyen d'un employé de ce secteur est de 51 000 \$; l'investissement engendré est de 943 M \$, dont près de 50 % proviennent du secteur des métaux précieux qui sont surtout concentrés dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Les exportations de substances minérales et de produits de première transformation représentent 18 % des exportations totales du Québec. De plus, d'après les données fournies par le Bureau de la statistique du Québec pour 1994, la part de l'activité minière dans le produit intérieur brut du Québec est d'environ 1 %.

Malgré toutes les retombées positives de l'industrie minière sur l'économie québécoise, cette activité peut avoir des effets négatifs très significatifs sur l'environnement, comme par exemple (Aubertin, 1991) : la modification de la qualité du milieu aquatique ; l'altération des sols ; la modification de la faune et de la flore ; les nuisances pour les humains et l'altération esthétique de paysages naturels. Pour limiter ces effets, l'industrie minière québécoise investit des sommes importantes dans la protection de l'environnement. En 1994, les membres de l'Association minière du Québec ont consacré à l'environnement près de 57 millions de dollars. On estime qu'il y a environ 2,3 personnes par site qui travaillent en environnement.

Les effets environnementaux présentés précédemment peuvent provenir de différentes sources dont les principales sont (Down et Stocks, 1977 ; Ripley et *al.*, 1996) : les aires d'accumulation des résidus miniers, les excavations souterraines et de surface, l'usine de concentration du minerai, la raffinerie et la machinerie. Au Québec, les principaux effets négatifs de l'industrie minière sur l'environnement sont liés au drainage minier acide (DMA) provenant des aires d'accumulation de résidus miniers contenant des minéraux sulfureux. On estime la production de

stériles à environ 43 M tm/an et la production de rejets de concentrateur provenant de la concentration du minerai à environ 28 M tm/an (Anon., 1996). Toujours pour le Québec, on estime que les superficies perturbées par ces deux types de résidus miniers sont de l'ordre de 1 437 hectares pour les haldes à stériles (dont 21 hectares contiennent des minéraux sulfureux) et de 9 520 hectares pour les rejets de concentrateur (dont 3 118 hectares contiennent des minéraux sulfureux) (Marcotte, 1994, 1996). Le DMA se manifeste partout où une roche stérile ou des rejets de concentrateur contenant des minéraux sulfureux sont en contact avec l'eau et l'air. Dans la plupart des mines québécoises et canadiennes, la production de drainage acide est due à l'oxydation de sulfures de fer comme la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S).

Afin de limiter le drainage minier acide, différentes techniques peuvent être utilisées. Ces techniques visent essentiellement à limiter l'apport d'un ou plusieurs des éléments constitutifs des réactions d'oxydation : l'eau, l'oxygène ou les sulfures. On considère habituellement que les techniques visant à limiter l'infiltration de l'oxygène sont les plus efficaces à long terme (SRK, 1989). Ceci peut être fait en plaçant les résidus miniers sulfureux sous l'eau (e.g. Fraser et Robertson, 1994 ; Amyot et Vézina, 1996), en plaçant des matériaux consommateurs d'oxygène, tels les copeaux de bois, écorces, boues de traitement de l'eau par-dessus les résidus (e.g. Tremblay, 1994 ; Tassé et *al.*, 1996) ou en mettant en place des couvertures multicouches avec effets de barrière capillaire appelées CEBC (e.g. Nicholson et *al.*, 1989 ; Aubertin et Chapuis, 1991 ; Ricard et *al.*, 1997). Dans le contexte géographique québécois, cette dernière alternative s'avère souvent la seule viable, nonobstant les coûts importants principalement liés au transport et à la mise en place des matériaux meubles. Dans le cadre de ce projet de recherche, c'est cette dernière technique qui est à l'étude.

Objectifs du projet

Comme on vient de le mentionner, le principal problème environnemental lié à l'industrie minière est la production de DMA par les résidus miniers sulfureux. Pour réduire les effets environnementaux de ce type de résidus, il faut réduire le volume de résidus problématiques (résidus sulfureux) et empêcher celui-ci de générer du DMA. Pour réduire le volume de résidus problématiques, une méthode envisageable est de récupérer à la source (au concentrateur) les

sulfures en les concentrant. La concentration des sulfures entraîne une diminution de la superficie à restaurer, donc une diminution des coûts de restauration. De plus, les coûts de restauration pourraient être réduits davantage en utilisant la fraction stérile (fraction désulfurée) comme matériau de construction d'une CEBC. **Le principal objectif de ce projet de recherche est donc d'établir les différentes conditions qui font que la séparation des sulfures et l'utilisation de la fraction stérile comme composante d'une CEBC deviennent une solution de restauration efficace et économique.**

Les objectifs spécifiques du projet sont :

1. Déterminer les paramètres qui influencent la récupération des sulfures à l'aide d'essais de flottation réalisés sur plusieurs pulpes provenant de mines de l'Abitibi-Témiscamingue.
2. Évaluer si des valeurs commerciales sont présentes dans le concentré de sulfures et si ces valeurs peuvent être récupérées.
3. Établir un modèle qui permet, à partir des caractéristiques de base de la pulpe, de connaître les coûts de flottation.
4. Évaluer, à l'aide d'essais en colonne, l'efficacité de CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés.
5. Voir l'influence de la teneur résiduelle en sulfures (ou du niveau de désulfuration) sur l'efficacité de la couverture.
6. Élaborer un modèle technico-économique qui permet de comparer les différentes options de restauration et voir dans quelles conditions la technique proposée dans ce projet de recherche devient la plus attrayante.

Contenu du rapport

Le contenu du rapport reflète les objectifs spécifiques du projet. Dans un premier temps, on présente la problématique qui sous-tend ce projet, soit le drainage minier acide. On se rappelle que le DMA provient de l'oxydation des minéraux sulfureux. On retrouve donc dans cette section du document la théorie concernant l'oxydation des minéraux sulfureux, en mettant un accent particulier sur la pyrite. Comme la présence de minéraux acidivores a une influence sur la qualité du drainage, on présente également les principes de la neutralisation par les deux principales

familles de minéraux qui peuvent neutraliser le DMA, soit les carbonates, soit les silicates. Enfin, on retrouve dans le Chapitre 1 le fonctionnement de la méthode de contrôle du drainage minier acide étudiée dans ce projet de recherche, soit les couvertures avec effets de barrière capillaire.

Le Chapitre 2 traite de la désulfuration des résidus miniers. La théorie sur la flottation des sulfures est dans un premier temps discutée. Les résultats des essais de désulfuration sont par la suite présentés et analysés. Dans l'analyse des résultats, on retrouve les cinétiques de flottation qui permettront d'établir les coûts de désulfuration en fonction des principaux paramètres des pulpes, du temps et du dosage en collecteur. La récupération possible des métaux contenus dans les concentrés de sulfures est également discutée dans ce chapitre.

Au Chapitre 3, on présente les résultats des essais en colonne. On retrouve tout d'abord la description des colonnes ainsi qu'une caractérisation des matériaux utilisés. Les résultats géochimiques de l'eau de percolation des différentes colonnes sont ensuite présentés ainsi que les résultats des essais de consommation d'oxygène réalisés sur les colonnes. Des conclusions sont par la suite tirées, à partir de l'analyse des résultats obtenus, quant à l'efficacité des CEBC faites de résidus désulfurés.

Le Chapitre 4 est consacré, quant à lui, à l'aspect économique. On présente dans cette section les conditions d'application de la technique proposée à l'aide d'études de cas fictifs réalistes. Un chiffrier qui intègre les différentes équations utilisées pour évaluer les coûts de restauration de la technique proposée et des autres techniques existantes est également associé à cette section du document. En conclusion, on présente les recommandations des auteurs en ce qui concerne des travaux futurs qui permettraient d'approfondir certains aspects qui pourraient rendre davantage attrayante la gestion séparée des sulfures et de la gangue.

Le lecteur est prié de noter que ce rapport final est une synthèse des travaux réalisés dans le cadre de ce projet de recherche. Plus de détails sur les résultats obtenus peuvent être retrouvés dans les rapports d'étapes ainsi que dans les volumes annexés à ce rapport. On retrouve également, dans

ces volumes, des copies des travaux qui touchent ce projet et qui ont été publiés dans des conférences.

1. PROBLÉMATIQUE

La problématique qui sous-tend ce projet de recherche est la formation de drainage minier acide par les aires d'accumulation de résidus miniers (stériles ou rejets de concentrateurs). Comme il a été mentionné en introduction, le problème de drainage minier acide (DMA) provient de l'oxydation des minéraux sulfureux. La quantité d'acide produit dans le temps dépendra, en plus de la cinétique d'oxydation des minéraux sulfureux, de la cinétique de neutralisation des minéraux acidivores. Pour cette raison, il a été jugé opportun de présenter un peu plus en détail, dans cette section du document, les phénomènes de l'oxydation des minéraux sulfureux (acidogènes) et de la neutralisation par les minéraux acidivores. De plus, comme ce travail vise à évaluer l'efficacité de couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés, le fonctionnement de ce type de couverture est brièvement présenté dans ce chapitre.

1.1 Oxydation des minéraux sulfureux

Les minéraux sulfureux représentent une quantité plus ou moins importante (pouvant aller de fraction de pourcentage à plus de 80 %) de la fraction non économique (ou stérile) issue du traitement des minerais à métaux de base et certains minerais à métaux précieux. Ils sont représentés le plus souvent par la pyrite ; les autres minéraux accompagnateurs sont l'arsénopyrite, notamment dans le cas des minerais sulfurés aurifères, la pyrrhotite et les sulfures valorisables égarés lors du traitement par flottation parmi lesquels on trouve la chalcoppyrite, la sphalérite, la galène et diverses variétés de sulfosels. Comme la pyrite est le principal minéral sulfuré que l'on retrouve dans les minerais québécois, une attention particulière lui sera portée dans ce travail.

1.1.1 Minéralogie de la pyrite

La pyrite, de formule chimique FeS_2 , est un minéral qui cristallise dans le système cubique sous différentes formes en fonction du milieu et des conditions de formation. Elle se présente le plus souvent en cristaux automorphes cubiques, framboïdale (en pyritosphères dont la genèse en milieu

sédimentaire est encore méconnue) mais peut aussi être xénomorphe par remplacement épigénique de tissus cellulaires (Picot et Johan, 1982) offrant des structures collomorphes (en forme de gel, aussi appelée la melnikovite). Elle peut cristalliser très finement (taille micrométrique) à très grossièrement (cristaux cubiques centimétriques). De nombreuses pyrites montrent un zonage net dû à la variation de la composition chimique durant la cristallisation. Plus de détails concernant les différentes morphologies de la pyrite peuvent être trouvés dans Evangelou (1995).

1.1.2 Altérabilité de la pyrite

Les diagrammes de stabilité Eh-pH relatifs aux systèmes Fe-S-H₂O sont très nombreux et très compliqués à cause de la diversité des phases solides et les espèces dissoutes mises en jeu lors de l'altération de la pyrite. Un d'entre eux a été sélectionné pour illustrer la stabilité des phases les plus prépondérantes dans notre étude, il s'agit de celui de Lawson (1982).

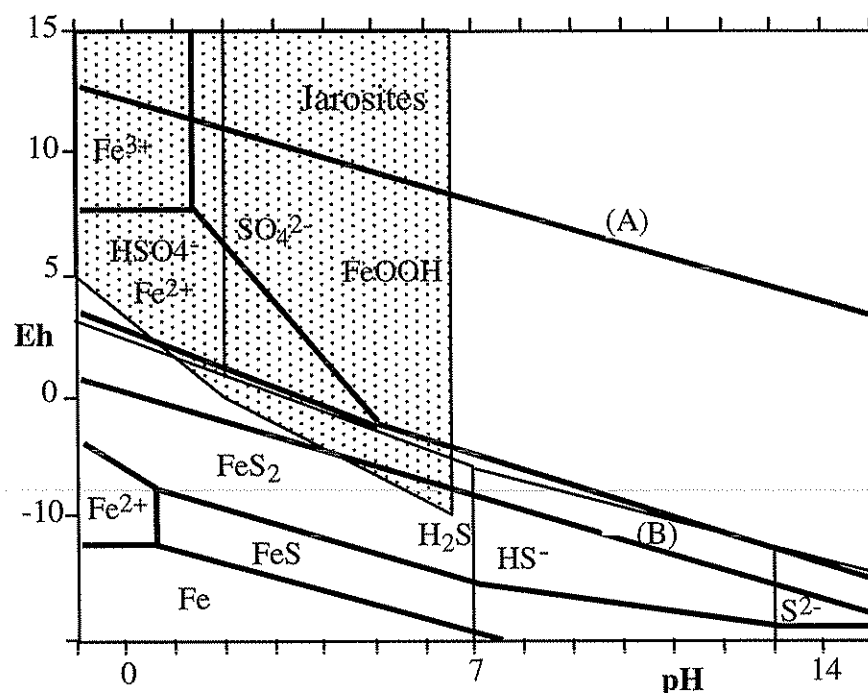


Fig. 1.1 : Diagramme Eh-pH du système Fe-S-H₂O à 25°C (tiré de Lawson, 1982)

A : $O_2 + 4 H^+ + 4 e^- \rightarrow 2 H_2O$ ($p_{O_2} = 1 \text{ atm}$)

B : $2 H^+ + 2 e^- \rightarrow H_2$ ($p_{H_2} = 1 \text{ atm}$)

Les limites de stabilité des phases solides à des activités de $10^{-16} \text{ molL}^{-1}$

Les limites de stabilité de la jarosite avec des activités de 1 molL^{-1}

L'existence de nombreux oxydes et hydroxydes de fer (FeO , Fe_3O_4 , Fe_2O_3 , $Fe(OH)_2$, $Fe(OH)_3$, $FeOOH$) rend très complexe l'établissement d'un diagramme Eh-pH complet. D'autres espèces

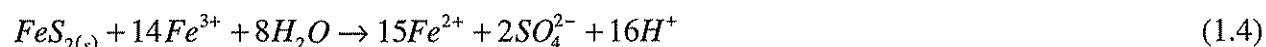
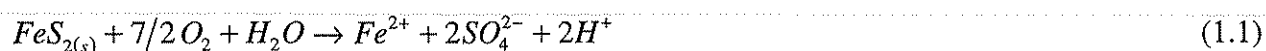
comme les jarosites $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$, sont souvent associées à l'oxydation de la pyrite avec des augmentations de 115 % du volume (Lowson, 1982). Le soufre se présente dans les conditions normales sous trois états principaux : sulfure, soufre élémentaire, et sulfate. La morphologie et la structure cristalline influencent l'oxydation de FeS_2 ; la réactivité peut être classée dans l'ordre suivant (Caruccio et *al.*, 1977): pyrite automorphe < pyrite framboïdale < marcassite (la plus réactive).

Tous les auteurs qui ont travaillé sur les phénomènes d'oxydation de la pyrite sont d'accord sur l'existence de trois voies distinctes et dont les contributions exactes restent encore mal établies :

- l'oxydation chimique ;
- l'oxydation électrochimique ;
- l'oxydation bactérienne.

1.1.2.1 Oxydation chimique de la pyrite

C'est une réaction très lente, considérée comme la première étape de l'oxydation des pyrites, notamment dans les eaux de drainage acides très répandues dans les mines à sulfures (e.g. Singer et Stumm, 1970 ; Kleinman et *al.*, 1981 ; Evangelou, 1995). Dans ce cas, le soufre est oxydé en sulfate avec des produits intermédiaires mal décrits (thiosulfates et sulfites) et le fer est solubilisé sous forme Fe^{2+} et Fe^{3+} ou précipite sous forme d'oxy-hydroxydes, de sulfates, d'arséniates ou carbonates suivant les conditions chimiques. L'oxydation chimique de la pyrite peut être décrite de la façon suivante :

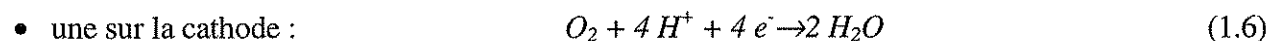
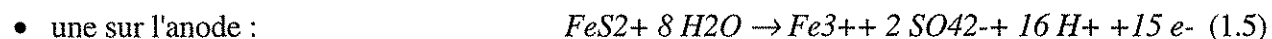


Pour les pH neutres, on considère habituellement que la réaction représentée par l'équation 1.1 est la principale réaction globale d'oxydation de la pyrite (e.g. Goldhaber, 1983). Cependant, des études récentes semblent démontrer que le principal rôle de l'oxygène à pH près de la neutralité est d'oxyder le Fe^{2+} en Fe^{3+} qui oxyde à son tour la pyrite (Moses et *al.*, 1987 ; Moses et Herman,

1991 ; Luther, 1987, 1990). Pour des pH inférieurs à 4,5, le principal agent oxydant de la pyrite est le Fe^{3+} (équation 1.4) et non l'oxygène (équation 1.1). La réaction représentée par l'équation 1.4 est plus rapide que l'équation 1.2 qui produit l'agent oxydant Fe^{3+} . C'est pour cette raison que l'on considère l'équation 1.3 comme la réaction qui limite l'oxydation de la pyrite en milieu abiotique pour des pH faibles (Singer et Stumm, 1970).

1.1.2.2 Oxydation électrochimique de la pyrite

Il existe deux principaux types d'oxydation électrochimique de la pyrite, soit la dissolution oxydative et l'oxydation galvanique. La voie électrochimique de l'oxydation de la pyrite par l'oxygène moléculaire (dissolution oxydative) est en fait une sommation de deux demi réactions (Lowson, 1982):



L'équation globale de ces deux réactions est l'équation 1.1. Une autre réaction compétitive à l'anode peut également se produire, soit celle de la formation de soufre élémentaire. Cette réaction est favorisée en milieu acide et a la particularité de consommer de l'acide plutôt que d'en produire (Lowson, 1982) :



L'oxydation électrochimique peut également se produire lorsque deux minéraux sulfureux sont en contact dans une solution aqueuse (oxydation galvanique) (Perkins et al., 1995). On présente à la figure 1.2 une schématisation de l'oxydation électrochimique de deux grains de sulfures (pyrrhotite-pyrite) placés dans une solution aqueuse. La réaction de réduction se produit à l'interface pyrite-solution où la pyrite est réduite en monosulfure S^{2-} et en fer ferreux Fe^{2+} qui entrent dans la solution. Une partie du monosulfure migre à la surface de la pyrrhotite où il est oxydé. Les électrons libérés sont transférés de la pyrrhotite à la pyrite où ils réduiront d'autres grains de pyrite. Le circuit galvanique est bouclé lorsque les électrons passent de la pyrrhotite à la pyrite et que les monosulfures migrent à travers la solution aqueuse. L'oxydation électrochimique entre deux grains de sulfures différents dans une solution aqueuse n'est pas uniquement valable pour la combinaison pyrite-pyrrhotite, mais peut également se produire pour d'autres combinaisons de sulfures, telle la

chalcopryrite-pyrite (Evangelou, 1995). La présence de l'oxydation électrochimique de la pyrite dans le processus du drainage minier acide est maintenant bien acceptée par la communauté scientifique.

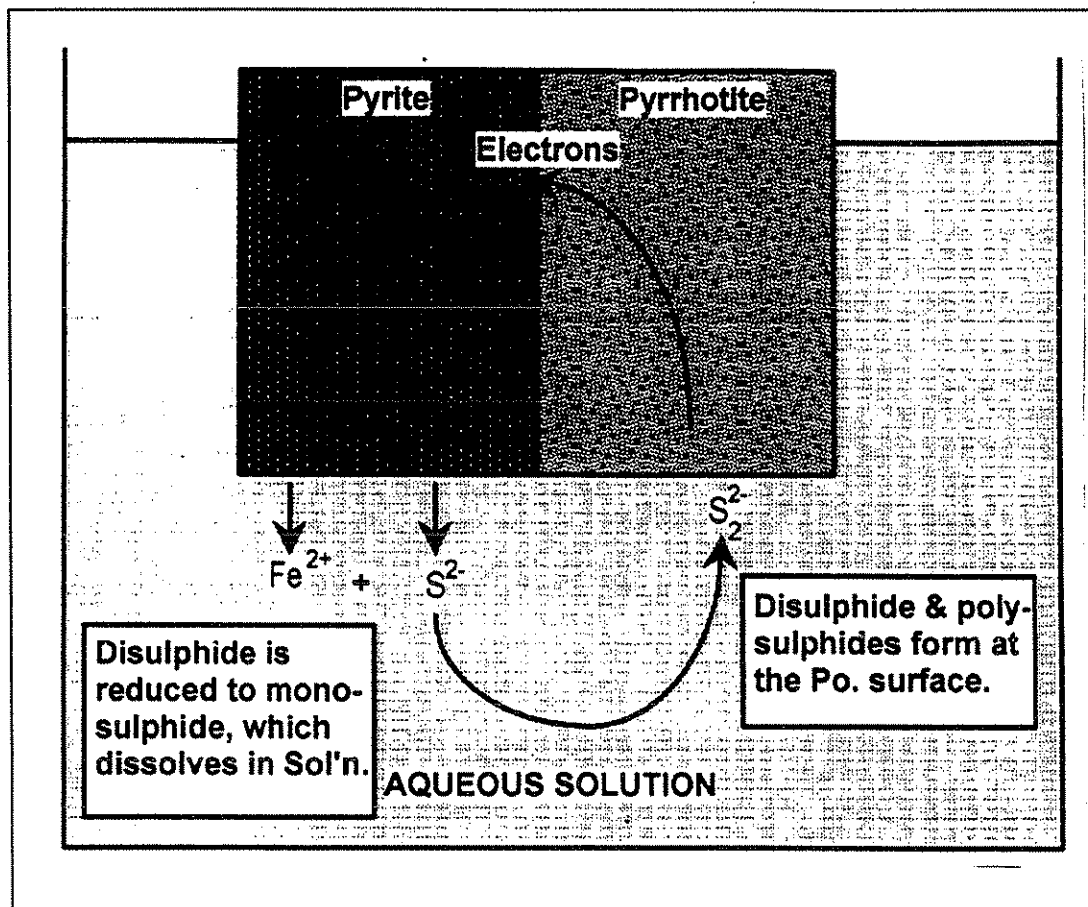


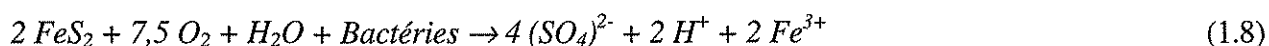
Fig. 1.2 : Schématisation de l'oxydation chimique d'un système pyrite-pyrrhotite dans une solution aqueuse (tiré de Perkins et *al.*, 1995)

1.1.2.3 Oxydation biologique de la pyrite

L'oxydation de la pyrite est favorisée par la présence de bactéries, principalement l'espèce *Thiobacillus ferrooxidans* ; la vitesse d'oxydation se trouve ainsi multipliée par un facteur allant de 20 à 1000 (Berthelin, 1987). En effet, cette bactérie est non sporulante, autotrophe (utilisant uniquement le carbone minéral), chimiolithotrophe (utilise des substrats minéraux, tels que les sulfures comme source d'énergie pour leur métabolisme), mésophile (30 - 35 °C température optimale de croissance), acidophile (l'acidité favorise leur croissance, le pH optimal se situe entre 1,8 et 2,8), aérobique (en présence d'oxygène), l'anaérobiose est facultative. D'autres espèces bactériennes peuvent entrer en jeu dans l'oxydation bactérienne, notamment *Thiobacillus*

thiooxidans, *Leptospirillum ferrooxidans* qui, en cultures mixtes, augmentent les rendements d'oxydation (Monroy, 1993).

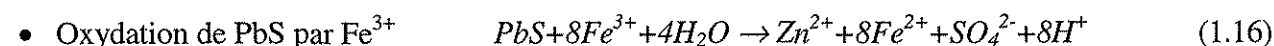
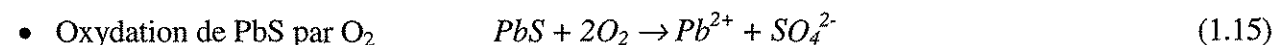
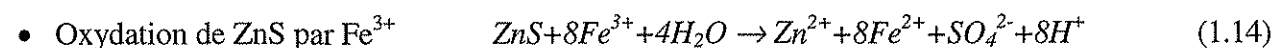
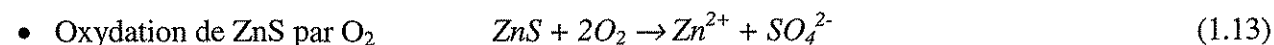
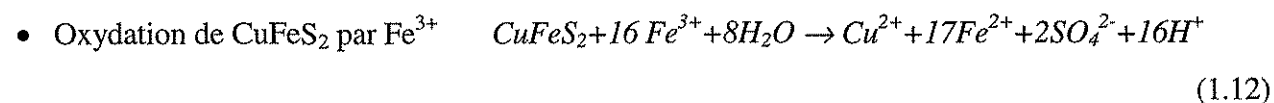
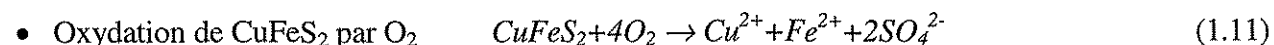
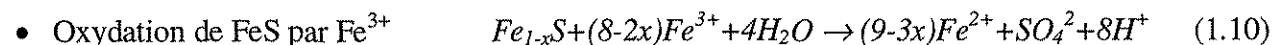
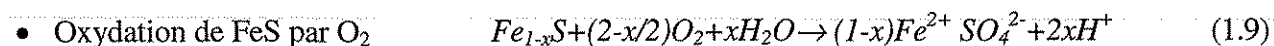
Les thiobacilles sont capables de dissoudre directement la pyrite. La réaction chimique qui décrit ce phénomène peut être écrite de la façon suivante (Palencia et al., 1991) :

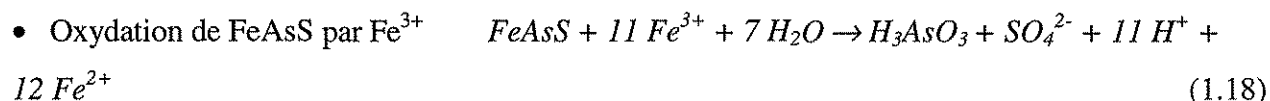
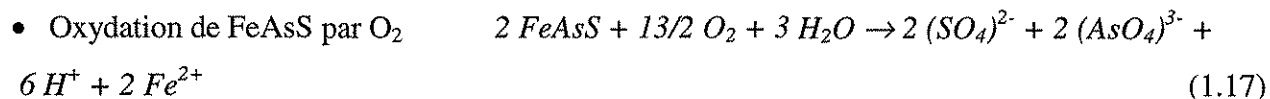


Les thiobacilles peuvent également influencer le taux d'oxydation de la pyrite indirectement en accélérant la réaction d'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} (équation 1.2). Ces deux phénomènes peuvent se produire simultanément, mais on ne comprend pas encore bien le fonctionnement exact de ces réactions. Les principaux facteurs qui affectent l'oxydation biologique de la pyrite sont le pH, la température, la surface spécifique, la morphologie et la concentration en oxygène. Même si l'on ne comprend pas encore parfaitement le phénomène, les travaux de recherche réalisés à ce jour montrent, sans l'ombre d'un doute, l'influence majeure des bactéries sur la production de DMA (e.g. Lizama et Suzuki, 1989 ; Suzuki et al., 1994 ; Scharer et al., 1991 ; Kwong et al., 1995).

1.1.3 Altérabilité d'autres minéraux sulfureux

On présente, dans les équations suivantes, l'oxydation par l'oxygène et le fer ferrique de quelques minéraux sulfureux susceptibles d'être retrouvés dans les stériles de mines québécoises et canadiennes, soit la pyrrhotite (FeS), la chalcoppyrite (CuFeS_2), la sphalérite (ZnS), la galène (PbS) et l'arsenopyrite (FeAsS), (Rimstidt et al., 1994) :





La figure ci-dessous représente une séquence d'altération basée sur l'oxydation de différents sulfures (oxydation chimique, électrochimique et biologique) et les divers produits qui peuvent en résulter d'après Boyle (1994). On constate que la pyrite est l'un des minéraux les moins réactifs parmi les sulfures et que les minéraux à métaux de base sont très solubles.

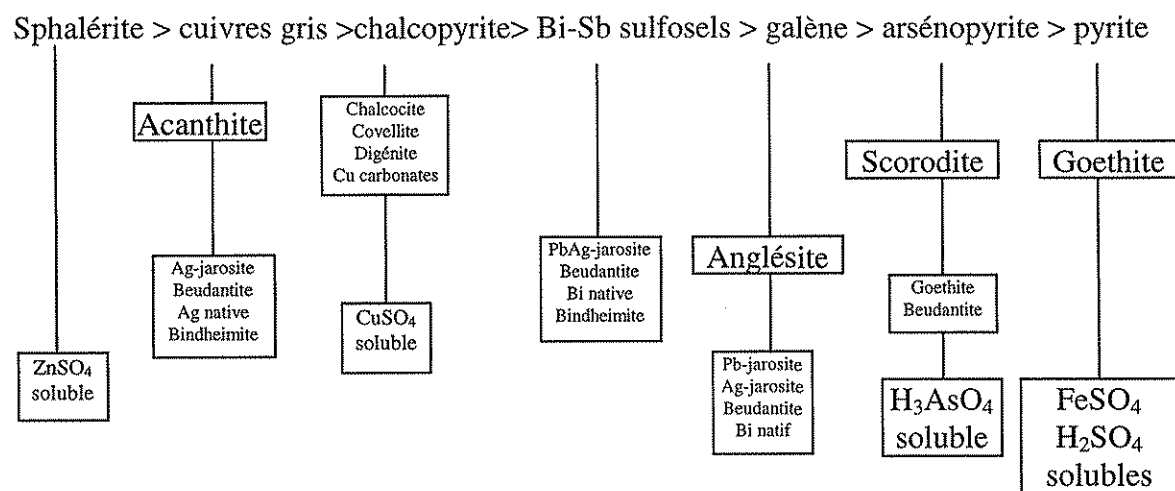


Fig. 1.3 : Schématisation de l'altérabilité de plusieurs minéraux sulfureux avec les divers produits qui peuvent en résulter (inspiré de Boyle, 1994)

Tout comme pour la pyrite, l'oxydation de ces minéraux sulfureux peut se produire avec comme agent oxydant le fer ferrique Fe^{3+} . Les solubilités sous l'effet de l'oxydation par le fer ferrique des différents sulfures sont présentées au tableau 1.1 basé sur la mesure des taux de réaction du Fe^{3+} pour des conditions données. Plus de détails peuvent être trouvés dans Rimstidt et *al.* (1994). De plus, il est important de mentionner que les bactéries peuvent aussi intervenir, tout comme avec la pyrite, pour favoriser les phénomènes d'oxydation des autres sulfures.

Tableau 1.1 : Taux relatifs d'oxydation par le Fe^{3+} de minéraux sulfureux

Minéral	Taux de relatif
Pyrrhotite	4,3
Tétraédrite	3,8
Arsénopyrite	1,7
Galène	1,5
Énargite	1,1
Marcassite	0,9
Pyrite	0,8
Sphalérite	0,5
Chalcopyrite	0,3

En conclusion, on dira que le pH constitue le facteur principal qui gouverne la solubilité des sulfures dans leurs paragenèses primaires, secondaires ou dans les stocks de stériles miniers. D'autres facteurs ont également un impact important soit :

- l'oxygène disponible (atmosphérique ou dissous) ;
- le potentiel redox ;
- la température ;
- le volume d'eau d'infiltration ;
- la surface spécifique ;
- l'activité batérienne ;
- la proportion d'éléments basiques (carbonates) à caractère tampon.

1.2 Neutralisation par les minéraux acidivores

Comme il a été présenté au point précédent, les résidus miniers contenant des minéraux sulfureux peuvent produire des eaux de drainage acides en raison des réactions d'oxydation qui se produisent lorsque ces minéraux sont exposés à l'air, l'eau et les microorganismes. Cependant, un autre paramètre peut jouer un rôle important quant à l'ampleur du DMA, soit la présence ou non de minéraux acidivores dans l'environnement immédiat. Plusieurs minéraux peuvent avoir un

effet neutralisant sur le drainage acide dont les principaux sont (Sherlock et *al.*, 1995) : les carbonates (de calcium, de magnésium et de fer) ; les oxydes et hydroxydes de calcium, de magnésium et d'aluminium ; les silicates solubles ; et les phosphates (principalement l'apatite). Comme on considère habituellement que les carbonates et les silicates sont les principaux minéraux acidivores dans les résidus miniers générateurs d'acide, cette étude s'attardera principalement à ces deux familles de minéraux.

1.2.1 Carbonates

Les carbonates représentent une famille très vaste de minéraux d'origine sédimentaire le plus souvent mais aussi volcano-sédimentaire ou bien issus d'une néoformation secondaire. Ils se caractérisent tous par le groupe CO_3^{2-} . On retrouve dans les carbonates des espèces hydratées et anhydres (les plus communs dans les résidus miniers). Ce type de minéraux est subdivisé en groupe dont les plus importants sont les groupes de la calcite, de la dolomie et de l'argonite. D'un point de vue cristallographique, on considère que les deux premiers groupes cristallisent dans le système rhomboédrique et le dernier dans le système orthorhombique. On retrouve dans le tableau 1.2 les principaux minéraux des trois groupes de carbonates selon la classification de Strunz.

Les principaux carbonates que l'on retrouve dans la gangue des résidus miniers sont la calcite (CaCO_3), magnésite (MgCO_3), dolomie ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), sidérite (FeCO_3) et ankérite ($\text{Ca}(\text{Fe},\text{Mg},\text{Mn})(\text{CO}_3)_2$). Il est bon au départ de mentionner que la neutralisation par les carbonates sera différente selon que l'on est dans un système fermé ou un système ouvert. C'est-à-dire que la présence ou non de la phase gazeuse aura un impact important sur l'équilibre des carbonates en solution. L'effet des carbonates dans la zone non saturée (où il y a présence de gaz) d'un parc à résidus miniers (système ouvert) sera très différent de celui des carbonates situés sous la nappe phréatique d'un parc à résidus (système fermé). La différence entre les deux systèmes est la présence du CO_2 dans le système ouvert. Le CO_2 dissous dans l'eau forme du HCO_3^- qui favorise ainsi la dissolution des carbonates. Comme dans le cadre de cette étude on s'attarde sur la mise en place d'une couverture visant à limiter les infiltrations de gaz, seul le cas du système

fermé sera traité. Plus de détails sur la dissolution des carbonates en système ouvert peuvent être trouvés dans Appelo et Postema (1993).

En système fermé, selon le pH et l'acidité de la solution, deux types de dissolution des carbonates (cas d'un carbonate de calcium, la calcite) peuvent être observés (Strömberg, 1997) :



On considère que l'équation 1.19 est dominante pour des pH supérieurs à 6,3 alors que l'équation 1.20 domine pour des pH inférieurs à 6,3 (Lapakko, 1994).

Tableau 1.2 : Principaux minéraux contenus dans les groupes Calcite, Dolomie et Aragonite

Groupe	Formule chimique	Système
Calcite		
CALCITE	CaCO_3	Rhomboédrique
MAGNESITE	MgCO_3	Rhomboédrique
SIDERITE	$\text{Fe}^{++}\text{CO}_3$	Rhomboédrique
RHODOCHROSITE	MnCO_3	Rhomboédrique
SMITHSONITE	ZnCO_3	Rhomboédrique
Dolomite		
DOLOMITE	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$	Rhomboédrique
ANKERITE	$\text{Ca}(\text{Fe}^{++}, \text{Mg}, \text{Mn})(\text{CO}_3)_2$	Rhomboédrique
KUTNOHORITE	$\text{Ca}(\text{Mn}, \text{Mg}, \text{Fe}^{++})(\text{CO}_3)_2$	Rhomboédrique
MINRECORDITE	$\text{CaZn}(\text{CO}_3)_2$	Rhomboédrique
NORSETHITE	$\text{BaMg}(\text{CO}_3)_2$	Rhomboédrique
HUNTITE	$\text{CaMg}_3(\text{CO}_3)_4$	Rhomboédrique
Aragonite		
ARAGONITE	CaCO_3	Orthorhombique
STRONTIANITE	SrCO_3	Orthorhombique
WITHERITE	BaCO_3	Orthorhombique
CERUSSITE	PbCO_3	Orthorhombique

Un aspect important, lorsque l'on s'intéresse à la qualité du drainage, où il y a neutralisation et oxydation des sulfures, est la vitesse de dissolution des minéraux neutralisants. On considère habituellement que le taux de dissolution des carbonates de magnésium est inférieur à celui des carbonates de calcium (Rauch et White, 1977). Différents modèles ont été proposés dans la

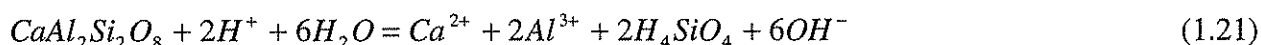
littérature (Morse, 1983). Ces modèles proposent des équations où le taux de dissolution est fonction de la température, du pH, de la pression partielle en CO₂ et du taux de précipitation. La dissolution de la calcite est mieux comprise que celle des autres carbonates ; généralement on estime que le processus de dissolution de la calcite à faible pH (pH<4) est contrôlé par la diffusion alors que pour des pH supérieurs, on considère que le processus est contrôlé par les réactions de surface (Berner, 1978). Plus de détails concernant ces modèles peuvent être trouvés dans Morse (1983), Sjöberg et Rickard (1983), Wallin et Bjerle (1989).

1.2.2 Silicates

La structure cristalline de base des minéraux silicatés (silicates) se caractérise par un atome de silicium entouré de quatre atomes d'oxygène placés sous la forme d'un tétraèdre régulier. Entre les structures de SiO₄, on retrouve des cations de différentes natures (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Fe²⁺, Fe³⁺, etc.). L'aluminium est également un cation que l'on retrouve fréquemment dans les silicates. Étant donné sa grande similarité avec le Si, il arrive qu'il prenne la place de celui-ci dans le tétraèdre rectangulaire comme dans le cas des feldspaths.

Les principaux silicates que l'on retrouve dans la gangue des minerais québécois sont par ordre d'importance (Aubertin et Bussière, 1991) : quartz, chlorite, micas (biotite et muscovite), plagioclases, amphiboles et tourmaline. À part le quartz qui est considéré comme inerte géochimiquement (Lawrence et Scheske, 1997), les autres minéraux peuvent avoir un effet sur la qualité de l'eau venant de parcs à résidus générateurs de DMA.

La dissolution des silicates peut se faire de façon congruente ou incongruente. C'est-à-dire que le silicate peut se dissoudre complètement en composants solubles (congruente) ou encore se dissoudre et former, à partir des produits de la réaction, une autre forme stable qui précipite (incongruente). Ce dernier type de dissolution est le plus fréquent pour les silicates. Les équations qui suivent représentent la dissolution congruente et incongruente de l'anorthite, un des silicates les plus solubles (feldspath, plagioclase, calcique), (Sherlock et *al.*, 1995).





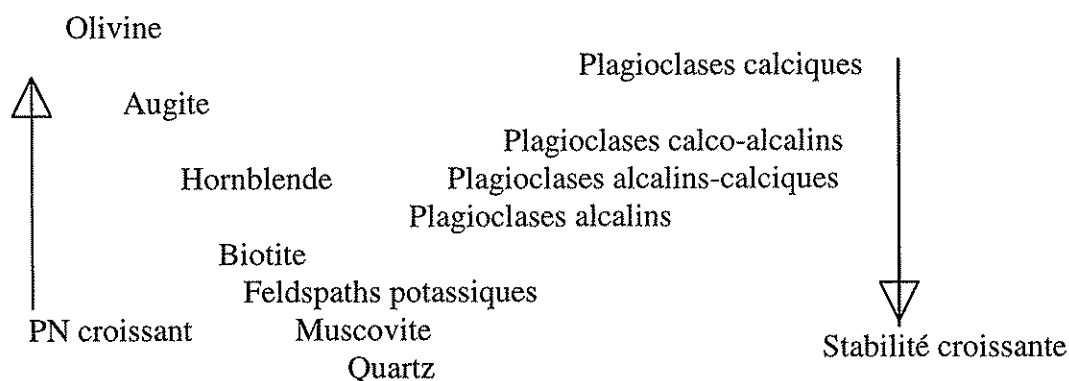
Contrairement aux carbonates, la dissolution des silicates est considérée comme étant contrôlée par les réactions en surface uniquement (Berner, 1981).

Tout comme pour les carbonates, il est essentiel pour les silicates de connaître la vitesse de dissolution, si l'on veut prédire la qualité de l'eau à long terme. On retrouve dans la littérature divers travaux qui ont porté sur la vitesse de dissolution de silicates (ex. Berner et Holdren, 1977, 1979 ; Berner et Scott, 1982 ; Murphy et Helgeson, 1987 ; Sverdrup, 1990). Les principaux paramètres qui influencent la dissolution sont (Sherlock et *al.*, 1995) : le pH, la température, la composition minéralogique, la cristallographie, l'oxydation des ions en solution, la présence d'ions étrangers.

Même si de nombreux facteurs influencent la dissolution des silicates, il est quand même possible de classer les minéraux silicatés selon leur réactivité. Le tableau 1.3 tiré de Lawrence et Scheske (1997) classe différents types de minéraux (entre autres, certains carbonates et silicates) selon leur réactivité relative par rapport à certains minéraux considérés comme étant les plus réactifs. Strömberg (1997) a également tiré de la littérature des taux de dissolution pour différents minéraux. Les résultats, pour un pH de 7 et une température de 25°C, montrent que le taux de dissolution de la calcite est 10^6 fois plus grand ($2 \times 10^{-5} \text{ mole m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) que ceux de la biotite, anorthite et albite ($1 \times 10^{-12} \text{ mole m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) et 10^7 fois plus grand que celui des feldspaths-K ($1 \times 10^{-13} \text{ mole m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). On peut voir, en comparant les résultats présentés par Lawrence et Scheske (1997) (à pH 5) et ceux de Strömberg (à pH 7), que le pH a une influence majeure sur l'écart en termes de taux de dissolution entre les carbonates et les silicates. Pour un pH neutre, la différence en termes de taux de dissolution est de 10^6 alors qu'il est à peine de 2,5 à pH 5. Cela signifie que les silicates sont peu efficaces à neutraliser l'acidité de l'eau à pH près de la neutralité alors que les carbonates sont réactifs. L'impact des silicates sur la qualité de l'eau est donc pratiquement négligeable à pH près de la neutralité mais devient significatif lorsque le pH devient faible. Une autre représentation de la réactivité de certains minéraux silicatés (voir figure 1.4) a également été présentée par Sherlock et *al.* (1995).

Tableau 1.3 : Réactivité relative de minéraux à pH 5 (extrait de Lawrence et Scheske, 1997)

Classification	Minéraux	Réactivité relative à pH 5
Très réactifs	Calcite, aragonite, dolomie, magnésite, brucite	1,00
Dissolution rapide	Plagioclases calciques (anorthite, bytownite), nepheline, forsterite, olivine, garnet, jadéite, leucite, spodumène, diopside, wollastonite	0,40
Dissolution moyenne	Sorosilicates (épidote, zoisite), pyroxène (enstatite, hypersthène, augite, hedenbergite), amphiboles (hornblende, glaucophane, trémolite, actinolite, antophyllite), phyllosilicates (serpentine, chrysotile, talc, chlorite, biotite)	0,02
Dissolution lente	Plagioclases sodiques (albite, oligoclase, labradorite), argile (vermiculite, montmorillonite)	0,01
Dissolution très lente	Feldspath-K, muscovite	0,01
Inerte	Quartz, rutile, zircon	0,004

**Fig. 1.4 :** Représentation schématique de la stabilité de minéraux silicatés (extrait de Sherlock et *al.*, 1995)

On peut résumer les sections 1.1 et 1.2 de ce chapitre de la façon suivante. Les processus liés à l'oxydation des minéraux sulfureux et à la neutralisation par les minéraux acidivores sont assez bien connus lorsque pris individuellement mais l'intégration de tous ces phénomènes dans un même modèle n'est encore qu'à ses balbutiements. Même si la compréhension des phénomènes n'est pas parfaite, des techniques ont été développées au cours des dernières années afin de limiter la production de drainage acide. L'une d'elles est présentée plus en détails dans la section qui suit.

1.3 Les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC)

Comme il a été mentionné en introduction, il existe plusieurs techniques pour empêcher la contamination de l'environnement par le drainage minier acide. Parmi celles-ci, on retrouve les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Le principal objectif de ce type de couverture est de limiter l'apport de deux des réactifs de l'oxydation des minéraux sulfureux, soit l'eau et l'oxygène. Le fonctionnement des CEBC pour atteindre cet objectif est présenté dans ce qui suit.

Les couvertures sont utilisées depuis plusieurs années afin de limiter l'infiltration de l'eau jusqu'à une source potentielle de contamination. Cette source peut être des déchets domestiques, solides, dangereux ou encore miniers. Différentes variantes de couvertures ont été utilisées allant d'une simple couverture monocouche aux couvertures multicouches comprenant des couches de sols arables, de sable, de gravier, d'argile et même de géomembrane (e.g. Daniel, 1987 ; Oweis et Khera, 1990 ; EPA, 1991 ; Paruvakat et *al.*, 1992 ; Daniel et Koerner, 1993 ; Koerner, 1994 ; Wing et Gee, 1994 ; Benson et Khire, 1995). Comme l'objectif principal de ces couches est de limiter l'infiltration de l'eau, la conception est habituellement basée sur la faible conductivité hydraulique saturée k_{sat} des matériaux.

Cependant, avec les années, les résultats obtenus ont permis de constater que les recouvrements avec une conductivité hydraulique saturée faible ne pouvaient être considérés comme des solutions à long terme. Suter et *al.* (1993) considèrent que l'intégrité de ce type de couverture ne peut être garantie à long terme en raison des cycles de gel-dégel, du mouillage-séchage, des tassements, des intrusions biologiques et des phénomènes de retrait.

Une alternative intéressante aux recouvrements à faible conductivité hydraulique saturée a été proposée dans les années 1980, soit les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Initialement, ce type de couverture a été conçu pour limiter l'infiltration d'eau dans des climats arides (e.g. Frind et *al.*, 1976 ; Ross, 1990 ; Fayer et *al.*, 1992 ; Stormont, 1995, 1996). Cependant, au cours des dernières années, les CEBC ont été proposées comme couvertures visant à limiter l'infiltration des gaz, particulièrement dans le contexte minier (e.g. Collin et Rasmuson,

1988 ; Nicholson et *al.*, 1989 ; Yanful, 1993 ; Aubertin et *al.*, 1993). Le principal objectif de la couverture avec effets de barrière capillaire dans ce cas particulier est de limiter l'infiltration de l'oxygène jusqu'aux résidus générateurs de drainage minier acide et ainsi limiter l'oxydation des minéraux sulfureux. Pour limiter l'infiltration de l'oxygène, on doit favoriser le maintien d'un haut degré de saturation dans une des couches du recouvrement. La diffusion (ou l'infiltration) de l'oxygène à travers un sol saturé est très faible puisque la diffusion est nulle à travers les grains et très faible à travers l'eau.

L'efficacité d'une CEBC est donc liée à la capacité que possède celle-ci à limiter l'infiltration de l'oxygène. Pour ce faire, on se sert de l'effet de barrière capillaire. L'effet de barrière capillaire apparaît lorsqu'un écoulement non saturé est présent dans un matériau fin situé par dessus un matériau grossier. En raison du contraste de granulométrie des matériaux et, par conséquent, du contraste dans les caractéristiques de rétention d'eau, seulement une partie du débit d'eau qui atteint l'interface est transmis au matériau grossier. Les principes sous-jacents à ce concept ont été décrits (avec plus ou moins de détails) dans de nombreuses publications; mentionnons : Frind et *al.* (1976), Gillham (1984), Rasmuson et Erikson (1986), André-Jehan et *al.* (1988), Nicholson et *al.* (1989, 1990, 1991), Collin et Rasmuson (1990), SRK (1989), Akindunni et *al.* (1991), Morel-Seytoux (1992, 1993), Aachib et *al.* (1993), Melchior et *al.* (1993), Wing et Gee (1994), Barrès et Bonin (1993), Chiu et Shackelford (1994), Shackelford et *al.* (1994), Aubertin et *al.* (1995).

Un système de recouvrement bicouche typique utilisant le principe de barrière capillaire est présenté à la figure 1.5. On retrouve sur cette figure une schématisation du mouvement de l'eau dans les deux couches d'un système sol fin sur sol grossier. L'eau qui s'infiltré de la surface (flux *r* sur la figure) ne pourra s'écouler à travers la couche de matériau grossier (initialement non saturée) que lorsque la tension capillaire dans le matériau de la couche fine sera proche de zéro (c'est-à-dire que le matériau est complètement saturé). L'assèchement de la couche grossière (formée d'un matériau grossier qui a une faible rétention d'eau) permet ainsi d'empêcher le mouvement de l'eau vers le bas (flux *v*), ce qui favorise le maintien d'un haut degré de saturation dans la couche fine.

On peut également expliquer le phénomène de l'effet de barrière capillaire à l'aide des fonctions hydriques des matériaux. La relation ψ - θ d'un matériau meuble, souvent appelée courbe caractéristique de succion (ou courbe de rétention d'eau), peut être utilisée pour estimer les conditions d'écoulement non saturées. Cette relation s'apparente à la courbe de remontée capillaire de l'eau dans un sol homogène au-dessus de la nappe phréatique, dans la zone vadose (Freeze et Cherry, 1979; Kovács, 1981).

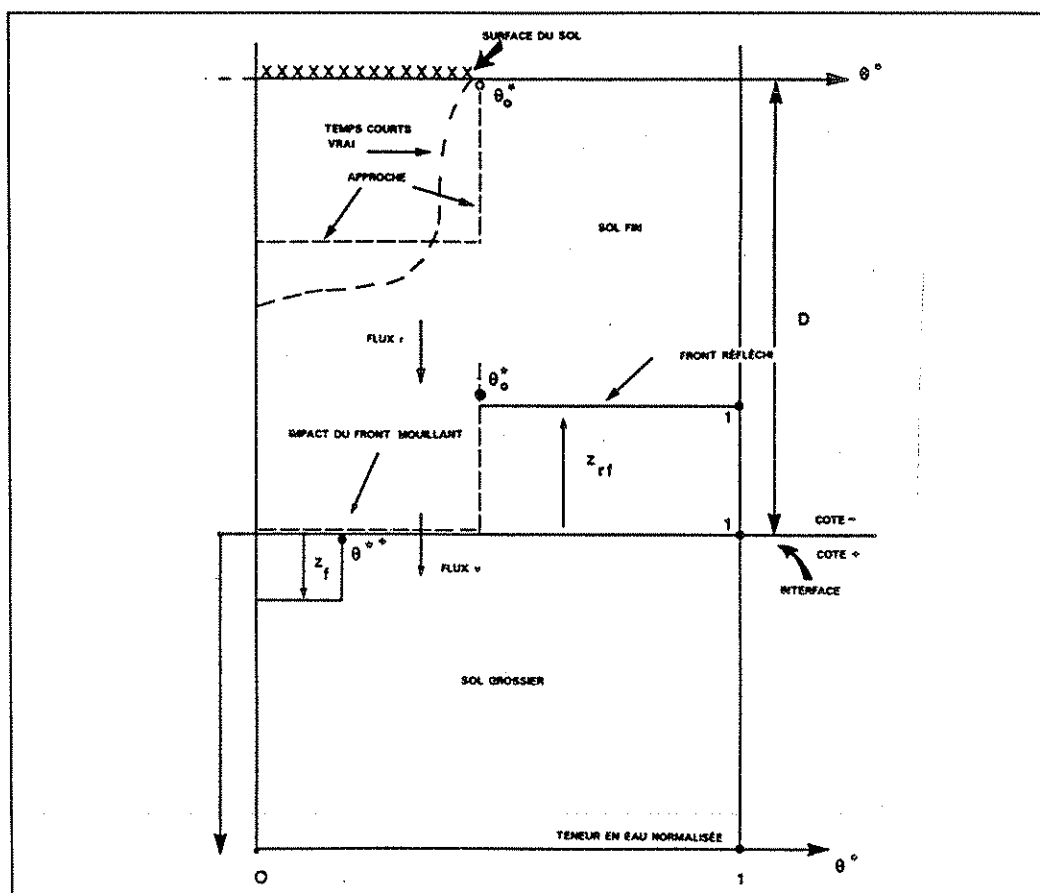


Fig. 1.5 : Schématisation du mouvement de l'eau dans une barrière capillaire (tiré de Morel-Seytoux, 1992)

Lorsque $\psi < \psi_a$, on a $\theta < n$ (ou degré de saturation $S_r < 100\%$); cela entraîne que $k \leq k_{sat}$ (où k_{sat} est la valeur de la conductivité hydraulique à l'état saturé; k est la conductivité hydraulique pour une succion donnée). L'application de la loi de Darcy pour les écoulements non saturés nécessite la connaissance de la fonction de perméabilité. Deux exemples, pour un silt et un sable, d'une

telle relation entre k et ψ sont présentés à la figure 1.6b. Puisque θ varie en fonction de ψ et que k est fonction de θ , il est possible de déduire la fonction k - ψ à partir de θ - ψ .

Il y a une certaine similitude entre la forme de la relation θ - ψ et celle de la relation k - ψ , tel que l'on peut le voir à la figure 1.6b. Sur la figure 1.6, on peut constater que la valeur de k diminue progressivement à mesure que la pression d'eau baisse (suction plus marquée) ou que la teneur en eau volumétrique est réduite. Lorsque l'on compare des matériaux de granulométrie différente (un silt et un sable, par exemple), on constate que le sol fin est moins perméable que le sol grossier à l'état saturé. Toutefois, l'inverse peut devenir vrai pour certaines conditions de suction : le sable se drainant plus aisément, la chute de la valeur de k est plus marquée avec un sable qu'avec le silt. Ceci implique que sous certaines conditions, c'est le matériau le plus grossier qui peut s'avérer le moins perméable. Ce phénomène contribue à l'effet de barrière capillaire dans un système bicouche en réduisant l'écoulement de l'eau d'un matériau fin placé sur un matériau grossier. Ceci favorise la rétention d'eau dans la couche supérieure d'un tel système.

En bref, on peut dire qu'en plaçant une couche de matériau fin entre deux couches de matériau grossier, si le contraste en terme de rétention d'eau est suffisant entre les deux matériaux, on produit ce que l'on appelle un effet de barrière capillaire. Ce phénomène entraîne un degré de saturation élevé dans la couche fine qui limite l'infiltration d'oxygène et, par le fait même, la production de drainage acide.

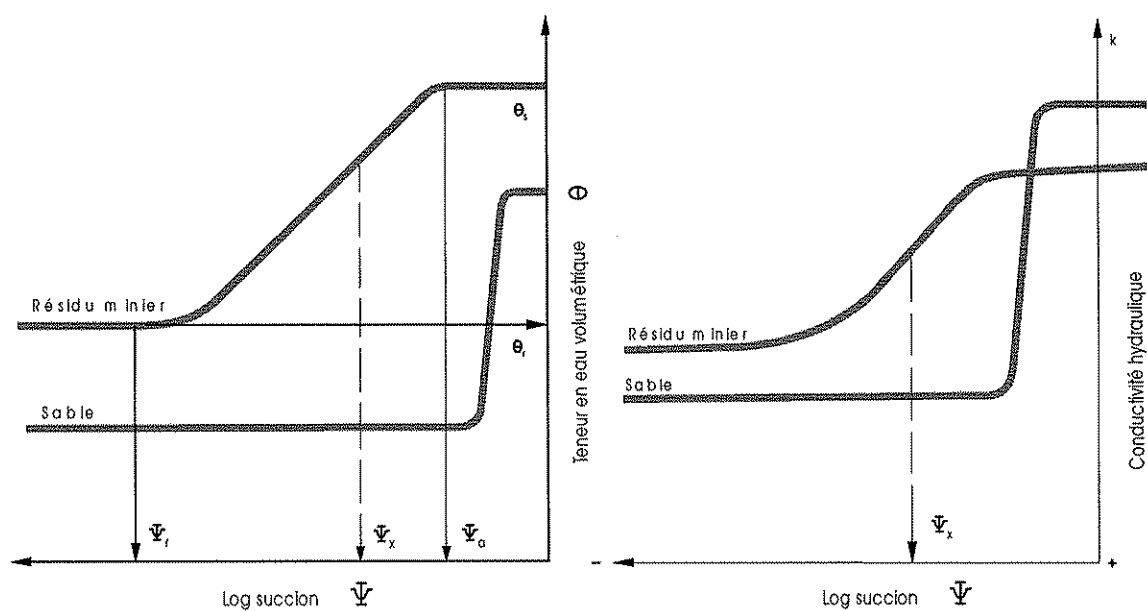


Fig. 1.6 : Fonctions hydriques schématisées : a) courbes de rétention d'eau, b) fonctions de perméabilité (tiré de Aubertin et *al.*, 1995)

2. DÉSULFURATION DES RÉSIDUS MINIERES

2.1 Introduction

De part le monde, de nombreuses mines exploitent et traitent des minerais sulfurés pour en extraire divers minéraux de valeur tels que la chalcoppyrite CuFeS_2 pour le cuivre, la sphalérite ZnS pour le zinc et la galène PbS pour le plomb. Certains minerais s'apprêtent aussi à l'extraction d'autres types de métaux tels que l'or et l'argent, disséminés dans la gangue ou inclus dans les sulfures. Ces procédés laissent en général en fin de traitements des tonnages considérables de résidus plus ou moins sulfurés contenant surtout, au Québec, de la pyrite FeS_2 (Aubertin et Bussière, 1991) qu'il convient de gérer convenablement afin d'éviter tous les problèmes de pollution qu'ils pourraient engendrer suite à leur altération naturelle (Voir Chapitre 1). Les méthodes utilisées actuellement pour prévenir le DMA, quoique diversifiées, restent souvent très coûteuses. Afin de réduire les coûts de restauration, une nouvelle alternative a été proposée au cours des dernières années (Busssière et *al.* 1994) qui consiste à concentrer les résidus problématiques et d'en extraire une fraction désulfurée ayant les caractéristiques nécessaires pour être utilisée comme couche fine dans une couverture sèche avec effet de barrière capillaire limitant la diffusion de l'oxygène, principal moteur de l'oxydation des sulfures (Voir Chapitre 1).

La séparation des sulfures de leur gangue peut être réalisée en se basant soit sur les différences de densité ou des propriétés physico-chimiques de surface correspondant aux deux fractions. En effet, les méthodes gravimétriques peuvent permettre de séparer les sulfures de la gangue en raison du contraste de densité (D_r de 4 à 6 pour les sulfures les plus communs et D_r de 2.7 environ pour la gangue). Les méthodes dans cette catégorie sont diversifiées dont les plus utilisées sont les tables à secousses, les spirales de Humphrey, les milieux denses et le cyclonage qui est une méthodes hybride (classification et gravimétrie). Par ailleurs, en ce qui concerne la méthode de concentration la plus commune pour les sulfures à savoir la flottation; on utilise divers tensioactifs (appelés aussi collecteurs) et moussants pour flotter les sulfures et les autres

phases métalliques. En règle générale, la flottation conventionnelle des minéraux de valeur à l'échelle industrielle repose sur deux étapes importantes qui se succèdent :

- le conditionnement pendant lequel les conditions physico-chimiques de surface sont optimisées pour rendre hydrophobe les minéraux de valeur et/ou déprimer le reste des minéraux indésirables.
- la flottation proprement dite durant laquelle des petites bulles sont dispersées dans la pulpe pour accrocher les phases hydrophobes et les entraîner dans les écumes qui débordent continuellement de la cellule.

Dans ce qui suit, on présentera les quelques tentatives de séparation des sulfures par gravimétrie réalisées sur un minerai faiblement sulfureux. Ensuite, seront détaillés les différents essais de flottation destinés à l'étude des principaux paramètres qui gouvernent ce procédé et parmi lesquels on peut citer :

- caractéristiques physico-chimiques de la pulpe comme le pH;
- temps de flottation pour la détermination de la cinétique de flottation;
- dosage en collecteur pour l'optimisation de la consommation en collecteur;
- taille des grains.

Pour ce faire, quatre résidus miniers différents dont le pourcentage en soufre est respectivement de 2.9%, 3.4%, 16.2% et 24.2% seront étudiés. Les résidus 1, 3 et 4 sont dépourvus de cyanures alors que le résidu 2 en renferme. À partir des résultats de ces essais, des modèles seront établis pour permettre de simuler la désulfuration d'un résidu sulfuré quelconque et pour déterminer les coûts qui en découleraient. Ces derniers pourront être inclus dans un modèle plus global de gestion des résidus miniers générateurs d'acide utilisant les résidus désulfurés comme composante d'une couverture sèche (Voir Chapitre 4). Le potentiel de génération d'acide (PGA) et en particulier le potentiel de neutralisation (PN), qui seront définis plus tard dans ce chapitre, représentent les critères qui permettront de fixer le niveau de désulfuration acceptable pour l'obtention d'un résidu non générateur d'acide. Enfin, la revalorisation des résidus (récupération des métaux dans les concentrés) est étudiée à travers leur contenu en Cu, Zn et Au, afin d'évaluer si les rendements du procédé primaire peuvent être améliorés.

2.2 Échantillons

Les différentes pulpes étudiées dans le cadre de ce travail sont issues de mines québécoises (région de l'Abitibi-Témiscamingue). Elles ont été échantillonnées aux sorties des usines de traitement de chaque mine. Trois des quatre résidus étudiés sont dépourvus de cyanures permettant ainsi d'écarter le problème d'inhibition de la flottabilité des sulfures en présence des cyanures. Les résidus issus de la Mine 4 renferme des cyanures; la flottation pour ce matériau nécessite soit un prétraitement dont le but est d'activer les sulfures ou encore l'utilisation de collecteurs indifférents à l'impact inhibiteur des cyanures. Une brève description des quatre mines d'où les résidus proviennent, est présentée dans ce qui suit :

Mine 1 : C'est une mine qui exploite un gisement sulfuré massif et en extrait du zinc, du cuivre de l'or et de l'argent. La minéralogie est constituée principalement de pyrite (FeS_2), pyrrhotite ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$), chalcopyrite (CuFeS_2), sphalérite (ZnS), magnétite (Fe_3O_4) et une gangue essentiellement silicatée (quartz, chlorite, talc) contenant de faibles quantités de carbonates.

Mine 2 : Elle exploite un gisement type amas sulfuré riche en zinc (sous forme de sphalérite) et cuivre (sous forme de chalcopyrite). Le minerai renferme aussi de faibles quantités d'argent et d'or.

Mine 3 : L'or et le cuivre sont les principaux métaux valorisés par cette mine. De façon générale, on retrouve dans la minéralisation de 10 à 30 % de sulfure qui sont principalement de la pyrite, de la chalcopyrite et de la pyrrhotite. Le minerai contient aussi des carbonates (sidérite, ankérite et calcite). Les autres minéraux présents dans la gangue sont la chlorite, le quartz et la séricite.

Mine 4 : C'est un minerais aurifère ne contenant pas de valeurs économique en métaux. Il est peu sulfuré à 8 % environ de pyrite. La gangue est formée majoritairement de quartz, de micas et de chlorite respectivement avec des teneurs de 40, 30 et 15 % environ. On y trouve aussi des plagioclases et des carbonates (6 % environ de calcite et de dolomite).

Les pulpes fraîches ont été concentrées sans passer par une étape de séchage afin de préserver toutes les conditions initiales de la phase liquide en sortie usine (présence de cyanure, de collecteur, pH, ions en solution, turbidité...etc.) et éviter que le solide soit en contact avec l'air.

2.3 Essais préliminaires

2.3.1 Hydrocyclones

C'est une technique de classification facile à mettre en œuvre qui dépend de l'effet gravimétrique. Cependant, elle s'est avérée infructueuse pour la désulfuration de résidus miniers à cause de l'abondance de sulfures dans la fraction fine. C'est ce qui a été démontré par des travaux durant la phase I du présent projet (Bussière et *al.*, 1994).

2.3.2 Essai gravimétriques

Des études antérieures (e.g. Bussière et *al.*, 1994 et Humber, 1995) ont montré que la très grande finesse des résidus miniers tend à rendre impraticable ce type de procédé en aval (sortie usine de traitement) et ce, spécialement pour les résidus exigeant des niveaux de désulfuration inférieur à 1% soufre. Il a donc été convenu d'effectuer quelques essais gravimétriques sur un minerai aurifère pour lequel la désulfuration en amont par gravimétrie peut théoriquement constituer une alternative réaliste, en ce sens qu'elle n'a pas d'effets néfastes sur la performance globale au niveau de la récupération des métaux précieux. Le minerai de la Mine 4 a été utilisé pour effectuer ces essais à cause de son contenu modéré en soufre et de la possibilité théorique d'intégrer une étape de concentration gravimétrique en amont, qui n'affecterait pas la récupération en or. La figure 2.1 présente une comparaison du circuit d'usinage actuel versus un circuit modifié où pourrait être intégré une étape de séparation gravimétrique en amont.

En fonction des essais réalisés antérieurement et de la configuration du circuit actuel de l'usine, la décharge du broyeur Semi-autogène (SAG) apparaît le meilleur endroit pour effectuer la désulfuration en amont. La désulfuration pourrait être effectuée en usine par des spirales où possiblement par des cônes Reichert qui possèdent une plus grande capacité de production par unité. La désulfuration en amont génère deux produits qui doivent être traités dans des circuits

parallèles. La désorption du charbon des deux circuits pourrait cependant être effectuée dans un circuit unique.

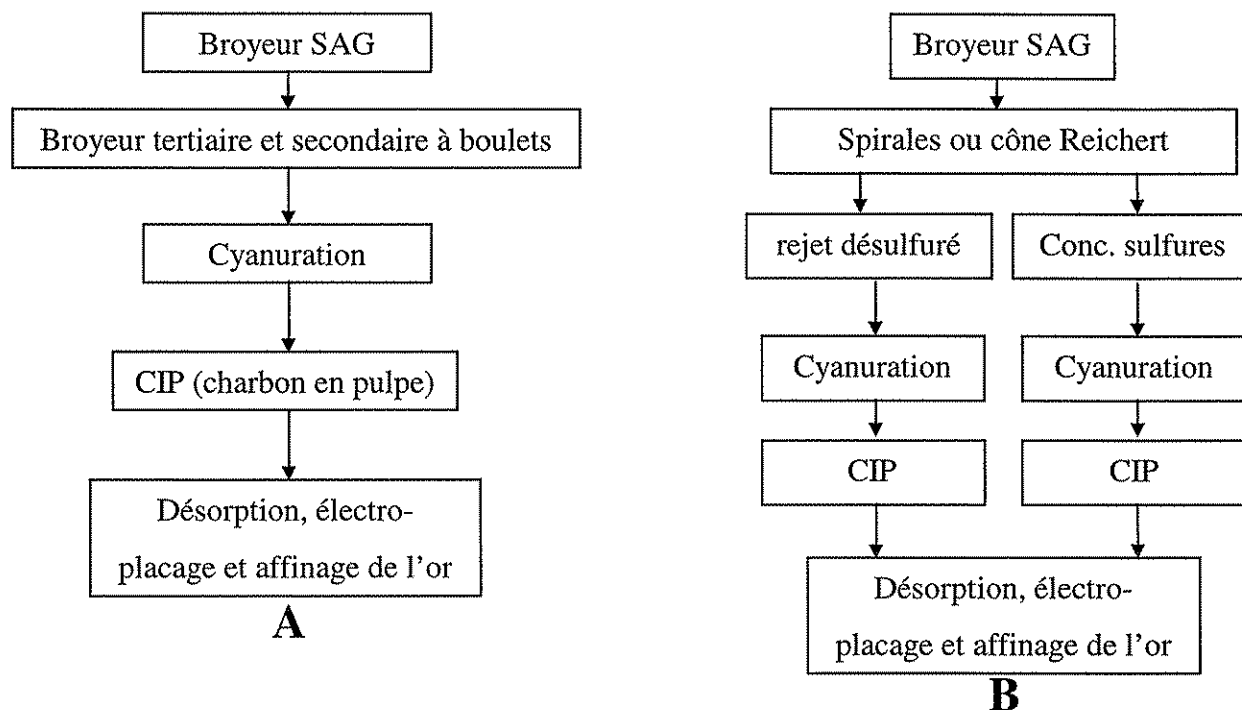


Fig. 2.1 : Schéma du circuit normal (A) et du circuit proposé (B) de l'usine de traitement

Les principaux avantages possibles de la désulfuration en amont par méthodes gravimétriques sont:

- désulfuration effectuée à un faible coût d'opération étant donné le non usage de réactifs;
- possibilité d'optimiser les conditions de broyage et de cyanuration pour chaque circuit parallèle. Cette optimisation permet d'envisager certains gains au niveau métallurgiques pour la récupération des métaux précieux et au niveau de la consommation des réactifs tel les cyanures.

Les principaux inconvénients anticipés de la désulfuration en amont par méthodes gravimétriques sont:

- même si globalement, le temps de séjour n'est pas affecté par la modification proposée, il n'en demeure pas moins que certains équipements supplémentaires peuvent être requis; comme par exemple un épaisseur pour le circuit désulfuré, des modifications au circuit de broyage avec

ajout possible d'un petit broyeur, quelques cuves supplémentaires de cyanuration et de cuves CIP, des pompes, etc.

- opération de deux circuits de broyage secondaires et de deux circuits de cyanuration en parallèles exigent plus d'attention et de travail au niveau de l'opération.

2.3.2.1 Résultats et discussions

Le minerai utilisé est issu de l'alimentation de la Mine 4. Il est concassé à 100% passant 8 mailles et ensuite broyé dans un broyeur à boulets en voie humide pendant 15 minutes. La granulométrie obtenue ($D_{80} = 30\mu\text{m}$) reflète assez bien celle obtenue en usine.

Les essais gravimétriques ont été effectués à l'aide des équipements suivants:

- spirale de Humphrey en circuit fermé
- table de Wilfley de 20 pouces x 40 pouces.

Même si l'utilisation de tables à secousses apparaît peu envisageable d'un point de vue économique compte tenu du nombre de tables requis et de l'espace de plancher exigé, la réalisation d'essais à l'aide de tables à secousses permet d'évaluer en quelque sorte les limites au niveau de l'efficacité de la concentration gravimétrique pour ce minerai broyé. En effet, la table à secousses constitue un des équipements gravimétriques les plus sélectifs parmi les différents équipements disponibles. La spirale de Humphrey est un type d'appareil gravimétrique qui permet de traiter beaucoup plus de tonnage à l'heure et nécessite moins d'espace de plancher comparativement aux tables à secousses. L'objectif des essais qui vont suivre est l'obtention d'un produit faiblement sulfureux non générateur d'acidité par séparation des sulfures en utilisant ces types de procédés. En terme de teneur en soufre résiduelle dans le rejet, l'objectif est d'obtenir une teneur de soufre d'environ 0,3% (voir tableau 2.9). À ce niveau, on considère selon les critères des essais statiques que le résidu est non générateur d'acide.

2.3.2.1.1 Essais réalisés sur table à secousses:

En vue d'atteindre une teneur en soufre minimale, il a été convenu de concentrer le minerai 4 en deux étapes : dégrossissage (C1) et épuisement (C2). Un autre essai distinct a également été réalisé dans les mêmes conditions mais à un temps intermédiaire comme le montre la figure 2.2.

Tableau 2.1 : Résultats des essais sur table à secousses

	% poids	Teneur		Unité		% récupération	
		Au oz/ton	S %	Au %	S %	Au %	S %
C1.	4,8%	1,032	32,90	0,049	1,574	18,1%	47,0%
C2	8,2%	1,400	13,90	0,115	1,143	42,3%	34,1%
Rejet	87,0%	0,124	0,73	0,108	0,635	39,6%	18,9%
Alim. calc.	100,0%	0,272	3,35	0,272	3,353	100%	100%

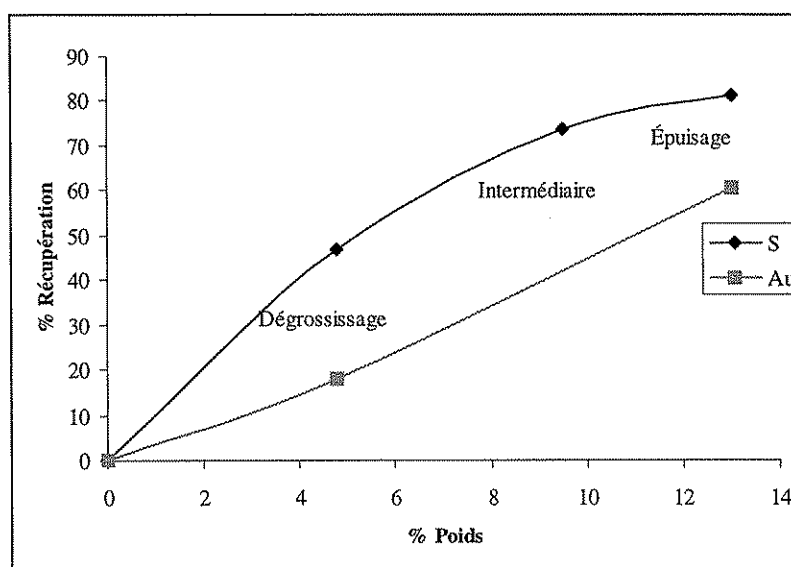


Fig. 2.2 : Récupérations obtenues par les tables à secousses en fonction du %Poids

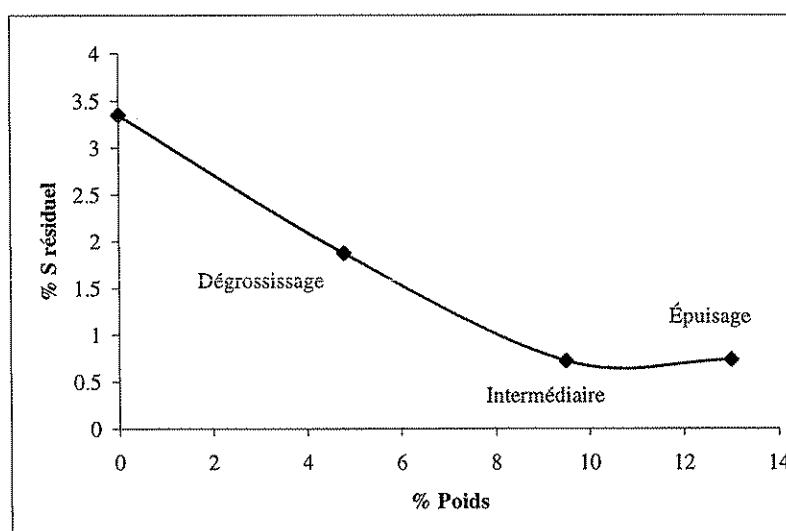


Fig. 2.3 : Épuisement du soufre obtenu par les tables à secousses en fonction du %Poids

Les principales constatations qui peuvent être tirées des essais réalisés sont :

- La teneur en soufre obtenue dans les rejets est de l'ordre de 0,7 %S. Cette teneur laisse présager que ce résidu devrait se situer dans une zone d'incertitude en matière de potentiel de génération d'acide. Il est réaliste d'envisager des teneurs en S aux rejets encore inférieures en procédant à certains ajustements au niveau du fonctionnement de la table à secousses.
- Il est bon de constater également qu'il est possible de désulfurer le minerai 4 à partir d'une granulométrie semblable à la décharge du SAG qui est somme toute assez grossière.
- Le % poids récupéré au concentré requis pour atteindre un seuil de désulfuration de 0,7% soufre est de l'ordre de 10 à 15% en poids.
- On remarque que les récupérations en or sont proportionnelles aux récupérations obtenues pour le soufre. Toutefois, les récupérations inférieures obtenues pour l'or indiquent qu'une partie de l'or présent dans le minerai n'est pas associé aux sulfures. C'est d'ailleurs ce qu'ont permis de confirmer les essais de désulfuration par flottation en amont effectués sur ce même minerai dans le cadre du présent projet.

2.3.2.1.2 Essais réalisés sur spirale de Humphrey:

Trois essais ont été effectués à l'aide d'une spirale de Humphrey en circuit fermé en faisant varier essentiellement la proportion récupérée au concentré. Les principaux résultats sont donnés en

Tableau 2.2 : Résultats des essais sur spirale

	% poids au concentré	% Au réc.	% S réc	%S rejet
Essai 1	6,9%	18,5%	55,4%	0,79%
Essai 2	21,6%	41,3%	73,3%	0,57%
Essai 3	22,6%	50,6%	83,0%	0,43%

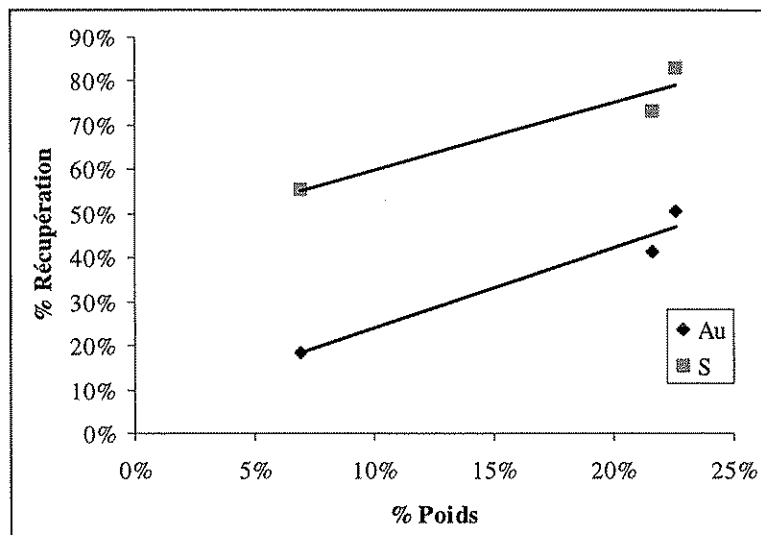


Fig. 2.4 : Récupérations obtenues par les spirales en fonction du %Poids

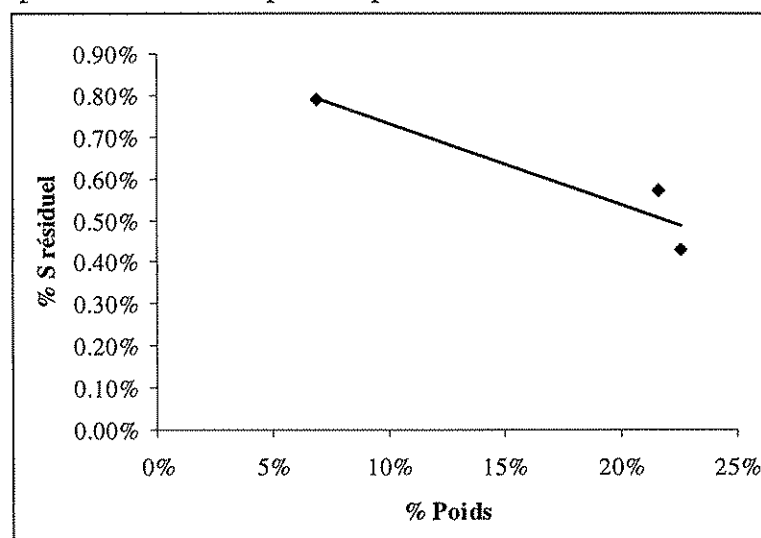


Fig. 2.5 : Épuisement du soufre obtenu par les spirales en fonction du %Poids

Les principales constatations que l'on peut tirer de ces essais sont suivantes :

- On remarque qu'il est techniquement possible d'atteindre des niveaux de désulfuration comparables à ceux obtenus avec la table de Wilfley. La teneur en soufre résiduelle dans le rejet obtenue, de l'ordre de 0,5% S, ne permet pas d'affirmer que le rejet est non générateur d'acide. Encore une fois, on se situe dans la plage d'incertitude.
- Tel qu'anticipé, on remarque que la spirale est moins sélective que la table de Wilfley et doit ainsi récupérer un % poids plus élevé pour atteindre des niveaux de désulfuration comparables.

- Il faut atteindre près de 22% de la masse au concentré pour atteindre un seuil de désulfuration inférieur à 0,5 %S.
- Les récupérations en or sont proportionnellement moins élevées que celle obtenues avec la table de Wilfley pour des niveaux de désulfuration comparables. La cause de ce phénomène n'est pas clairement identifiée mais pourrait être simplement liée aux caractéristiques du montage en circuit fermé de la spirale qui pourrait favoriser la sédimentation des sulfures grossiers dans le fond de la cuve constituant le réservoir d'alimentation.

Enfin, en ce qui concerne les méthodes gravimétriques, dans le cas où la désulfuration en amont sur une granulométrie grossière serait étudiée sérieusement pour un site donné, il serait essentiel de réaliser d'autres essais en évaluant cette fois la possibilité d'utiliser des cônes Reichert. On conclut, on peut dire que pour des pulpes faiblement sulfureuses telle la pulpe 4, les méthodes gravimétriques peuvent constituer une alternative intéressante pour des fins de désulfuration, en particulier lorsque la flottation peut s'avérer difficile à mettre œuvre.

2.4 Flottation des sulfures

2.4.1 Généralités

La flottation par écume est un procédé minéralurgique utilisé pour la séparation de minéraux en suspension dans une solution. Les particules hydrophobes, ou rendu hydrophobe par l'ajout de collecteur, sont capables de s'attacher aux bulles d'air générées au bas de la cellule. Une addition d'un réactif moussant permet de préserver une bonne qualité des écumes qui surnagent la pulpe et qui sont raclées manuellement ou automatiquement. Un ensemble rotor-stator permet d'assurer et une agitation convenable de la pulpe dans la cellule, et une diffusion de bulles d'air dont le nombre et la taille sont calibrés.

Ce processus est contrôlé par un nombre important de variables qui peuvent être classifiées de la manière suivante :

- 1- caractéristiques de l'alimentation : débit massique, composition minéralogique, granulométrie, densités minérales, mixité minéralogique, état de surface, forme des grains, pourcentage solide, rhéologie de la pulpe, ...etc.
- 2- caractéristiques physico-chimiques : surfactants en surface, sélectivité du collecteur vis à vis des différents minéraux, hydrophobisation de la surface, qualité de l'eau, température, addition de moussant, pH, Eh, ...etc.
- 3- caractéristiques hydrodynamiques : arrangement du circuit, design des cellules, turbulence dans la cellule, taux d'aération, distribution de la taille des bulles et des particules, zones d'ombre, ...etc.

2.4.1.1 Type de collecteurs

Il existe une très large gamme de collecteurs adaptés pour les sulfures; ils se caractérisent tous par diverses propriétés dont les plus importantes sont :

- leur sélectivité : c'est le cas des xanthates à courtes chaînes comme l'éthyl xanthate qui est sélectif par rapport aux minéraux de métaux de base comme la sphalérite, la chalcopirite et la galène.
- leur puissance : les collecteurs sélectifs sont en général peu puissants, contrairement aux xanthates à longues chaînes comme l'amyl xanthate ou l'hexyl xanthate préconisés généralement pour la flottation non sélective des pyrites aurifères.
- leur coût : certains collecteurs efficaces nécessitent une synthèse complexe qui se reflète sur leur prix à la vente, c'est le cas des amines acétate.
- leur conditions d'emploi : dosages optimaux, pH optimaux d'efficacité, compétition avec d'autres espèces (en solution ou en surface des particules) comme le cas des cyanures et les xanthates.

Une liste non exhaustive des collecteurs qui peuvent être utilisés pour la désulfuration, est dressée en tableau 2.3 . Seuls deux d'entre eux ont été testés dans cette étude, il s'agit du KAX et de l'ARMAC C.

Tableau 2.3 : Liste de quelques collecteurs spécifiques des sulfures

nom commercial	nom chimique	Fournisseur
Senkol	Sodium mercaptobenzathiazole	Senkol
SLS	Sodium lauryl sulfate	-
EPPA	Ethylène phenyl phosphoric acide	-
TrocolS	Amine	-
ARMAC C et T	Cocoalkyl et tallowalkyl amine acétate	Akzol
AERO série 400	Dithiophosphate +phenyl dithiocyanates de sodium	Cyanamid
AERO 343	Sodium isopropyl xanthate	Cyanamid
AERO 350, 355	Sodium ou potassium amyl xanthate	Cyanamid
KAX, NAX	Sodium ou potassium amyl xanthate	Prospec Chemicals
KF	Xanthogène ethyl formate	Prospec Chemicals
TNC	Ethyl thionocarbamate	Prospec Chemicals
Sascol	Dithiophosphate	Prospec Chemicals

2.4.1.2 Autres réactifs de flottation

D'autres réactifs sont parfois nécessaires pour atteindre les objectifs de récupération des sulfures par flottation. Parmi ceux-ci on retrouve :

Activants : Ils sont généralement utilisés pour activer les sulfures lors du traitement des minerais polymétalliques à Pb Cu Zn ainsi que l'activation des sulfures déprimés naturellement (oxydation des surfaces des particules) ou par l'ajout de déprimants comme les cyanures.

Moussants : Ils sont utilisés pour augmenter la résistance des bulles chargées de minéraux flottés; certains collecteur possèdent eux-mêmes des propriétés moussantes comme les dithiophosphates.

Sulfates de fer : ce composé est rajouté à des effluents miniers dans pas mal de cas afin d'éliminer les cyanures. Par ce procédé tous les cyanures libres ou complexes sont précipités sous forme de composés solides stables. Le sulfate de fer pourrait être utilisé dans le cas des résidus sulfurés issus de la cyanuration afin de contrer l'effet inhibiteur des cyanures libres pendant la flottation.

2.4.1.3 Effet de la granulométrie

La taille des particules joue un rôle double primordial dans la flottation des sulfures. En effet, ce paramètre conditionne la libération des minéraux et la collection de ceux-ci. La maille de libération dépend de la texture minéralogique, ainsi plus la minéralogie est grossière, plus ils sont facilement libérables lors des procédés de broyage-classification. De plus, la collection (capacité d'un grain à flotter) dépend de la granulométrie qui montre un optimum de point de vue taille des

particules pour lequel la flottation est maximale (Lynch et *al.* 1981). Ce champs est centré autour des tailles 30 à 50 μm .

Pour mettre en évidence l'influence de ce facteur, des travaux ont été réalisés dans ce projet afin de confirmer l'effet de la granulométrie sur la récupération des sulfures; c'est le minerai correspondant à la Mine 1 qui a été étudié. Il faut noter que dans ce cas-ci, les sulfures sont principalement de la pyrite, de la sphalérite et la de chalcoppyrite. Le minerai concassé est broyé dans un broyeur à boulets en voie humide, puis flotté selon le même protocole en cellule Denver avec du xanthate comme collecteur. Le tableau 2.4 résume les principaux paramètres granulométriques pour quatre durées de broyage croissantes et le pourcentage en soufre résiduel après l'essai de flottation correspondant. Les graphes de la figure 2.6 représentent l'évolution de la moyenne et du D80 en fonction du temps de broyage, il en sort que la corrélation n'est pas linéaire.

Tableau 2.4 : Paramètres granulométriques pour différents broyage du minerai 1

Durée, min.	Moyenne, μm	D80, μm	%S rejet
15	293,3	353,3	5,39
30	183,3	153,3	2,14
45	101,0	110,0	2,70
60	79,3	93,7	5,05

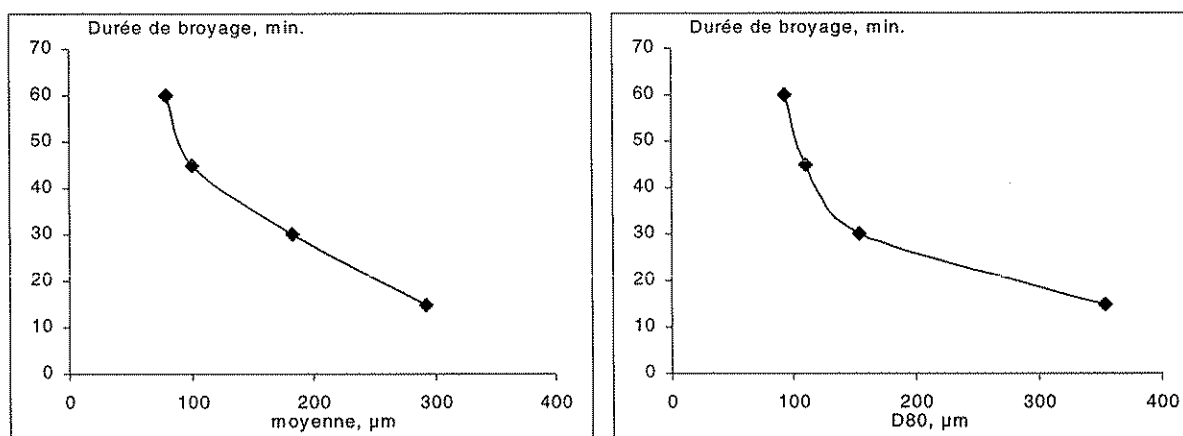


Fig. 2.6 : Évolution de la moyenne et du D₈₀ en fonction de la durée de broyage du minerai 1

Dans la figure 2.7, on met nettement en évidence l'influence de la granulométrie sur la flottation non-sélective des sulfures; celle-ci est optimale pour des tailles moyennes de particules se situant aux alentours de 150 μm et a tendance à baisser de part et d'autre de cette valeur (forme parabolique). Les résidus miniers, en général, ont une moyenne de particule variant entre 50 et 100 μm , ce qui fait qu'une petite variation de granulométrie pourrait avoir un impact important sur la récupération du soufre selon ces travaux préliminaires. Cependant, avant d'aller plus loin dans l'influence de la granulométrie, des travaux supplémentaires seraient nécessaires.

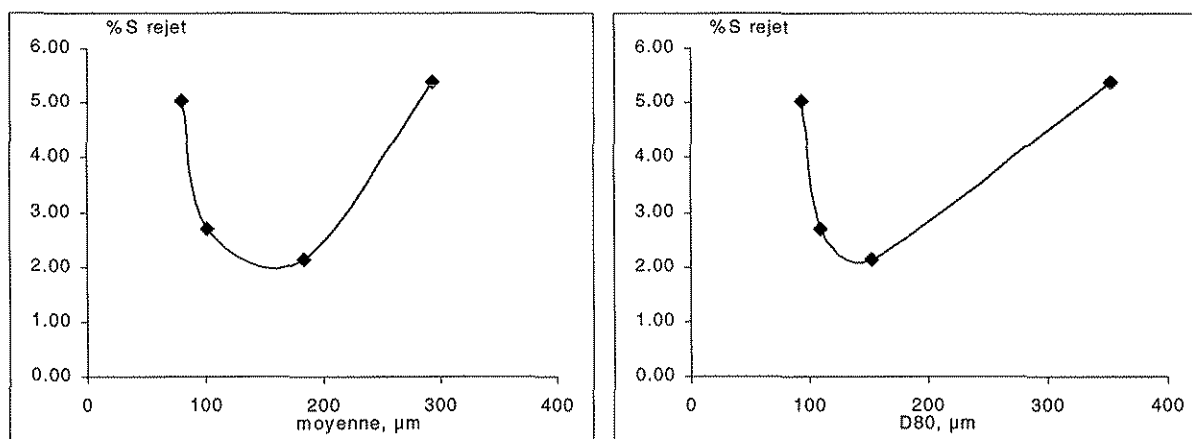


Fig. 2.7 : Soufre résiduel de la flottation en fonction de la granulométrie de la pulpe provenant de la mine 1

2.4.1.4 Effet du pH et du Eh

Le pH joue un rôle capital dans les phénomènes de flottation en jouant sur la polarité des surfaces des particules à flotter (potentiel Zêta). En ce qui concerne la pyrite et sa flottation par les xanthates, il existe deux régions où la récupération est maximale la première se situe autour de pH 5 et la deuxième à pH 7. En dehors ces deux zones, une diminution de la récupération en pyrite est ressentie. À des pH supérieurs à 10, la pyrite est déprimée. Par ailleurs le potentiel oxydo-réducteur est aussi un paramètre important qui permet de diagnostiquer les réactions intervenant à l'interface minéraux sulfurés - solution dans une pulpe. Il est le reflet des espèces en solution. Sans oxygène, il ne peut y avoir de réaction entre les sulfures et les xanthates, pas d'hydrophobisation par conséquent.

2.4.1.5 Effet des cyanures

Les cyanures ont un pouvoir oxydant doublé de propriétés complexantes. En l'absence de fer ou d'autres métaux en solution, les espèces cyanurées s'adsorbent sur la pyrite et forment une couche de ferrocyanures ferriques responsables de la dépression de ce minéral.

Wet et *al.* (1997) expliquent la dépression de la pyrite en présence des cyanures comme le résultat d'une inhibition des réactions électrochimiques en surface des grains de sulfure (oxydation anodique de la pyrite et celle du xanthate) et non par la présence de précipités cyanurés adsorbés en surface. Prestidge et *al.* (1993) constatent que cette adsorption est mauvaise dans les conditions de la cyanuration, entraînant ainsi une désorption aisée. Les cyanures solubles seraient alors les plus pénalisants envers la flottabilité des sulfures comme le mentionne Wet et *al.* (1997) et Hodgkinson et *al.* (1994). Cet effet serait réversible, autrement dit les cyanures peuvent être éliminés par destruction et/ou filtration - lavage.

2.4.1.6 Effet du pourcentage solide

Ce paramètre conditionne la densité de pulpe et la viscosité par conséquent, il est généralement contrôlé lors des traitements antérieurs à la flottation et a un effet important sur la récupération qui augmente avec l'augmentation du pourcentage solide. Cependant, des viscosités trop élevées empêchent la dispersion de l'air et la bonne formation des bulles, affectant ainsi les récupérations. La fourchette entre 25 et 35 % solide est généralement utilisée pour les étapes de dégrossissage.

2.4.1.7 Flottation non sélective des sulfures

La littérature sur la flottation des sulfures et en particulier de la pyrite est très vaste. Nombreux sont les auteurs qui ont travaillé sur la concentration des sulfures par flottation non-sélective soit dans un but minéralurgique (préparation d'un concentré destiné à l'extraction des métaux précieux par voie d'hydrométallurgie), soit dans un but environnemental. On peut citer dans ce dernier cas les travaux de McLaughlin et Stuparyk (1994) et Stuparyk et *al.* (1995) qui ont évalué la possibilité de produire un résidu peu sulfureux dans le cas du concentrateur Clarabelle de INCO et ceux de Bussière et *al.* (1994, 1995b) qui ont travaillé sur la désulfuration de deux stériles miniers sulfurés québécois à des fins d'utilisation dans une couverture sèche. D'autres

travaux dans le même sens ont également été réalisés par Balderama (1995), Luszczkiewicz et Sztaba (1995) et Humber (1995).

Pour désulfurer des résidus miniers par flottation, les réactifs les plus usuels et les plus étudiés sont les xanthates qui se caractérisent par leur force de collection vis à vis des minéraux sulfurés en général. La longueur de leur chaîne radicalaire conditionne leur sélectivité (Crozier, 1992); les collecteurs de type amyl en raison de la longueur de chaîne, sont plutôt destinés à la flottation non sélective des minéraux sulfurés, de la pyrite entre autre. Dans certains cas, la flottation de cette dernière peut être inhibée; les principaux facteurs à l'origine de ce phénomène sont l'état de surface des grains (oxydation naturelle ou par les cyanures en solution (Wet et *al.*, 1997)) et le pH qui, au dessus d'une valeur de 9.5 provoque une dépression du minéral (Duc, 1992). Par ailleurs certains collecteurs, identifiés dans la littérature, peuvent être utilisés avec succès pour la flottation non-sélective des sulfures. On peut citer les travaux Bradshaw et O'Connor (1994) sur les thiocarbamates, ceux de O'Connor et Dunne (1991) sur les mercaptobenzothiazoles et enfin ceux de Hodgkinson et *al.* (1994) sur l'utilisation des amines. Cependant, les principaux désavantages de ces collecteurs pour la désulfuration sont leurs coûts élevés et leurs cinétiques relativementes lentes par rapport aux xanthates.

2.4.2 Conditions opératoires

Dans le cadre de ce travail, des essais de flottation non sélective des sulfures ont été entrepris sur les quatre résidus issus des mines présentées en introduction. Le but est d'étudier les principaux facteurs qui gouvernent la désulfuration d'un point de vue environnementale à savoir la cinétique de flottation qui jouera sur le temps de résidence et la consommation en réactif. Le protocole est schématisé dans la figure 2.8. Les pulpes échantillonnées à la sortie de l'usine sont à des forts pourcentage solide (entre 60 et 70%), celui ci est ramené à 30% par l'ajout d'une solution issue elle même du traitement afin de préserver toutes les conditions physico-chimiques de la solution de flottation. Les essais de flottation ont tous été réalisés à l'aide d'une machine Denver de Laboratoire type D-12, et d'une cellule de 2.5 litre de volume. La vitesse de rotation est de 1500 rpm et le débit d'air est de 2.25 l/min. Les écumes sont raclées par le même opérateur pour

s'assurer d'une homogénéité des résultats. La durée de flottation est variable selon le type de résidu à flotter et le type de collecteur utilisé.

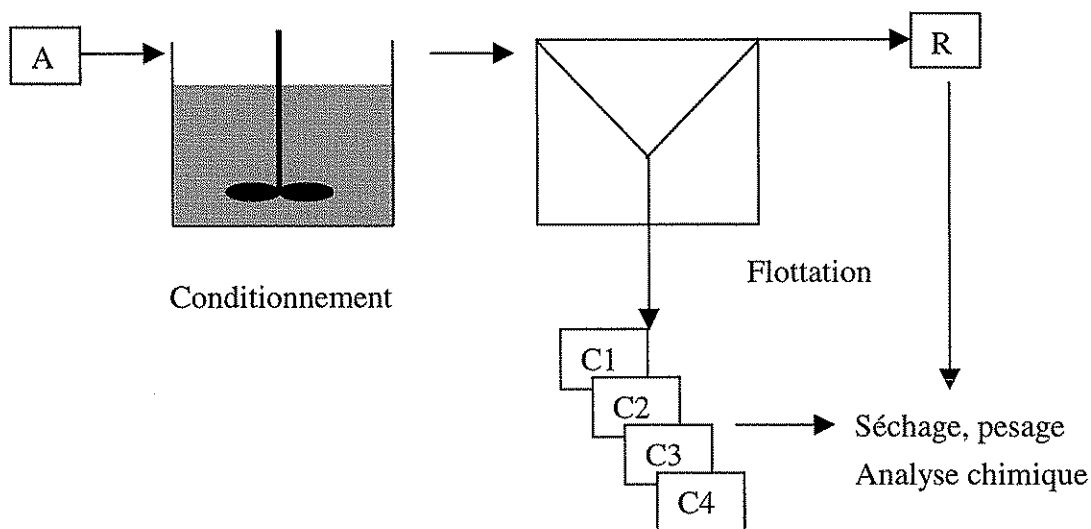


Fig. 2.8 : Schéma du protocole expérimental de flottation

Le conditionnement est réalisé dans la cellule de flottation elle-même avec une rotation de 1500 rpm, et il dure 10 minutes à partir du moment d'ajout du collecteur et du moussant. Le pH et le Eh naturels sont relevés ainsi que ceux juste avant la flottation proprement dite sachant que le pH est régulé pour tous les essais par ajout de NaOH ou de H₂SO₄ dilués pour viser une valeur de 9 pour les pulpes non cyanurées, et une valeur de 9.5 pour la pulpe 4 qui renferme des cyanures (afin d'empêcher la formation de l'acide cyanhydrique HCN). Le moussant est rajouté durant le conditionnement, 3 gouttes sont largement suffisantes pour l'obtention d'écumes de bonne qualité. Les pulpes cyanurées (cas de la pulpe 4) ont été flottées à l'aide de deux types de collecteurs l'amyl xanthate de potassium et l'amine acétate ARMAC C. La pyrite dans le cas du KAX se trouve déprimée par les cyanures comme il a été mentionné à la section 2.4.1.6. Un prétraitement est alors essentiel afin d'éliminer les cyanures en solution. Deux lavages avec une eau propre sont effectués, une agitation à fort pourcentage solide offre une attrition suffisante pour décaper les grains. Ces derniers, dont les surfaces sont oxydées à cause des cyanures, sont réactivés à l'aide du sulfate de cuivre qu'on ajoute à une concentration de 300 g/t de résidus.

2.4.3 Spécifications techniques des réactifs utilisés

Voici les principales spécifications techniques des différents réactifs utilisés :

Régulateurs de pH :

- NaOH : produit chimique pur en solution aqueuse diluée 1%
- H₂SO₄ : produit chimique pur en solution aqueuse diluée 1%

Collecteurs :

- KAX 51: Potassium amyl xanthate, pureté: 80% par poids, poids moléculaire 202,3
Compagnie: Prospec Chemicals : Fort Saskatchewan, Alberta, Canada.
- ARMAC C : Cocoalkyllamine acetate, pureté 95 à 100 %
Compagnie: Akzo Nobel Chemicals Inc. Chicago, IL, USA.

Moussant : D-200: Dow Chemical, Polypropylene glycol methyl ether.

Activant : Sulfate de cuivre : produit industriel en solution aqueuse diluée (pureté inconnue).

2.4.4 Résultats et interprétation

2.4.4.1 Caractéristiques physico-chimiques et minéralogiques des pulpes étudiées

Pour une meilleure compréhension des phénomènes qui régissent la flottation, il est très important de procéder à une caractérisation physico-chimique aussi complète que possible des pulpes d'alimentation. Des analyses chimico-minéralogiques et des déterminations du potentiel de génération d'acide ainsi que la granulométrie ont été effectuées sur des échantillons représentatifs correspondant aux quatre résidus étudiés.

2.4.4.1.1 Analyses chimiques et minéralogiques

Les analyses chimiques ont été faites par le Laboratoire Environnemental de Noranda Inc. à Rouyn-Noranda par ICP Plasma pour le soufre, le zinc et le cuivre. Quant à l'or, il est analysé par pyroanalyse chez Spectrolab de Rouyn-Noranda. Les résultats obtenus sur les quatre résidus solides sont résumés dans le tableau 2.5.

Tableau 2.5 : Analyses chimiques et minéralogiques des résidus étudiés

	Pulpe 1	Pulpe 2	Pulpe 3	Pulpe 4
%wt S	16,2	24,2	2,89	3,4
ppmwt Zn	11700	8300	244	116
ppmwt Cu	566	715	355	533
ppmwt Au	0,09	0,04	0,56	0,23
Pyrite	29,10%	44,34%	5,31%	6,24%
Sphalérite	1,74%	1,24%	0,04%	0,02%
Chalcopyrite	0,16%	0,21%	0,10%	0,15%

Des calculs minéralogiques permettent de constater que la pyrite représente l'essentiel des sulfures pour les différents résidus étudiés. La sphalérite est présente dans le résidu 1 et 2 avec des proportions variant entre 1 et 2%. Quant à la chalcopyrite, elle reste un minéral accessoire ne dépassant pas 0.2 %. L'or quant à lui, ne dépasse guère 0,56 ppm (teneur de la pulpe 3).

Par ailleurs, une analyse chimique en cyanures libres totaux dans une solution issue de la pulpe 4 donne 240 m/l CN^- .

2.4.4.1.2 Potentiels de génération d'acide

Le potentiel de génération d'acide (PGA) a été déterminé par l'essai statique de Sobek et *al.* (1978), qui est l'un des tests de prédiction les plus utilisés pour la détermination du potentiel générateur d'acidité des résidus miniers sulfurés. Le PGA est calculé par différence entre le potentiel de neutralisation (PN) et le potentiel d'acidité (PA). Le PA est estimé à partir du pourcentage de soufre total analysé chimiquement, le PGA Net est estimé par le pourcentage soufre sulfure seulement (différence entre soufre total et soufre sulfate). Quant au PN, il est déterminé de la façon suivante. Tout d'abord, la pulpe mélangée avec un excès d'acide chlorhydrique 0.1N (2g de solide pour 20ml de solution). Par la suite, un titrage volumétrique de retour est réalisé à l'aide de NaOH 0.1N jusqu'à l'obtention d'un pH donné afin de mesurer sa capacité de consommation d'acide.

Les résultats sont résumés dans le tableau 2.6, ils montrent que les résidus des Mines 1 et 2 sont très générateurs d'acidité même s'ils sont dotés d'un potentiel de neutralisation dépassant les 100 kg $CaCO_3/t$, la cause étant leur fort contenu en sulfures. Le résidu de la Mine 4 est potentiellement générateur d'acidité malgré son faible contenu en sulfure en raison de son faible

pouvoir de neutralisation (environ 20 kg CaCO_3/t). Le résidu de la Mine 3 se situe dans la zone d'incertitude du test statique si l'on se fie au rapport PN/PA.

Tableau 2.6 : Paramètres des essais statiques relatifs aux pulpes étudiées

	Pulpe 1	Pulpe 2	Pulpe 3	Pulpe 4	Zone d'incertitude
pH	5,9	5,9	7,4	-	-
%wt S tot	16,2	24,2	2,9	3,4	-
%wt SO_4^{--}	0,40	0,20	0,14	0,1	-
PA kg CaCO_3/t	506,3	756,3	90,3	106,3	-
PN kg CaCO_3/t	120,0	105,0	130,0	25,0	-
PGA	-386,3	-651,3	39,7	-81,3	entre -20 et +20
PGA Net	-373,8	-645,0	44,1	-79,0	entre -20 et +20
PN/PA	0,2	0,1	1,4	0,2	entre 1 et 2
Potentiel	oui	oui	incertain	oui	

2.4.4.1.3 Granulométrie

Les analyses granulométriques ont été réalisées à l'aide d'un Malvern Mastersizer S par voie humide (analyse par optique Laser). On constate que les distributions granulométriques sont assez similaires (figure 2.9) ce qui nous conduit à considérer comme une constante dans nos essais. Les principaux paramètres sont résumés dans le tableau 2.7.

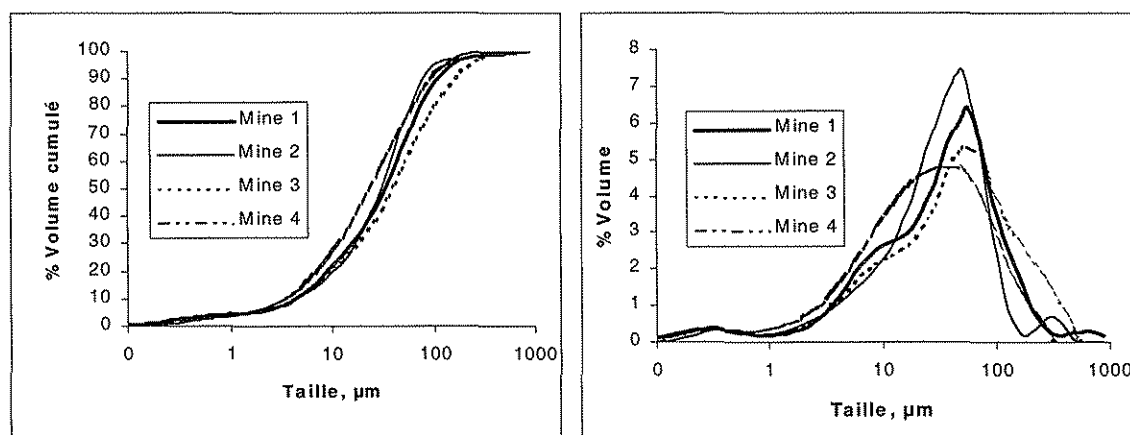


Fig. 2.9 : Distributions granulométriques des résidus étudiés

Tableau 2.7 : Principaux paramètres de la granulométrie des pulpes étudiées

	Pulpe 1	Pulpe 2	Pulpe 3	Pulpe 4
D80	65	56	105	58
D50	28	30	37	23
Moyenne	88,8	70,1	108,6	63,8

2.4.4.2 Régulation du pH

Le pH initial des pulpes ne renfermant pas de cyanures varie entre 7 et 9. Pour certains essais, un très faible ajout de base NaOH est effectué afin de se placer dans des conditions de pH de flottation entre 9 et 9.5. Cette plage correspond à une zone où la pyrite flotte le mieux en milieu basique (Duc, 1992). La pulpe 4 qui renferme des cyanures et des ajouts alcalins (chaux) a été acidifiée après deux lavages successifs à l'aide de H_2SO_4 pour ramener le pH de la flottation en dessous de 10; valeur au dessus de laquelle la pyrite est déprimée vis à vis du xanthate. Cependant, lorsqu'elle est flottée en utilisant l'Armac C, aucune modification du pH n'a été nécessaire pour obtenir un bon rendement de flottation, comme le montre le paragraphe suivant.

2.4.4.3 Cinétiques de flottation des sulfures en fonction du dosage en collecteur

Afin d'atteindre les objectifs en matière de désulfuration environnementale, il est très important d'étudier les cinétiques de flottation des sulfures pour chacune des pulpes et pour différents dosages en collecteur. Tout le travail de modélisation du procédé de désulfuration ainsi que l'estimation des coûts de flottation et en capital reposera sur ce facteur. Concrètement en usine, le temps de résidence nécessaire est directement liée à la cinétique.

Mine 1

Le collecteur utilisé pour flotter les sulfures dans ce résidu est l'amyl xanthate de potassium (KAX 51). La Figure 2.10 montre les cinétiques de récupération du soufre en fonction de différents dosages en collecteur. On y observe qu'à très faibles dosages, les récupérations en soufre sont très faibles et semblent indiquer qu'il n'y aurait pas de collecteur résiduel dans la pulpe. Les récupérations augmentent avec l'augmentation du dosage en collecteur pour plafonner à 90% pour 120 g/t de KAX. Une question se pose alors :

Une partie des sulfures serait elle déprimée ? sous quelle forme alors ?

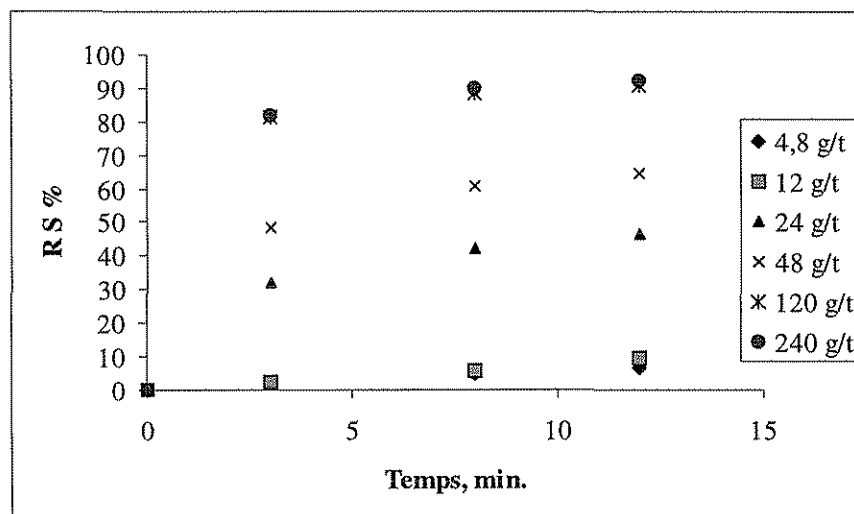


Fig. 2.10 : Cinétiques de flottation du résidu 1 en fonction de différents dosages en KAX

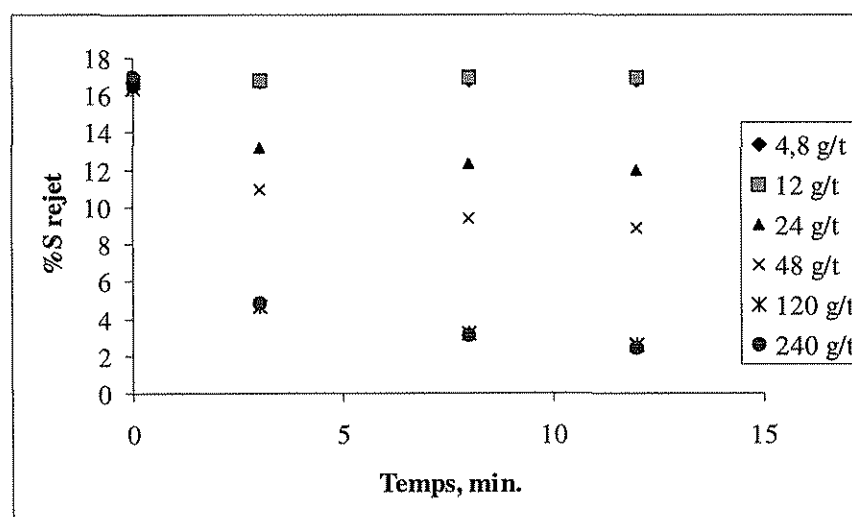


Fig. 2.11 : Cinétiques d'épuisement du résidu 1 en fonction de différents dosages en KAX

La figure 2.11 représente l'épuisement du rejet de flottation en fonction du temps et du dosage en collecteurs. On constate de la même façon qu'il est très difficile de descendre en bas de 2.5 %S et de désulfurer avec succès.

Deux essais supplémentaires ont été réalisés en vue de répondre à la question posée ci-dessus. Pour ce faire, du sulfate de cuivre est rajouté pour l'activation les sulfures. Dans le cas du premier essais, l'activant est additionné lors du pré-conditionnement, alors que dans le deuxième cas, il

est ajouté après 8 minutes. de flottation. L'objectif de l'ajout de CuSO_4 est de mettre en évidence une éventuelle compétition des différents types de sulfures vis à vis du sulfate de cuivre.

Les résultats obtenus (figures 2.12 et 2.13) montrent qu'effectivement la partie difficilement flottable lors des précédents essais correspondait en partie à la sphalérite :

- 1^{er} essai : teneur élevée en Zn et 80 % de récupération Zn,
- 2^e essai : teneur très haute en zinc du 3^e concentré (7.1 %wt : 10.6 % de sphalérite) et une récupération finale de 90%.

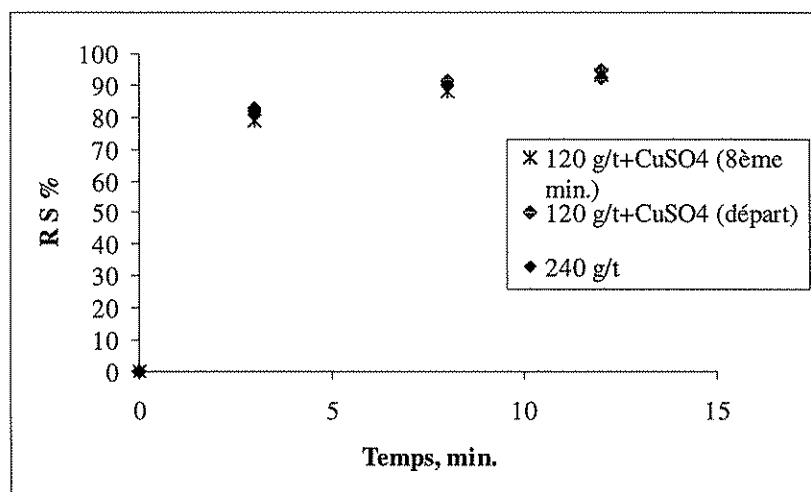


Fig. 2.12 : Cinétiques de flottation du résidu 1 en présence d'un activant

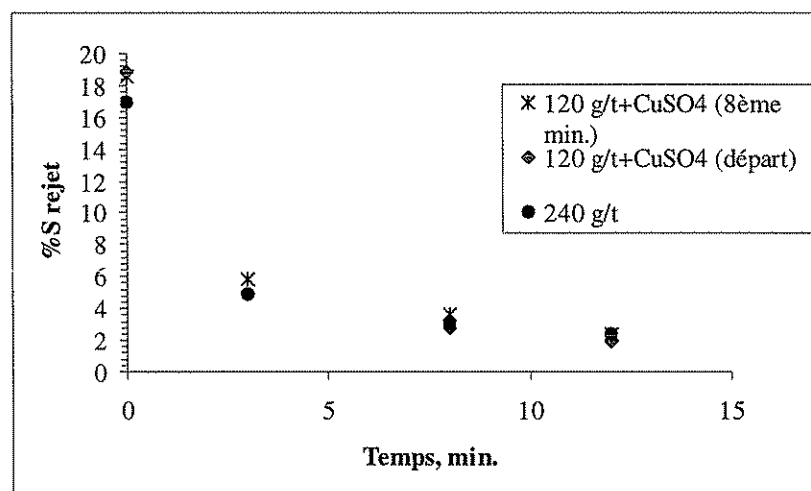


Fig. 2.13 : Cinétiques d'épuisement du résidu 1 en présence d'un activant

L'épuisement du résidu 1 en soufre est meilleur dans le cas où l'activant est ajouté au début de la désulfuration; on atteint dans ce cas 1.87 %S dans le résidu final avec seulement 120 g/t de KAX 51. Cette teneur est plus basse que celle obtenue avec le précédent essai conduit en l'absence d'activant mais une forte dose en collecteur (240 g/t). Le soufre restant pourrait correspondre à des sulfures non libérés (mixte minéralogique avec la gangue) ou dont la taille est défavorable à la flottation.

Mine 2

L'effet du dosage en collecteur sur la cinétique de flottation pour le résidu 2 est similaire à celui observé dans le cas du résidu 1 (figure 2.14). En effet, la récupération, plus élevée dans ce cas (96%), n'a pu être améliorée au delà d'une certaine concentration en collecteur (120 g/t). Cependant, la difficulté à épuiser le résidu en soufre n'est pas aussi accentuée si l'on compare ces résultats à ceux obtenus dans le cas du résidu 1.

La figure 2.15 met en évidence la degré de l'épuisement qu'on peut atteindre pour ce résidu malgré sa forte teneur en sulfures. En effet, on arrive à obtenir jusqu'à 1.4 %S résiduel dans le meilleur des cas.

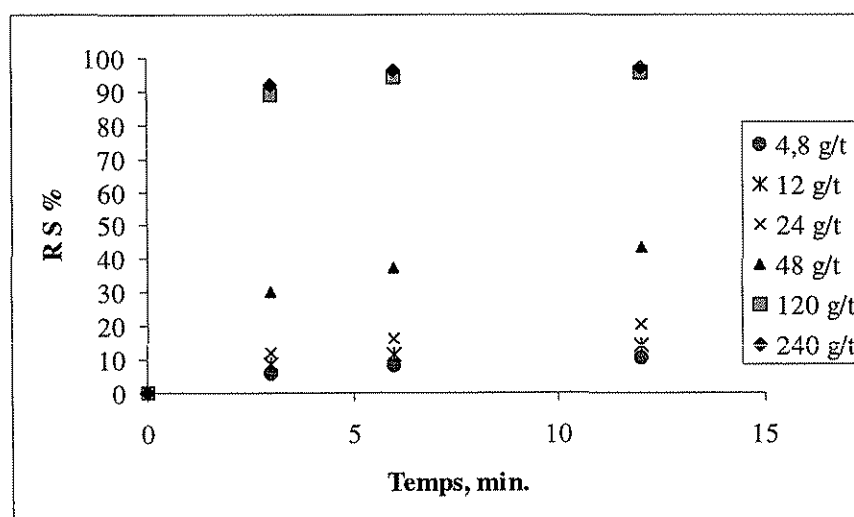


Fig. 2.14 : Cinétiques de flottation du résidu 2 en fonction de différents dosages en KAX

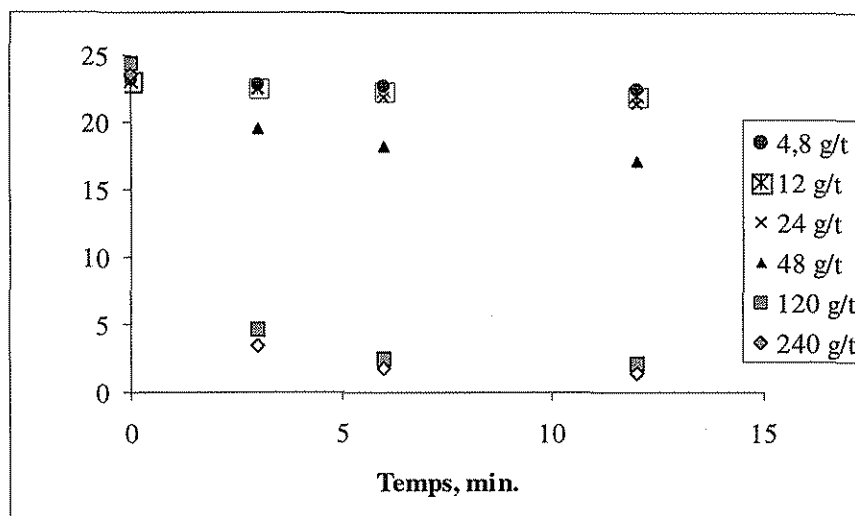


Fig. 2.15 : Cinétiques d'épuisement du résidu 2 en fonction de différents dosages en KAX

Mine 3

Le résidu 3 flotte très rapidement à des très faibles dosages en collecteur (figure 2.16). Ceci s'explique essentiellement par le faible contenu en sulfure et par la présence vraisemblable d'une concentration résiduelle en collecteur dans la pulpe issue du traitement antérieure (i.e. lors de la récupération primaire des métaux de valeur). De plus, la granulométrie de ce résidu est légèrement plus fine que les autres résidus étudiés et se situe, selon nos travaux, dans la plage optimale (soit à environ 100 μm de moyenne de taille des particules).

On atteint des teneurs résiduelles très faibles (de l'ordre de 0.4 %S) dès la quatrième minute et avec un dosage ne dépassant pas les 15 g/t (figure 2.17).

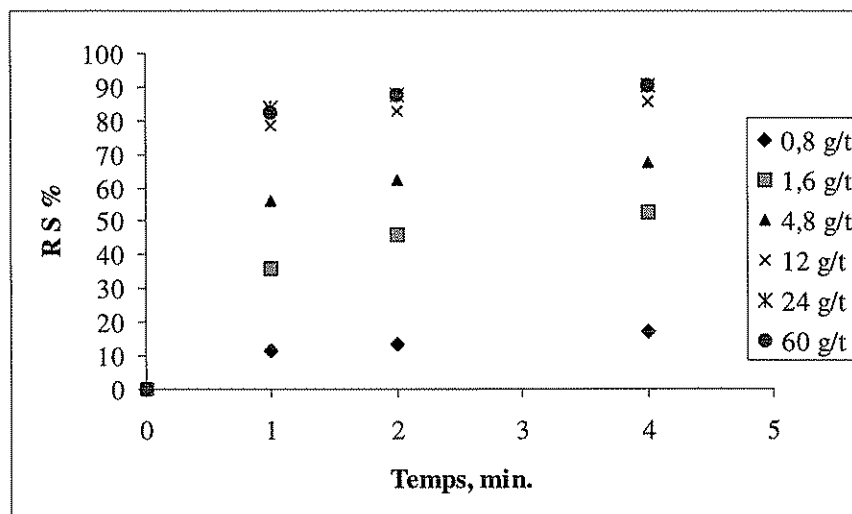


Fig. 2.16 : Cinétiques de flottation du résidu 3 en fonction de différents dosages en KAX

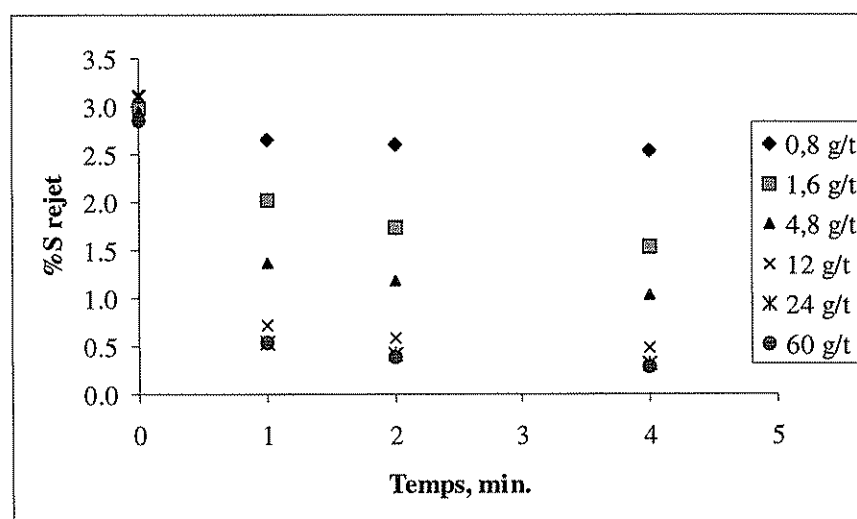


Fig. 2.17 : Cinétiques d'épuisement du résidu 3 en fonction de différents dosages en KAX

Mine 4

En raison de son contenu en cyanure, la pulpe 4 a subi deux types d'essais avec, pour chacun, un type de collecteur différent.

En l'absence de cyanures avec l'amyl xanthate KAX : Dans ce cas, les sulfures sont flottés jusqu'à une récupération maximale de 84 % maximum du soufre total. Cette récupération est peu améliorée par l'augmentation du dosage en collecteur (figure 2.18). Le soufre résiduel n'a pu être descendu à des valeurs inférieures 0.6 %wt. La désulfuration reste ainsi insuffisante sachant le très faible pouvoir de neutralisation de ce résidu (25 kg CaCO_3/t). Le fait d'avoir doubler le

dosage en collecteur (de 40 à 80) n'a pas affecté grandement le rendement de la désulfuration (figure 2.19). On rappelle que le résidu 4 est flotté dans ce cas après élimination des cyanures par rinçage (deux étapes de filtration-repulpage) et activation des sulfures avec du sulfate de cuivre (300 g/t).

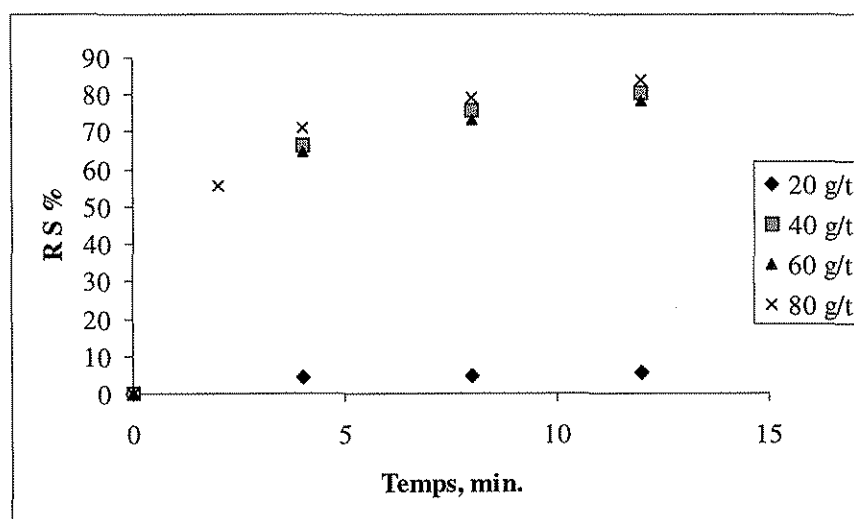


Fig. 2.18 : Cinétiques de flottation du résidu 4 en fonction de différents dosages en KAX

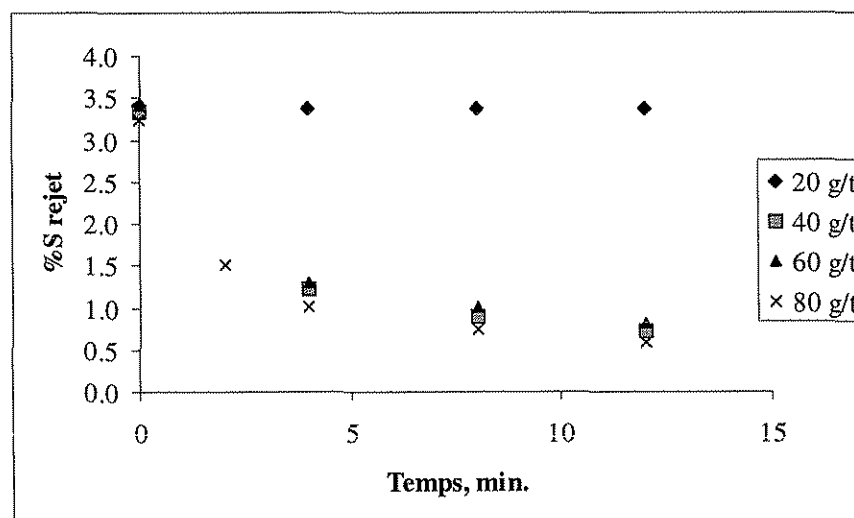


Fig. 2.19 : Cinétiques d'épuisement du résidu 4 en fonction de différents dosages en KAX

En présence de cyanures avec l'amine acétate ARMAC C : Tel que mentionné précédemment, une deuxième série d'essais a été réalisée sur la pulpe de la Mine 4. Les essais sont conduits en

présence de cyanures et sans modification du pH. Le collecteur utilisé est l'ARMAC de la famille des acétate amines.

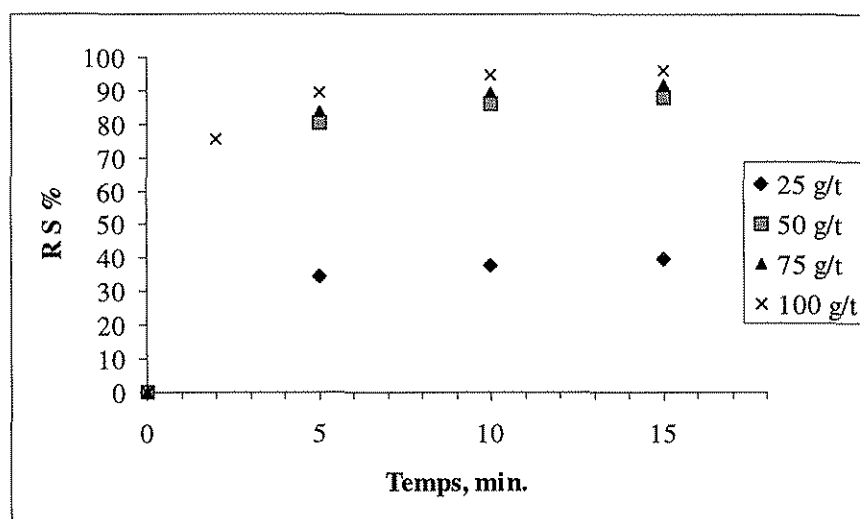


Fig. 2.20 : Cinétiques de flottation du résidu 4 en fonction de différents dosages en ARMAC

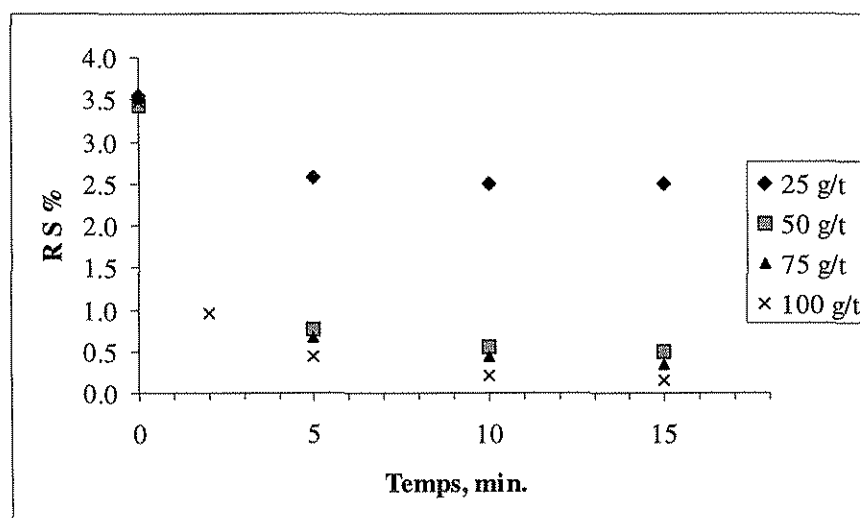


Fig. 2.21 : Cinétiques d'épuisement du résidu 4 en fonction de différents dosages en ARMAC

La modification du type de collecteur influence beaucoup la flottation des sulfures dans le résidu 4. En effet, l'ARMAC C semble être indifférent à la présence des cyanures. Ni l'élimination des cyanures ni l'activation des sulfures sont requises pour flotter les sulfures. Les récupérations en soufre atteignent des valeurs acceptables : 96.4 % du soufre total à 15 minutes de flottation avec un dosage collecteur de 100 g/t (figure 2.20). Le soufre résiduel final atteint 0.16 %wt dans ce dernier cas (figure 2.21).

2.4.4.4 Optimisation du dosage en collecteur

L'optimisation du dosage en collecteur est une étape importante pour la minimisation des coûts liés à la désulfuration. En effet, comme on le verra à la section 2.4.5.3, la contribution des coûts en collecteur peut atteindre jusqu'à la moitié du coût total lié au procédé. Pour ce faire, la teneur en soufre des rejets est projetée en fonction des différents dosages en collecteur pour un même temps de flottation. Différentes courbes sont ainsi obtenues pour les trois étapes de l'essai de flottation. Ensuite, le dosage optimal en collecteur est défini comme étant le début du plancher de ces courbes.

Mine 1 : Le résidu de la Mine 1 est désulfuré jusqu'à 2% comme valeur résiduelle en soufre pour un temps de 12 minutes environ et un dosage optimal de 140 g/t (début du plancher de la courbe). Pour des durées de flottation moins longues, la désulfuration, comme il a été déjà montré à travers les courbes cinétiques, est plus difficile (Fig. 2.10 et 2.11).

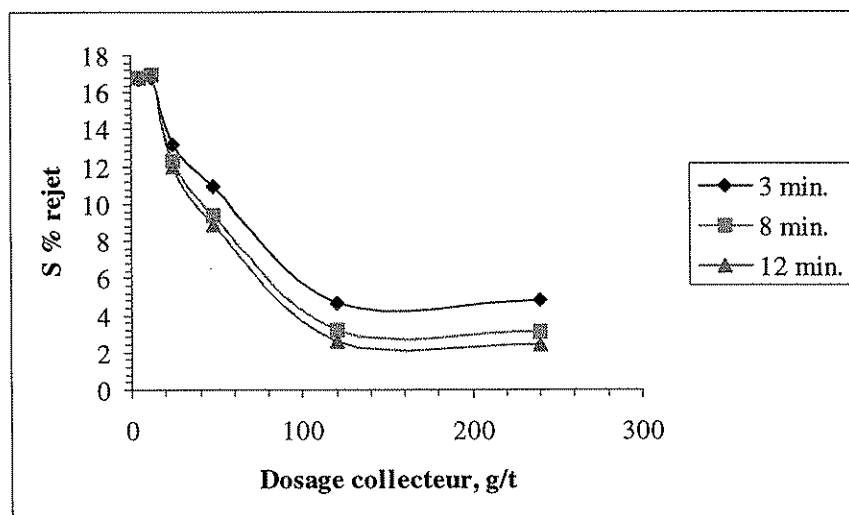


Fig. 2.22 : %S final dans le rejet du résidu 1 en fonction du dosage en collecteur et du temps

Mine 2 : Le résidu 2, contrairement au résidu 1, flotte mieux et offre un optimum en matière de dosage collecteur de 140 g/t pour un plus fort contenu initial en sulfures. Une meilleure désulfuration (moins de 2%S dans le rejet) est obtenue pour des plus faibles temps de flottation; en effet, les courbes correspondant à des temps de flottation de 8 minutes et de 12 minutes sont quasiment confondues.

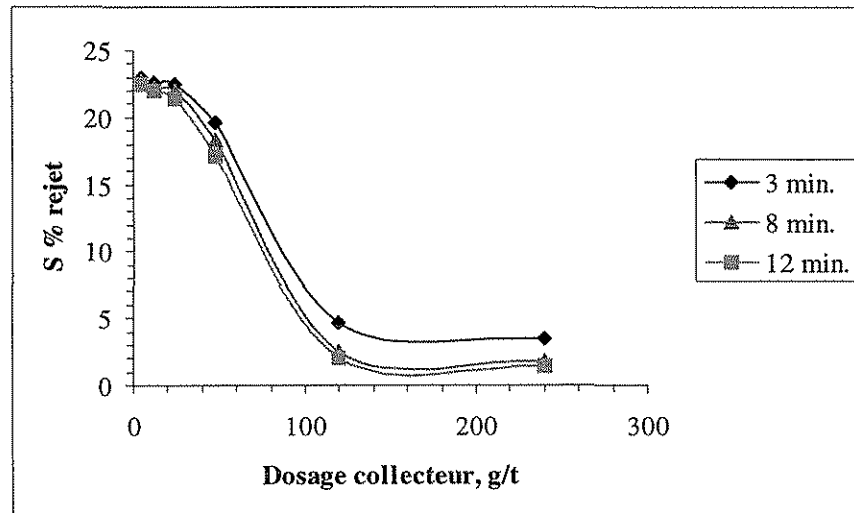


Fig. 2.23 : %S final dans le rejet du résidu 2 en fonction du dosage en collecteur et du temps

Mine 3 : En ce qui concerne la pulpe 3, le dosage optimal en collecteur est d'environ 50 g/t avec des temps de flottation très courts. Cependant, vu le fort pouvoir neutralisant de ce résidu (125 kg CaCO_3/t), la teneur résiduelle tolérable peut être assez haute, une flash flottation est largement suffisante avec de très faibles dosages en collecteur si l'on tient compte du recyclage possible de ce dernier à partir du circuit primaire.

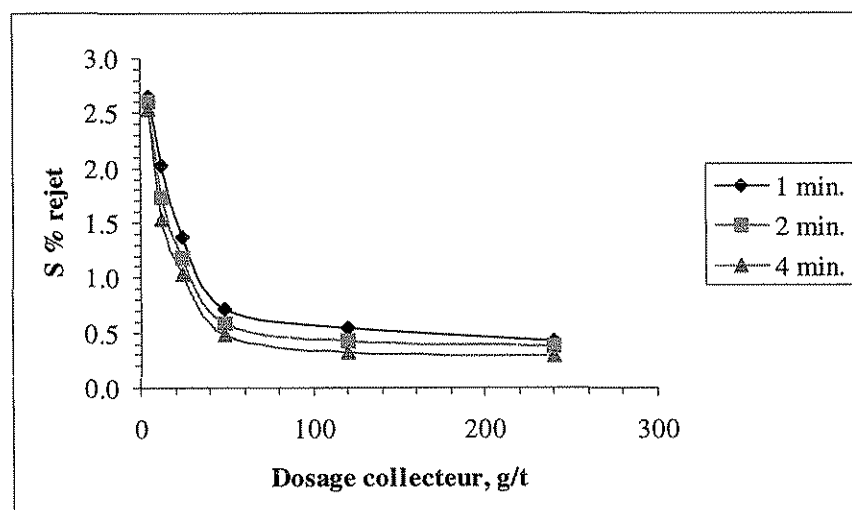


Fig. 2.24 : %S final dans le rejet du résidu 3 en fonction du dosage en collecteur et du temps

Mine 4

En l'absence de cyanures avec l'amyl xanthate KAX : Le dosage optimal en amyl xanthate dans les conditions de flottation utilisées pour ces essais est d'environ 45 g/t. À partir de cette valeur, on observe un effet négatif du surdosage en collecteur surtout à des temps de flottation faibles. Le surplus de xanthate tend à former des composés hydrophiles en surface des grains.

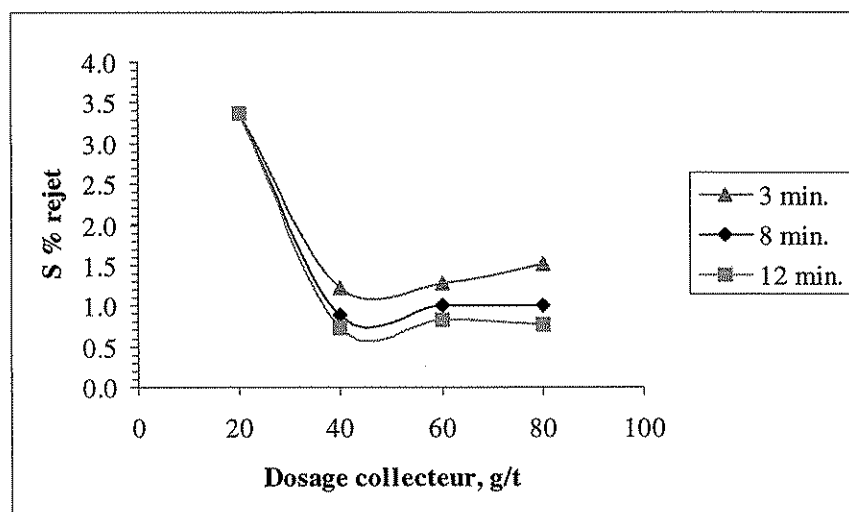


Fig. 2.25 : %S final dans le rejet du résidu 4 en fonction du dosage en KAX et du temps

En présence de cyanures avec l'amine acétate ARMAC C

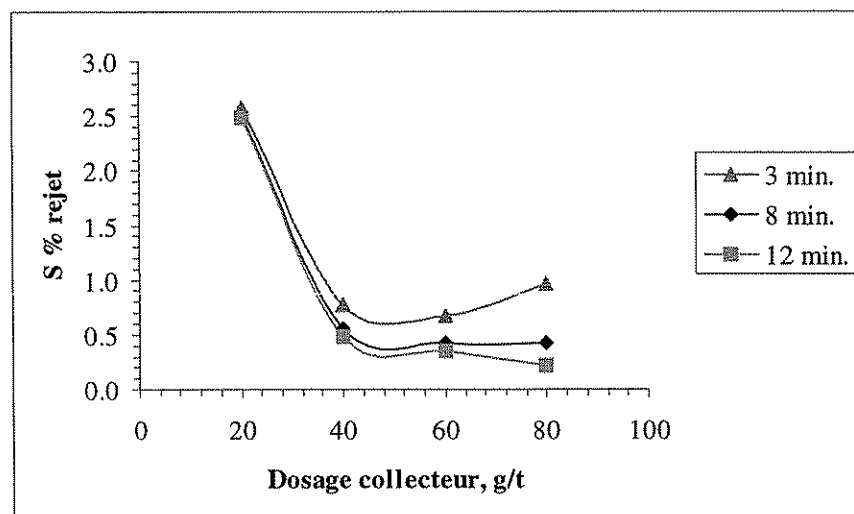


Fig. 2.26 : %S final dans le rejet du résidu 4 en fonction du dosage en ARMAC C et du temps

Pour l'ARMAC C, le dosage optimal en collecteur se situe de la même façon aux environs de 50 g/t. Cependant, la teneur résiduelle en soufre est plus basse permettant cette fois d'attendre un PGA acceptable d'un point de vue environnemental. L'effet négatif du surdosage en collecteur est ressenti seulement à des temps de flottation courts.

2.4.5 Analyse des résultats

2.4.5.1 Modélisation des cinétiques de flottation

Parmi les modèles de cinétique de flottation qui existent dans la littérature, le mieux adapté et le plus utilisé (Yuan et *al.*, 1996, Klimpel, 1997) pour suivre la cinétique de récupération (R) est celui proposé par Lynch et *al.* (1981) qui est un modèle de premier ordre avec distribution rectangulaire des flottabilités :

$$R = R_f \left\{ 1 - \frac{1}{kt} [1 - \exp(-kt)] \right\} \quad (2.1)$$

Les courbes expérimentales des cinétiques de flottation sont lissées en utilisant l'équation mathématique 2.1, ce qui permet de déterminer les deux paramètres du modèle R_f (récupération finale) et la constante de temps k qui en principe, ne varient pas énormément pour un minerai donné et des conditions de flottation données. Le tableau 2.8 résume les résultats de la modélisation en fonction des conditions de flottation. Les paramètres correspondant au résidu 3 ne sont pas cohérents avec ceux issus des autres résidus 1, 2 et 4. Ceci s'explique par la teneur faible en soufre et les concentrations résiduelles en collecteur dans cette pulpe.

Les graphiques de figures 2.27, 2.28 et 2.29 montrent respectivement l'évolution de la récupération des sulfures en fonction des paramètres k, R_f et du dosage en collecteur pour les résidus 1, 2 et 4 qui ont pu être placés ensemble dans les mêmes graphiques ce qui nous a permis d'obtenir un modèle de désulfuration universel. Les courbes pour chaque mine seront données dans les annexes.

Les graphes ci-dessous (figures 2.27 et 2.28) permettent d'estimer les paramètres K et R_f pour une récupération soufre donnée à l'aide des deux relations suivantes :

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{5K} [1.5 - \exp(-5K)] \right\} \quad (2.2)$$

$$R = 0.996R_f - 4.25 \quad (2.3)$$

À partir de ces équations, on peut en déduire la cinétique de la récupération. Ceci est d'une grande utilité lorsqu'on veut optimiser le temps de flottation environnemental d'un résidu dont le %S initial et le pouvoir de neutralisation sont connus.

Tableau 2.8 : Paramètres de la modélisation pour les différents essais de flottation

	k	Rf	Durée, min.	Collecteur g/t	% S Alim	r S % finale	% S rejet final
Mine 1-1	0,15	12	12	4,8	16,2	6,85	16,8
Mine 1-2	0,2	14	12	12	16,2	9,74	17
Mine 1-3	0,8	50	12	24	16,2	46,37	12
Mine 1-4	0,9	72	12	48	16,2	64,39	8,87
Mine 1-5	2,3	94	12	120	16,2	91,01	2,6
Mine 1-6	2,3	96	12	240	16,2	92,49	2,43
Mine 2-1	0,32	14	12	4,8	24,2	10,51	22,5
Mine 2-2	0,35	20	12	12	24,2	14,59	22
Mine 2-3	0,4	28	12	24	24,2	20,71	21,4
Mine 2-4	0,8	48	12	48	24,2	43,63	17,1
Mine 2-5	3,5	98	12	120	24,2	95,49	2,09
Mine 2-6	4	100	12	240	24,2	97,05	1,39
Mine 3-1	2	20	4	0,8	2,89	17,11	2,53
Mine 3-2	2,6	58	4	1,6	2,89	52,78	1,53
Mine 3-3	5	70	4	4,8	2,89	67,4	1,04
Mine 3-4	8	89	4	12	2,89	85,79	0,48
Mine 3-5	10	93	4	24	2,89	90,61	0,32
Mine 3-6	10	93	4	60	2,89	90,6	0,29
Mine 4-1-1	0,5	7	12	20	3,4	5,79	3,37
Mine 4-1-2	0,9	86	12	40	3,4	80,65	0,72
Mine 4-1-3	1	88	12	60	3,4	78,44	0,82
Mine 4-1-4	1,2	90	12	80	3,4	83,81	0,76
Mine 4-2-1	1	42	15	25	3,4	39,59	2,49
Mine 4-2-2	1,4	92	15	50	3,4	87,8	0,49
Mine 4-2-3	1,5	96	15	75	3,4	91,77	0,35
Mine 4-2-4	2,1	100	15	100	3,4	96,37	0,16

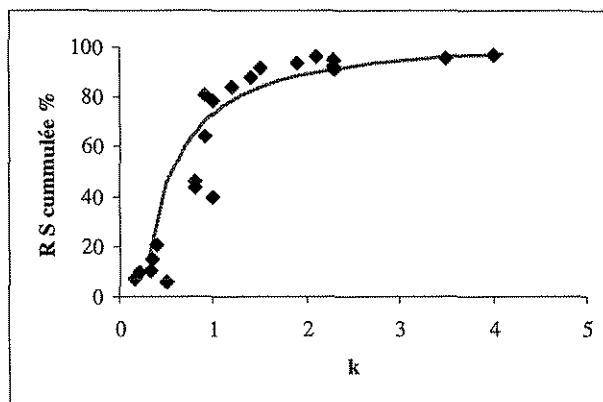


Fig. 2.27 : Variation du paramètre k en fonction de la récupération finale en soufre

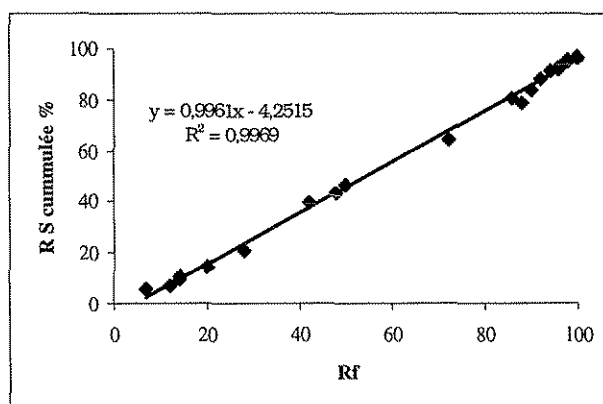


Fig. 2.28 : Variation de Rf en fonction de la récupération finale en soufre

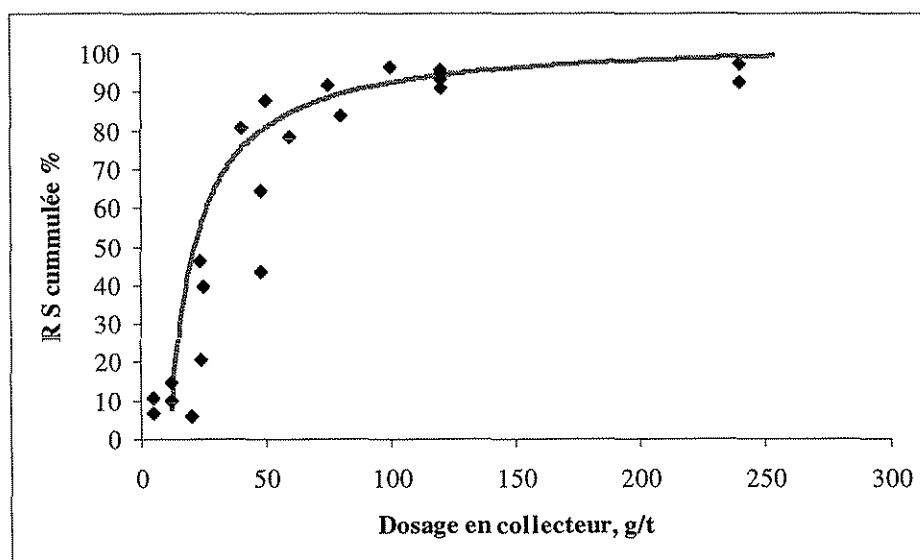


Fig. 2.29 : La récupération finale en soufre en fonction du dosage en collecteur

Le modèle décrit par l'équation 2.2 permet de lisser le graphe de la figure 2.29, il servira pour le modèle technico-économique (Voir Chapitre 4) destiné à déduire les coûts de désulfuration pour un résidu sulfuré quelconque ayant un potentiel de génération d'acide (%S) et son potentiel de neutralisation. Le paramètre R de l'équation 2.4 est ce que l'on appelle dans ce document la récupération environnementale du soufre, c'est-à-dire la récupération qui permet d'obtenir un rejet non générateur de DMA.

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{0.45 \times dos} [5 - \exp(-0.45 \times dos)] \right\} \quad (2.4)$$

2.4.5.2 Niveau de désulfuration acceptable

On appelle temps de flottation « environnemental », le temps qui permet d'obtenir un résidu désulfuré ayant les caractéristiques environnementales voulues (PGA). Autrement dit, quelle doit être le temps de flottation pour produire un résidu qui est non générateur de DMA. Deux critères de l'essai statique sont utilisés pour l'estimation de la teneur en soufre limite acceptable (ou la récupération environnementale du soufre R) dans un résidu pour qu'il ne soit pas générateur d'acide, soit :

Critère n°1 PGA Net :

- Inférieur à -20 CaCO₃/t implique que le résidu est générateur d'acide.
- Entre +20 et -20 CaCO₃/t implique que le résidu se trouve dans la zone d'incertitude.
- Supérieur à +20 CaCO₃/t implique que le résidu n'est pas générateur d'acide.

Critère n°2 NP/AP :

- Inférieur à 1 implique que le résidu est générateur d'acide.
- Entre 1 et 2 implique que le résidu se trouve dans la zone d'incertitude.
- Supérieur à 2 implique que le résidu n'est pas générateur d'acide.

La durée de flottation est optimisée en utilisant les caractéristiques chimiques du rejet de désulfuration (% soufre, % sulfate et le potentiel de neutralisation) et le modèle cinétique dont les paramètres Rf et k sont déterminés préalablement (équations 2.2 et 2.3).

Dans le tableau 2.9, sont résumés toutes ces données ainsi les concentrations idéales en collecteur préalablement optimisées. Le PN (donnée non variable au cours de la désulfuration) permet de fixer le PA désiré pour le résidu désulfuré à obtenir, le PA est ensuite traduit en %S puis en récupération S, enfin celle-ci est utilisée d'une part par le modèle de l'équation 2.1 pour déterminer le temps optimal, et d'autre part, par l'équation 2.4 pour déterminer le dosage optimal en collecteur.

Dans le Chapitre 4, des exemples de calculs seront donnés pour mettre en évidence l'application des ces modèles.

Tableau 2.9 : Caractéristiques de l'optimisation de la désulfuration

	Pulpe 1	Pulpe 1 + activant	Pulpe 2	Pulpe 3	Pulpe 4 + cyan. + activ.+ KAX	Pulpe 4 + cyan. + ARMAC
% S initial pulpe	16,2	16,2	24,2	2,89	3,4	3,4
NP kg CaCO ₃ /tm rejet	120	120	105	130	25	25
%S rejet pour un NNP = 20	3,20	3,20	2,72	3,52	0,16	0,16
%S rejet pour un NP/AP = 2	1,92	1,92	1,68	2,08	0,40	0,40
Moyenne % S rejet acceptable	2,56	2,56	2,20	2,80	0,28	0,28
Récupération S % limite	84,20	84,20	90,91	3,11	91,76	91,76
Temps de flottation limite min.	3,6	3,1	2,8	immédiat	impossible	5,8
[collecteur] g/tm optimale, 12 min.	120	-	120	10	-	50

2.4.5.3 Évaluation économique

Afin d'établir une estimation générale des coûts totaux impliqués dans un procédé de désulfuration, il faut prendre en compte les coûts des différents réactifs utilisés et leur dosage, ainsi que l'énergie utilisée lors des étapes de conditionnement (cuves agitées) et de flottation (cellules de flottation).

Les résultats obtenus pour les pulpes étudiées (tableau 2.10) montrent que les coûts de désulfuration se situent globalement autour de 50 cents la tonne pour des pulpes sulfurées non cyanurées (Mine 1 et 2). Le cas de la Mine 3 est particulier puisque la désulfuration préconisée pour le résidu en question est très grossière en raison de la faible %S et de son important PN, les coûts de désulfuration y sont estimés à 18 cents la tonne. Quant à la Mine 4, une désulfuration sans prétraitement est possible et elle revient à environ 50 cents la tonne, l'ARMAC coûtant plus

cher que le xanthate. L'estimation globale des coûts de désulfuration explicitée à travers quelques exemples de cas réels sera traitée au Chapitre 4.

Tableau 2.10 : Coûts impliqués dans un procédé de désulfuration

	Coût \$/kg	Dosage kg/tm				\$/tm			
	Général	Mine 1	Mine 2	Mine 3	Mine 4 + CN	Mine 1	Mine 2	Mine 3	Mine 4 + CN
H₂SO₄	0,02	0	0	0	0,05	0	0	0	0,001
NaOH	0,02	0,22	0,05	0,45	0	0,0044	0,001	0,009	0
Xanthate	2,2	0,13	0,136	0,014	-	0,286	0,2992	0,0308	-
ARMAC C	4,5	-	-	-	0,05	-	-	-	0,225
Moussant	2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,04	0,04	0,04
					Énergie	0,2	0,2	0,1	0,2
					Total	0,53	0,54	0,18	0,47

*Chiffres tirés de MINING SOURCEBOOK (1997) et du Manuel Cyanamid (1989)

Les coûts sont donnés en dollar canadien.

2.4.5.4 Récupération en métaux dans les concentrés

Dan cette section une attention particulière est portée à l'éventualité d'un recyclage de certains métaux qui pourrais revaloriser les concentrés obtenus suite à la désulfuration. Les récupérations présentées au tableau 2.11 représentent pour chacun des essais, celles du concentré 1 et des rejets de désulfuration, celles des concentrés intermédiaires 2 et 3 réunis sont calculées par différence. Le cumulatif des concentrés 1, 2 et 3 est donnée dans une colonne à part. Il faut signaler que tous les essais réalisés n'avait pas pour but de concentrer sélectivement les minéraux de métaux de base, en effet, les conditions (notamment le pH), ne sont pas celles d'une flottation différentielle.

En ce qui concerne le zinc, on note qu'il est difficilement récupérable dans le cas de la Mine 1 à cause de la dépression de la sphalérite. Cependant, les essais réalisés en présence de sulfate de cuivre offrent des récupérations meilleures et des teneurs pouvant atteindre jusqu'à 7 %Zn si l'on procède par ajout d'activant après avoir flotter toute la pyrite. Pour la Mine 2, les récupérations atteignent 87% du zinc total. Le résidu de Mine 3 est plutôt pauvre en zinc et on arrive à enlever plus de 60% de zinc dans le concentré de sulfures qui fait à peine 9% du poids total. Les résidus 1, 2 et 3 renferment peu de cuivre comparativement au zinc, mais il est facilement récupérable lors de la désulfuration : jusqu'à environ 72% (moins de 48 %Poids), 84% (moins de 50 %Poids) et 50% (moins de 9 %Poids) respectivement pour les résidus 1, 2 et 3. L'or peut être concentré jusqu'à 0.2 ppm dans le premier concentré des essais relatifs aux Mines 1 et 2 qui renferment très

peu de Au à l'alimentation (0.05 ppm). Par contre, le résidu de la Mine 3 qui renferme 0.5 ppm Au peut être concentré jusqu'à 4 ppm dans une faible fraction poids du résidu.

On retrouve dans le tableau 2.12 les résultats correspondants au résidu de la Mine 4. Les meilleures récupérations sont obtenues avec l'amine acétate comme collecteurs, celles-ci atteignent 70% pour le zinc et 98% pour le cuivre. Les récupérations en or sont en général plutôt faibles, cependant, les rejets de désulfuration sont épuisés jusqu'à 0.07 ppm Au.

En conclusion, on ajoutera seulement que les résidus étudiés contiennent des valeurs économiques prouvées en métaux. Cependant, les procédés doivent être d'avantage optimisés pour prendre en compte la désulfuration et le recyclage des métaux de valeur.

2.4.5.5 Cyanuration du concentré de la Mine 4

Les résultats obtenus pour la Mine 4 (voir tableau 2.12) ont montré que des concentrations non négligeables en or sont présentes dans le premier concentré de sulfure. Pour cette raison, des essais de récupération d'or ont été effectués sur des concentrés provenant d'une désulfuration du rejet final fraîchement prélevé de la Mine 4. Le concentré le plus riche, soit celui récupéré pendant la 1^{ère} minute de flottation, a été utilisé pour procéder aux essais de récupération de l'or par cyanuration. L'intérêt de cette démarche réside évidemment dans la possibilité de pouvoir augmenter la récupération globale en or tout en diminuant le coût de revient réel du procédé de désulfuration.

2.4.5.5.1 Description du protocole expérimental de l'essai

Il faut signaler tout d'abord que le concentré de la désulfuration a déjà été cyanuré dans le circuit de cyanuration du concentrateur de Mine 4 dans d'excellentes conditions pendant un temps de séjour de près de 50 heures. Ce concentré apparaît à priori la portion la plus réfractaire du minerai 4. Par ailleurs, étant donné la quantité limitée d'échantillon disponible, il a été convenu d'effectuer deux essais en faisant varier les paramètres pouvant avoir le plus d'importance au niveau de la récupération de l'or. Les analyses chimiques ont indiqué une teneur élevée en cuivre de 0,3 % Cu. Des consommations élevées en cyanures étaient prévisibles et c'est pourquoi les essais se sont déroulés en condition de surdosage en cyanures (4 kg NaCN/tm de solution). Les

essais de cyanuration ont été effectués en bouteille agitée de 4 litres. Une synthèse descriptive des essais est donnée en tableau 2.13.

Tableau 2.11 : Récupération en métaux pour les résidus 1, 2 et 3

		% Poids	Zn ppm	R Zn %	R Zn % cum.	Cu ppm	R Cu %	R Cu % cum.	Au ppm
Mine 1	Alim		11700			566			0.09
Mine 1-1	C1	3.05	20600	5.38		943	5.09		0.288
4,8 g/t	C 2+3	4.55	-	12.49	17.87	-	12.80	17.88	
KAX	R	92.40	10400	82.13		503	82.12		0.14
Mine 1-2	C1	2.80	21100	5.06		802	3.97		0.242
12 g/t	C 2+3	8.71	-	9.48	14.54	-	18.64	22.61	
KAX	R	88.49	11300	85.46		495	77.39		0.16
Mine 1-3	C1	15.40	13200	17.38		726	19.76		0.228
24 g/t	C 2+3	11.01	-	12.18	29.56	-	18.22	37.98	
KAX	R	73.59	11200	70.44		477	62.02		0.082
Mine 1-4	C1	21.02	10000	17.97		722	26.82		0.248
48 g/t	C 2+3	11.78	-	20.58	38.55	-	22.97	49.78	
KAX	R	67.19	10700	61.45		423	50.22		0.056
Mine 1-5	C1	34.37	9270	27.23		803	48.76		0.288
120 g/t	C 2+3	9.09	-	16.23	43.45	-	19.17	67.93	
KAX	R	56.55	11700	56.55		321	32.07		0.072
Mine 1-6	C1	37.15	10100	32.07		847	55.60		0.284
240 g/t	C 2+3	10.44	-	16.42	48.49	-	16.25	71.85	
KAX	R	52.41	11500	51.51		304	28.15		0.12
Mine 1-7	C1	33.86	18200	52.66		1110	66.39	66.39	0.3
120 g/t	C 2	8.49	24200	17.56	70.22	1240	18.60	84.99	0.097
KAX	C 3	5.54	18100	8.58	78.80	807	7.91	92.90	0.098
CuSO4 C1	R	52.11	6680	29.75		269	24.77		0.084
Mine 1-8	C1	31.84	10700	29.12	29.12	919	51.69	51.69	0.294
120 g/t	C 2	8.25	17300	12.20	41.32	1060	15.46	67.15	0.173
KAX	C 3	7.89	71000	47.91	89.23	1410	19.67	86.81	0.048
CuSO4 C3	R	52.02	5570	24.76		359	32.99		0.038
Mine 2	Alim		8300			715			0.04
Mine 2-1	C1	4.62	17800	9.91		4390	28.37		0.17
4,8 g/t	C 2+3	2.95	-	1.78	11.69	-	9.97	38.34	
KAX	R	92.43	7930	88.31		477	61.66		0.042
Mine 2-2	C1	6.39	18200	14.01		3420	30.56		0.148
12 g/t	C 2+3	3.76	-	0.04	14.05	-	11.00	41.57	
KAX	R	89.85	7940	85.95		465	58.43		0.06
Mine 2-3	C1	7.59	17000	15.55		2900	30.79		0.134
24 g/t	C 2+3	4.99	-	18.62	34.17	-	22.99	53.78	
KAX	R	87.42	6250	65.83		378	46.22		0.052
Mine 2-4	C1	15.80	10900	20.76		1530	33.82		0.114
48 g/t	C 2+3	6.67	-	25.35	46.11	-	19.88	53.70	
KAX	R	77.52	5770	53.89		427	46.30		0.05
Mine 2-5	C1	42.61	9530	48.93		1030	61.39		0.108
120 g/t	C 2+3	4.81	-	27.45	76.37	-	18.10	79.49	
KAX	R	52.57	3730	23.63		279	20.51		0.046
Mine 2-6	C1	45.12	12600	68.50		1040	65.63		0.23
240 g/t	C 2+3	4.69	-	18.32	86.82	-	18.43	84.06	
KAX	R	50.19	2180	13.18		227	15.94		0.07
Mine 3	Alim		244			355			0.56
Mine 3-1	C1	4.36	418	7.46		1390	17.06		1.366
0,8 g/t	C 2+3	2.05	-	40.37	47.84	-	23.10	40.16	
KAX	R	93.59	136	52.16		227	59.84		0.122
Mine 3-2	C1	5.17	173	3.67		689	10.04		0.722
1,6 g/t	C 2+3	2.51	-	43.36	47.03	-	30.15	40.19	
KAX	R	92.32	140	52.97		230	59.81		0.11
Mine 3-3	C1	4.87	308	6.15		1240	17.00		2.928
4,8 g/t	C 2+3	2.44	-	47.89	54.04	-	27.38	44.39	
KAX	R	92.69	121	45.96		213	55.61		0.446
Mine 3-4	C1	6.15	299	7.54		1160	20.10		3.486
12 g/t	C 2+3	1.39	-	17.44	24.97	-	29.90	50.00	
KAX	R	92.46	198	75.03		192	50.00		0.312
Mine 3-5	C1	6.62	603	16.35		1770	32.98		3.664
24 g/t	C 2+3	2.24	-	44.43	60.78	-	22.09	55.07	
KAX	R	91.15	105	39.22		175	44.93		0.3
Mine 3-6	C1	5.39	661	14.59		1810	27.46		4.092
60 g/t	C 2+3	2.25	-	45.66	60.25	-	22.84	50.30	
KAX	R	92.37	105	39.75		191	49.70		0.25

Tableau 2.12 : Récupération en métaux pour les résidus de la Mine 4

Mine 4		% Poids	Zn ppm	R Zn %	R Zn % cum.	Cu ppm	R Cu %	R Cu % cum.	Au ppm
	Alim		116			733			0.23
Mine 4-1-1	C1	3.22	1920	53.34	53.34	15900	69.90	69.90	0.8
20 g/t	C2	0.48	319	1.31	54.65	1280	0.83	70.73	0.37
KAX	C3	1.18	110	1.12	55.76	425	0.68	71.42	0.19
lav.+CuSO4	R	95.12	57	46.74		89	11.55		0.16
Mine 4-1-2	C1	6.89	832	49.39	49.39	6390	60.02	60.02	1.009
40 g/t	C2	1.50	139	1.80	51.18	636	1.30	61.33	1.443
KAX	C3	1.80	89	1.38	52.56	400	0.98	62.31	0.981
lav.+CuSO4	R	89.82	49	37.94		88	10.78		0.108
Mine 4-1-3	C1	6.52	1090	61.22	61.22	8620	76.62	76.62	1.019
60 g/t	C2	1.68	135	1.95	63.17	619	1.42	78.04	0.476
KAX	C3	2.35	81	1.64	64.82	360	1.15	79.19	0.186
lav.+CuSO4	R	89.45	50	38.56		87	10.62		0.116
Mine 4-1-4	C1	4.77	1180	48.49	48.49	9610	62.50	62.50	1.209
80 g/t	C2	2.01	225	3.90	52.39	1400	3.84	66.34	0.545
KAX	C3	2.04	114	2.01	54.40	491	1.37	67.71	0.272
lav.+CuSO4	C4	2.36	75	1.52	55.92	335	1.08	68.78	0.113
	R	88.82	50	38.28		80	9.69		0.095
Mine 4-2-1	C1	9.41	741	60.13	60.13	5850	75.13	75.13	0.578
25 g/t	C2	2.75	74	1.76	61.89	971	3.64	78.78	0.214
ARMAC	C3	1.84	118	1.88	63.77	885	2.23	81.00	0.218
	R	85.99	59	43.74		59	6.92		0.182
Mine 4-2-2	C1	12.04	626	64.96	64.96	5190	85.22	85.22	0.741
50 g/t	C2	1.59	110	1.51	66.47	1850	4.02	89.24	0.445
ARMAC	C3	0.94	76	0.62	67.08	1900	2.44	91.69	0.15
	R	85.43	52	38.30		51	5.94		0.116
Mine 4-2-3	C1	14.23	510	62.54	62.54	4310	83.64	83.64	0.683
75 g/t	C2	1.95	99	1.66	64.20	1400	3.72	87.36	0.375
ARMAC	C3	1.07	76	0.70	64.90	1350	1.96	89.33	0.23
	R	82.76	60	42.81		69	7.79		0.144
Mine 4-2-4	C1	12.29	594	62.96	62.96	4960	83.19	83.19	0.642
100 g/t	C2	3.28	124	3.50	66.46	1330	5.95	89.14	0.386
ARMAC	C3	3.22	77	2.14	68.60	1440	6.33	95.47	0.269
	C4	1.76	96	1.46	70.06	1160	2.79	98.26	0.221
	R	79.44	60	41.09		96	10.40		0.09

Abréviations : Cum. : Cumulé,

Lav. : Lavage

Tableau 2.13 : Paramètres des essais de cyanuration sur le concentré de la Mine 4

	Essai 1 (témoin)	Essai 2 (avec rebroyage)
Granulométrie	D50 = 19 µm D80 = 41.4 µm	D50 = 4.2 µm D80 = 14.3 µm
% solide	31,0 % solide	33,3% solide
Temps de séjour	96 heures	96 heures
Dosage en cyanure	4 kg NaCN/tm de solution	4 kg NaCN/t de solution
pH	12,2	12,2
Nitrate de plomb	150 g PbNO ₃ /t de solution	150 g PbNO ₃ /t de solution
Teneur Au du concentré	2 g Au / tm	2 g Au / tm
Teneur Cu du concentré	0,3 % Cu	0,3 % Cu

2.4.5.5.2 Préparation des échantillons:

Le concentré a été soigneusement homogénéisé. Un échantillon (70 g) a été prélevé afin d'estimer les teneurs initiales en or et en cuivre. Le restant de l'échantillon est destiné à la cyanuration. Deux essais ont été entrepris :

- essai 1 : réalisé sur l'échantillon témoin (135 g) dont la granulométrie est celle d'origine,

- essai 2 : réalisé sur le reste de l'échantillon (150g) qui a été soumis à un rebroyage intensif. La granulométrie qui en résulte a été déterminée par le Malvern Mastersizer.

La cyanuration est effectuée à pH contrôlé de 12.2 (ajout de chaux si nécessaire). Le nitrate de plomb est ajouté pour l'amélioration des processus de cyanuration. Un échantillonnage de pulpe est réalisé à 24 heures, 48 heures, 72 heures et 96 heures (durée de l'essai) afin de suivre les cinétiques de récupération d'or pour chaque essai. Juste avant chaque prélèvement, de l'eau distillée est ajoutée à chaque bouteille, pour compenser l'évaporation de la solution pendant l'essai, jusqu'à ce qu'on atteigne la masse initiale de la pulpe. Après décantation de la solution dans la bouteille, 100 ml de solution est prélevée et filtrée. Une titration est ensuite réalisée sur 5 ml de solution afin d'en évaluer la concentration en cyanures. Le reste de la solution est analysée en Au par pyroanalyse. Enfin, 100 ml d'eau déminéralisée sont ajoutés à la bouteille de cyanuration avec de la chaux et du cyanure pour compenser le prélèvement effectué. À la fin de l'essai, un dernier prélèvement est effectué. La pulpe est ensuite soumise à trois étapes de filtration-repulpage successives puis l'échantillon solide final est pesé et analysé pour l'or.

2.4.5.5.3 Résultats obtenus:

Les résultats obtenus sont très intéressants (tableau 2.14). En effet, l'échantillon témoin (essai 1) contient une grande proportion d'or non cyanurable directement, seulement 44 % de l'or total a été récupérée grâce à cette seconde cyanuration. Cependant, l'échantillon rebroyé (essai 2) a permis de libérer considérablement l'or qui est devenu ainsi accessible à la cyanuration. On obtient avec ce dernier essai environ 85 % de récupération Au. Il faut noter que les cyanures ont été ajoutés en surdosage, le but principal de ces essais étant de démontrer le potentiel de récupération d'or dans des concentrés provenant de la désulfuration dans un but environnemental.

Tableau 2.14 : Résultats des essais de cyanuration sur le concentré de la Mine 4

	Essai #1	Essai #2
Teneur calculée de l'alimentation	2,1 g/tm	2,06 g/tm
Granulométrie:	D80 = 41,4 μm	D80 = 14,3 μm
Durée de cyanuration	96 heures	96 heures
Consommation NaCN	8,3 kg/tm	16,0 kg/tm
Consommation Ca(OH) ₂	1,2 kg/tm	3,0 kg/tm
Récupération après 96 heures	44,0%	85,4%

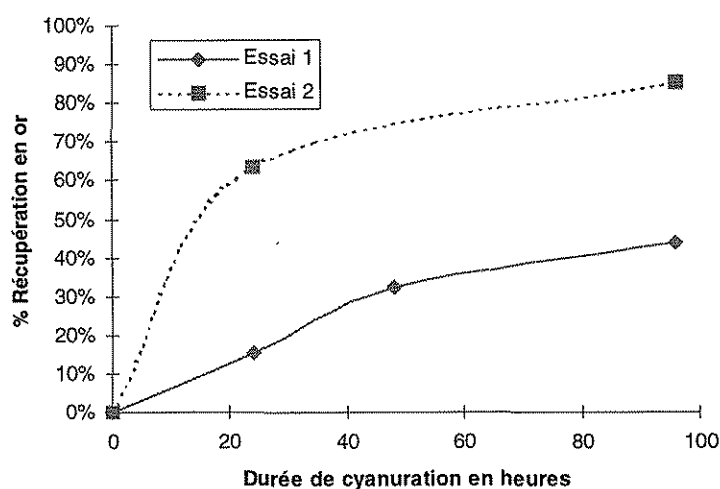


Fig. 2.30 : Cinétique de récupération de l'or par la cyanuration du concentré de la Mine 4

2.4.5.6 Valeur ajoutée

Les métaux « perdus » dans les résidus peuvent être concentrés par la désulfuration comme il a été démontré à la section 2.4.5.4. La valorisation de ces concentrés est possible et peut apporter une valeur ajoutée au traitement primaire en améliorant ainsi le rendement des procédés de concentration. Ceci est valable pour les métaux de base mais aussi en ce qui concerne l'or dans certains cas. L'évaluation des gains escomptés dans le cas particulier de la Mine 4 peut être estimé de la manière suivante (tableau 2.15):

Tableau 2.15 : Évaluation économique

Tonnage minéral tm/jour	3200
Tonnage résidu tm/jour	3200
Tonnage concentré tm/jour	160
Teneur Au concentré ppm	3,0
Teneur Au résidu Once/t	0,1
Récupération max Au %	85
Prix de l'once d'or \$ CND	428,6
\$ /tm	36,3
Coûts broyage	4
Coûts réactifs + cyanuration \$/t	12
Net \$/tm	20,3
Net \$/an	1184459
Coûts en capital estimé	500000

Les concentrés secondaires peuvent aussi bien être recirculés dans le procédé principal pour éviter des équipements supplémentaires, ou suivre un circuit de traitement secondaire pour éviter toute perturbation des circuits existants. Le coût en capital est une estimation très grossière, mais il est presque certain que les gains générés par cette extension durant la seule première année sont capable d'amortir ces équipements. En bref, pour le cas de la Mine 4, il serait possible de récupérer des valeurs économiques en or (environ 1 million de dollars par année) dans le premier concentré de sulfure et ainsi améliorer la récupération globale de l'or dans le minéral.

2.5 Quelques propriétés des matériaux désulfurés

Afin de s'assurer de la conservation des principales propriétés géotechniques des matériaux désulfurés en vue d'une utilisation comme matériaux de construction dans une couverture multicouche avec effets de barrière capillaire, une analyse de la granulométrie ainsi qu'une mesure de la densité spécifique ont été effectuées sur les quatre résidus désulfuré correspondant aux quatre pulpes étudiées. Les résultats, résumés dans le tableau 2.16, montrent que les changements surtout d'un point de vue taille des particules, sont très minimes et ne devrait pas influencer les propriétés géotechniques des résidus désulfurés.

Tableau 2.16 : Granulométrie et densité relative des résidus désulfurés

	Pulpe 1	Pulpe 2	Pulpe 3	Pulpe 4
D80 avant, μm	65	56	105	58
D80 après, μm	56	60	86	70
D50 avant, μm	28	30	37	23
D50 après, μm	16	28	26	27
Densité relative	3,05	3,34	3,04	2,8

2.6 Conclusions

À la lumière des résultats obtenus dans le cadre de cette étude, les conclusions qui peuvent être tirées peuvent être énumérées comme suit :

- La séparation par cyclonage ou par gravimétrie (table à secousses ou spirales) n'est pas adéquate pour une désulfuration complète. Les inconvénients étant l'interférence négative du paramètre granulométrie, la place et les coûts requis en équipements et la capacité à désulfurer à des teneurs en soufre très basses. Cependant, nos travaux ont montré que pour des granulométries plus grossières (comme celle à la sortie d'un SAG) il est possible d'atteindre des niveaux de désulfuration intéressants.
- La désulfuration par le biais de la flottation en vue de la production d'un matériau désulfuré non générateur de DMA est faisable techniquement. Les pulpes ne contenant pas de cyanures s'approprient assez bien à une flottation directe avec comme collecteur des xanthates à chaînes longues tels que l'amyl xanthate.
- Les résidus qui contiennent des cyanures ne peuvent être désulfurés à l'aide des xanthates sans traitements préalables (élimination des cyanures et réactivation des sulfures). Cependant, les collecteurs de type amine acétate comme l'ARMAC C, utilisé pour le cas de la pulpe 4, a permis de remédier à ce problème et même d'atteindre des récupérations meilleures comparativement au xanthate à dosage égal.
- Certains résidus où il y a présence de sulfures de zinc et de cuivre (tel que le résidu 1), sont difficiles à désulfurer complètement. Un ajout d'activant au début de la flottation permet d'améliorer le rendement de la flottation.

- L'objectif de récupération d'un point de vue environnemental dépend fortement du potentiel de neutralisation. La méthode de détermination de ce dernier peut être améliorée selon les travaux récents de Lawrence et Wang (1997) qui proposent une détermination plus fiable se basant sur la teneur en carbonate du résidu plutôt qu'avec le test « fizz » décrit par Sobek et *al.* (1978).
- Il en sort aussi que la désulfuration est d'autant plus difficile que le résidu possède un faible potentiel de neutralisation. En effet, les derniers grains de sulfures sont les plus difficiles à flotter et les causes peuvent être multiples (maille de libération non atteinte, surfaces déprimées à cause de l'oxydation, taille des grains soit trop fine soit trop grossière ...etc). C'est pour cette raison que le dosage et le temps de flottation sont une fonction de la récupération et non de la teneur en soufre initiale, autrement dit plus de soufre dans les rejets n'implique pas nécessairement une désulfuration plus coûteuse.
- Les nombreux essais cinétiques de flottation sur les résidus étudiés ont pu être modélisés selon une équation mathématique de premier ordre (équation 2.1). Les paramètres du modèle (K et Rf) déterminés pour chaque essai ont permis l'établissement de relations fiables entre ces derniers et la récupération en soufre (%). Ainsi la cinétique de désulfuration de n'importe quel résidu peut être prédite.
- De la même façon la récupération finale en soufre et le dosage en collecteur dessinent une relation qui a pu être modélisée (2.2), qui sera d'une grande utilité dans l'estimation des coûts globaux de la désulfuration.
- Les résidus miniers contiennent en général des valeurs économiques non négligeables en métaux (e.g. or, cuivre, zinc) pouvant être concentrées, recyclées ou traitées à part pour faire une valeur ajoutée pouvant justifier davantage l'intérêt de la désulfuration.

Enfin, la désulfuration des résidus miniers doit être évaluée dans sa globalité comme une alternative intéressante aux autres techniques de gestion des résidus miniers. Elle permettrait dans certains cas, de limiter grandement les coûts liés à l'approvisionnement et le transport des matériaux naturels (tels que les argiles et les graviers) ou le contrôle permanent de la qualité des effluents liquides (Voir Chapitre 4).

3. ESSAIS EN COLONNE

Un des principaux objectifs de ce projet de recherche consiste à déterminer si des résidus miniers désulfurés peuvent être utilisés comme composante de la couche fine d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) visant à limiter le drainage minier acide (DMA) de résidus miniers sulfureux. Pour atteindre cet objectif, des essais en colonne ont été réalisés. On retrouve dans cette section du document la description des essais en colonne, la caractérisation des différents matériaux mis en place dans les colonnes, les résultats obtenus ainsi qu'une discussion des résultats.

3.1 Description des colonnes

Des essais en colonne ont été réalisés afin de déterminer l'efficacité de recouvrements multicouches avec effet de barrière capillaire construits à partir de résidus désulfurés. Au total, sept colonnes ont été construites. On peut voir, à la figure 3.1, une représentation schématique des colonnes. On remarque que trois colonnes ont une hauteur de 1,7 m, trois autres ont une hauteur de 0,7 m et une de 0,4 m. Les colonnes ont un diamètre intérieur de 10 cm. La base de la colonne comprend une plaque de céramique, ayant une pression à l'entrée d'air ("Air Entry Value") de 0,5 bar, ce qui permet de simuler une nappe phréatique sous la base de la colonne. L'étanchéité de la base est assurée par l'installation de joints d'étanchéité. Deux sorties sont installées dans la base de la colonne. Une de ces sorties sert à échantillonner l'eau au niveau de la nappe phréatique. L'autre sortie sert à éliminer les bulles d'air emprisonnées dans le petit réservoir sous la plaque céramique.

Pour les trois hautes grandes colonnes, soit celles qui simulent des résidus sulfureux ayant une barrière de recouvrement sur le dessus, une valve a été installée vis-à-vis la couche de sable du bas. Cette valve est connectée à un sac contenant de l'azote. Ceci a pour but de permettre le drainage de la couche de sable et du matériau sulfureux sans pour autant ajouter de l'oxygène dans le système. D'autres détails concernant la configuration des différentes colonnes peuvent

être trouvés dans Bussière et Servant (1996), Bussière et *al.* (1997a, b, c) et Benzaazoua et *al.* (1998a, b).

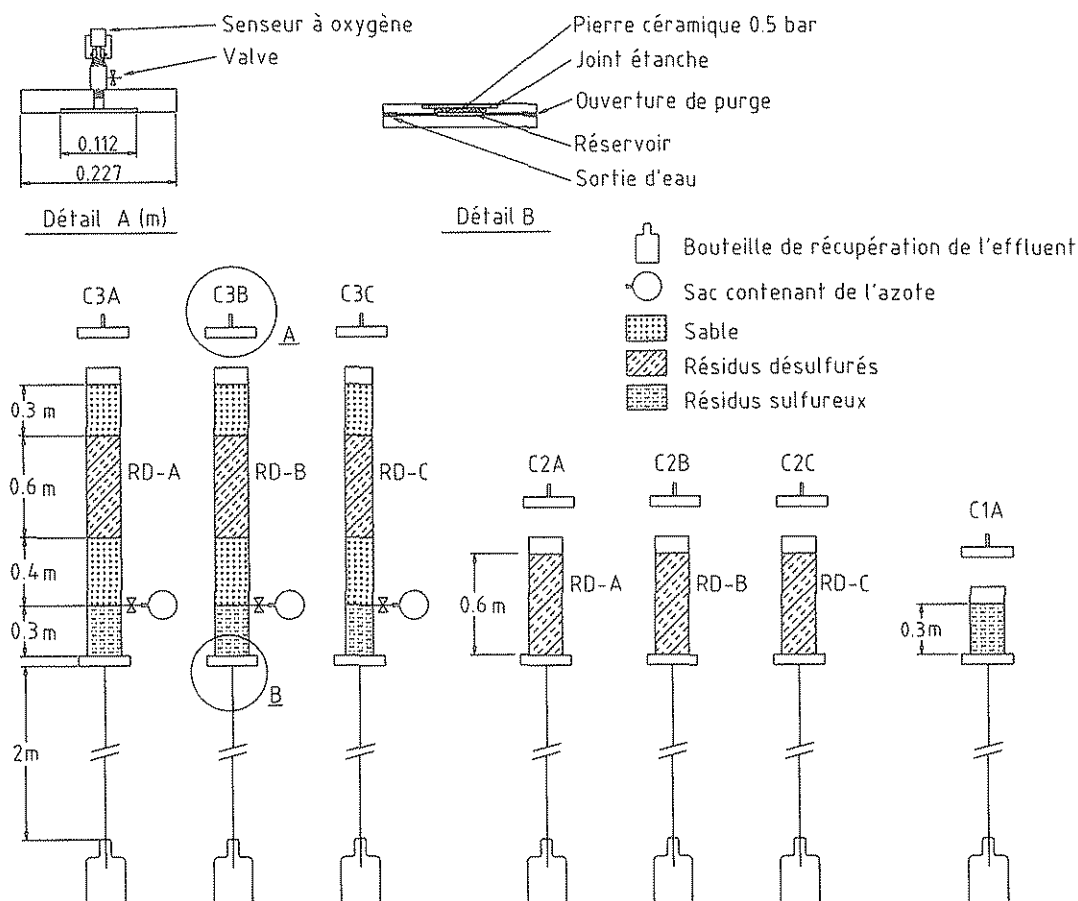


Fig. 3.1 : Configuration stratigraphique des sept colonnes étudiées dans le projet

3.2 Caractérisation des matériaux utilisés dans les essais en colonne

Différents matériaux ont été utilisés lors de la réalisation des essais en colonne, soit un sable, trois résidus désulfurés ainsi qu'un résidu sulfureux fortement générateur de DMA. Les différents matériaux ont été caractérisés en ce qui touche à leurs propriétés hydro-géotechniques, chimiques et minéralogiques. Les techniques utilisées pour les différents essais sont présentées au tableau 3.1. Les principaux résultats de cette caractérisation sont présentés dans ce qui suit.

Tableau 3.1 : Principales méthodes utilisées pour la caractérisation des matériaux

Essais	Méthode
Densité relative des grains D_r	BNQ 2501-070-M-86
Analyses granulométriques	Sédimentométrie ASTM D422 Analyse au laser (Microtrac)
Conductivité hydraulique k	Perméamètre à paroi rigide ASTM D5856
Courbes de succion	Tempe cell ASTM D3152
Analyses minéralogiques	Diffraction au rayons X Spectroscopie en dispersion d'énergie
Analyses chimiques	Spectrométrie par émission atomique avec plasma couplé inductivement (ICP-AES)

3.2.1 Analyses chimiques et minéralogiques

Afin de bien caractériser les matériaux présents dans les colonnes, des analyses chimiques complètes ont été réalisées. Les résultats sont présentés au tableau 3.2 en pourcentages poids.

Tableau 3.2 : Résultats des analyses chimiques réalisées sur les différents matériaux

	Résidus sulfureux (%)	RD-A (%)	RD-B (%)	RD-C (%)
Fe	35,0	2,20	2,60	3,00
S	42,0	0,24	0,41	1,00
Cu	0,220	0,008	0,034	0,030
Zn	1,520	0,030	0,05	0,060
Pb	0,070	<ld*	0,020	0,010
Al	2,40	0,52	0,684	0,67
Ca	0,52	1,14	1,35	1,40
K	0,39	1,54	1,90	1,80
Na	0,50	0,84	1,18	1,24
Mg	0,11	0,89	1,10	1,11
Mn	0,01	0,03	0,041	0,046
Ba	0,005	0,051	0,084	0,085
As	0,015	<ld	0,004	0,006
Cd	0,006	<ld	<ld	<ld

* <ld : Plus petit que la limite de détection

3.2.1.1 Composition minéralogique des sulfures

La composition minéralogique en sulfures des différents matériaux utilisés dans les recouvrements multicouches est déduite à l'aide d'un calcul minéralogique prenant en compte les analyses chimiques élémentaires et la stoechiométrie des différents minéraux sulfurés présumés

(pyrite, sphalérite, chalcoppyrite et galène). Le problème est régit par un système d'équations dont la résolution fait appel à un calcul matriciel (Benzaazoua, 1996).

$$Ap = S \cdot Xp \quad (3.1)$$

où :

A : représente la matrice des éléments chimiques des différents produits **p**,

S : représente la matrice des teneurs élémentaires dans les minéraux ou stoechiométrie,

X : représente la matrice des proportions minérales dans les produits **p**.

Les résultats des calculs sont présentés dans ce qui suit. Dans un premier temps, on présente la matrice de la stoechiométrie **S** (voir tableau 3.3). Les teneurs élémentaires données sont tout à fait théoriques, elles ne tiennent pas en compte les légers écarts à la stoechiométrie et les teneurs en éléments mineurs dans les minéraux comme par exemple le cas de l'arsenic **As** dans la pyrite (fréquent dans les minerais aurifères où **Au** est corrélé à **As**, e.g. Marion *et al.*, 1991), le fer dans la sphalérite (Ramdohr, 1980), le zinc dans la chalcoppyrite (Benzaazoua, 1996), etc. Au tableau 3.4, on retrouve les pourcentages pour les différents éléments que l'on retrouve dans les minéraux sulfureux. Enfin, les teneurs théoriques en minéraux sulfureux pour les différents matériaux sont présentées au tableau 3.5.

Tableau 3.3 : Matrice de la stoechiométrie S

	Pyrite	Chalcoppyrite	Sphalérite	Galène
S	53,5	35	32,9	13,4
Cu	0	34,6	0	0
Zn	0	0	60,4	0
Pb	0	0	0	86,6
Fe	46,5	30,4	6,7	0
Total	100	100	100	100

Tableau 3.4 : Matrice des éléments chimiques A

	Résidus sulfureux	RD-A	RD-B	RD-C
Fe	35,000	2,200	2,600	3,000
S	42,000	0,240	0,410	1,000
Cu	0,220	0,008	0,034	0,030
Zn	1,520	0,030	0,050	0,060
Pb	0,070	0,000	0,010	0,020

Tableau 3.5 : Matrice de la composition minéralogique X

	Pyrite	Chalcoppyrite	Sphalérite	Galène
Résidus sulfureux	76,52%	0,64%	2,52%	0,08%
RD-A	0,40%	0,02%	0,05%	0,00%
RD-B	0,65%	0,10%	0,08%	0,02%
RD-C	1,75%	0,09	0,10%	0,01%

La matrice X est le résultat du calcul, il faut cependant noter que celle-ci ne prend pas en compte le fer car cet élément entre dans la composition de nombreux minéraux de la gangue (e.g. silicates ferrières). Pour le résidu sulfureux, il est aisé de voir que la pyrite est de loin le sulfure le plus abondant, la sphalérite (égagée lors des processus de flottation) est également bien présente ; ce minéral très facilement oxydable contribuera au potentiel générateur d'acide de ce produit. Quant aux résidus désulfurés, on voit que la teneur en pyrite dans les résidus RD-A, RD-B et RD-C est respectivement de 0,40, 0,65 et 1,75. Les autres minéraux sulfureux (chalcoppyrite, sphalérite et galène) sont en très faible concentration. À noter que les résultats, pour les résidus sulfureux, ont été affinés par une meilleure connaissance de la stoechiométrie des minéraux, et en particulier la sphalérite du résidu sulfureux où la teneur en fer est de l'ordre de 6,7 % poids, teneur moyenne tirée de quelques analyses faites par sonde électronique en EDS (Spectroscopie X en dispersion d'énergie ; Bernier, 1997).

L'analyse chimique de l'arsenic dans les différents produits montre que :

- pour le produit sulfureux, si l'on suppose que l'arsénopyrite est absente, les pyrites auront des teneurs non négligeables en As (300 ppm environ);
- pour les produits désulfurés, de la même manière si l'on admet que l'arsénopyrite est absente, les pyrites seraient arsénieuses.

Le cadmium est présent seulement dans le résidu sulfureux. Cet élément est vraisemblablement lié à la sphalérite qui le contient à l'état de traces ; ce type d'occurrence est bien connu dans de nombreux gisements sulfurés de part le monde (Barriand et *al.*, 1985).

Les analyses par diffraction aux rayons X montrent que les résidus sulfureux contiennent également une petite quantité de pyrrhotite $\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$, minéral très oxydable (Bernier, 1997).

3.2.1.2 Composition minéralogique de la gangue

Par ailleurs, les analyses chimiques des éléments de la gangue donnent une idée sur la composition de la gangue silicatée. Il y a une prépondérance de silicates d'alumine calco-sodique et calco-potassique (feldspaths) dans les matériaux désulfurés.

Une étude par diffraction des rayons X a été réalisée sur les différents matériaux utilisés dans les colonnes et ce, dans le but de connaître la composition de la gangue (fraction non sulfureuse du résidu désulfuré) et la minéralogie des sables utilisés dans les barrière de recouvrement. En effet, la connaissance de la minéralogie complète est indispensable pour la compréhension du comportement géochimique des colonnes étudiées. Cette investigation est complétée par minéragraphie sur les résidus sulfureux et désulfurés. Le tableau 3.6 résume les résultats de l'analyse par diffraction au rayons X (Bernier, 1997).

Pour le résidu désulfuré, la gangue (minéraux non sulfureux) contient principalement du quartz, des feldspaths alcalins et des micas (biotite, chlorite et séricite). Des traces d'épidote et de calcite y ont également été décelées. Quant au sable, ce matériel est quartzo-feldspathique avec de faibles quantités de micas et d'amphiboles. À noter qu'il ne contient pas de quantité de calcite détectable par diffraction aux rayons X. Ainsi l'on considérera que ce matériel est inerte et qu'il n'interviendra pas dans la géochimie des colonnes qui le renferme.

Tableau 3.6 : Résultats des analyses par diffraction aux rayons X sur les matériaux utilisés dans les essais en colonne

Minéral	Formule	RD-C	Sulfureux	Sulfureux magnétique	Sable
Quartz	SiO ₂	A	M	-	A
Orthose	K[AlSi ₃ O ₈]	F	-	-	F
Albite	Na[AlSi ₃ O ₈]	M	F	-	M
Biotite	KMg ₃ [AlSi ₃ O ₁₃](OH) ₆	F	T	-	T
Muscovite	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH,F) ₂	M	T	-	-
Chlorite	AlMg ₅ [AlSi ₃ O ₁₀](OH) ₈	F	F	-	F
Amphibole	(Ca,Na,Fe,Mg,Cr,Ti) ₇₋₈ (Al,Si) ₂ Si ₆ O ₂₂ (OH) ₂	-	-	-	F
Épidote	FeCa ₂ [AlSi ₃ O ₁₃](OH) ₆	-	-	-	?
Calcite	CaCO ₃	T	-	-	-
Pyrite	FeS ₂	T	TA	F	-
Pyrrhotite	Fe _(1-x) S	-	T	Ta	-
Sphalérite	(Zn,Fe)S	-	T	?	-
Magnétite	Fe ₃ O ₄	T	-	-	-

TA : très abondant (>50%)

A : abondant (30-50%)

M : moyennement abondant (10-30%)

F : mineur (2-10%)

T : traces (<2%)

3.2.2 Granulométrie et densité relative des grains

Les courbes granulométriques des matériaux placés dans les colonnes sont présentées à la figure 3.2. Comme on peut le constater sur cette figure, les résidus désulfurés RD-A, RD-B et RD-C ont une granulométrie typique des rejets de concentrateur provenant de mines en roches dures : le pourcentage passant 80 µm d'environ 80 % et le pourcentage plus petit que 2 µm d'environ 5 %. La densité relative des grains solides pour les résidus désulfurés est de 2,74 pour le RD-A et 2,76 pour le RD-B et RD-C.

En ce qui concerne les résidus sulfureux, on remarque à la figure 3.2 que la granulométrie de ceux-ci est plus grossière que celles des résidus désulfurés. Ceci s'explique par le fait que les résidus sulfureux placés dans les colonnes proviennent de la sousverse d'un hydrocyclone. En ayant des résidus sulfureux plus grossiers, on s'assure que le degré de saturation dans cette couche ne sera pas de 100 % dans les colonnes, ce qui aurait pour effet de limiter la production de

DMA. Étant donné le fort pourcentage en sulfures dans ce matériau, la densité relative des grains est élevée à 4,08.

Les analyses granulométriques réalisées sur le sable montrent que celui-ci a les caractéristiques d'un sable à béton : il n'y a pas de particule plus grande que 5 mm et a un pourcentage passant 80 μm inférieur à 2 %. La densité relative des grains du sable est de 2,79.

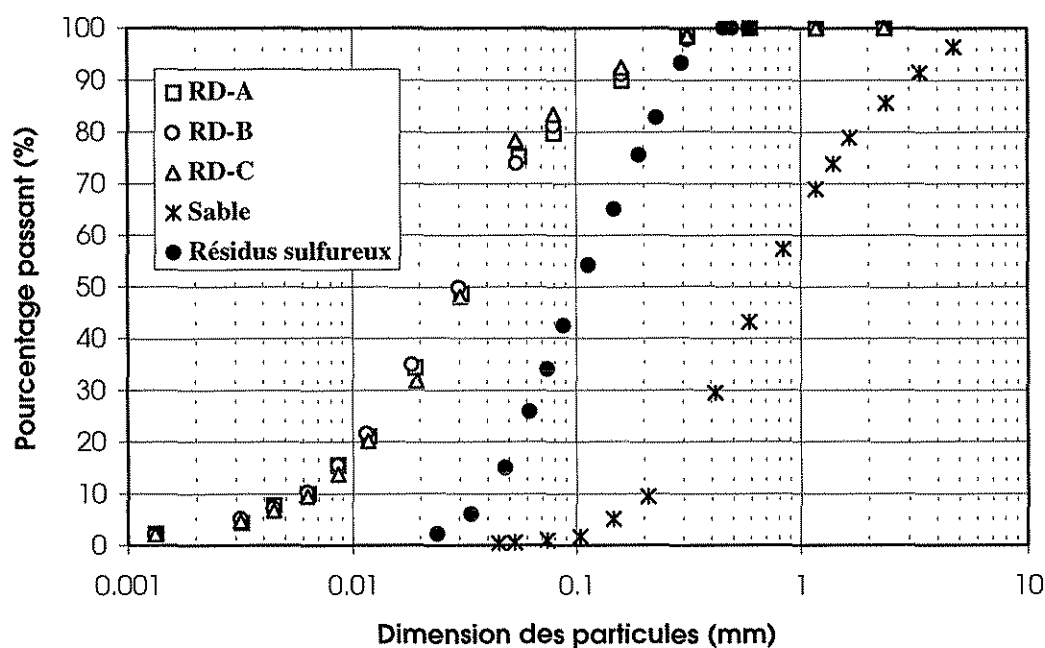


Fig. 3.2 : Courbes granulométriques des matériaux utilisés dans les essais en colonne

3.2.3 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} est une propriété importante lorsque l'on veut utiliser un matériau dans une couverture avec effets de barrière capillaire. Afin de mesurer ce paramètre, des essais de perméabilité ont été réalisés à l'aide de perméamètres en Plexiglas à paroi rigide. Les matériaux ont été mis en place de façon à obtenir un état en place similaire à celui dans les colonnes. Les résultats obtenus sont résumés au tableau 3.7.

Tableau 3.7 : Principaux résultats des essais de perméabilité

Matériaux	k (cm/s)	Indice des vides	Type d'essai
Résidus sulfureux	$5,02 \times 10^{-4}$	0,87	Charge constante
Sable	$2,56 \times 10^{-3}$	0,45	Charge constante
Résidus désulfurés	2.45×10^{-5}	0.80	Charge variable

Les résultats obtenus pour les résidus miniers étudiés sont typiques de ceux retrouvés dans la littérature pour des rejets de concentrateur provenant de mines en roches dures (e.g. Mabes et *al.*, 1977 ; Matyas et *al.*, 1984 ; Bussière, 1993 ; Aubertin et *al.*, 1996a).

3.2.4 Caractéristiques de rétention d'eau

Quand un sol est en condition non saturée, l'eau qu'il contient est soumise à une pression négative par rapport à la pression atmosphérique. Cette pression négative (ou succion) est attribuable à la tension superficielle qui existe entre l'air et l'eau en contact avec la matrice du sol. Les forces capillaires associées à cette pression vont restreindre le mouvement de l'eau, et peuvent même limiter le drainage d'un sol saturé se situant par dessus un sol non saturé (effets de barrière capillaire). Afin de représenter le comportement d'un sol en milieu non saturé, on utilise principalement les courbes caractéristiques de succion (e.g. Bear, 1972 ; Kovacs, 1981 ; Fredlund et Rahardjo, 1993).

Les courbes caractéristiques de succion, aussi appelées courbes de rétention d'eau, représentent la relation entre la teneur en eau volumique et la succion. Cette relation est particulière pour chaque matériau. Sur ces courbes, on définit souvent deux valeurs particulières, soit ψ_a qui représente la pression d'entrée d'air (ou AEV, "Air Entry Value") correspondant au début de la désaturation et ψ_r qui est la pression résiduelle exercée à la teneur en eau résiduelle θ_r . En général, plus la granulométrie d'un sol est fine, plus la pression à exercer pour débiter le drainage doit être grande (valeur de ψ_a plus grande).

La procédure d'essai utilisée pour l'obtention des courbes caractéristiques de succion est définie par la norme **ASTM D3152**. L'échantillon de sol est placé sur une plaque céramique poreuse (qui retient l'eau jusqu'à une pression de 5 bars) dans une cellule pressurisée (appelée communément

Tempe Cell) où l'échantillon est soumis à une pression d'air positive tandis que l'eau de sortie subit une pression équivalente à la pression atmosphérique. La pression dans la cellule devient en équilibre avec le sol qui se draine jusqu'à équilibre. En procédant par palier de pression et en mesurant chaque fois la quantité d'eau évacuée, on peut déterminer la courbe caractéristique de succion qui consiste en un graphique de la teneur en eau volumique (ou la saturation) versus la succion ψ . Dans ce projet, la valeur du AEV (Air Entry Value) est évaluée en utilisant la méthode des deux droites proposée par Fredlund et Xing (1994).

Les principaux résultats obtenus sont présentés à la figure 3.3 et au tableau 3.8. On retrouve également sur la figure 3.3 un lissage effectué avec le modèle de van Genuchten (1980). L'équation du modèle est la suivante :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (3.2)$$

avec θ_e = teneur en eau réduite,
 θ = teneur en eau volumique,
 θ_s = teneur en eau volumique à saturation,
 θ_r = teneur en eau volumique résiduelle,
 α_v = constante qui représente l'inverse de ψ_a ,
 m_v, n_v = constantes d'ajustement du modèle.

Tableau 3.8 : Principaux résultats des essais de succion réalisés sur les matériaux étudiés

Matériaux	ψ_a (cm)	θ_r	θ_s	α_v	n_v	m_v
Sable	15	0,02	0,30	0,03381	2,56	0,667
RD-A	280	0,04	0,45	0,00195	2,10	0,667
Résidus sulfureux	80	0,03	0,42	0,00593	2,61	0,667

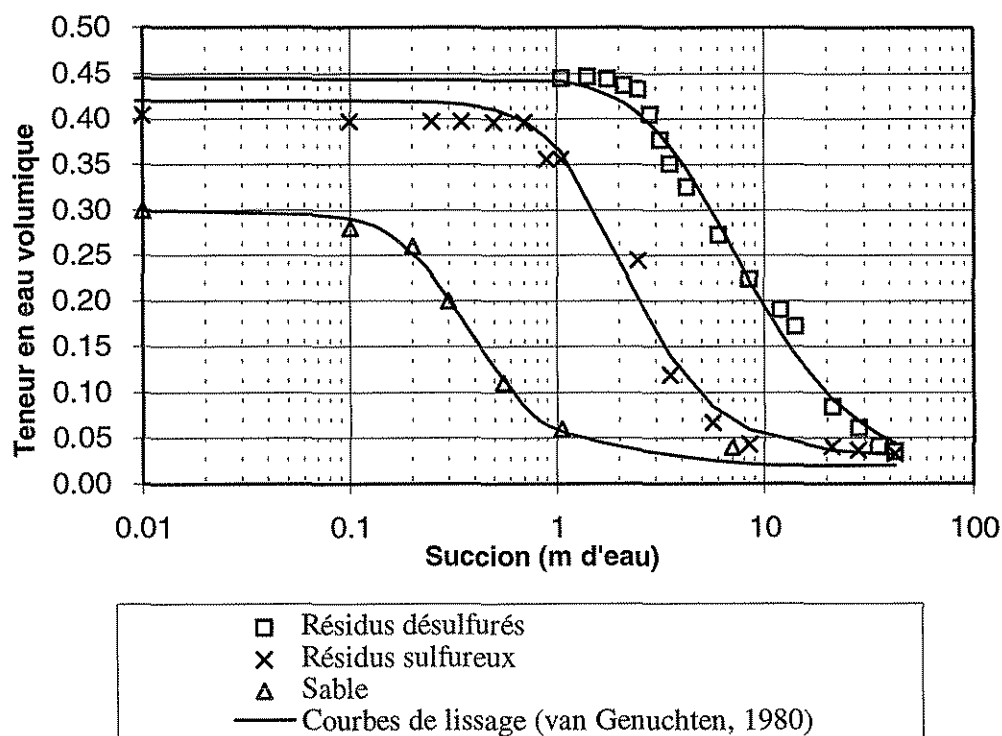


Fig. 3.3 : Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés dans les essais en colonne

Les valeurs de ψ_a obtenues sont de 280 cm d'eau pour le résidu désulfuré, de 80 cm pour le résidu sulfureux et de 15 cm pour le sable. Le contraste, en ce qui concerne les caractéristiques de rétention d'eau, est suffisamment grand entre le sable et le résidu désulfuré pour assurer la présence de l'effet de barrière capillaire, nécessaire au bon fonctionnement de la couverture. Ces résultats sont proches des valeurs obtenues par d'autres auteurs sur des matériaux meubles à granulométrie similaire (e.g. Collin et Rasmuson, 1990 ; Akindunni et *al.*, 1991 ; Aubertin et *al.*, 1995).

3.2.5 Potentiel de génération d'acide (PGA)

L'essai statique de Sobek et *al.* (1978) est l'un des tests de prédiction les plus utilisés pour la détermination du potentiel de génération d'acide des résidus miniers sulfurés. La méthode utilisée pour l'essai statique a été présentée au Chapitre 2. Plus de détails concernant les essais statiques peuvent être trouvés dans SRK (1989), Lawrence et Marchant (1991) et Lawrence et Wang (1997).

Tableau 3.9 : Principaux résultats des essais statiques

Identification	% Soufre	PA (kg CaCO ₃ /t)	PN (kg CaCO ₃ /t)	PGA (kg CaCO ₃ /t)
Résidus sulfureux	42,00	1 312,5	10,4	-1 302,5
RD-A	0,24	7,5	25	17,5
RD-B	0,41	12,8	23	10,2
RD-C	1,00	31,3	22	-9,3

Les résultats obtenus (voir tableau 3.9) montrent que les résidus miniers sulfureux sont fortement générateurs de DMA à -1302,5 kg CaCO₃/t. Quant aux résidus désulfurés, les valeurs sont de 17,5 kg CaCO₃/t pour le RD-A, de 10,2 kg CaCO₃/t pour le RD-B et de -9,3 kg CaCO₃/t pour le RD-C.

3.2.6 Mise en place et état des matériaux dans les colonnes

Lors de l'installation des matériaux dans les colonnes, différentes précautions ont été prises afin d'obtenir des caractéristiques en place des matériaux similaires à celles susceptibles de se retrouver sur le terrain.

Dans un premier temps, les parois des colonnes ont été enduites de graisse à vide afin d'assurer un bon contact entre le sol et les parois et ainsi éviter d'avoir des chemins préférentiels pour l'écoulement de l'eau et la diffusion de l'oxygène. La première couche mise en place pour les colonnes C1A, C3A, C3B et C3C est la couche de résidus sulfureux. Le matériau a été placé, par tranche de 10 cm, à une teneur en eau massique entre 14 et 16 % et légèrement compacté pour atteindre un indice des vides e d'environ 0,7 (e typique pour une sous-verse d'un hydrocyclone selon Vick, 1983). Pour les colonnes avec recouvrement (C3A, C3B et C3C), la couche subséquente est la couche de sable de 0,4 m. Le sable a été mis en place en tranche de 10 cm à une teneur en eau massique de 10 % afin d'atteindre un indice des vides entre 0,35 et 0,40. Les résidus désulfurés placés dans les colonnes C2A, C2B, C2C, C3A, C3B et C3C ont été mis en place à une teneur en eau massique proche de la teneur en eau à saturation par tranche de 10 cm. Un léger compactage a été appliqué afin d'atteindre un indice des vides similaire à ce que l'on retrouve dans les parcs à résidus de mines en roches dures, soit entre 0,8 et 0,9 (Vick, 1983). Enfin, la couche de sable du haut des colonnes avec recouvrement (C3A, C3B et C3C) a été

placée de façon similaire à la première couche de sable. Les principales propriétés des matériaux placés dans les colonnes sont présentées au tableau 3.10.

Tableau 3.10 : Propriétés des matériaux lors de la mise en place des colonnes

Paramètres	C1A	C2A	C2B	C2C	C3A	C3B	C3C
Résidus sulfureux							
Indice des vides	0,74	---	---	---	0,68	0,76	0,75
Teneur en eau massique %	12	---	---	---	16,9	14,3	16,9
Épaisseur de la couche (m)	0,3	---	---	---	0,3	0,3	0,3
Sable du bas							
Indice des vides	---	---	---	---	0,41	0,42	0,38
Teneur en eau massique %	---	---	---	---	10,0	10,0	10,0
Épaisseur de la couche (m)	---	---	---	---	0,4	0,4	0,4
Résidus désulfurés							
Indice des vides	---	0,89	0,90	0,88	0,86	0,83	0,87
Teneur en eau massique %	---	28,8	25,0	28,9	32	26,0	30,2
Épaisseur de la couche (m)	---	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Sable du haut							
Indice des vides	---	---	---	---	0,38	0,33	0,35
Teneur en eau massique %	---	---	---	---	10,0	10,0	10,0
Épaisseur de la couche (m)	---	---	---	---	0,3	0,3	0,3

3.3 Principaux résultats des essais en colonne

Afin d'évaluer l'efficacité des CEBC faites de résidus désulfurés, différentes techniques ont été utilisées. Dans un premier temps, la qualité géochimique de l'eau passant à travers les colonnes a été suivie pendant une période d'environ un an. Durant cette période, des essais de consommation d'oxygène ont également été réalisés. De plus, le démantèlement des colonnes a permis d'obtenir des renseignements nécessaires à l'évaluation de l'efficacité des CEBC. Les différents résultats obtenus sont présentés dans les sections qui suivent.

3.3.1 Qualité de l'eau de percolation

Depuis leur installation, les colonnes subissent des cycles de lixiviation réguliers (appelés aussi rinçages) répétés à chaque 21 jours environ ; la durée de chaque cycle dépend du type de colonne (monocouche ou multicouche). Le lixiviat récolté après que l'écoulement soit terminé

est analysé chimiquement. L'eau ajoutée pour les rinçages est une eau déionisée à pH d'environ 5,3.

Les principaux résultats, en ce qui concerne la qualité géochimique de l'eau de percolation, sont représentés sous forme de graphiques juxtaposés aux figures 3.4 à 3.23. Les principales constatations que l'on peut tirer des graphiques sont présentées ci-dessous.

3.3.1.1 pH

Les résultats obtenus en ce qui concerne le pH des eaux de percolation des différentes colonnes sont présentés à la figure 3.4. La ligne pleine sur les graphes représente le pH de l'eau utilisée dans la percolation des colonnes. On remarque que celle-ci est légèrement acide (pH entre 5 et 6) permettant de simuler les eaux de pluies typiques (chargées en gaz carbonique).

Le pH dans la colonne témoin (résidu sulfureux générateur de DMA seulement) est initialement basique à cause de la présence de chaux dans la pulpe (ajoutée pendant le traitement minéralurgique du minerai en question) et du pouvoir neutralisant de ce résidu. Au cours du temps, le pH chute considérablement pour atteindre des valeurs très acides (en dessous de 3). Dans ces conditions, l'activité bactérienne peut prendre place pour amplifier les phénomènes d'oxydation (e.g. SRK, 1989 ; Evangelou, 1995). Cependant, dans le cas des colonnes étudiées, il semble qu'il n'y ait pas d'oxydation biologique puisqu'un échantillon du lixiviat, provenant de la colonne C1A (après plus de 100 jours), incubé dans un milieu de culture propice au développement des bactéries ferroxydantes n'a pas permis d'observer d'oxydation du fer ferreux Fe^{2+} en fer ferrique Fe^{3+} . De plus, l'observation au microscope optique n'a pas permis d'observer la présence de bactéries.

Pour les colonnes C2A, C2B et C2C (résidus désulfurés), indépendamment du niveau de désulfuration, les pH restent constants dans le temps (pH d'environ 7) même si l'eau ajoutée a un pH entre 5 et 6. Il en est de même pour les colonnes multicouches C3 (C3A, C3B et C3C) qui après épuisement du pouvoir alcalin dans le résidu sulfureux (causé par l'ajout de chaux lors du traitement du minerai), montrent des pH proches de la neutralité. L'oxydation bactérienne ne peut

se développer dans ces conditions car le pH est trop loin du pH optimal de croissance et d'activité des bactéries telle *Thiobacillus ferrooxidans*.

3.3.1.2 Alcalinité

L'alcalinité peut être définie comme la capacité que possède une solution à accepter des ions H^+ (Manahan, 1994). Ce paramètre est quantifié par une simple titration avec un acide tel l'acide sulfurique H_2SO_4 . L'alcalinité totale, exprimée en mg/l $CaCO_3$, est définie comme étant la quantité d'acide requise pour abaisser le pH d'un échantillon jusqu'à 4,5. Les résultats obtenus pour ce paramètre sont présentés aux figure 3.5 (graphes cumulatifs) et 3.6 (valeurs ponctuelles).

L'alcalinité dans la colonne témoin C1A a chuté rapidement pour devenir nulle à partir du 100^e jour. En terme de concentration cumulative, celle-ci plafonne à environ 300 mg/L de $CaCO_3$.

Dans les solutions issues des lixiviations des colonnes monocouches C2 (matériaux désulfurés), l'alcalinité mesurée est à peu près constante pour atteindre, en concentrations cumulatives, des valeurs entre 1 000 et 1 500 mg/L de $CaCO_3$.

Pour les colonnes multicouches C3, indépendamment du niveau de désulfuration, on observe pour l'alcalinité une baisse jusqu'au alentours du 100^e jour ; par la suite elle augmente laissant penser qu'un autre minéral alcalin prend le relais de la calcite et commence à se dissoudre. La concentration cumulative d'alcalinité dans l'eau de percolation des trois colonnes avec recouvrement atteint à peu près la même valeur à la fin de l'essai à environ 800 mg/L de $CaCO_3$.

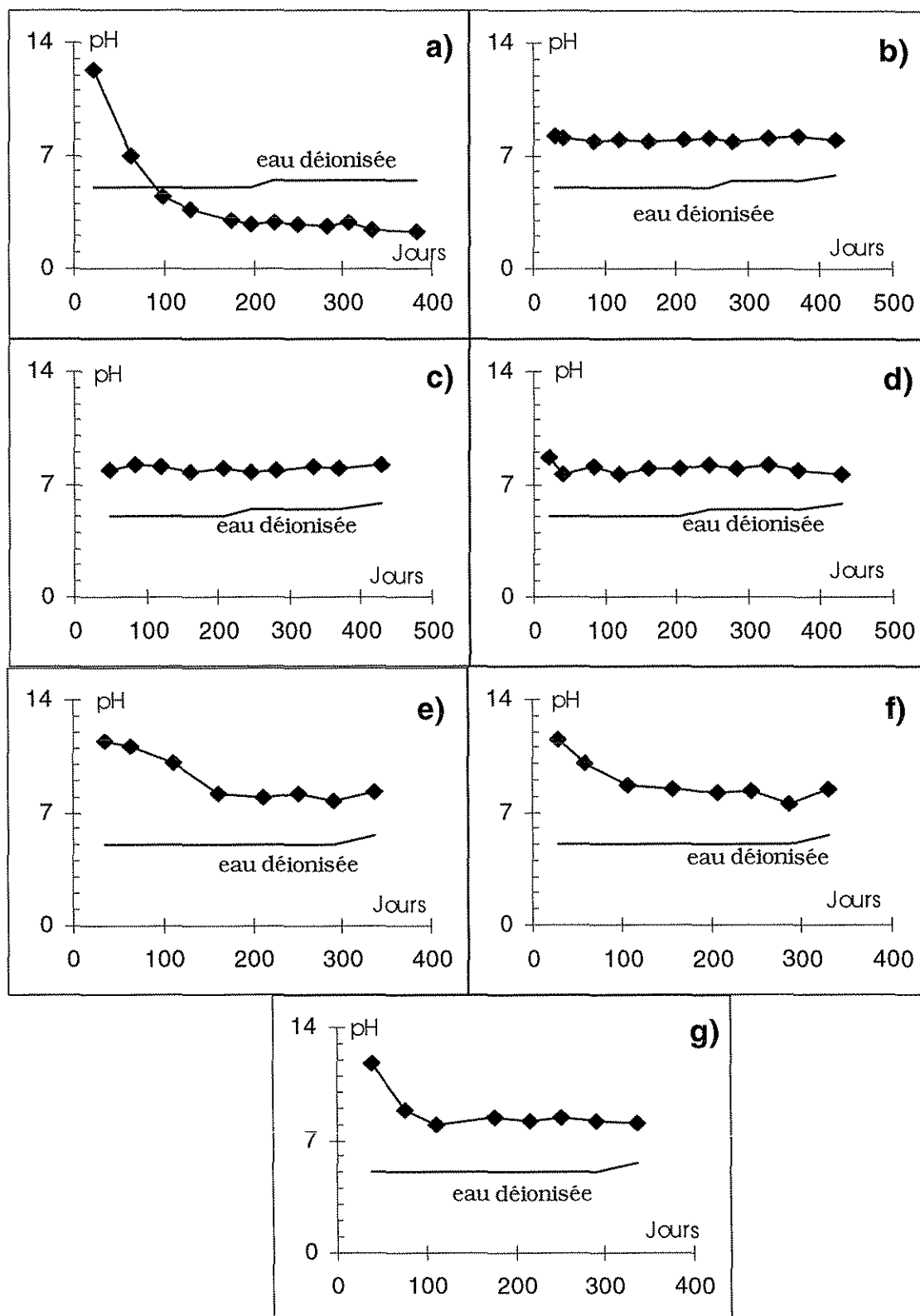


Fig. 3.4 : Évolution du pH de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

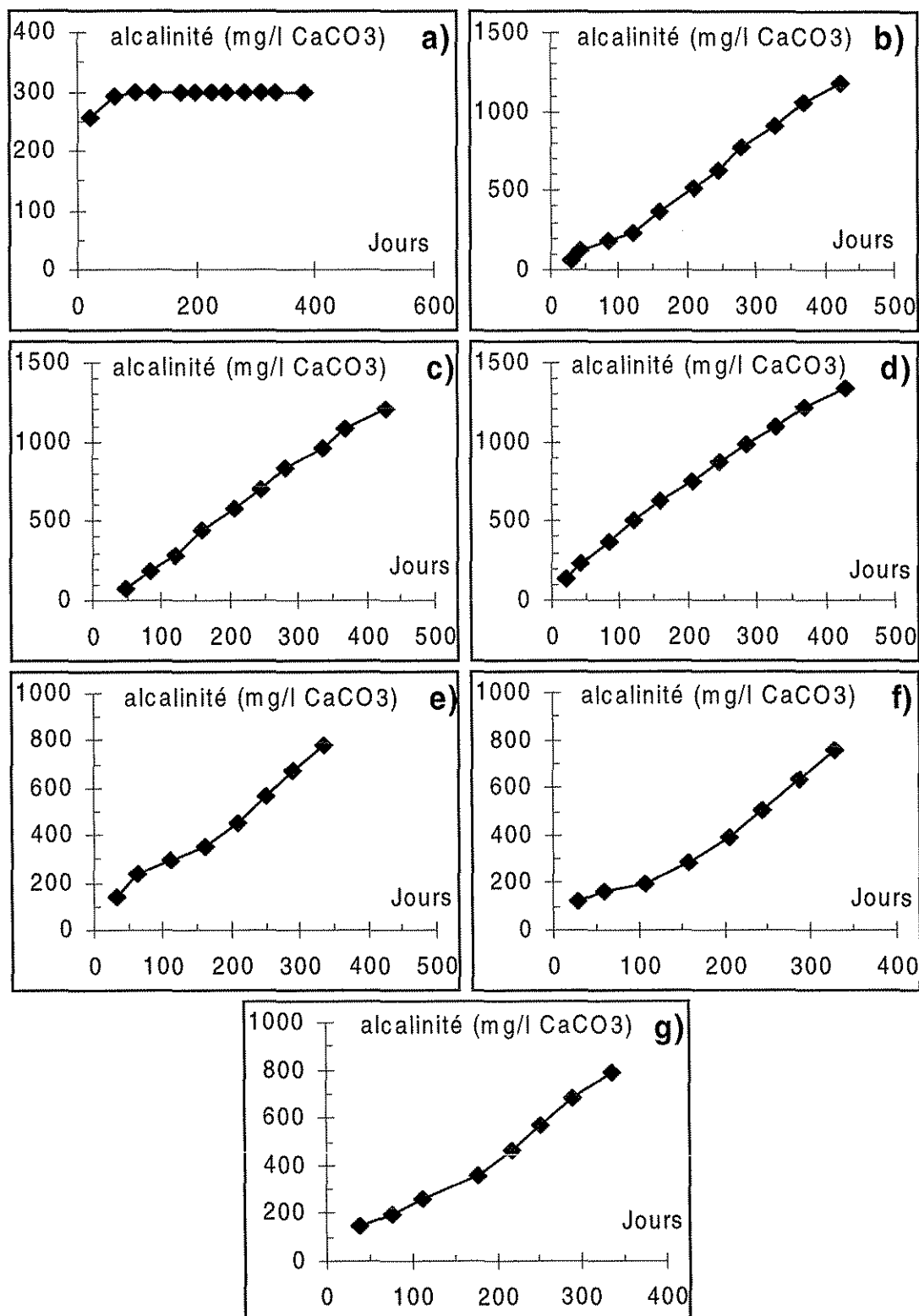


Fig. 3.5 : Évolution sous forme cumulative de l'alkalinité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

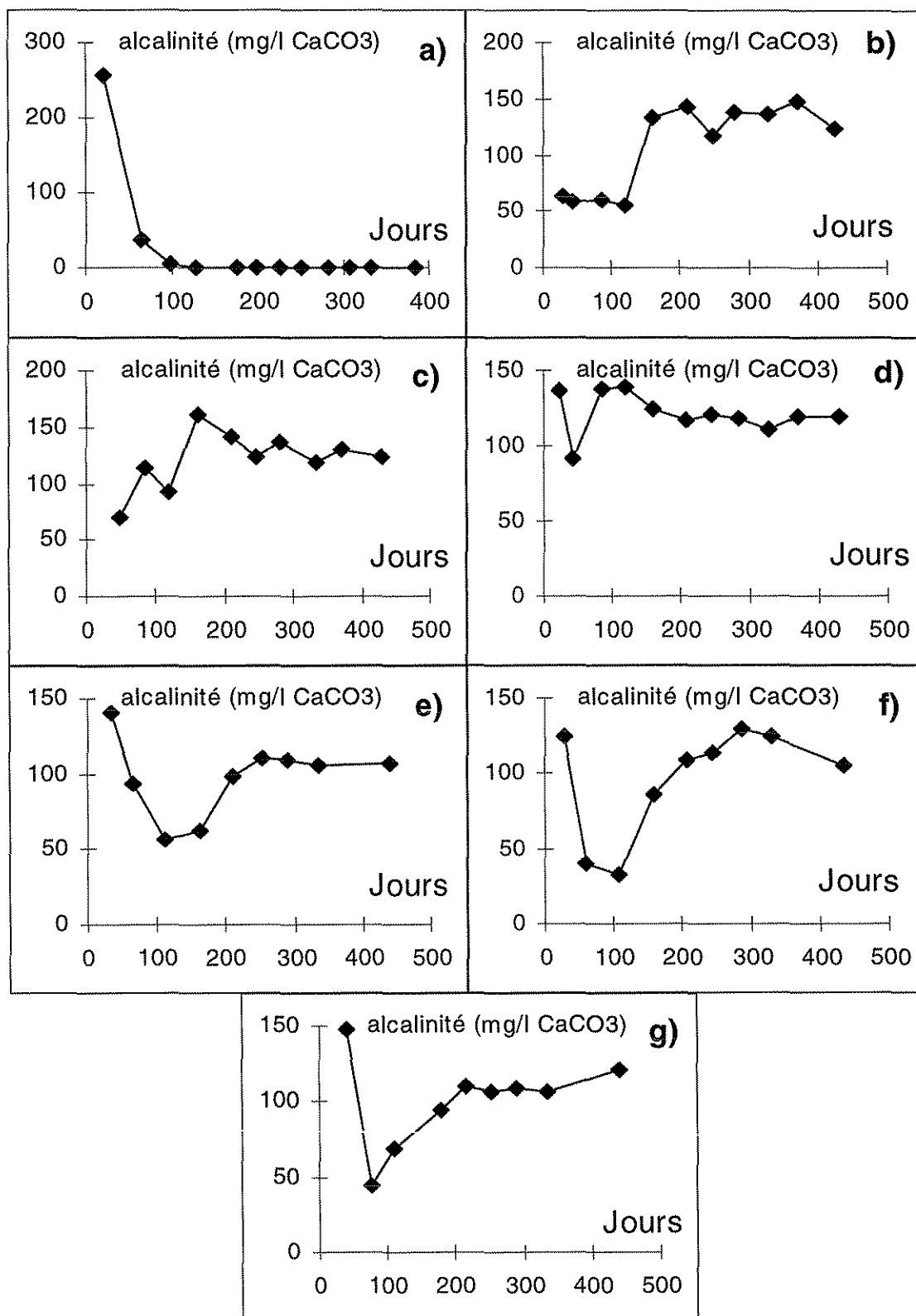


Fig. 3.6 : Évolution sous forme de valeurs ponctuelles de l'alcalinité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

3.3.1.3 Acidité

L'acidité est la capacité qu'a une solution à consommer les ions hydroxydes OH^- . Toutes réactions ou composantes qui participent à cette action contribuent à augmenter l'acidité ; c'est le cas de l'oxydation des sulfures. Une acidité élevée engendre une résistance à la neutralisation et une facilité à la corrosion (Marcus, 1997). Pour déterminer l'acidité d'une solution, une portion de l'échantillon est titrée avec une solution d'hydroxyde de sodium. L'acidité totale, exprimée en mg/l CaCO_3 , représente la quantité de base requise pour élever le pH jusqu'à 8,3. Les principaux résultats obtenus pour ce paramètre dans l'eau de percolation des colonnes sont présentés aux figures 3.7 (graphes cumulatifs) et 3.8 (valeurs ponctuelles).

Pour la colonne témoin C1A, après 100 jours et jusqu'à la fin du test, les mesures de l'acidité varient entre 1 200 et 2 500 mg/l CaCO_3 . La valeur d'acidité cumulative atteinte après plus de 380 jours est d'environ 18 000 mg/L de CaCO_3 .

En ce qui concerne les colonnes monocouches contenant des résidus désulfurés, l'acidité de l'eau de rinçage se situe entre 0 et 20 mg/l CaCO_3 . Les valeurs d'acidité cumulative atteintes sont d'environ 60 mg/L de CaCO_3 pour la colonne C2A et d'environ 80 mg/L de CaCO_3 pour les colonnes C2B et C2C.

Pour les colonnes multicouches, l'acidité a été nulle pour à peu près 100 jours. Ensuite une certaine acidité a été observée dans les différentes colonnes (habituellement inférieure à 10 mg/l CaCO_3). Pour la colonne C3A, l'acidité cumulative à la fin du test est d'environ 35 mg/L de CaCO_3 , pour la C3B celle-ci est d'environ 20 mg/L de CaCO_3 , et l'acidité cumulative pour la C3C à la fin du test est d'environ 40 mg/L de CaCO_3 .

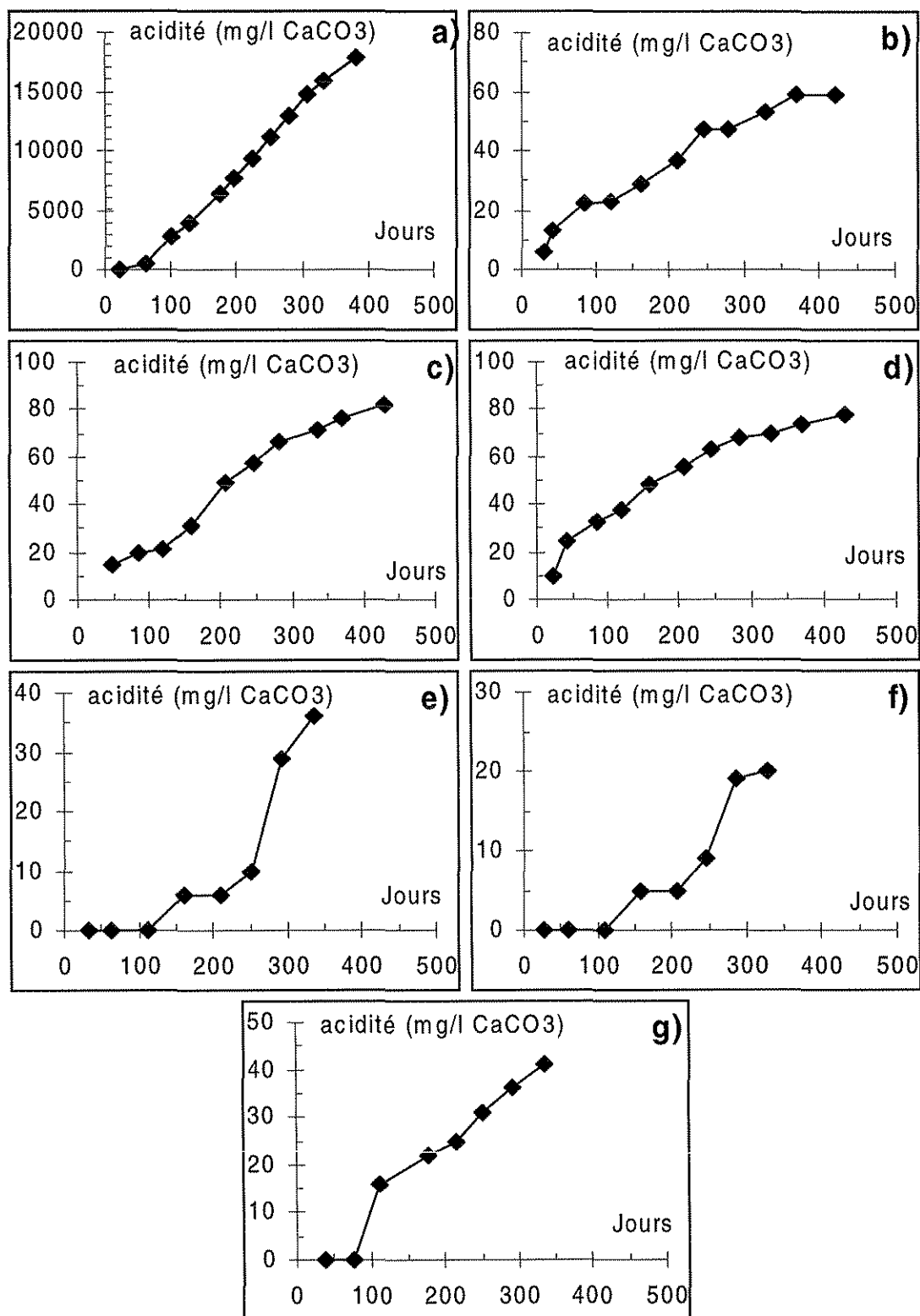


Fig. 3.7 : Évolution sous forme cumulative de l'acidité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

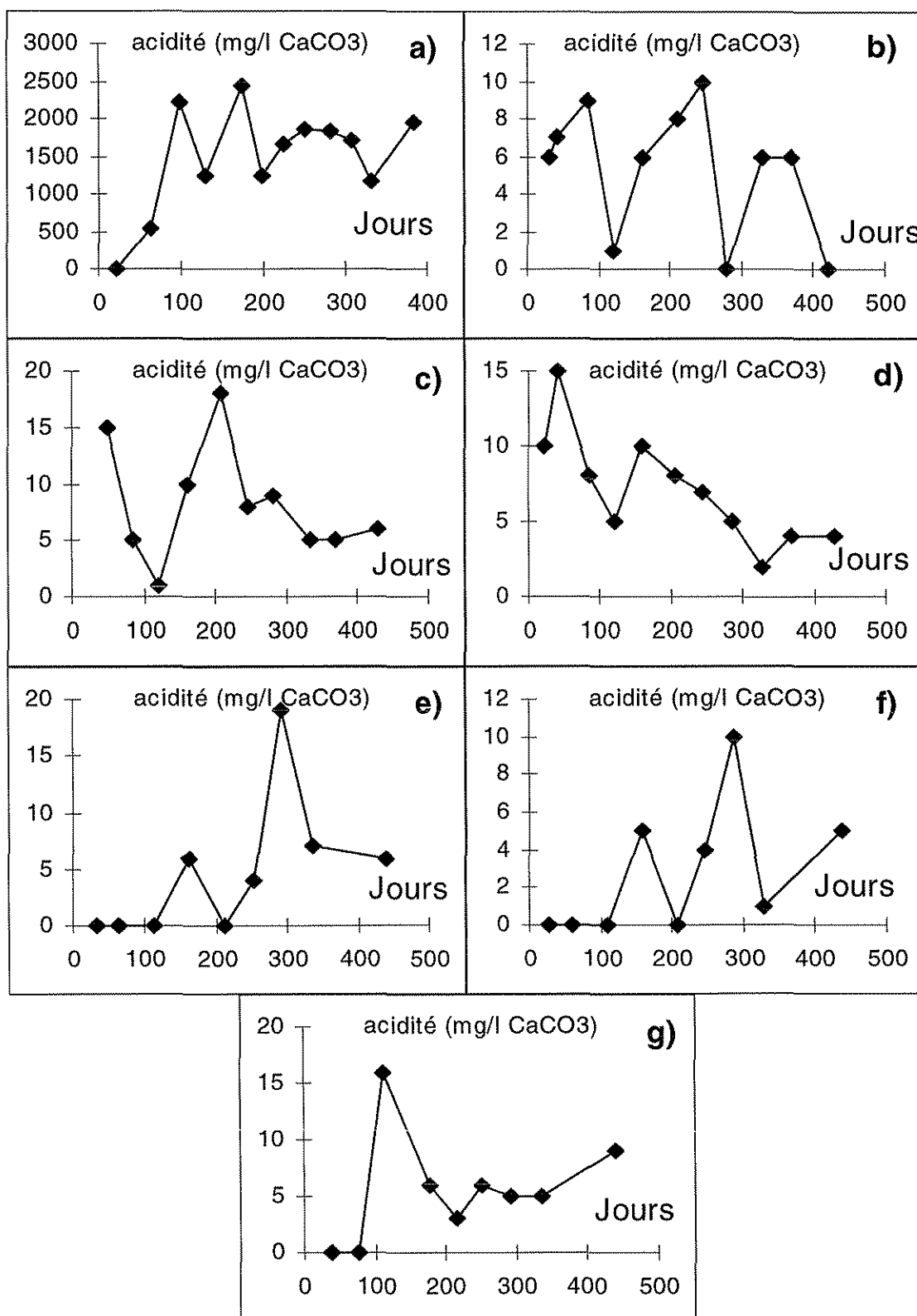


Fig. 3.8 : Évolution sous forme de valeurs ponctuelles de l'acidité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

3.3.1.4 Conductivité

Une façon rapide d'estimer la teneur en solides dissous dans une eau est de mesurer la conductivité électrique de celle-ci. Une telle mesure indique la capacité d'une eau à transporter du courant. Cette capacité est une fonction de la teneur en substances ionisées dans l'eau. Dans le cadre de ce travail un appareil standard et calibré a été utilisé. Les résultats en ce qui touche la conductivité de l'eau de percolation sont présentés à la figure 3.9.

Pour la colonne témoin, les valeurs mesurées oscillent entre 2 000 et 3 000 micromohs à l'exception du début du test où la conductivité était d'à peu près 1 300 micromohs. Pour les colonnes monocouches C2, les valeurs mesurées de la conductivité ont augmentées graduellement à des valeurs supérieures à 1 000 micromohs pour redescendre, après environ 325 jours, à des valeurs entre 500 et 700 micromohs. Enfin, pour les colonnes multicouches C3, les valeurs mesurées sont élevées au début du test en raison de la teneur en Ca élevée liée à la chaux résiduelle contenue dans le résidu sulfureux. Après un premier rinçage, les valeurs mesurées se situent à environ 500 micromohs et ce, pour les trois colonnes.

3.3.1.5 Métaux et sulfates

La production de DMA, en plus de la baisse du pH, entraînent inévitablement la lixiviation de divers métaux et des concentrations élevées en sulfates, ces derniers étant un des produits des réactions d'oxydation des sulfures. Pour évaluer l'efficacité des recouvrements à limiter le drainage minier acide (colonnes C3A, C3B et C3C) ou encore déterminer la réactivité des matériaux mis en place dans les colonnes monocouches (C1A, C2A, C2B et C2C), il est essentiel de suivre les espèces en solution dans l'eau de percolation (la qualité géochimique de l'eau). On retrouve, aux figures 3.10 à 3.23, l'évolution des concentrations, sous forme de graphes (valeurs cumulatives ou ponctuelles), des sulfates et des métaux (Ca, Zn, Cu, Fe ainsi que du Pb et Cd lorsque ceux-ci sont présents). Tel que mentionné précédemment dans ce chapitre, les volumes d'eaux utilisés pour le rinçage des colonnes varient entre 4 et 6 litres, ce qui correspond à environ 2 à 3 fois le volume des pores des résidus sulfureux et/ou des résidus désulfurés.

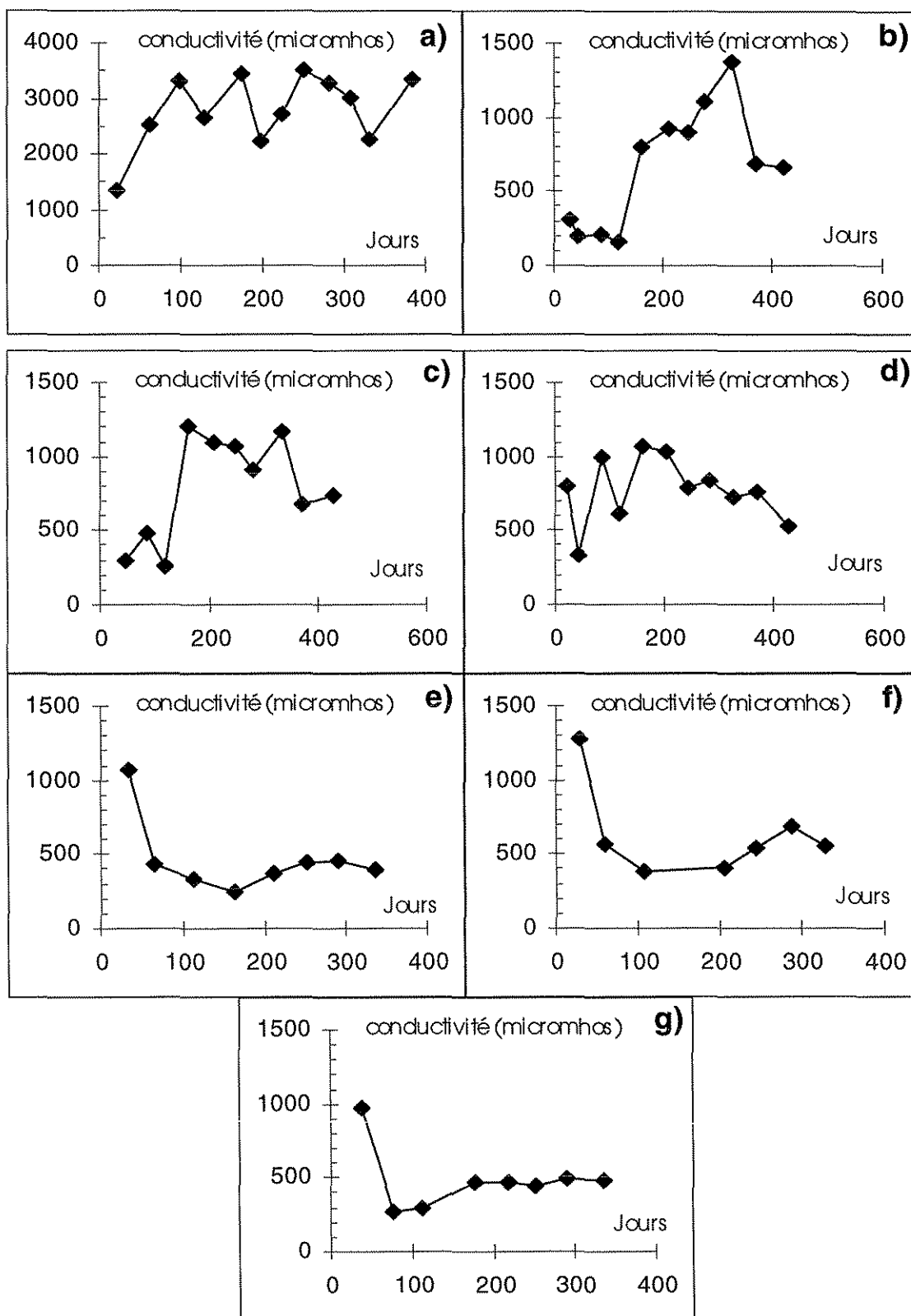


Fig. 3.9 : Évolution de la conductivité de l'eau de percolation : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

La méthode utilisée pour déterminer les quantités de métaux présents dans les solutions de rinçage est la spectroscopie atomique d'émission par plasma couplée inductivement (ICP-AES). Cette méthode est basée sur les concepts d'excitation et d'émission atomique. Chaque élément possède un nombre d'électron gravitant autour de son noyau. Lorsque de l'énergie est appliquée à un atome, l'énergie est absorbée et un électron d'une orbitale éloignée sera promu à un orbital vide ; on dira que l'atome passe de son état fondamental à un état excité. Cet état excité étant moins stable, l'atome revient rapidement à son état fondamental en émettant une radiation lumineuse (photons). Cette radiation émise est caractéristique pour chaque élément et son intensité est proportionnelle à la quantité de l'élément dans l'échantillon. Ainsi, il est possible de déterminer les concentrations en métaux dans une solution à partir de ces radiations. L'appareil utilisant la méthode ICP-AES produit l'énergie nécessaire pour l'excitation des atomes à l'aide d'un gaz ionisé extrêmement chaud (généralement de l'argon) nommé plasma. Plus de détails concernant cette technique peuvent être trouvés dans Postel et Durieux (1985), Harris (1987) et Skoog et *al.*(1996).

Les courbes de dissolution cumulatives pour la colonne témoin C1A varient de façons très similaires, à l'exception du Ca (voir figure 3.10). Ceci signifie qu'il y a un lien entre l'oxydation des sulfures (sulfates produits) et les quantités de métaux produits. La quantité de Ca lixiviée augmente rapidement en raison de la chaux ajoutée lors du traitement du minerai et de la dissolution des carbonates à faible pH. Après environ 125 jours, il semble que tous les carbonates aient réagi et que la faible augmentation des concentrations en Ca observée provient de la dissolution des silicates calciques.

La quantité de sulfates libérée par la colonne témoin est très importante ; à la fin du test, plus de 120 g de sulfates ont été récupérés dans l'eau de percolation. Les concentrations mesurées dans le lixiviat varient habituellement entre 1 000 et 3 000 mg/l. Quant aux métaux, on retrouve à la fin du test des quantités cumulatives de plus de 60 g de Zn, 4 g de Fe et de Cu, 0,2 g de Pb et 0,15 g de Cd.

Comme pour la colonne témoin, la forme des cinétiques cumulatives des colonnes C2A, C2B et C2C sont très similaires (voir figures 3.12 à 3.14). Pour ces trois colonnes, les quantités dissoutes en diverses espèces ont été très faibles au début (100 premiers jours) et ont augmentées entre les jours 100 et 300. Par la suite, on observe une diminution pour les 100 derniers jours environ (voir figures 3.15 à 3.17).

Les quantités de sulfates libérées par les trois colonnes varient entre 10 et 15 g. Plus la colonne contient de sulfures, plus il y a de sulfates libérés. Quant aux différents métaux, des quantités beaucoup plus faibles que pour la colonne C1A ont été observées dans les eaux de percolation. Les quantités cumulatives de Zn ont varié entre 8 et 20 mg, les quantités cumulatives de Fe entre 3 et 5 mg, les quantités cumulatives de Cu entre 0,5 et 1,5 mg. Quant au Ca, les quantités cumulatives retrouvées dans les eaux de percolation sont plus grandes à des valeurs entre 6 000 et 8 500 mg.

En ce qui concerne les colonnes multicouches, on remarque aux figures 3.21 à 3.23 que les concentrations en sulfates et en Ca produites sont à peu près constantes tout au long du test. Pour les métaux lourds, on remarque que, pour les trois colonnes, la lixiviation de ceux-ci devient plus prononcée après 100 jours. On remarque également que les quantités cumulatives produites sont très inférieures à celles observées dans la colonne témoin, démontrant ainsi l'effet de placer un recouvrement sur les résidus sulfureux. On retrouve (voir figures 3.18 à 3.20), dans l'eau de percolation des colonnes, de faibles quantités de Zn (entre 2,5 et 6 mg), de Fe (entre 4,5 et 20 mg) et de Cu (entre 0,4 et 1,8 mg). Quant aux sulfates produits, les quantités observées dans l'eau de percolation montrent que le taux d'oxydation est réduit par la présence de la couverture puisque les quantités totales observées varient entre 5 000 et 8 000 mg (par rapport à 120 000 mg ou 120 g pour la colonne témoin C1A).

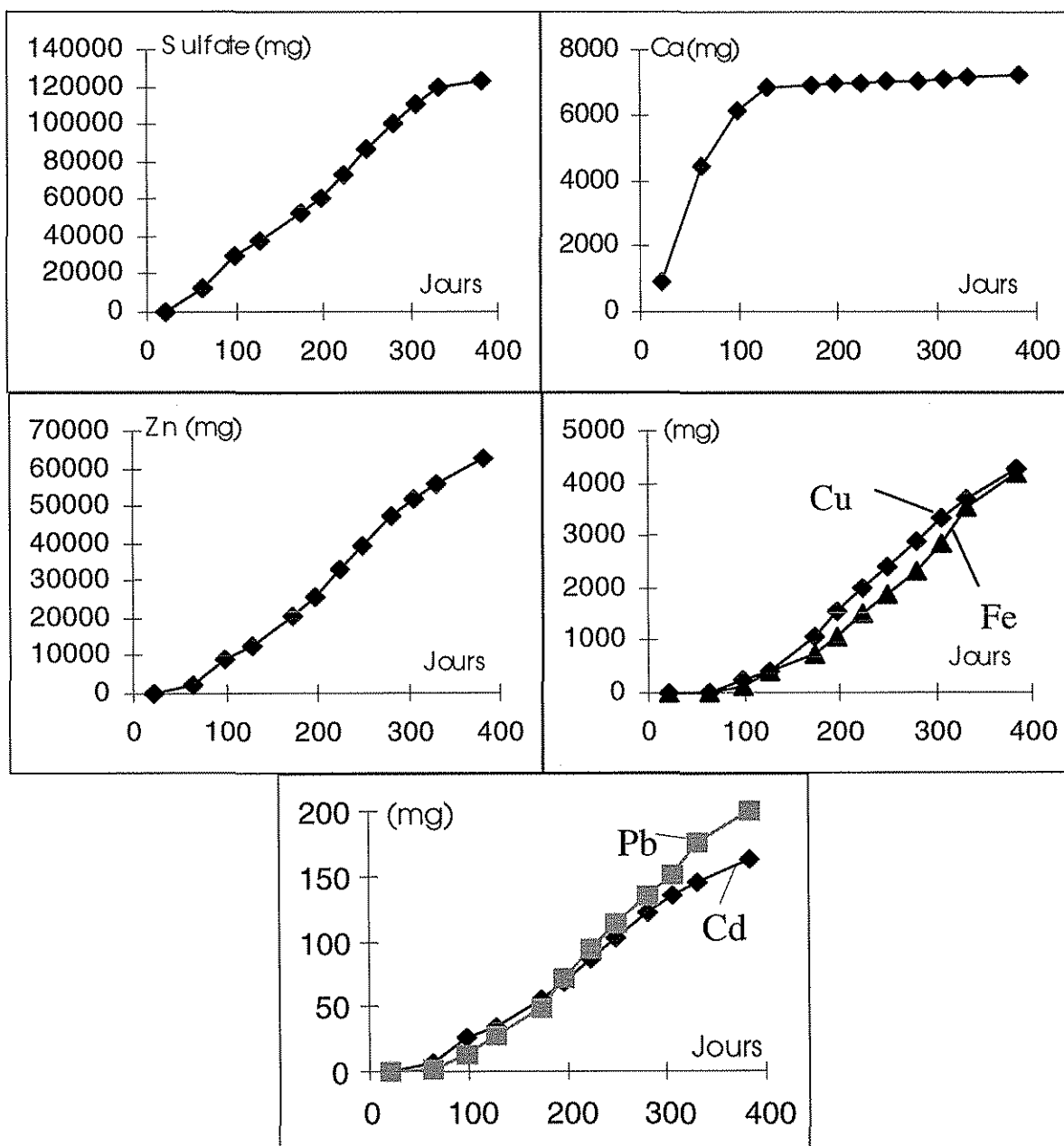


Fig. 3.10 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne témoin C1

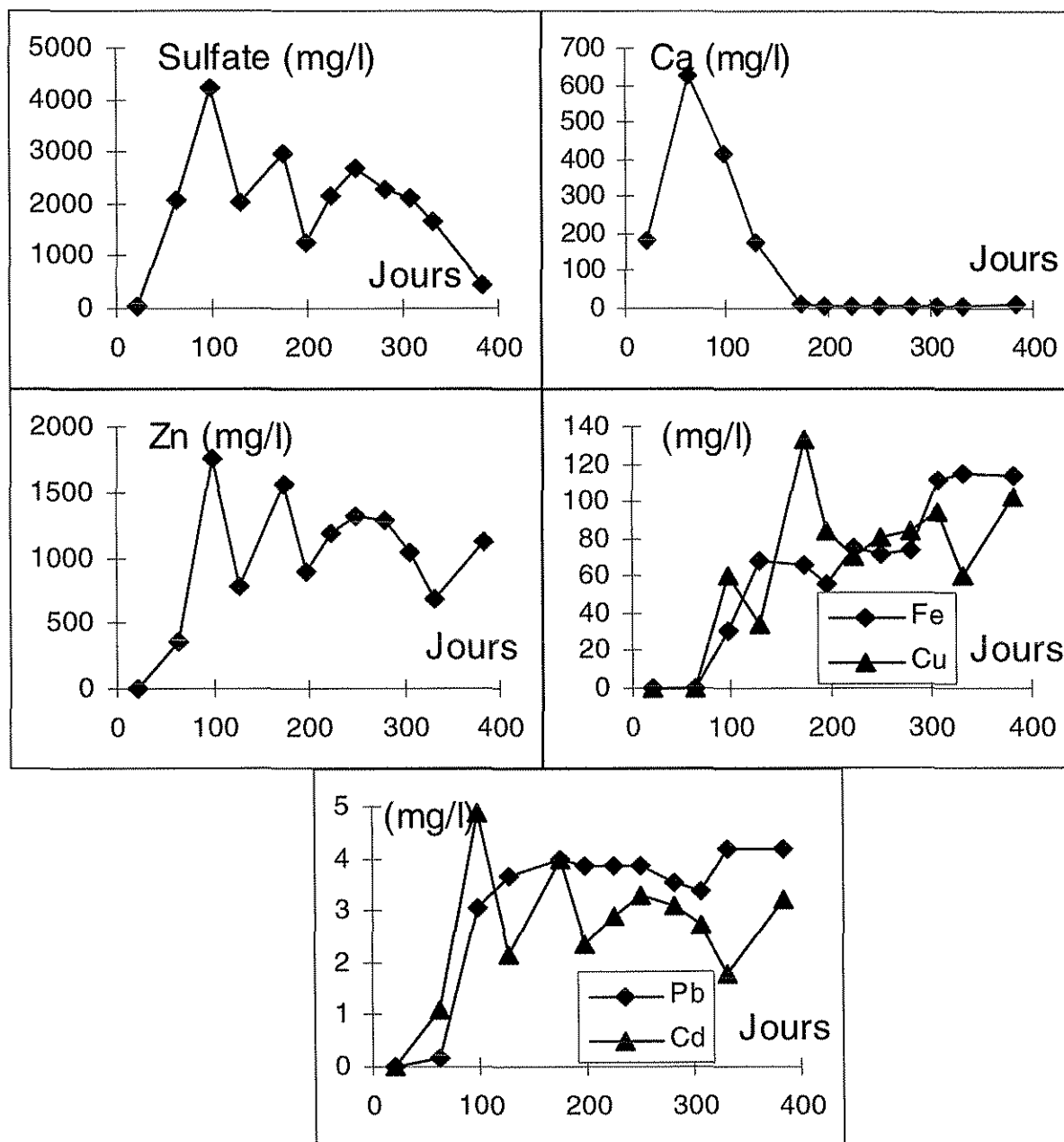


Fig. 3.11 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne témoin C1

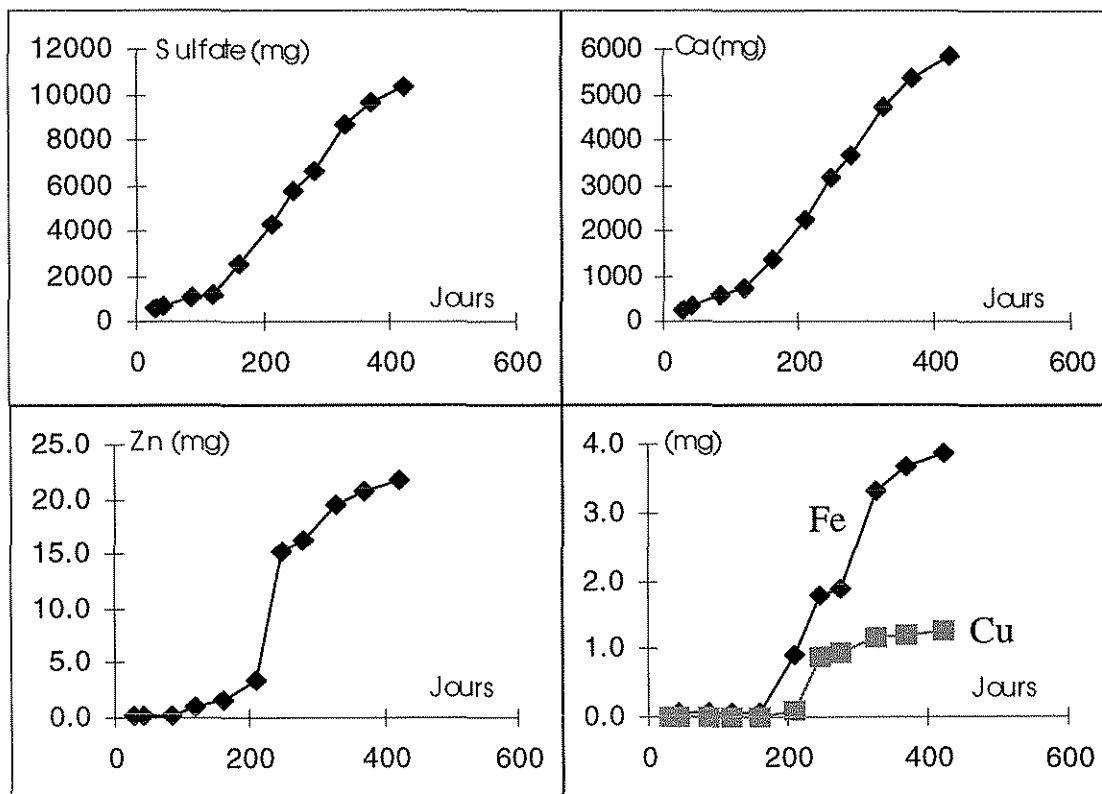


Fig. 3.12 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C2A

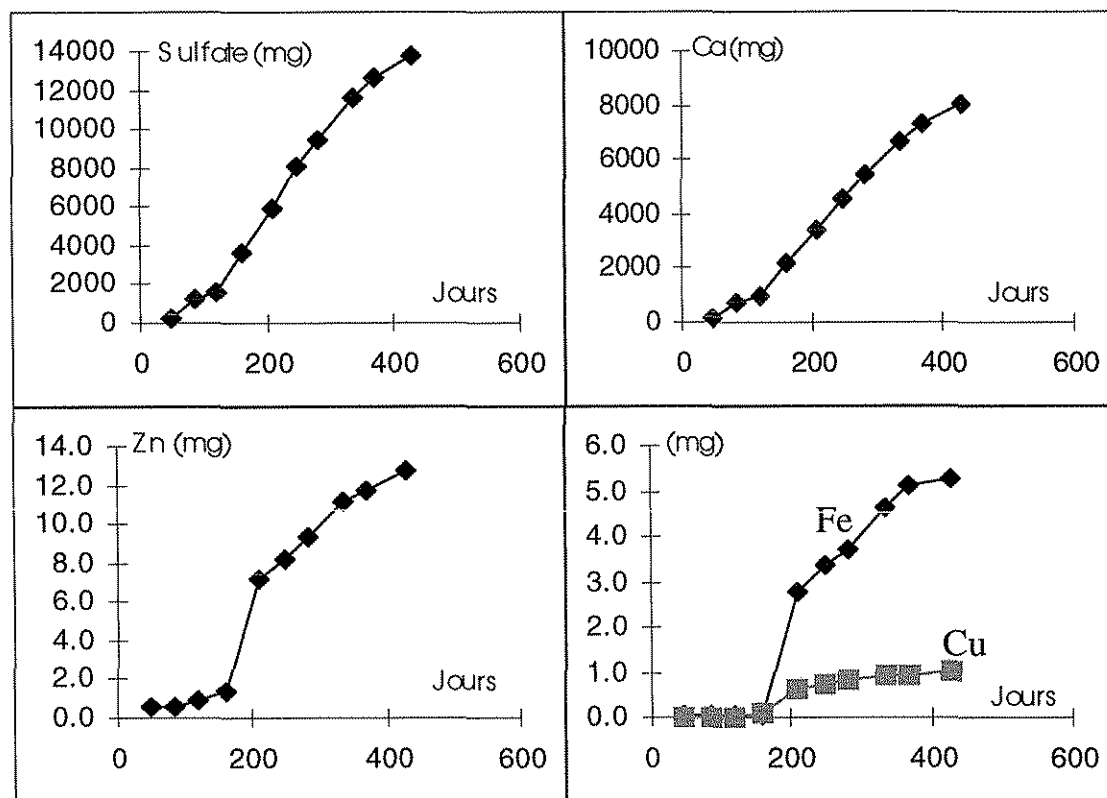


Fig. 3.13 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C2B

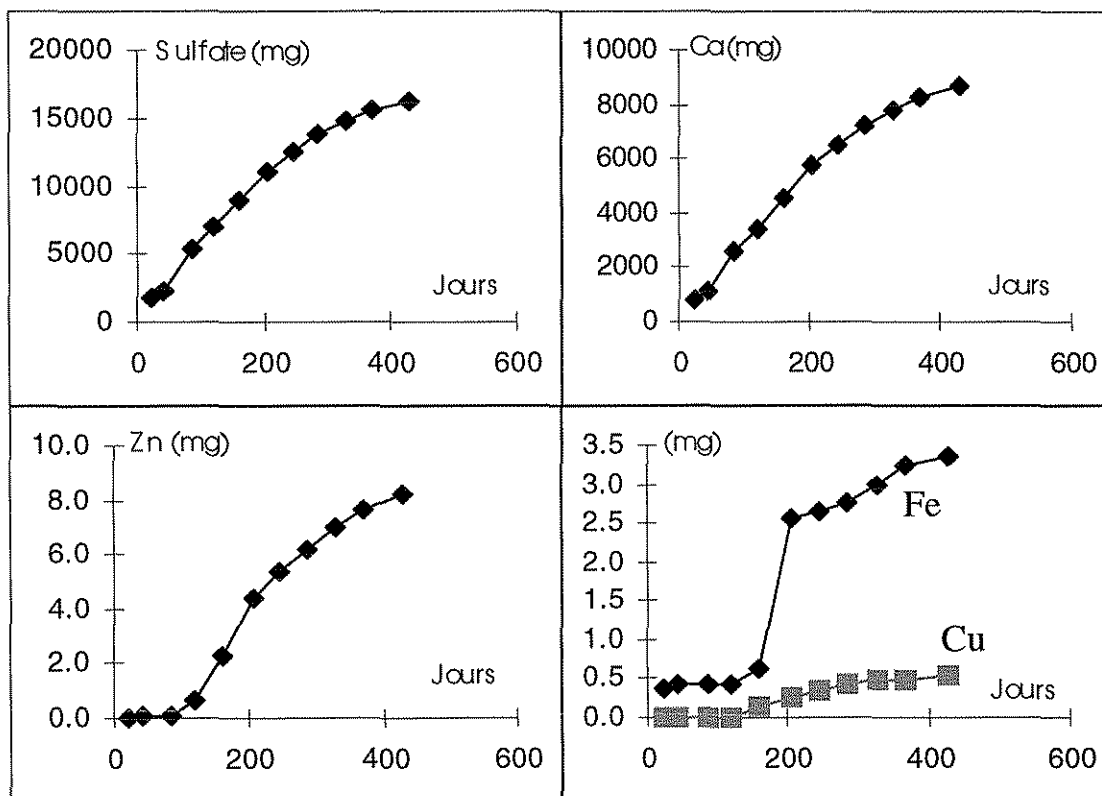


Fig. 3.14 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C2C

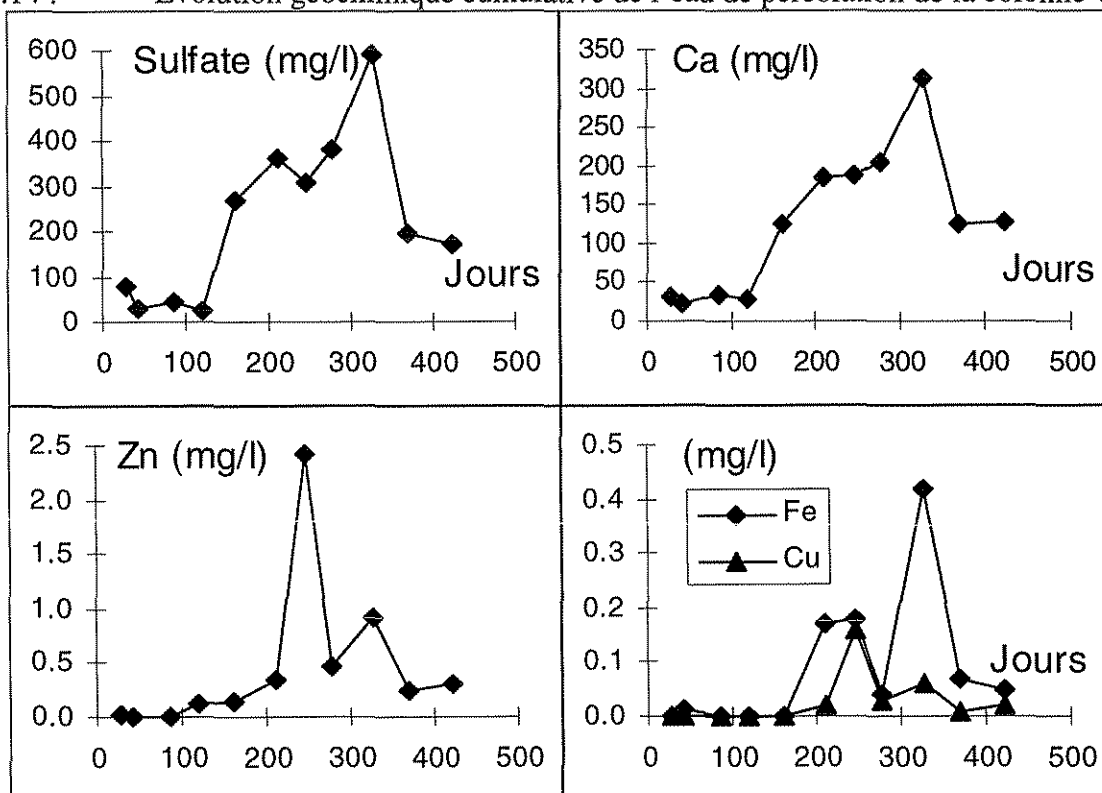


Fig. 3.15 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2A

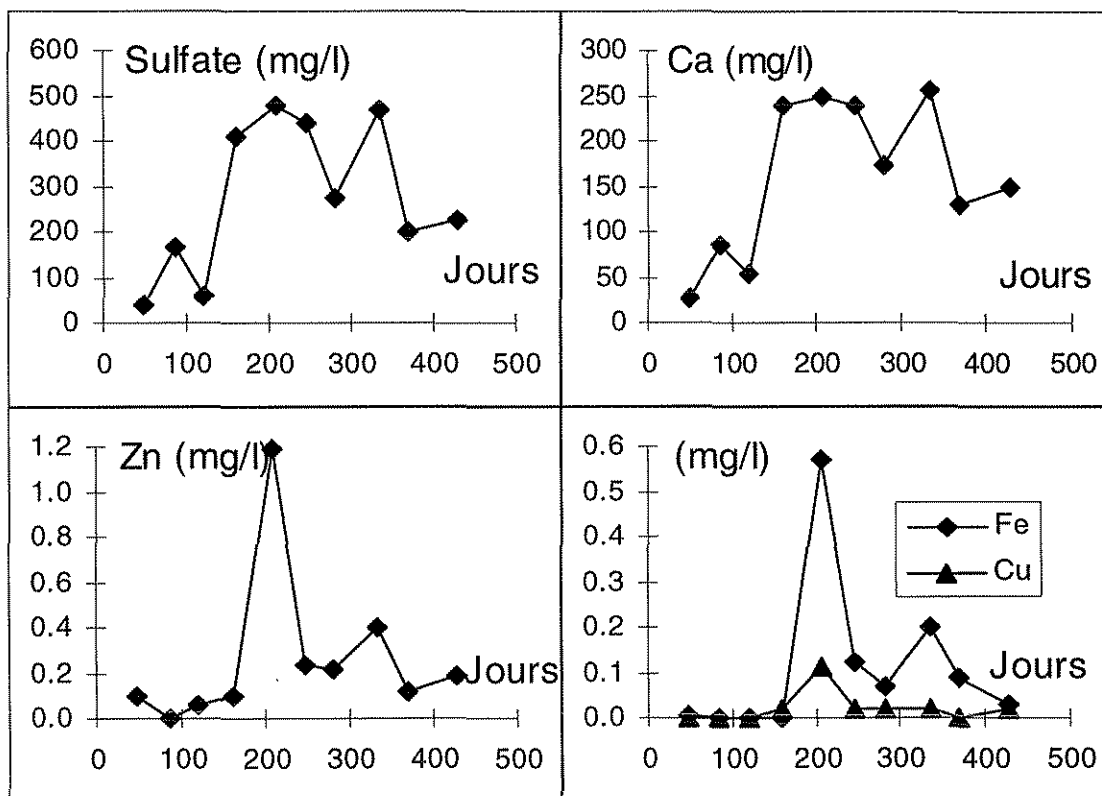


Fig. 3.16 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2B

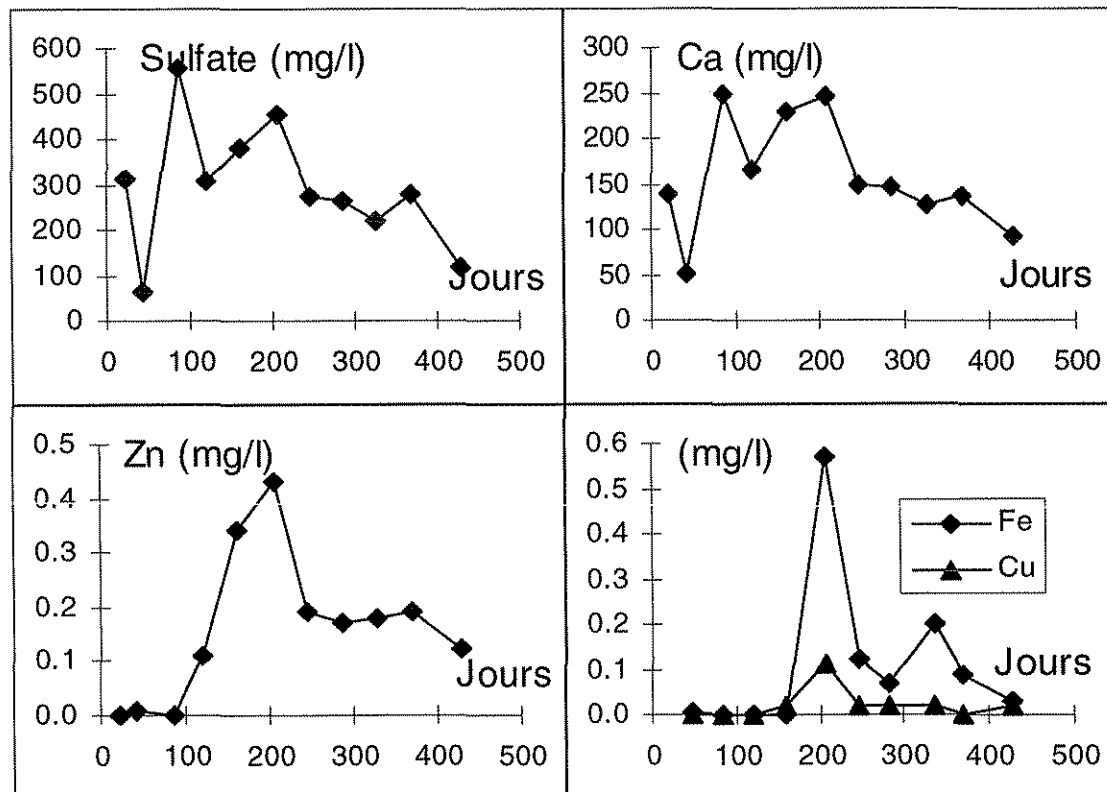


Fig. 3.17 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C2C

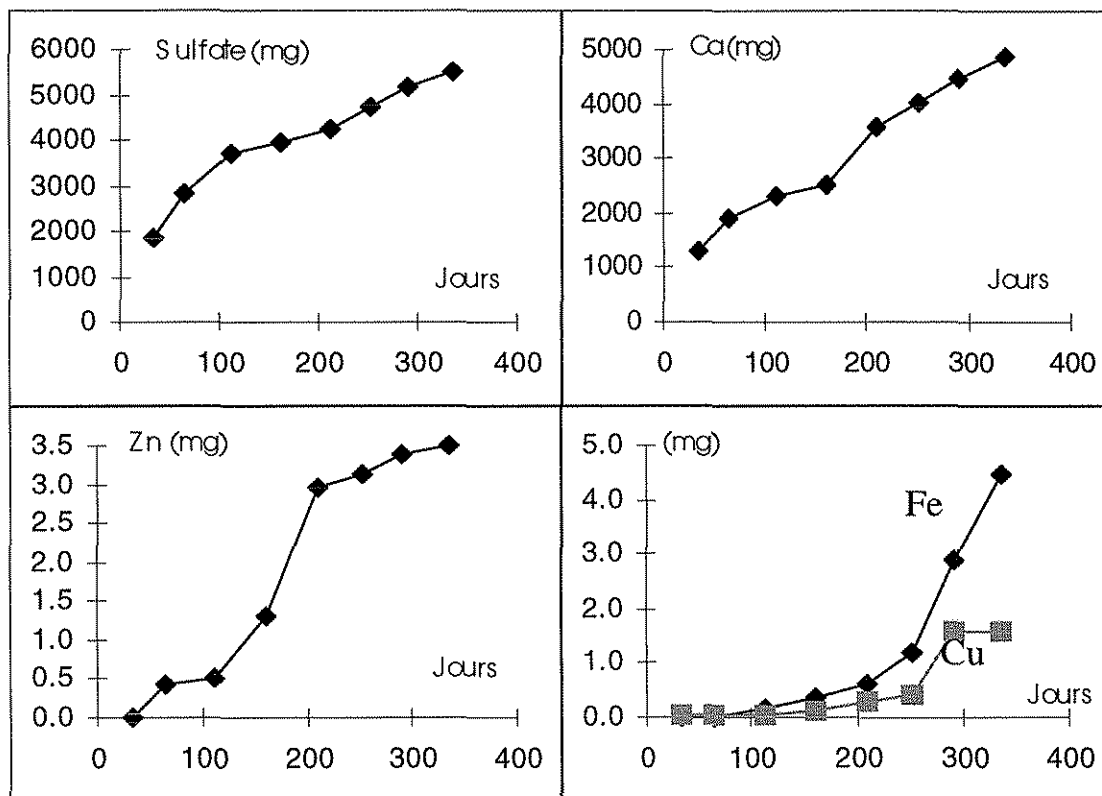


Fig. 3.18 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3A

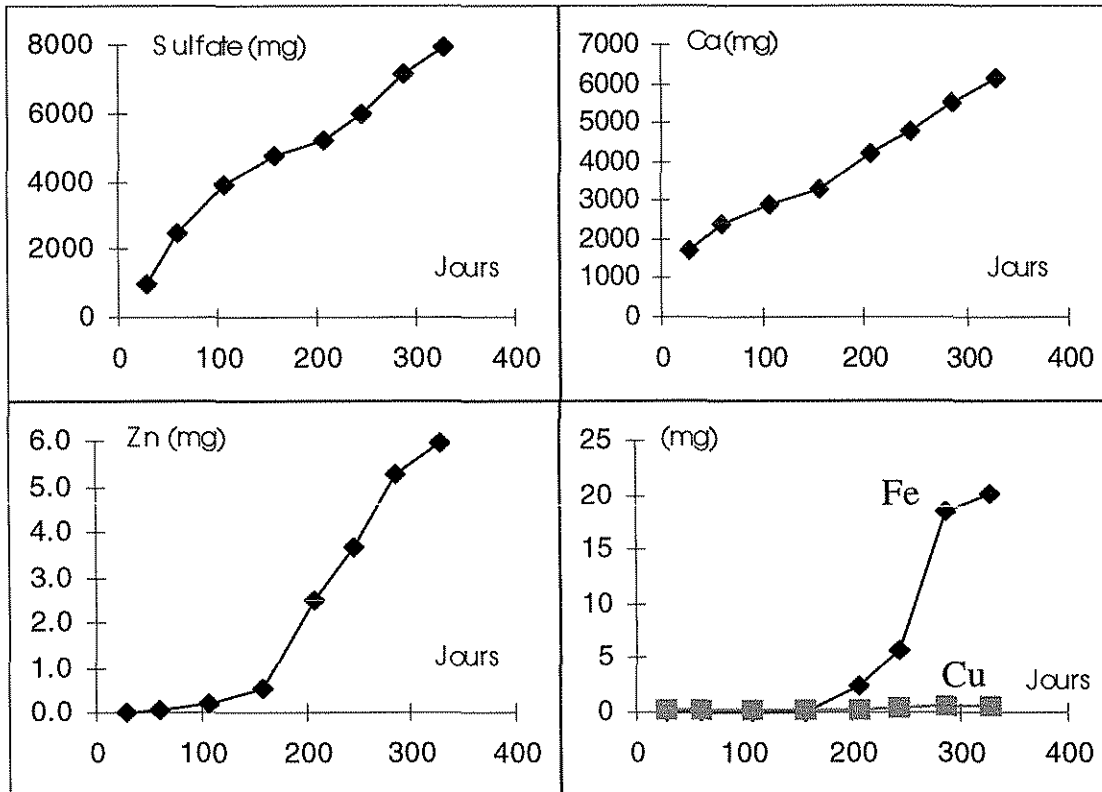


Fig. 3.19 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3B

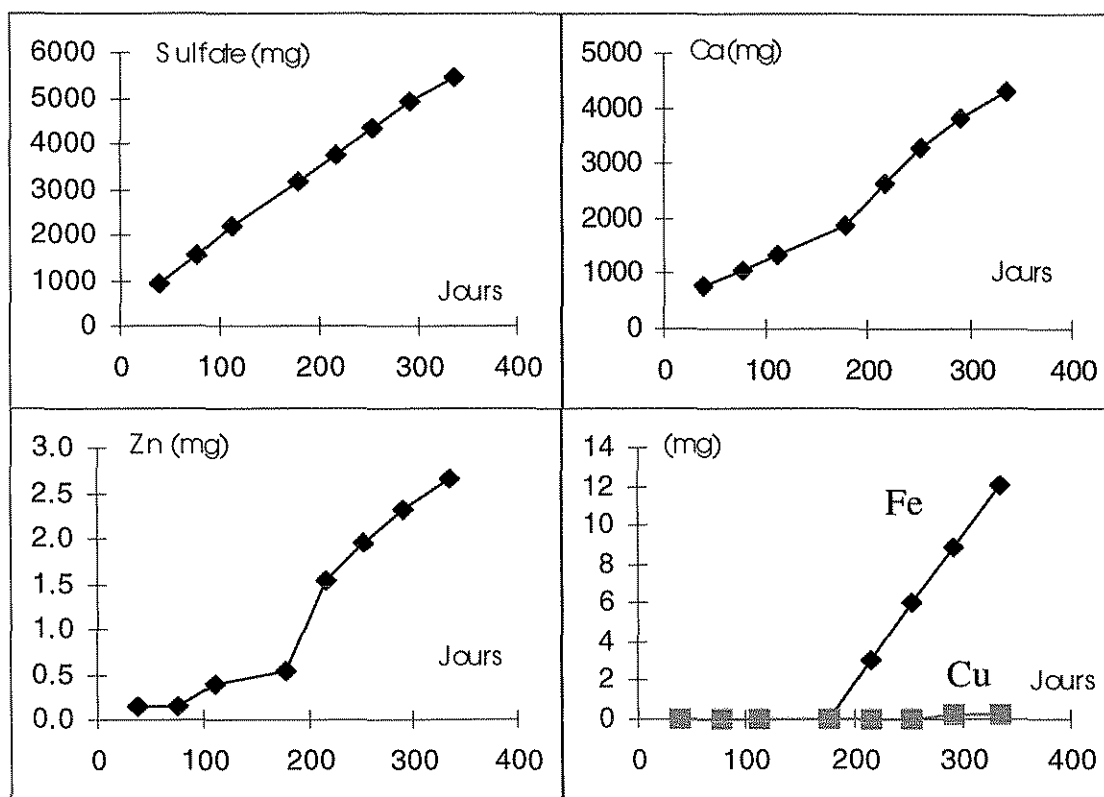


Fig. 3.20 : Évolution géochimique cumulative de l'eau de percolation de la colonne C3C

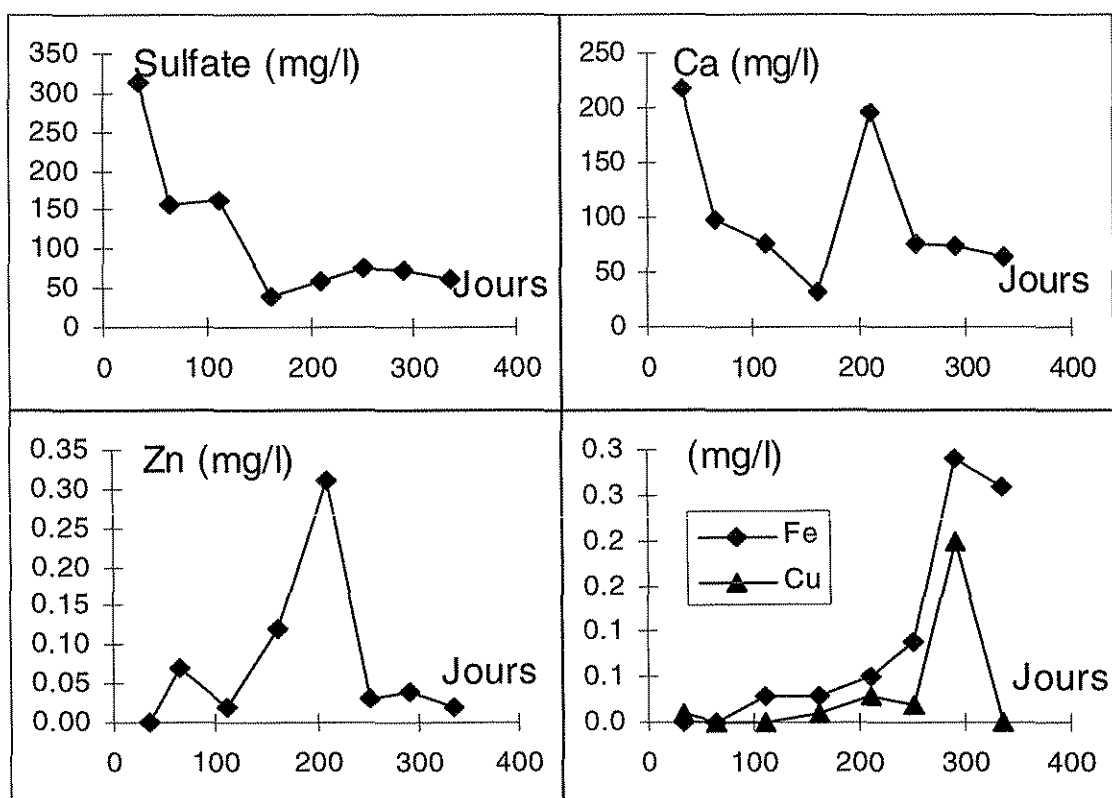


Fig. 3.21 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3A

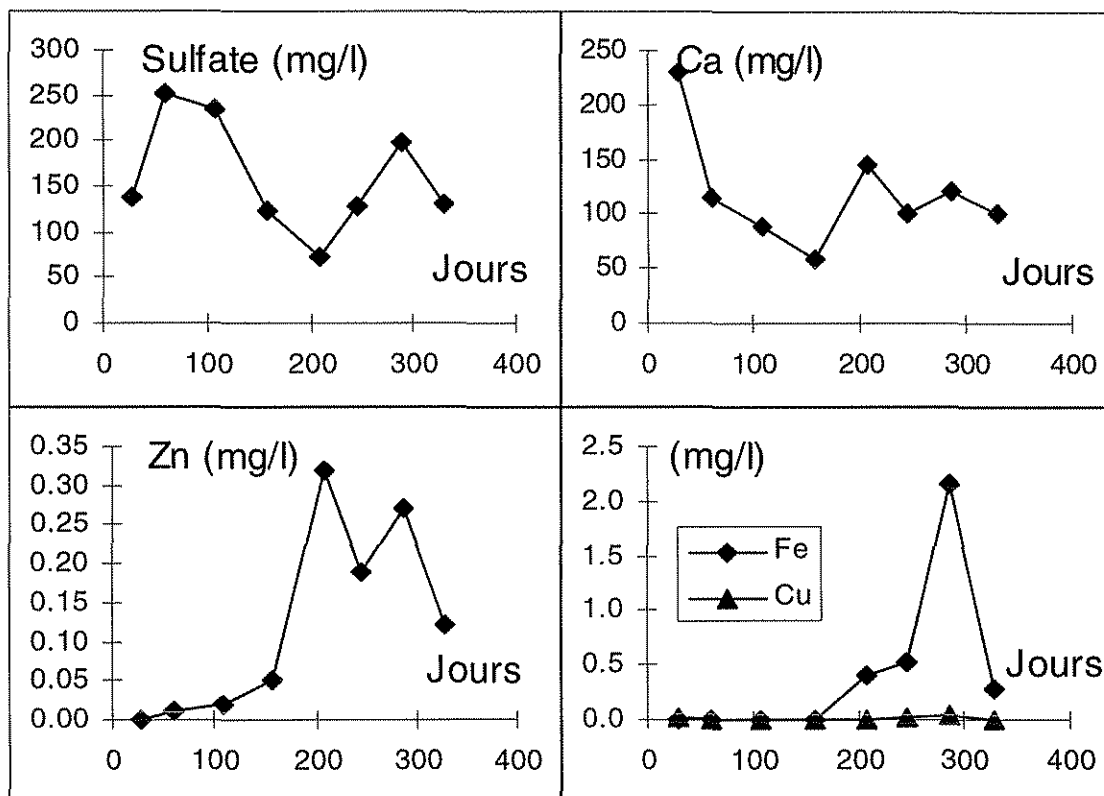


Fig. 3.22 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3B

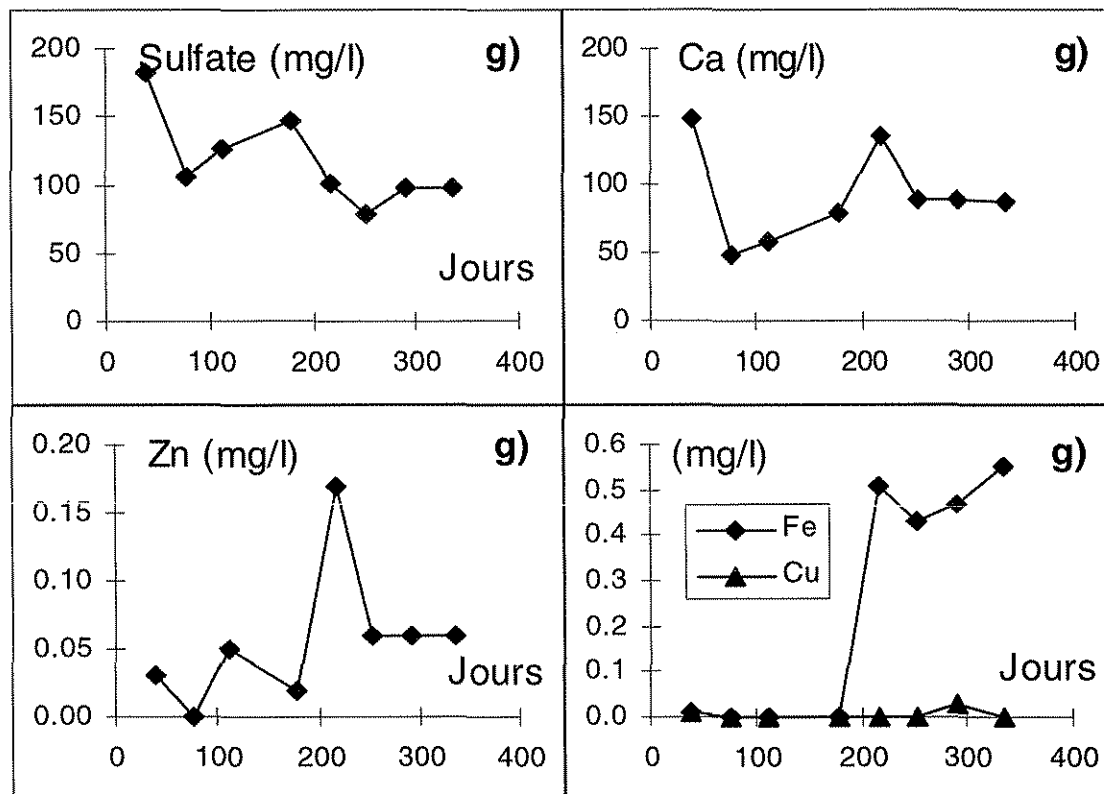


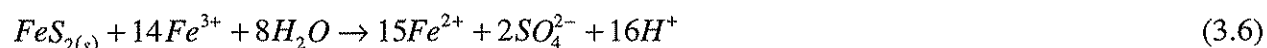
Fig. 3.23 : Évolution géochimique ponctuelle de l'eau de percolation de la colonne C3C

3.3.2 Essais de consommation d'oxygène

3.3.2.1 Principe de l'essai

Au cours des dernières années, une nouvelle technique basée sur la consommation d'oxygène a été proposée afin de déterminer le taux d'oxydation d'un matériau (Eberling et *al.*, 1994 ; Eberling et Nicholson, 1996). On présente dans ce qui suit une brève description de cette nouvelle technique.

Les réactions d'oxydation de la pyrite ont été présentées précédemment dans ce document et peuvent être décrites, de façon simplifiée, par les quatre équations suivantes (Kleinman et *al.*, 1981) :



On remarque, dans ces équations, que l'oxygène est un des éléments nécessaires aux réactions d'oxydation. La méthode proposée dans ce travail pour évaluer le taux d'oxydation se base sur la diminution de la concentration en oxygène dans le temps (durée du test d'environ 2 heures) à l'intérieur d'une chambre vide placée sur le dessus de la colonne.

Si l'on prend pour hypothèse qu'il y a un régime permanent avant de prendre les mesures de la concentration d'oxygène et que la réaction cinétique d'oxydation de la pyrite est de premier ordre (Nicholson et *al.*, 1988), à partir de la deuxième loi de Fick, on peut écrire (Nicholson et *al.*, 1989) :

$$D \frac{d^2 C}{dz^2} - k_r C = 0 \quad (3.7)$$

où k_r est le taux de réaction de la pyrite, D est le coefficient de diffusion effectif, C est la concentration d'oxygène et z est la profondeur. Pour les conditions frontières qui représentent les

conditions de laboratoire, soit $C(z) = C_0$ à $z = 0$ et $C(z) = 0$ lorsque $z \rightarrow \infty$, en se basant sur l'équation 3.6, le flux à travers la surface peut écrire :

$$F_L = C_0 (k_r D)^{0.5} \quad (3.8)$$

Si la chambre vide est placée par dessus la colonne contenant le matériau sulfureux, l'oxygène sera consommé par la réaction d'oxydation entraînant une diminution de la concentration d'oxygène dans la chambre vide. Alors, l'équation de continuité peut s'exprimer de la façon suivante (Eberling et *al.*, 1994) :

$$V \frac{dC}{dt} = AC (k_r D)^{0.5} \quad (3.9)$$

où A est l'aire et V le volume de la chambre vide. Pour la condition initiale $C = C_0$ à $t = 0$, la solution de l'équation précédente peut s'écrire :

$$\ln \left(\frac{C}{C_0} \right) = -t (k_r D)^{0.5} \frac{A}{V} \quad (3.10)$$

La pente du graphique $\ln C/C_0$ versus le temps donne la valeur du terme $(k_r D)^{0.5}$ quand A et V sont connus. En substituant le terme $(k_r D)^{0.5}$ dans l'équation 3.8, on peut calculer le flux d'oxygène à la surface. Si l'on ignore les mécanismes de transport non-Fickien, le flux d'oxygène peut être relié à la réactivité de la colonne. Dans cette étude, le capteur à oxygène utilisé est de type électro-chimique (G-Cell 33-200 de la compagnie G.C. Industries). Ce capteur produit un voltage qui est proportionnel à la concentration en oxygène et a une précision de 0,1 % O_2 .

3.3.2.2 Résultats des essais de consommation d'oxygène

Depuis l'installation des colonnes, plusieurs essais de type consommation d'oxygène ont été réalisés. Les principaux résultats obtenus sont présentés aux figures 3.24 à 3.30.

Pour la colonne témoin C1A, on remarque que les flux d'oxygène augmentent rapidement dans les 50 premiers jours jusqu'à une valeur maximale de 1 800 moles d' $O_2/m^2/an$ (voir figure 3.24). Par la suite, la descente est graduelle pour atteindre environ 500 moles d' $O_2/m^2/an$ à 125 jours. Le flux d'oxygène varie en moyenne par la suite entre 400 et 600 moles d' $O_2/m^2/an$ jusqu'à la fin des

essais en colonne. Ces valeurs indiquent donc que l'on est en présence d'un matériau fortement réactif.

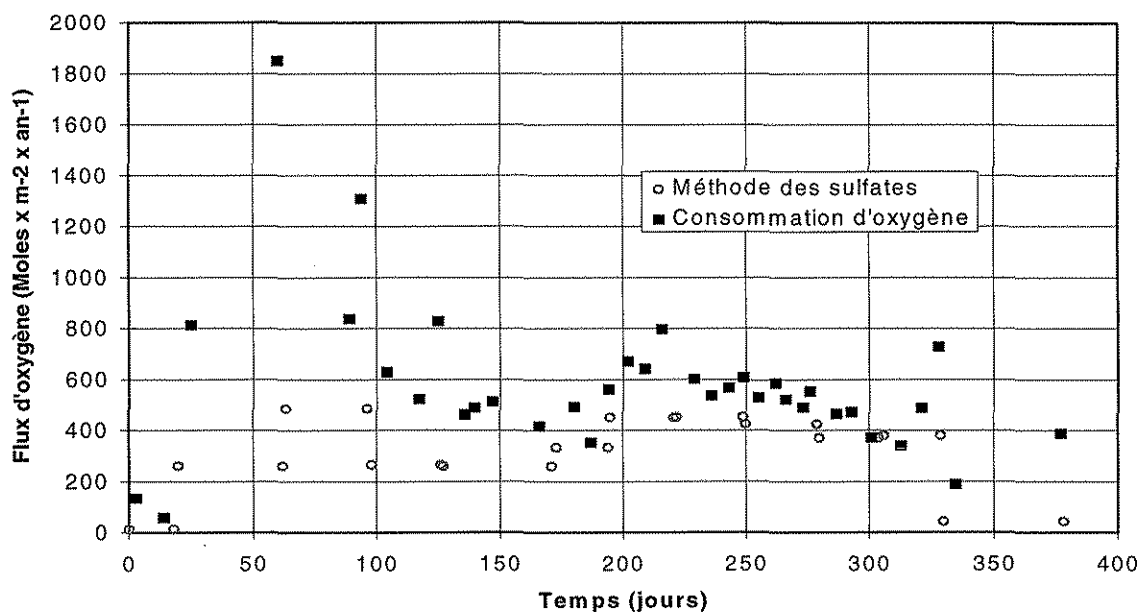


Fig. 3.24 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C1A

Les résultats obtenus pour les colonnes monocouches constituées des trois résidus désulfurés montrent habituellement des flux d'oxygène entre 10 et 200 moles d'O₂/m²/an. On remarque également aux figures 3.25 à 3.27 que les flux d'oxygène mesurés sont habituellement supérieurs vers la fin de la période de drainage (entre deux cercles de même valeur selon y, le flux d'oxygène tend à augmenter lorsque l'on se déplace vers la droite selon x). Cela s'explique par le fait qu'avec la durée de la période de drainage qui augmente, le degré de saturation diminue par drainage et évaporation, laissant ainsi des conditions plus propices à l'oxydation des sulfures.

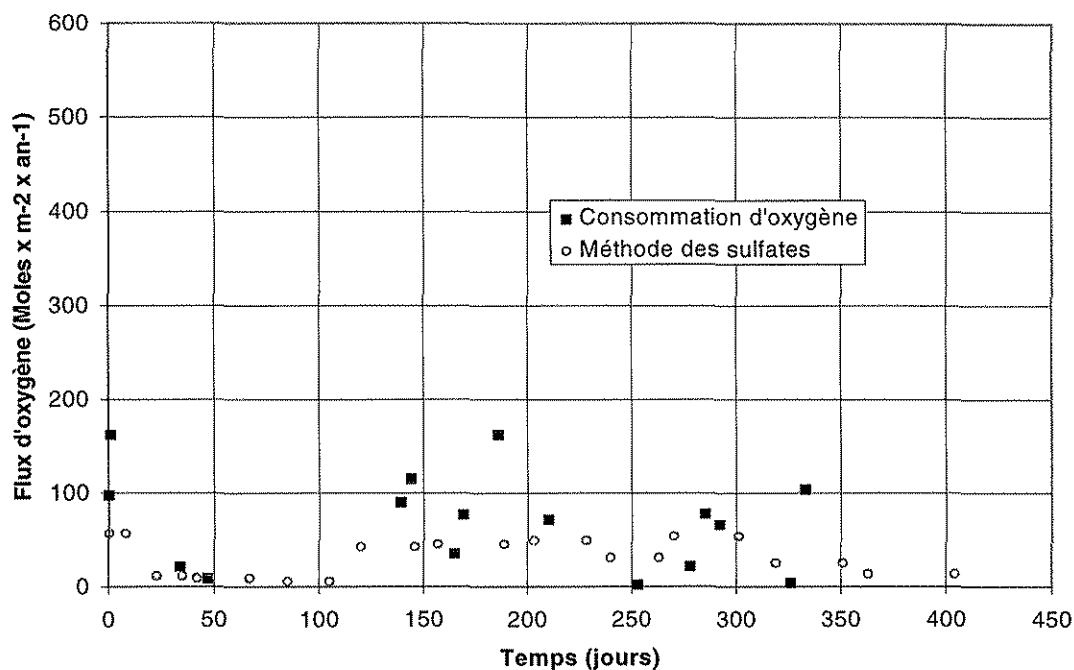


Fig. 3.25 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2A

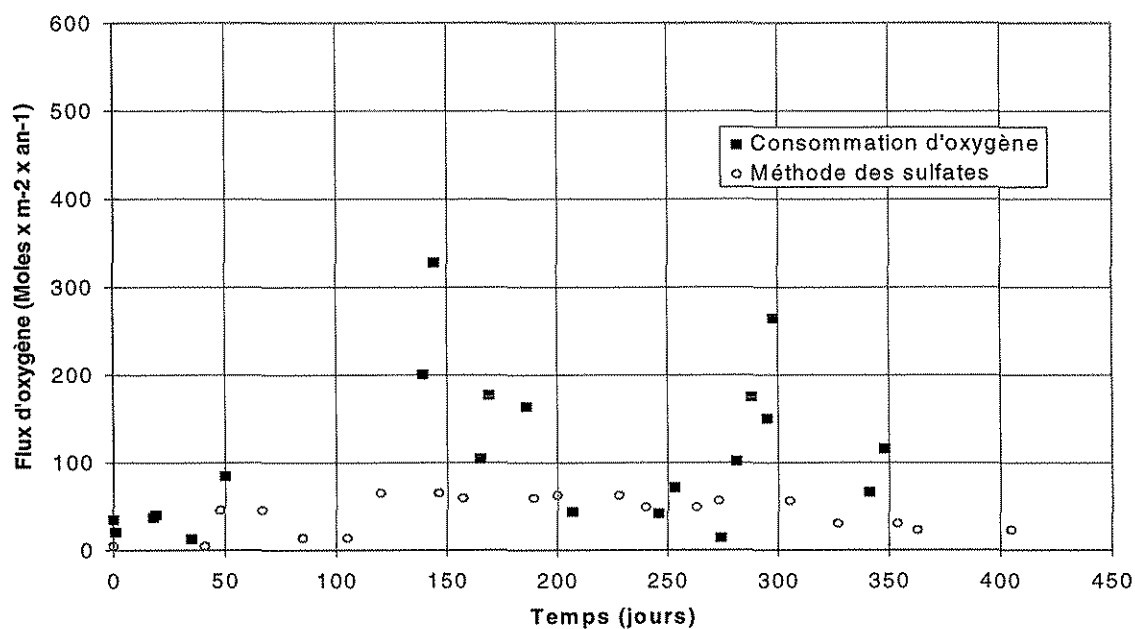


Fig. 3.26 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2B.

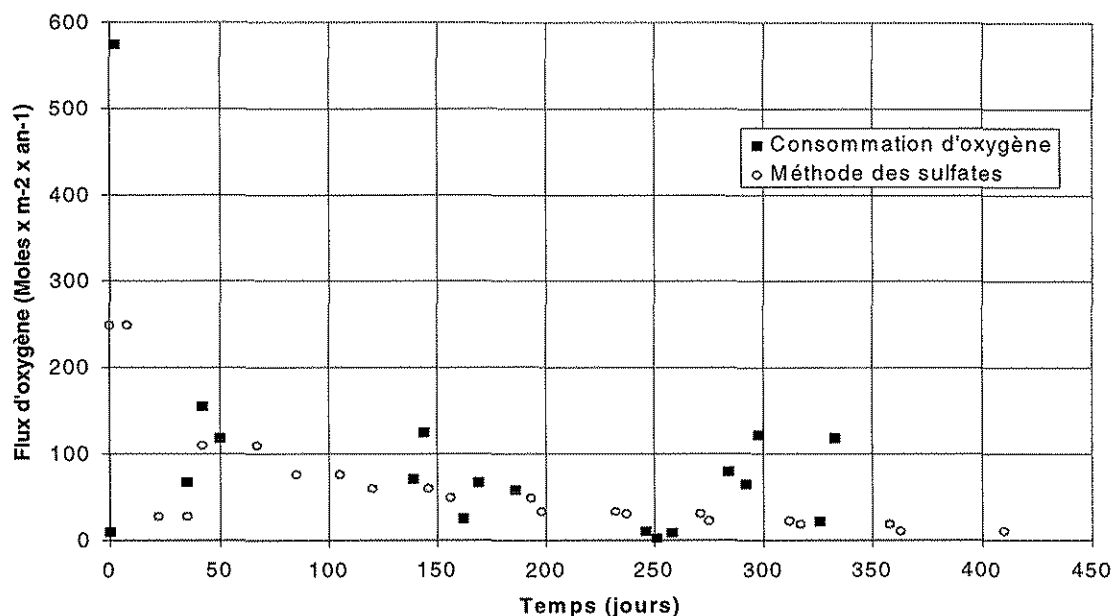


Fig. 3.27 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C2C

En ce qui concerne les colonnes C3A, C3B et C3C, les valeurs mesurées du flux d'oxygène sont beaucoup plus faibles que celles observées pour la colonne témoin (C1A) et pour les colonnes C2 (voir figures 3.28 à 3.30). Pour la colonne C3A, dont la couche fine du recouvrement est constituée du résidu désulfuré contenant le moins de sulfures résiduels, les valeurs mesurées sont généralement inférieures à 30 moles d'O₂/m²/an alors que pour les colonnes C3B et C3C, les valeurs mesurées sont légèrement supérieures à 50 moles d'O₂/m²/an. Cette observation montre que l'oxydation des sulfures peut être réduite considérablement par la mise en place d'une CEBC dont la couche fine est faite de résidus désulfurés (le flux d'oxygène passe de valeurs entre 400 à 1 800 moles d'O₂/m²/an sans recouvrement à des valeurs inférieures à 50 moles d'O₂/m²/an avec recouvrement). Les résultats montrent également que la quantité de sulfures résiduels dans la couche fine de la couverture avec effets de barrière capillaire influence le flux d'oxygène passant à travers la surface de la colonne. Cela signifie qu'une partie du flux d'oxygène mesuré est due à la couche fine du recouvrement dont les sulfures s'oxydent. Cependant, en comparant les résultats entre les colonnes C3 et C2, on voit que la réactivité du matériau désulfuré est moindre lorsque celui-ci est placé dans une CEBC. Nous verrons plus loin dans ce document les raisons qui expliquent ce phénomène.

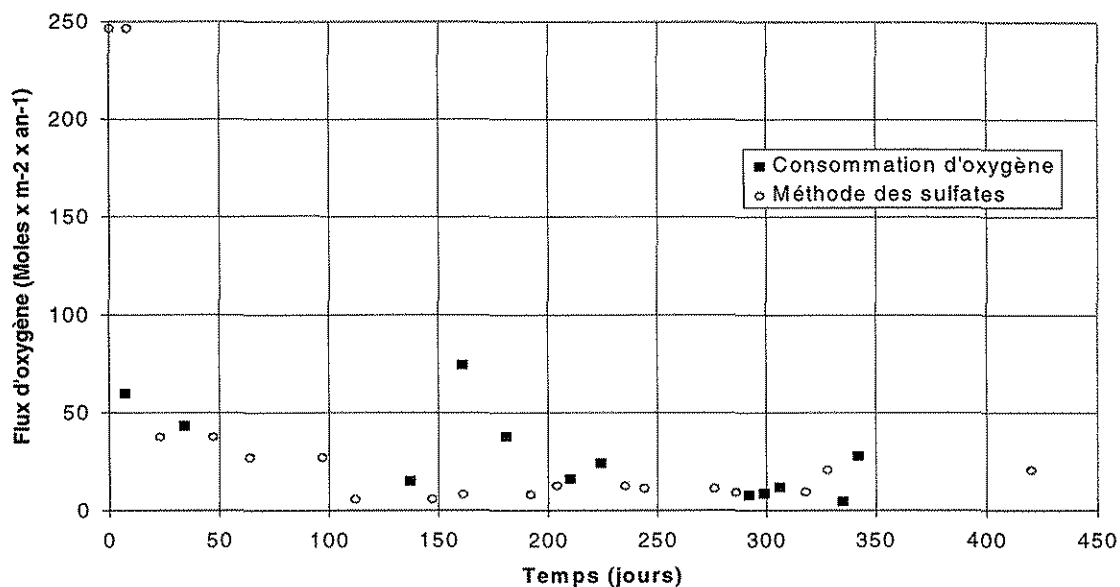


Fig. 3.28 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3A

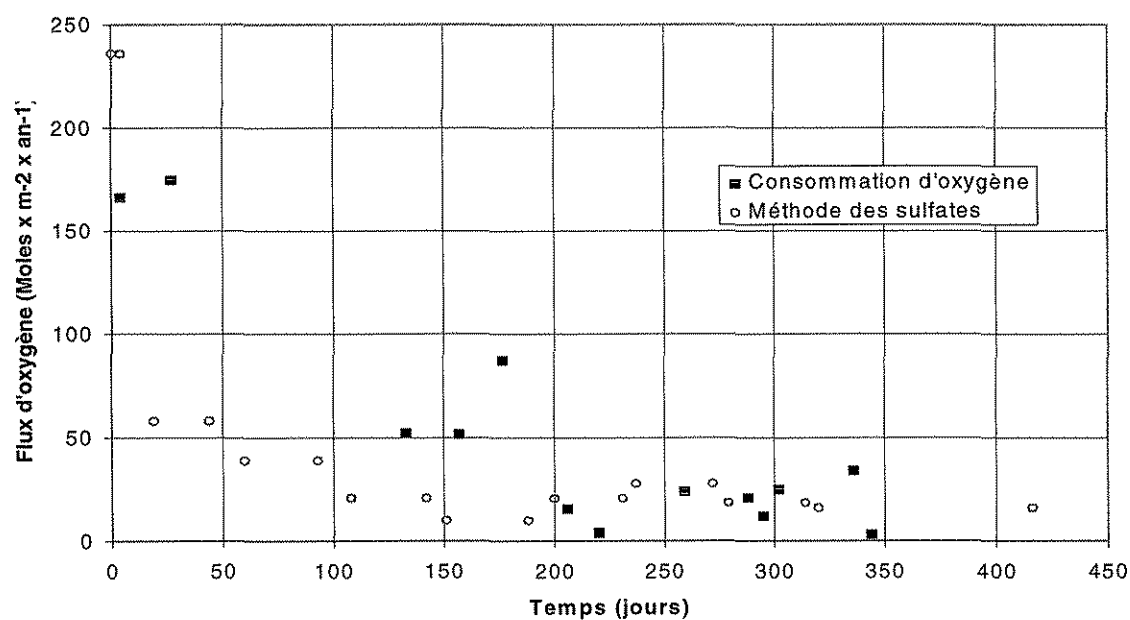


Fig. 3.29 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3B

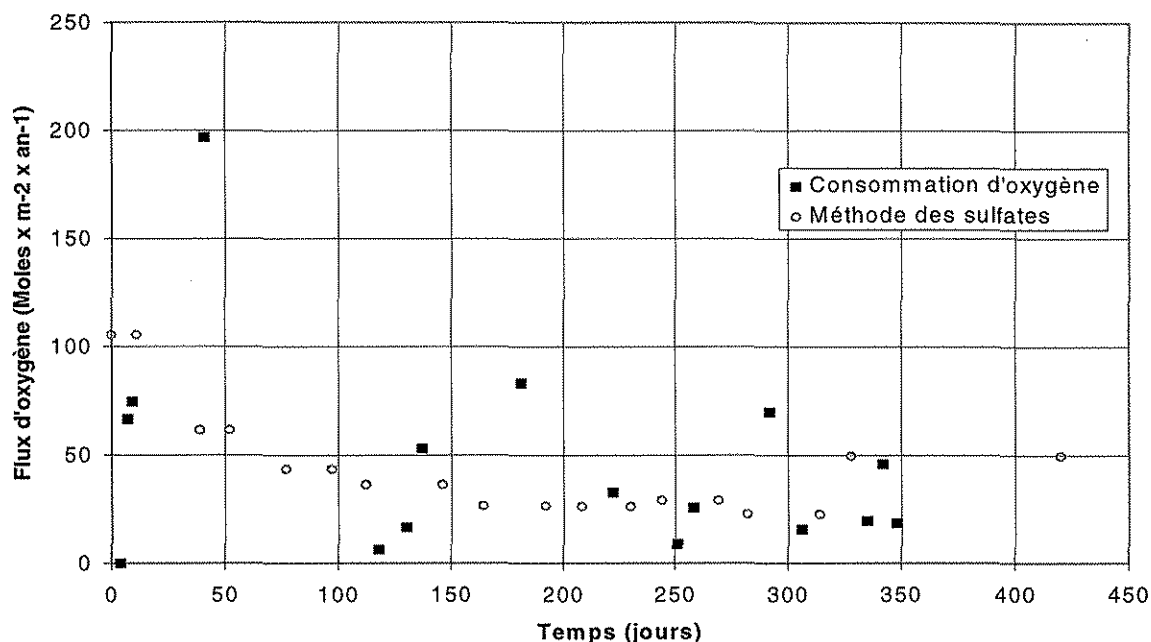


Fig. 3.30 : Flux d'oxygène évalués à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour la colonne témoin C3C

3.3.2.3 Précision de la méthode

Les essais de consommation d'oxygène ont une erreur relative qui varie selon la consommation d'oxygène de la colonne. Par exemple, les essais de consommation d'oxygène réalisés sur la colonne témoin contenant des résidus fortement générateurs de DMA ont une très bonne précision. La chute de la concentration en oxygène pour la durée du test (environ deux heures) est d'environ 3 à 4 % pour les flux d'oxygène entre 300 et 700 moles d'O₂/m²/an. Comme la précision intrinsèque du capteur est de $\pm 0,1$ % O₂, les coefficients de régression obtenus pour les points expérimentaux dans le graphique $\ln(C/C_0)$ vs temps sont excellents (habituellement $R^2 > 0,99$). D'ailleurs, Tibble (1997) a démontré que les mesures de consommation d'oxygène effectuées au laboratoire pour des matériaux réactifs ont une erreur relative entre 10 et 15 %.

Il en est cependant autrement pour les valeurs faibles de consommation d'oxygène comme celles observées dans les colonnes avec recouvrements. Pour les flux d'oxygène entre 0 et 30 moles d'O₂/m²/an, la diminution de la concentration d'oxygène dans la chambre d'air au dessus de la colonne varie entre 0,1 et 0,4 % O₂. Comme la précision du capteur est d'environ 0,1 % O₂, la valeur du flux d'oxygène calculée pour ces cas est beaucoup moins précise. Néanmoins, ces tests

donnent une indication de l'efficacité des recouvrements ainsi que de la réactivité des différents matériaux dans les colonnes C1A, C2A, C2B et C2C.

3.3.3 Taux d'oxydation évalués à l'aide de la méthode des sulfates

Une autre méthode peut être utilisée pour déterminer le taux d'oxydation de matériaux générateurs de drainage minier acide soit la méthode des sulfates (Eberling et *al.*, 1994). Cette méthode est basée sur la quantité de sulfates produits dans le temps. Les équations 3.3 à 3.6 montrent que les sulfates (SO_4^{2-}) sont un produit de la réaction d'oxydation de la pyrite. Donc, en évaluant la quantité de sulfates produits, on peut déduire ce taux d'oxydation. On peut également remarquer que les ions H^+ sont un produit d'oxydation de la pyrite. Ceci explique pourquoi l'on observe habituellement des pH bas lorsque des teneurs élevées en sulfates sont mesurées.

Les résultats obtenus durant la présente étude sont présentés aux figures 3.24 à 3.30. Afin de comparer les résultats avec ceux obtenus par la méthode de consommation d'oxygène, les moles de sulfates produites ont été transformées en moles d'oxygène. Cette transformation a été réalisée en posant comme hypothèse (voir équation 3.3) que 1,75 moles d'oxygène consommées produisent une mole de sulfate (SO_4^{2-}). Cette hypothèse considère que le seul agent oxydant de la pyrite est l'oxygène et que l'oxygène n'est consommé que par la pyrite. Pour les taux d'oxydation élevés (supérieurs à 150 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$), afin de tenir compte de l'oxydation causée par d'autres réactifs que l'oxygène (ex. Fe^{3+}), le rapport entre l'oxygène et les sulfates produits doit être modifié tel que proposé par Eberling et Nicholson (1996). Pour la pyrite, le rapport $\text{O}_2:\text{SO}_4$ après modification devient 2:1. La principale différence entre la méthode des sulfates et celle par consommation d'oxygène est que l'on considère, pour la méthode des sulfates, que le taux d'oxydation pendant la période mesurée est constant alors que les mesures faites par la méthode de consommation d'oxygène sont des valeurs instantanées.

Pour la colonne témoin C1A, le flux d'oxygène augmente graduellement dans les 60 premiers jours jusqu'à des valeurs d'environ 500 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. Le flux descend à partir du 100^e jour jusqu'à 250 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$ pour environ 75 jours. Au 175^e jour le flux remonte pour atteindre environ 450 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$ au 200^e jour et se maintient à ce niveau jusqu'au jour 320. À la fin,

on observe une chute dramatique (flux d'environ 50 moles d' $O_2/m^2/an$) qui serait essentiellement due à la formation d'un précipité contenant des sulfates dans la colonne. Les modélisations géochimiques, présentées plus tard dans ce document, montrent en effet que les conditions géochimiques dans la colonne favorisent la précipitation de jarosite.

Pour les colonnes constituées d'une couche unique faite de résidus désulfurés C2A et C2B, les mêmes tendances sont observées. De faibles valeurs de flux d'oxygène sont observées dans les 100 premiers jours (< 15 moles d' $O_2/m^2/an$ pour la C1A et < 45 moles d' $O_2/m^2/an$) suivis d'une légère augmentation. Les valeurs sont plutôt constantes entre le 100^e et le 300^e jours (à environ 55 moles d' $O_2/m^2/an$ pour la C2A et 70 moles d' $O_2/m^2/an$ pour la C2B). Les derniers 100 jours montrent des flux d'oxygène faibles (< 20 moles d' $O_2/m^2/an$). Pour la colonne C2C, le comportement est légèrement différent. On observe une augmentation rapide dans les 50 premiers jours pour atteindre un flux d'oxygène légèrement supérieur à 100 moles d' $O_2/m^2/an$. Par la suite, le flux d'oxygène descend graduellement du 65^e jour jusqu'à la fin du test pour atteindre une valeur inférieure à 10 moles d' $O_2/m^2/an$ après plus de 400 jours d'expérimentation.

Les colonnes avec une CEBC faite de résidus désulfurés (C3A, C3B et C3C) montrent que les recouvrements réduisent la production de DMA à des niveaux très faibles. Pour les trois colonnes, on remarque des valeurs plus élevées au début des tests en colonne. La raison qui explique en partie ce phénomène est qu'il y a pu avoir une légère oxydation des matériaux contenant des sulfures dans les colonnes. Cette légère oxydation augmente la quantité de sulfates produits et, par le fait même, surestime les flux d'oxygène présentés aux figures 3.28 à 3.30. Pour la colonne C3A, les flux d'oxygène descendent à des valeurs inférieures à 10 moles d' $O_2/m^2/an$ après 100 jours. Pour les colonnes C3B et C3C, les flux d'oxygène observés après 100 jours sont habituellement inférieurs à 25 moles d' $O_2/m^2/an$ et 30 moles d' $O_2/m^2/an$ respectivement. Encore une fois, ces résultats montrent que les taux d'oxydation sont réduits grandement par la mise en place d'une CEBC faite de résidus désulfurés. On remarque également, tout comme avec les essais de consommation d'oxygène, que la teneur en sulfures résiduels influence le flux d'oxygène passant à travers les colonnes. En première analyse, on peut dire qu'il y a une légère oxydation des minéraux sulfureux contenus dans la couverture qui influence les résultats obtenus.

Cet aspect particulier sera discuté plus loin dans ce document. À noter qu'une période de plus de trois mois sans apport d'eau a été imposée à la fin de l'essai en colonne, ce qui explique la remontée du flux d'oxygène pour les colonnes C3A et C3C. Étonnement, il ne semble pas y avoir eu d'augmentation du flux d'oxygène pour la colonne C3B.

3.3.4 Démantèlement des colonnes

3.3.4.1 Changements chimiques

Lors du démantèlement des colonnes, des échantillons de résidus ont été prélevés à différentes élévations dans les colonnes afin de voir si des changements significatifs en termes de composition chimique sont observés. Les résultats obtenus montrent qu'à part les variations dues à la mise en place et à la variabilité naturelle des paramètres analysés (métaux, sulfates), seul les teneurs en zinc et en cuivre de la colonne témoin ont subi des variations importantes durant les tests en colonne.

À la figure 3.31, on peut voir que la teneur en zinc dans la colonne témoin (C1A) varie entre 1,3 et 0,9 % alors que pour les colonnes avec recouvrements (C3A, C3B et C3C), la teneur en zinc varie entre 2 et 2,3 %. Le même phénomène est observé pour le cuivre où l'on retrouve entre 0,13 et 0,17 % Cu dans la C1A alors que les teneurs en cuivre varient entre 0,23 et 0,29 % pour les colonnes C3A, C3B et C3C (voir figure 3.32). Ces résultats confirment qu'une partie de ces deux métaux contenus initialement dans la colonne témoin C1A sont passés en solution sous forme d'ions qui ont été récupérés dans l'eau de rinçage. Ce phénomène n'a pas été observé pour les colonnes C3 en raison de la présence des couvertures multicouches faites de résidus désulfurés. D'ailleurs, on remarque aux figures 3.10, 3.18, 3.19 et 3.20 que les quantités de zinc et de cuivre récupérées dans l'eau de rinçage sont beaucoup plus importantes dans la colonne témoin que dans les colonnes avec un recouvrement, en raison des conditions sévères d'oxydation observées dans la colonne témoin. Ces résultats confirment que les CEBC, dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés, diminuent la lixiviation des métaux en limitant la production de drainage minier acide.

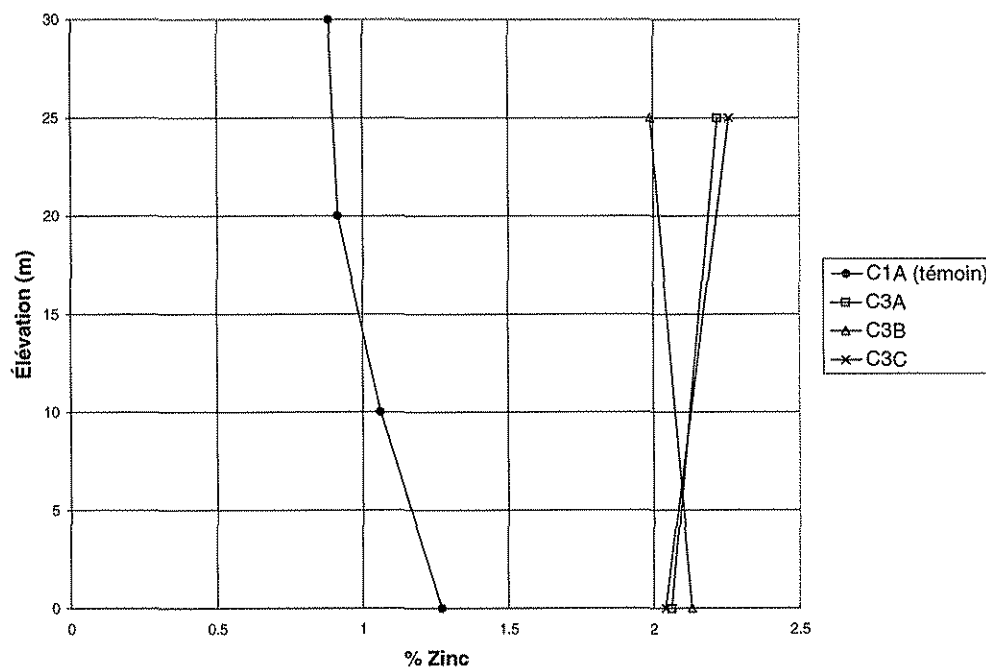


Fig. 3.31 : Profil de la teneur en zinc dans les résidus sulfureux des colonnes C1A, C3A, C3B et C3C au démontage des colonnes.

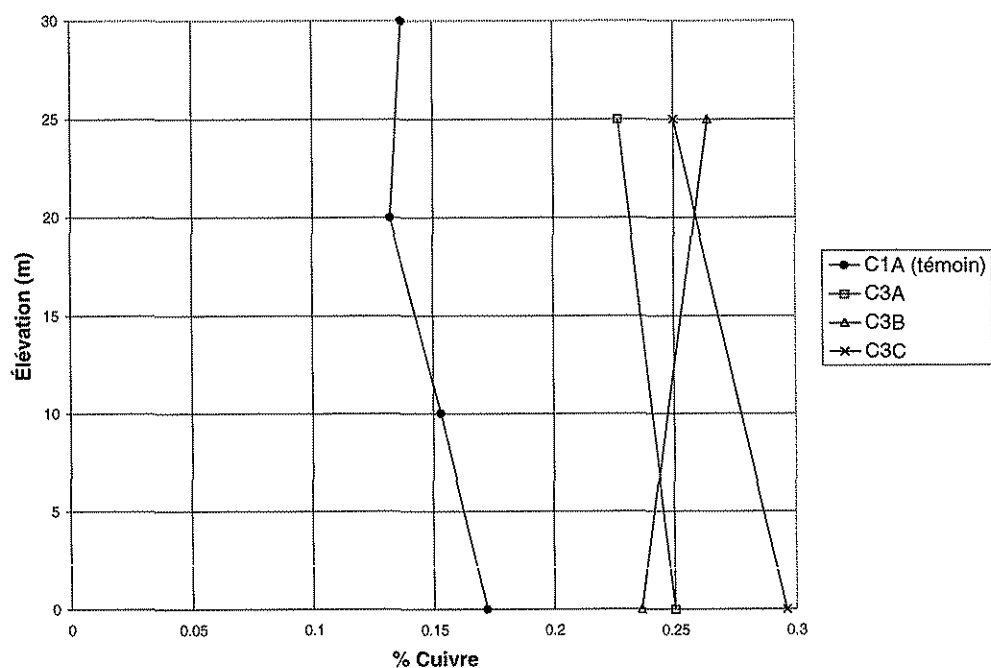


Fig. 3.32 : Profil de la teneur en cuivre dans les résidus sulfureux des colonnes C1A, C3A, C3B et C3C au démontage des colonnes.

3.3.4.2 Profils de teneurs en eau

Une façon fréquemment utilisée dans le passé pour déterminer l'efficacité de CEBC est de déterminer le profil de teneur en eau (e.g. Nicholson et *al.*, 1989, 1991 ; Yanful et Aubé, 1993 ; Woysner et Yanful, 1995 ; Bussière et *al.*, 1995a, 1997b ; Aubertin et *al.*, 1995 ; 1996b). Si l'effet de barrière capillaire est présent, on retrouvera un profil où le degré de saturation S_r (ou la teneur en eau volumique) sera faible dans les deux couches de sable et élevé dans la couche de matériau fin. Parce que le matériau fin est pratiquement saturé en eau, la diffusion de l'oxygène à travers ce matériau sera faible et ainsi, la production de DMA de la couche sulfureuse sera réduite à presque zéro.

Dans le cadre de ce travail, les profils de saturation ont été déterminés à partir de teneurs en eau gravimétriques réalisés sur des échantillons prélevés à différentes élévations dans la colonne à la fin des essais en colonne. Afin de vérifier l'influence de la durée de drainage sur le profil de saturation, les trois colonnes avec recouvrement ont été démantelées après trois périodes de drainage différentes, soit 6 (C3C), 16 (C3B) et 32 jours (C3A).

Les résultats obtenus, pour les colonnes avec recouvrement (C3A, C3B et C3C) sont présentés sur un graphique qui comprend également les résultats obtenus à l'aide d'un logiciel d'éléments finis simulant l'écoulement de l'eau en milieu non saturé. D'autres travaux ont montré une bonne corrélation entre les valeurs calculées et mesurées pour des essais en colonne (Yanful et Aubé, 1993; Barbour et Yanful, 1994; Aubertin et *al.*, 1995). La nappe phréatique, dans les modélisations numériques, est placée initialement au haut de la colonne pour ensuite descendre linéairement dans le temps (3600 secondes) jusqu'à deux mètres sous la colonne. Le but de cette fonction est de favoriser la convergence du schéma numérique en évitant les changements brusques des conditions frontières du modèle. Des conditions de drainage libre sont présentes au bas de la colonne. Aucune évaporation n'est tenue en compte lors des simulations puisque des simulations préliminaires et des travaux tirés de la littérature (Yanful et Choo, 1997) montrent que l'évaporation influence très peu le degré de saturation de la couche fine lorsqu'une couche de matériau grossier est placée par dessus. Le maillage a été construit avec des éléments quadrilatères quadratiques incomplets de haute précision (type Lagrange 8 noeuds) ayant une

hauteur de 2,5 et 5 cm. Le pourcentage de changement pour conclure à la convergence (tolérance) est de 0,01 %. Les fonctions hydriques des matériaux utilisées dans les modélisations sont présentées aux figures 3.3 et 3.33. À noter que les fonctions de perméabilités ont été déterminées à l'aide d'un modèle théorique, soit celui de Mualem (1976), et non évaluées au laboratoire.

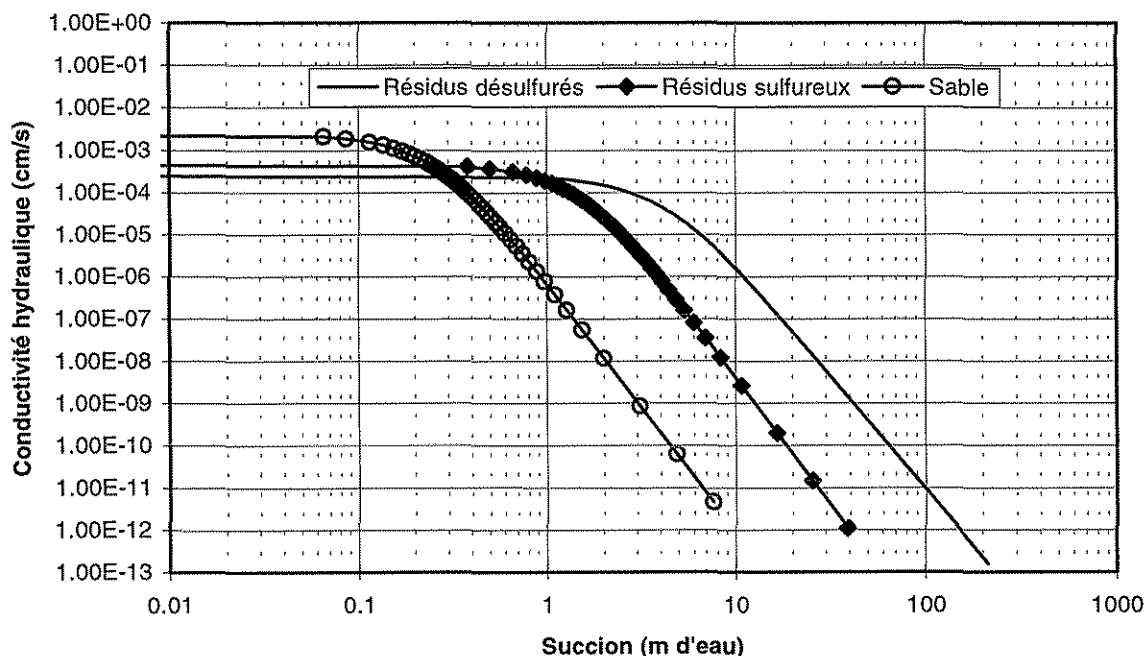


Fig. 3.33 : Fonctions de perméabilité des différents matériaux utilisées pour les modélisations numériques

Le logiciel utilisé pour simuler l'écoulement unidimensionnel de l'eau dans les colonnes avec recouvrement est SEEP/W de la compagnie GEOSLOPE International (1994). Ce logiciel, comme la plupart des autres logiciels, a été formulé en faisant l'hypothèse que l'écoulement de l'eau, autant en milieu saturé que non saturé, suit la loi de Darcy. L'équation différentielle fondamentale qui est utilisée dans SEEP/W est l'équation de continuité en deux dimensions communément appelée équation de Richards. La variable dépendante de l'équation de Richards résolue dans le logiciel est la charge hydraulique. La méthode numérique utilisée est celle des éléments finis FEM. Pour résoudre les dérivées par rapport au temps lors de modélisations en régime transitoire, le logiciel utilise la méthode d'approximation des différences arrières ("*Backward Difference*") (e.g. Reddy, 1993 ; Fredlund et Rahardjo, 1993). Une revue de littérature détaillée sur la modélisation numérique de CEBC peut être trouvée dans Bussière et *al.* (1997d).

À la figure 3.34, on peut voir que les valeurs observées suivent les mêmes tendances que celles prédites par le modèle numérique. Les deux couches de sable ont des degrés de saturation faibles (entre 20 et 40 % pour la couche de sable du bas et entre 5 et 30 % pour la couche de sable du haut). Les valeurs mesurées dans la couche de sable du haut sont plus faibles que celles prédites par le modèle numérique, principalement en raison de l'évaporation présente au laboratoire. Quant à la couche fine, les valeurs mesurées sont légèrement inférieures à celles prédites par les modélisations numériques. Pour les périodes de drainage de 6 et 16 jours, les degrés de saturation varient habituellement entre 85 et 90 %. Cependant, pour une période de drainage de 32 jours, les degrés de saturation dans la couche fine varient entre 75 et 80 % ce qui laisse supposer qu'un flux de diffusion d'oxygène assez important serait présent dans cette couche. Pourtant, les modélisations numériques prédisent que le degré de saturation demeurerait supérieur à 90 % même après 32 jours de drainage. Les principales raisons qui peuvent expliquer les différences observées entre les degrés de saturation prédits et mesurés dans la couche fine sont :

- une mauvaise estimation de la porosité de la couche fine peut modifier grandement le degré de saturation puisque $S_r = V_w / V_v$ et $V_v = n * V_t$ où V_w est le volume de l'eau, V_v est le volume des vides, n est la porosité (V_v/V_t) et V_t est le volume total. Dans notre cas, on estime la précision du degré de saturation à $\pm 5\%$;
- les fonctions hydriques ne représentent pas parfaitement les matériaux en place. Par exemple, si la conductivité hydraulique non saturée du sable est sous-estimée, on pose que le sable est moins perméable qu'il ne l'est en réalité et donc qu'il ne permet presque pas d'écoulement (d'où un degré de saturation supérieur dans les modélisations).
- la variabilité des matériaux et de leur propriété pourrait également expliquer en partie les différences observées ;
- les teneurs en eau gravimétriques donnent habituellement des valeurs inférieures aux méthodes non destructives telle la réflectométrie dans le domaine du temps (TDR).

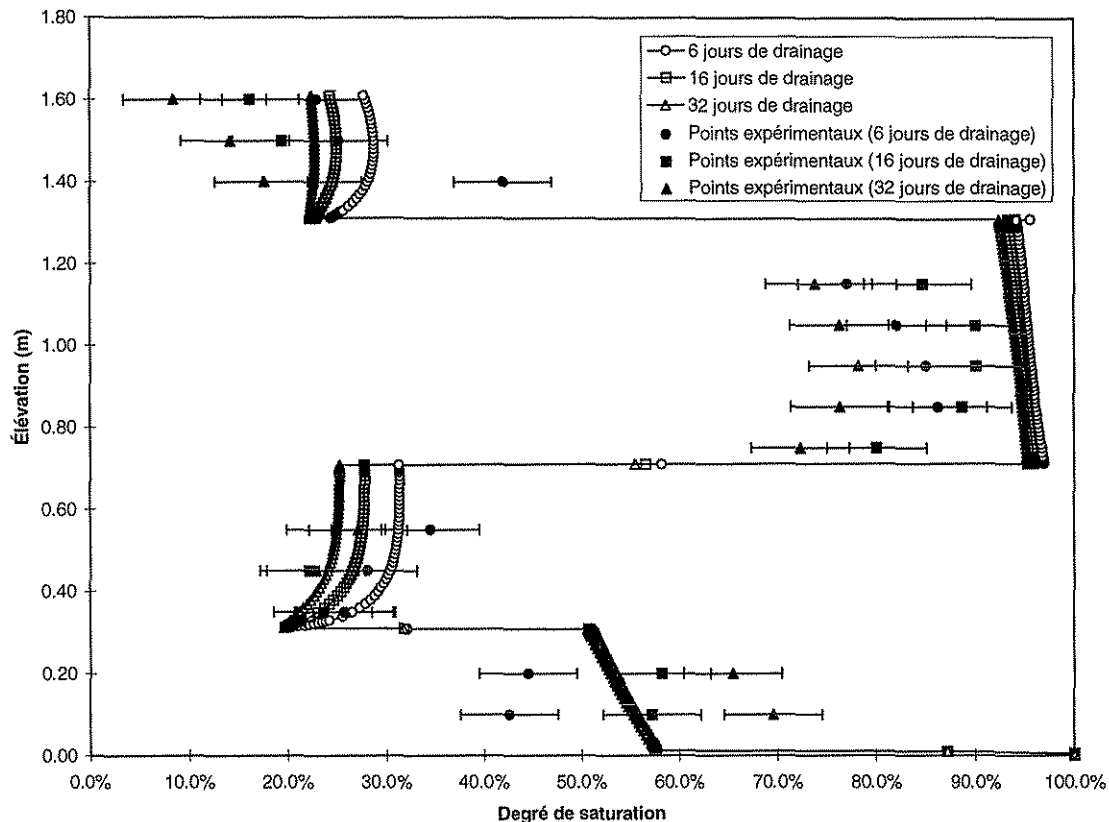


Fig. 3.34 : Comparaison entre les résultats des modélisations numériques et les valeurs expérimentales mesurées dans les colonnes

Même si les valeurs mesurées sont quelque peu différentes de celles prédites, il reste que l'effet de barrière capillaire est bel et bien observé et que le degré de saturation à moins de 16 jours de drainage est supérieur à 85 % qui est fréquemment considéré comme la cible à atteindre pour avoir une couverture efficace pour limiter l'infiltration d'oxygène (e.g. O'Kane et *al.*, 1995 ; Ricard et *al.*, 1997). Les profils de saturation observés confirment, tout comme les autres résultats tirés des essais en colonne (qualité géochimique de l'eau et essais de consommation d'oxygène), que les CEBC faites de résidus désulfurés sont efficaces pour limiter la production de DMA.

Les profils de saturation pour la colonne C1A et les colonnes C2A, C2B et C2C ont également été déterminés lors du démantèlement des colonnes. Les principaux résultats sont présentés au tableau 3.11. Les résultats pour les colonnes C2B et C2C montrent un degré de saturation qui augmente vers le bas. Ce profil est logique puisque l'évaporation affecte la partie du haut de la colonne. De plus, étant donné leurs élévations plus grandes, les échantillons situés dans le haut sont soumis à une succion plus grande qui affecte le degré de saturation. Pour des raisons

inconnues, le degré de saturation de la colonne C2A, malgré un temps de drainage plus court, est inférieur à ceux mesurés dans les colonnes C2B et C2C. Quant à la colonne C1A, même après seulement 4 jours de drainage, le degré de saturation est de 76 % au centre de la colonne. Ce degré de saturation permet une certaine diffusion de l'oxygène à travers les pores du résidu, ce qui explique les flux d'oxygène mesurés à l'aide de la méthode de consommation d'oxygène au tout début du drainage (voir figure 3.39).

Tableau 3.11 : Degrés de saturation mesurés dans les colonnes C1A, C2A, C2B et C2C lors du démantèlement des colonnes

Élévation (cm)	Degrés de Saturation			
	C1A (drainage=4jours)	C2A (drainage=8 jours)	C2B (drainage=13 jours)	C2C (drainage=28 jours)
55	---	62 %	78 %	66 %
45	---	63 %	76 %	72 %
35	---	64 %	77 %	78 %
25	82 %	66 %	78 %	81 %
15	76 %	65 %	79 %	91 %
5	83 %	65 %	91 %	99 %

3.4 Analyse et discussion des résultats pour les essais en colonne

Dans la section précédente, les principaux résultats obtenus ont été présentés. Dans cette section, on poussera plus loin en analysant en détail ces mêmes résultats.

3.4.1 Qualité de l'eau de percolation

Dans cette section du document, on analyse les résultats obtenus en ce qui concerne la qualité géochimique des eaux de percolation des colonnes. Pour ce faire, on utilise, entre autres, les graphiques de lixiviation des métaux pour les différentes colonnes ainsi que les résultats obtenus des modélisations géochimiques. La modélisation géochimique est un outil fréquemment utilisé dans des travaux portant sur le drainage minier acide (e.g. Al et *al.*, 1994 ; White et *al.*, 1994, Perkins et *al.*, 1997). Dans cette étude, un modèle d'équilibre géochimique aqueux appelé EQ3NR (Wolery, 1992) a été utilisé pour déterminer les différents indices de saturation des phases minérales susceptibles d'être formées dans la colonne. L'indice de saturation IS est le log

du rapport entre le produit d'activité d'un ion (Q) pour la composante ionique d'un minéral et la constante thermodynamique d'équilibre K pour ce minéral (Appelo et Postema, 1993).

$$IS = \log \frac{Q}{K} \quad (3.11)$$

Un indice de saturation négatif signifie que la solution est sous-saturée par rapport à ce minéral, zéro indique des conditions d'équilibre avec le minéral et un IS positif indique que la solution est sursaturée par rapport au minéral en question. En d'autres mots, on peut dire que lorsqu'une solution est en condition sous-saturée par rapport à un certain minéral, cela signifie, en termes thermodynamiques, que les conditions sont favorables à la dissolution du minéral. De façon similaire, lorsqu'une solution est sursaturée par rapport à un minéral donné, les conditions favorisent la précipitation du minéral.

3.4.1.1 Colonne C1A

Dans la colonne C1, comme on peut le constater à la figure 3.35a, le métal qui se dissout le plus est le zinc qui se trouve sous forme de sphalérite (ZnS) dans le résidu sulfureux. Plus de 70 % du zinc présent dans la colonne initialement a été récupéré dans les eaux de percolation de la colonne C1A. Par ailleurs le cadmium est un élément en trace très souvent contenu par la sphalérite et sa présence dans les solutions de rinçage est donc fortement liée à la dissolution aisée de ce minéral. Pour cette raison, on remarque à la figure 3.35a que plus de 40 % du Cd est passé en solution depuis le début des essais en colonne. Le cuivre provient de la dissolution de la chalcopryrite. Depuis le début du test, plus de 30 % du cuivre s'est solubilisé. Le calcium est récupéré de façon intensive durant les premiers 100 jours du cycle. Ces teneurs élevées correspondent aux carbonates présents dans le matériel ainsi que la chaux ajoutée durant le procédé de traitement du minerai d'origine. Le Ca que l'on retrouve en faible quantité dans l'eau de percolation depuis le 125^e jours environ provient vraisemblablement d'une forme minéralogique plus stable (silicates) pour les conditions chimiques dans la colonne. Les très faibles teneurs en fer laissent envisager que ce dernier précipite à nouveau dans la colonne sous une autre forme. Les modélisations géochimiques réalisées à l'aide du modèle géochimique d'équilibre aqueux EQ3NR confirment d'ailleurs cette hypothèse puisque l'on retrouve plusieurs minéraux contenant du fer (hématite, goethite et delafossite pour les conditions initiales et hématite, goethite et delafossite, jarosite et natro-jarosite pour les conditions finales) ayant des IS supérieurs à zéro. Le stock soufre n'a pas

beaucoup baissé dû au fait que la pyrite (principal sulfure) possède une réactivité plus lente que celle de la sphalérite et de la chalcopryrite lorsque l'on considère uniquement l'oxygène comme agent oxydant (Boyle, 1994). De plus, autant pour la composition géochimique de l'eau initiale que finale, il existe des minéraux qui ont des IS supérieurs à zéro et qui contiennent des sulfates (voir tableau 3.12). Ceci pourrait également expliquer en partie le fait que l'on retrouve encore beaucoup de soufre dans les colonnes selon le graphique de la lixiviation des métaux (figure 3.35a). Parce que le sulfure de plomb, la galène, est très peu abondant et soluble, on retrouve peu de plomb dans l'eau de percolation.

Les résultats des analyses chimiques de l'eau de percolation de la colonne C1A montrent que l'oxydation provient principalement de la sphalérite $(\text{Zn,Fe})\text{S}$ et de la chalcopryrite CuFeS_2 . Comme le zinc et le cuivre sont plutôt solubles, on peut poser comme hypothèse qu'à chaque mole de Zn retrouvée dans l'eau de percolation correspond une mole de sulfates et qu'à chaque mole de cuivre correspond deux moles de sulfates. Cette relation $\text{Zn} + \text{Cu}/2$ vs sulfates est présentée à la figure 3.36 ainsi que les résultats expérimentaux. La figure montre que les quantités de sulfates retrouvées dans l'eau de percolation sont plus grandes que la relation théorique $\text{Zn} + \text{Cu}/2$ vs sulfates, ce qui signifie qu'une partie des sulfates retrouvées dans l'eau de percolation provient d'une autre source que l'oxydation de la sphalérite et de la chalcopryrite. La différence d'aire entre la droite $\text{SO}_4^{2-} = \text{Zn} + \text{Cu}/2$ et la courbe réelle de corrélation, correspond aux sulfates issus de l'oxydation des autres sulfures de fer comme par exemple, la pyrrhotite et la pyrite ainsi que les sulfates issus de l'oxydation préalable à la mise en place dans les colonnes.

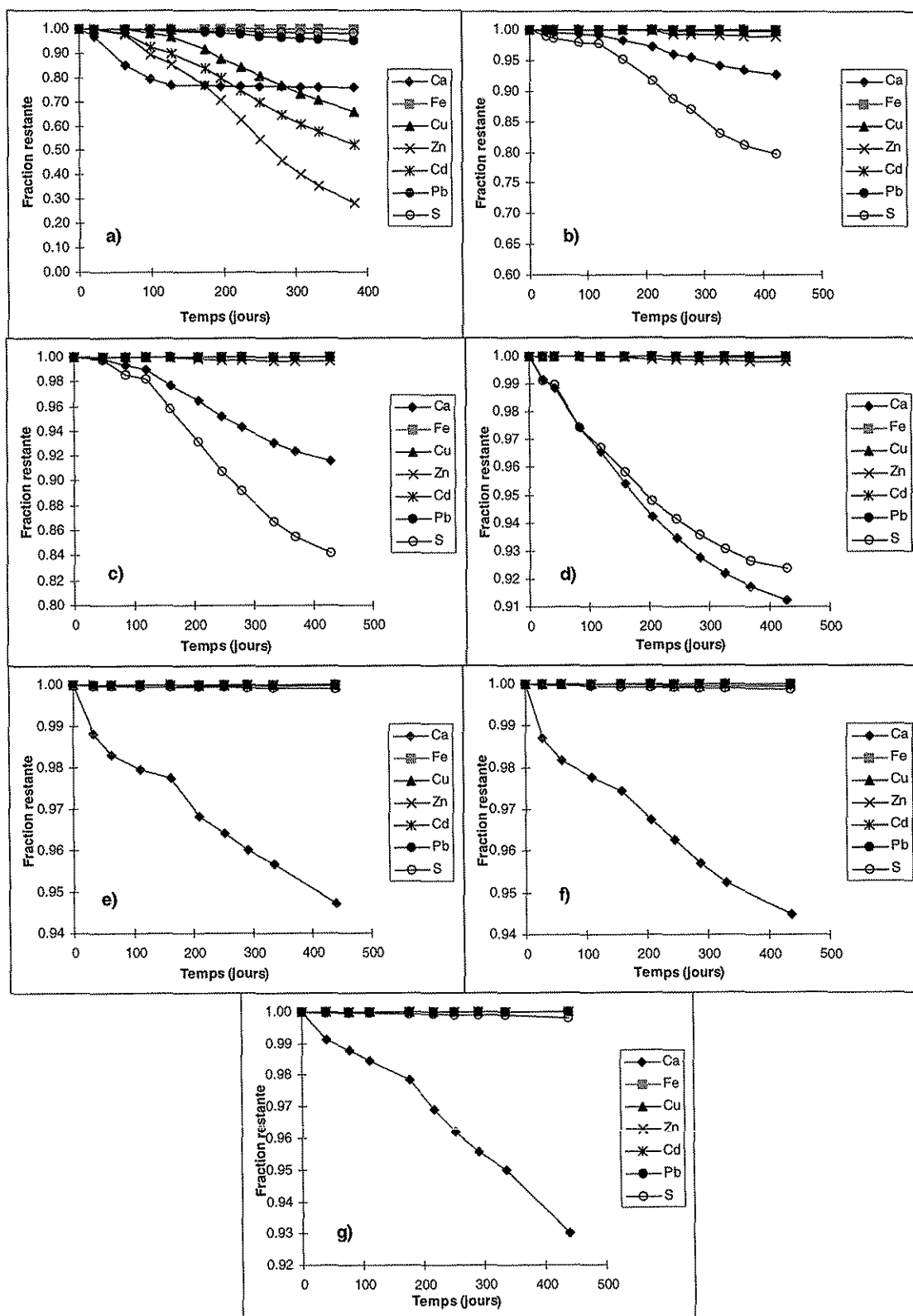


Fig. 3.35 : Lixiviation des métaux dans le temps : a) C1 ; b) C2A ; c) C2B ; d) C2C ; e) C3A ; f) C3B ; g) C3C

Tableau 3.12 : Principaux résultats des modélisations géochimiques à l'aide EQ3NR pour la colonne C1A

Minéral	C1A initiale		C1A finale	
	IS	État	IS	État
Anhydrite CaSO_4	0.464	sursat*	-1.218	ssat**
$\text{CaSO}_4 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}\beta$	-0.351	ssat	-2.033	ssat
Delafossite $\text{Cu}^+\text{Fe}^{3+}\text{O}_2$	3.144	sursat	1.608	sursat
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	-4.382	ssat	-2.713	ssat
Ferrite-Cu	-2.007	ssat	-2.386	ssat
Ferrite-Zn	-1.986	-	-2.775	ssat
Goethite	0.754	sursat	2.422	sursat
$\alpha\text{-Fe}^{3+}_6(\text{SO}_4)_4(\text{OH})_{12}$				
Gypse $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.647	sursat	-1.034	ssat
Hématite $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$	2.466	sursat	5.802	sursat
Jarosite $\text{K}_2\text{Fe}^{3+}_6(\text{SO}_4)_4(\text{OH})_{12}$	-6.745	ssat	3.354	sursat
Jarosite-Na $\text{Na}_2\text{Fe}^{3+}_6(\text{SO}_4)_4(\text{OH})_{12}$	-	ssat	0.089	ssat

* sursat : espèces sursaturées, ** ssat : espèces sous-saturées

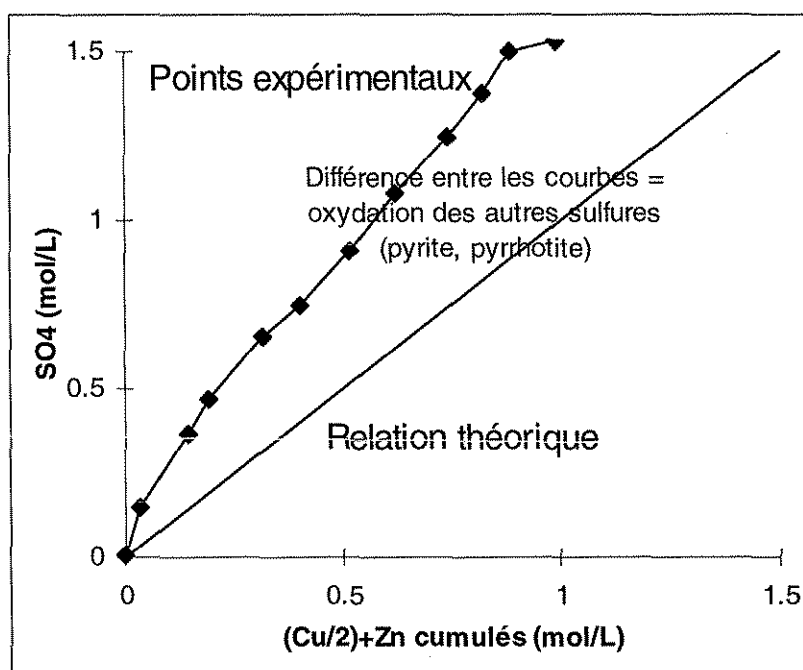


Fig. 3.36 : Corrélation en mole entre teneur en sulfates cumulés et teneur en Zn + Cu/2 dans la colonne C1A

3.4.1.2 Colonne C2A, C2B et C2C

Dans les colonnes C2A, C2B et C2C renfermant des matériaux désulfurés à trois niveaux différents, on peut remarquer à la figure 3.35 b, c et d que les métaux passent très peu en solution. Pour le Pb, Cd, Cu et Zn, il reste, après un an, dans les colonnes plus de 99 % des métaux. Dans les conditions géochimiques des colonnes C2, les sulfates sont mobiles. Pour cette raison, on retrouve une quantité plus importante de ceux-ci dans les eaux de percolation des colonnes. Pour la colonne C2A, près de 20 % du S présents dans la colonne initialement a été retrouvé sous forme de sulfates dans les eaux de percolation. Pour les colonnes C2B et C2C, ce pourcentage est de 15 et 8 respectivement. Malgré la présence de quantités non négligeables de sulfates qui confirment une certaine oxydation des minéraux sulfureux, il semble que cette oxydation s'accompagne d'une dissolution des carbonates qui assure la neutralisation de l'acide produit par l'oxydation des sulfures. La dissolution des carbonates est observable par la chute des quantités de Ca dans les colonnes. Dans les colonnes C2A, C2B et C2C, environ 9 % du Ca est passé dans l'eau de percolation. Quant aux minéraux secondaires susceptibles de se former dans les colonnes, les modélisations géochimiques (voir tableau 3.13) indiquent qu'aucun minéral n'est en état de sursaturation, ce qui suppose qu'il ne devrait pas y avoir stockage d'éléments ou de composés dans les colonnes.

La relation qui existe entre le calcium et les sulfates permet d'établir si les matériaux alcalins (liés au Ca) vont être en quantité suffisante pour neutraliser l'acide produit par les sulfures (dont les sulfates sont le sous-produit). La figure 3.37 représente la corrélation entre les sulfates cumulés en mole et le calcium cumulé également en mole ; le résultat est une droite de pente inférieure à 1:1, le rapport moyen $\text{Ca}/\text{SO}_4^{2-}$ est de 1,3 avec un écart-type de 0,13. La figure 3.38 reprend cette valeur pour tracer la droite limite de neutralisation dans les trois colonnes avec la projection de la composition initiale en Ca et S (en mole d'atomes) des trois matériaux désulfurés. Il ressort que les matériaux du niveau A et B possèdent une composition qui leur permet d'assurer le pouvoir de neutralisation jusqu'à l'épuisement total en soufre, si l'on pose comme hypothèse que le rapport Ca:S restera constant jusqu'à l'épuisement des stocks. Quant au matériau C, il serait générateur d'acidité après épuisement du carbonate de calcium mais le soufre restant serait à faible teneur.

En bref, on peut stipuler, à partir de ces résultats, que les résidus désulfurés A et B sont non générateurs de DMA alors que le résidu désulfuré C est potentiellement faiblement générateur.

Tableau 3.13 : Principaux résultats des modélisations géochimiques à l'aide EQ3NR pour les colonnes C2

	C2A initiale		C2A finale		C2B initiale		C2B finale		C2C initiale		C2C finale	
	IS	État	IS	État	IS	État	IS	État	IS	État	IS	État
Anhydrite CaSO_4	-1,58	ssat*	-0,87	ssat	-1,49	ssat	-0,84	ssat	-0,25	ssat	-0,95	ssat
Brucite Mg(OH)_2	-4,24	ssat	-3,64	ssat	-3,72	ssat	-4,24	ssat	-3,65	ssat	-4,44	ssat
$\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O} \beta$	-2,39	ssat	-1,68	ssat	-2,30	ssat	-1,66	ssat	-1,06	ssat	-1,77	ssat
Gypse $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-1,39	ssat	-0,67	ssat	-1,30	ssat	-0,66	ssat	-0,06	ssat	-0,77	ssat
Hexahydrate $\text{MgSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	-4,99	ssat	-4,71	ssat	-4,91	ssat	-4,73	ssat	-4,06	ssat	-4,76	ssat
Zincite $(\text{Zn,Mn})\text{O}$	---	---	-0,20	ssat	-0,93	ssat	-0,98	ssat	---	ssat	-1,10	ssat
$\text{Zn(OH)}_2 \beta$	---	---	-0,92	ssat	-1,65	ssat	-1,7	ssat	---	ssat	-1,82	ssat
$\text{Zn(OH)}_2 \epsilon$	---	---	-0,65	ssat	-1,38	ssat	-1,43	ssat	---	ssat	-1,55	ssat
$\text{Zn(OH)}_2 \gamma$	---	---	-0,82	ssat	-1,56	ssat	-1,60	ssat	---	ssat	-1,72	ssat
$\text{ZnSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	---	---	-6,42	ssat	-7,26	ssat	-6,61	ssat	---	ssat	-6,57	ssat
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	---	---	-6,22	ssat	-7,07	ssat	-6,42	ssat	---	ssat	-6,37	ssat

* ssat : espèces sous-saturées

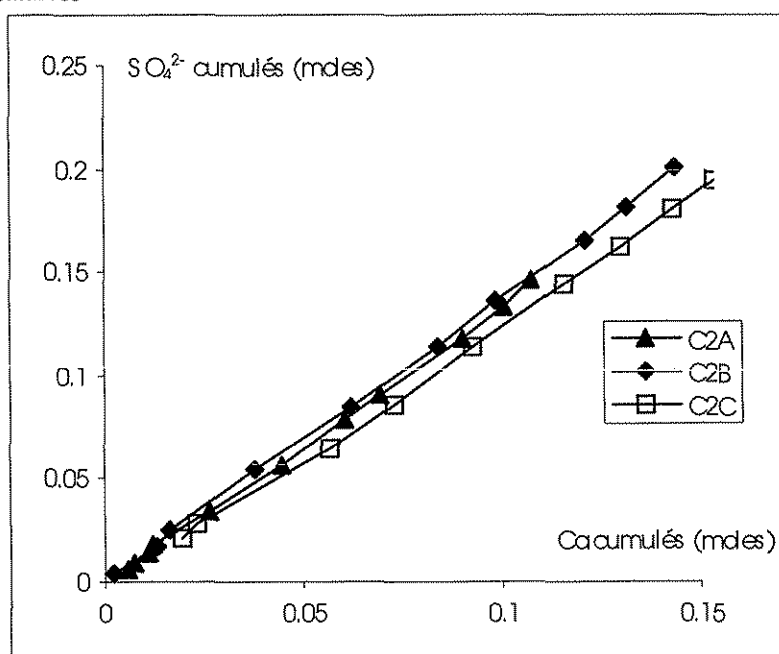


Fig. 3.37 : Corrélation en moles entre la teneur en sulfates cumulés et la teneur en Ca dans les colonnes C2A, C2B et C2C

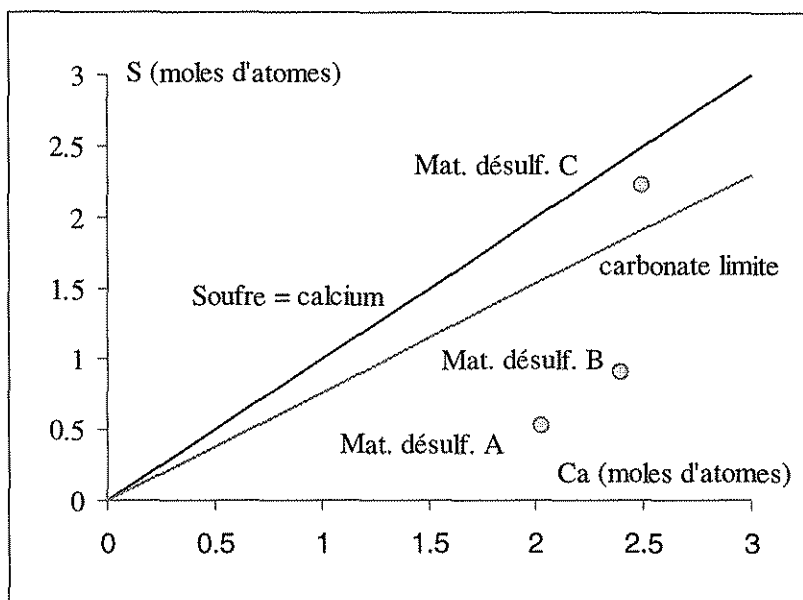


Fig. 3.38 : Corrélation en atomes entre le soufre et le calcium dans les colonnes C2A, C2B et C2C avec la relation théorique $\text{Ca} = \text{S}$ et la relation moyenne observée dans les colonnes C2 (carbonate limite)

3.4.1.3 Colonnes C3A, C3B et C3C

On retrouve à la figure 3.35 e, f et g les résultats concernant la lixiviation des métaux dans les colonnes avec recouvrement. On remarque qu'à part le calcium, tous les autres métaux sont, à plus de 99,5 %, restés dans les colonnes. Quant au calcium, il en reste entre 92 et 95 %. Cela signifie que les recouvrements empêchent la lixiviation des métaux dans les eaux de percolation. Par rapport à la colonne témoin, les facteurs de réduction sont présentés au tableau 3.14. Le facteur de réduction étant le rapport entre la quantité cumulative retrouvée dans la colonne témoin et celle retrouvée dans la colonne avec recouvrement. On remarque dans ce tableau que les facteurs de réduction sont plus faibles pour le Fe et les sulfates. La principale raison qui explique ce phénomène est que le Fe et les SO_4 sont stockés dans la colonne C1A (voir tableau 3.12). Ainsi le facteur de réduction est plus faible puisque l'on compare les quantités recueillies dans l'eau de percolation. Il est donc fort probable que ces facteurs sont en réalité beaucoup plus élevés et plus près de ceux observés pour le Zn et le Cu qui sont deux substances beaucoup plus mobiles qui ne se retrouvent pas sous d'autres formes dans les colonnes. Les modélisations géochimiques des colonnes C3 ont d'ailleurs montré qu'aucun minéral habituellement associé à l'oxydation des sulfures n'est en condition de sursaturation, donc susceptible de précipiter dans la colonne.

Tableau 3.14 : Rapports entre les masses cumulatives des contaminants sans et avec recouvrement.

Colonne	Fe	Cu	Zn	Cd	SO ₄
C3A	938	2678	17 814	1 534	22
C3B	207	6795	10 434	891	15
C3C	346	18 545	23 349	N.D.*	22

* : Non détecté dans la colonne C3C

Malgré des facteurs de réduction élevés en ce qui concerne le relargage des métaux, les quantités de sulfates récupérées dans l'eau de percolation des colonnes avec recouvrement montrent qu'une certaine oxydation se produit. À partir des analyses chimiques de l'eau, il est possible de déterminer la provenance de cette oxydation, c'est-à-dire est-ce que l'oxydation provient des résidus sulfureux au bas de la colonne ou encore des résidus désulfurés utilisés comme couche fine des recouvrements. Parce que la quantité de zinc récupérée dans l'eau de percolation de la colonne témoin est très grande (> 60 000 mg) et que celles récupérées dans les colonnes C3 sont faibles (< 6 mg), parce que l'on sait que le zinc est très mobile et qu'il a peu de chance de se retrouver sous forme de précipités (Boyle, 1994), on peut postuler que très peu des produits d'oxydation proviennent de la couche sulfureuse située dans le bas des colonnes C3. Cela signifie que ces produits d'oxydation proviendraient en majeure partie de la couche désulfurée. Cette constatation explique également en partie pourquoi l'on retrouve plus de sulfates et de fer que de zinc et de cuivre dans les colonnes C3. Les résidus désulfurés contiennent peu de Zn et Cu mais de plus grandes quantités de fer et de soufre qui se retrouvent éventuellement dans l'eau de percolation lorsqu'il y a oxydation dans la couche fine. Pour avoir une CEBC efficace, il faut donc s'assurer que la couche fine ne génère pas à long terme des quantités de contaminants qui dépassent les normes.

La comparaison entre les colonnes C2A, C2B, C2C et les colonnes C3A, C3B, C3C permet de montrer que les résidus désulfurés sont moins réactifs lorsque placés dans une couverture avec effets de barrière capillaire. Cela s'explique par le fait que le degré de saturation est supérieur dans les résidus désulfurés placés dans les couvertures. Les résultats de la section 3.3.4 ont montré que le degré de saturation dans les colonnes monocouches (C2) se situe entre 60 et 80 % pour des périodes de sécheresse de 8 à 28 jours alors que, lorsque ces matériaux sont placés à l'intérieur d'une couverture avec effets de barrières capillaires, le degré de saturation se situe

entre 75 et 90 % pour des périodes de sécheresse similaires (voir section 3.3.4). Parce que le degré de saturation est supérieur dans les couvertures, moins grande sera la diffusion d'oxygène, plus faible sera le taux de réaction des sulfures et plus faible sera la quantité de métaux et de sulfates produits (Eberling et *al.*, 1996).

3.4.2 Comparaison entre les méthodes de consommation d'oxygène et des sulfates

Tel que mentionné à la section 3.3.3, afin de comparer les deux méthodes qui servent à déterminer le taux d'oxydation (consommation d'oxygène et sulfates), les résultats obtenus par la méthode des sulfates (en mole de $\text{SO}_4^{2-} \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) ont été traduits en flux d'oxygène (en mole d' $\text{O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$). Les comparaisons entre les deux techniques pour les sept colonnes sont présentées aux figures 3.24 à 3.30.

3.4.2.1 Colonne C1A

La colonne C1A est constituée de 0,3 m de résidus miniers fortement générateurs de drainage minier acide. On remarque, à la figure 3.24, que la tendance observée en ce qui concerne l'évolution du taux d'oxydation (représenté dans cette étude par le flux d'oxygène) est similaire pour la méthode de consommation d'oxygène et la méthode des sulfates. On peut également observer une augmentation du taux d'oxydation dans les 80 à 100 premiers jours, suivie d'une baisse progressive jusqu'à un pallier à la valeur d'environ 400 moles d' $\text{O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. À la fin du test, la méthode des sulfates donne encore une fois des valeurs beaucoup plus faibles. La figure 3.24 montre que la méthode de consommation d'oxygène donne des valeurs du taux d'oxydation plus élevées dans les 140 premiers jours comparativement à la méthode des sulfates. Le même phénomène a aussi été observé par Eberling et *al.* (1994) et Eberling et Nicholson (1996) sur des matériaux très réactifs. L'explication la plus plausible est qu'il y a stockage des sulfates (sous forme de minéraux secondaires, tels l'anhydrite, la goethite, le gypse selon les modélisations géochimiques présentées au tableau 3.12) au début de l'essai et que, par la suite, il s'établit un régime permanent. Lorsque le régime permanent est atteint (c'est-à-dire qu'il n'y a plus de stockage), les taux d'oxydation mesurés à l'aide des deux méthodes s'équivalent. À la figure 3.39, on peut observer les résultats obtenus après qu'un régime permanent en sulfates ait été observé dans la colonne C1A pour une période intensive d'essais de consommation d'oxygène. Comme on peut le constater, les deux méthodes donnent des résultats très similaires. Quant à la

grande différence observée à la fin du test (voir figure 3.24), cela serait dû à la formation de jarosite dans la colonne. On peut donc supposer que les valeurs du taux d'oxydation mesurées au début et à la fin de l'essai en colonne à l'aide de la méthode de consommation d'oxygène sont plus près de la réalité que celles mesurées à l'aide de la méthode des sulfates.

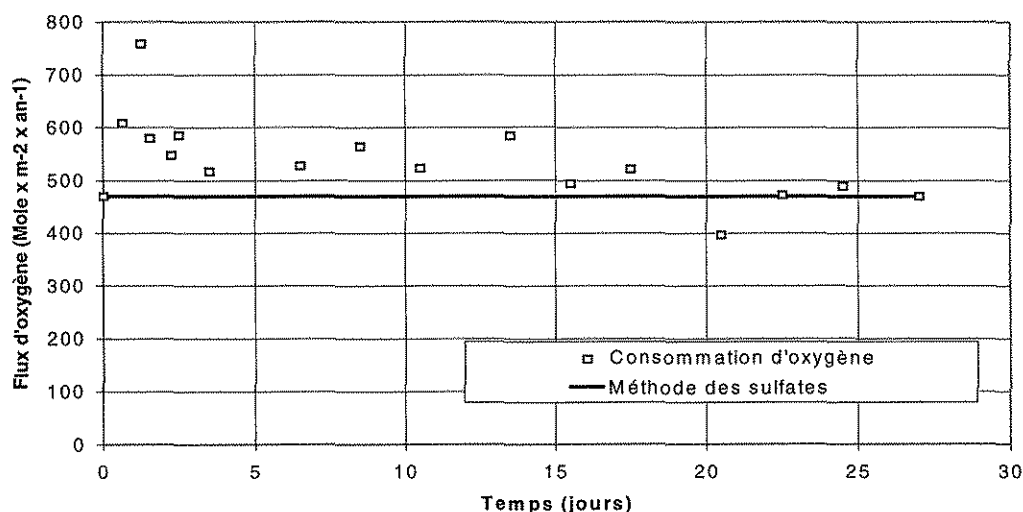


Fig. 3.39 : Comparaison entre la méthode des sulfates et celle par consommation d'oxygène pour une période intensive sur la colonne C1A

Pour fin de comparaison, un graphique valeurs mesurées à l'aide de la méthode des sulfates vs valeurs mesurées à l'aide de la méthode de consommation d'oxygène est présentée à la figure 3.40. Les résultats présentés excluent les résultats du début et de la fin où des phénomènes géochimiques (précipitation de minéraux secondaires) expliquent la différence observée entre les deux techniques. La figure 3.40 montre que dans l'ensemble, la méthode des sulfates donne des valeurs inférieures à la méthode par consommation d'oxygène, malgré qu'il semble y avoir un régime permanent en ce qui concerne les sulfates. Dans le cas particulier où l'on veut déterminer la réactivité (ou le flux d'oxygène) d'un matériau très sulfureux, la méthode par consommation d'oxygène permettrait d'obtenir des résultats plus précis que la méthode des sulfates parce qu'elle serait moins influencée par les réactions géochimiques qui se produisent dans la colonne.

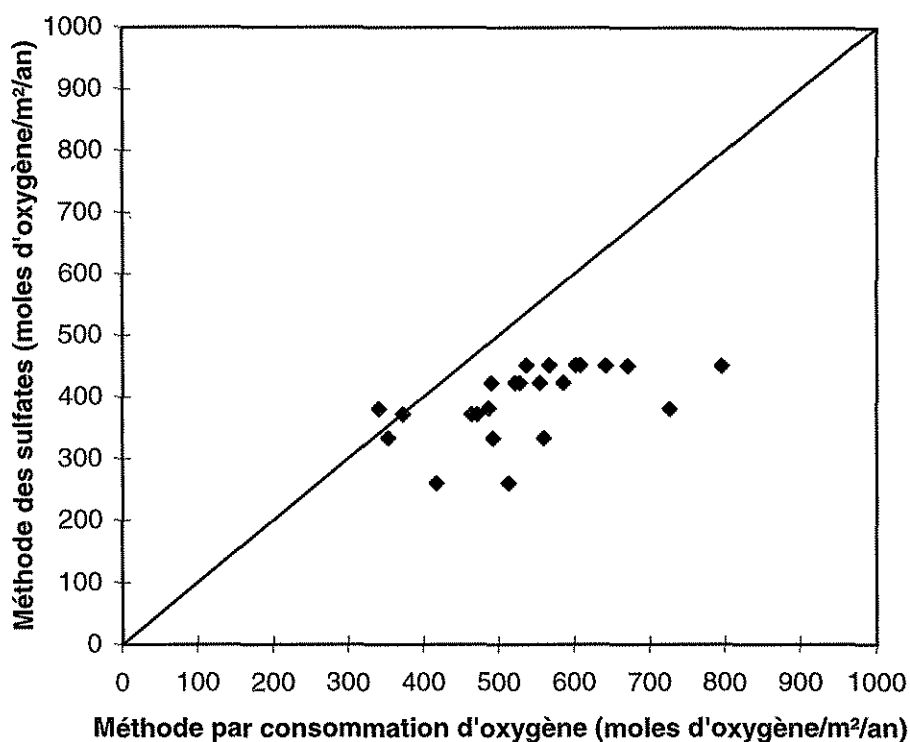


Fig. 3.40 : Comparaison des flux d'oxygène évalués avec la méthode des sulfates et celle par consommation d'oxygène pour déterminer le flux d'oxygène à travers la colonne C1A

3.4.2.2 Colonnes C2A, C2B et C2C

Les colonnes C2A, C2B et C2C sont constituées de 0,6 m de résidus miniers désulfurés où chaque colonne contient un résidu désulfuré ayant une teneur en sulfures spécifique. Les résultats obtenus en ce qui concerne le taux d'oxydation des trois colonnes C2 sont présentés aux figures 3.25 à 3.27. On peut remarquer que, tel que prévu, le taux d'oxydation de la colonne C2A est plus faible que ceux des colonnes C2B et C2C. La raison est que le matériau contenu dans la colonne C2A contient moins de sulfures que ceux contenus dans les deux autres colonnes (voir tableau 3.5). Les deux méthodes, consommation d'oxygène et teneurs en sulfates, ont donné des résultats assez similaires. On remarque cependant que le taux d'oxydation mesuré à l'aide de la méthode de consommation d'oxygène est sensible au nombre de jours de drainage. Le taux d'oxydation mesuré est plus grand après plusieurs jours de drainage. Ceci s'explique par le fait que le degré de saturation diminue avec le temps dans le haut de la colonne (en raison de l'évaporation et du drainage) permettant ainsi une plus grande diffusion de l'oxygène et, par le fait même, un plus grand taux d'oxydation. L'influence du temps après drainage sur le taux d'oxydation a d'ailleurs

été montré par Eberling et *al.* (1994) et pourrait expliquer en grande partie la différence observée entre les deux techniques.

3.4.2.3 Colonnes C3A, C3B et C3C

L'objectif principal des colonnes C3 (C3A, C3B et C3C) est de vérifier l'efficacité de couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), dont la couche fine est constituée de résidus miniers désulfurés, à limiter la production de drainage minier acide de résidus sulfureux. Les résultats obtenus concernant l'efficacité des trois couvertures pour limiter la production d'acide sont présentés aux figures 3.28 à 3.30. On remarque que, par rapport à la colonne C1A, le taux d'oxydation des résidus sulfureux placés sous une CEBC est réduit d'un facteur variant de 10 à 400 et ce, pour les trois colonnes C3. De plus, pour ces colonnes, on observe que le taux d'oxydation diminue dans le temps à des valeurs inférieures à 30 moles d'O₂ m⁻² an⁻¹ avant la période de sécheresse imposée à la fin du test. La corrélation entre les deux méthodes de mesures utilisées dans cette étude pour mesurer le taux d'oxydation est en général assez bonne. Il est cependant important de rappeler que la précision du senseur utilisé pour les essais de consommation d'oxygène est de $\pm 0,1 \text{ \% O}_2$; ce qui signifie que pour les taux d'oxydation faible, la marge d'erreur de l'essai devient plus grande. Pour cette raison, la méthode des sulfates serait préférable à la méthode de consommation d'oxygène pour les colonnes avec faibles taux d'oxydation (inférieurs à 20 moles d'O₂ m⁻² an⁻¹).

3.4.3 Efficacité prédite des CEBC à partir du profil de saturation

Comme il a été mentionné à la section 3.3.4, le degré de saturation de la couche fine dans une CEBC joue un rôle prépondérant pour limiter la production de DMA. Dans la littérature, on retrouve quelques articles qui proposent des valeurs de S_r permettant d'atteindre les objectifs de design. Par exemple, O'Kane et *al.* (1995) et Ricard et *al.* (1997) proposent un degré de saturation supérieur à 85 % pour la couche fine alors que Aubertin et *al.* (1993) et Aachib et *al.* (1994) proposent plutôt de viser un degré de saturation de 90%. Dans cette section du document, on présente les calculs théoriques qui permettent de voir l'influence du degré de saturation sur l'efficacité d'une CEBC à limiter le flux d'oxygène.

Il est maintenant bien connu que le mécanisme dominant pour le transport d'oxygène à travers une CEBC est la diffusion à travers les pores du sol. Le flux d'oxygène à travers une CEBC peut être estimé à l'aide d'un modèle de diffusion en régime permanent. Le flux massique, pour un matériau non réactif, peut être calculé à partir de la première loi de Fick :

$$F(t) = D \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad (3.12)$$

où $F(t)$ est le flux pour un temps donné, D le coefficient de diffusion effectif, $C(t)$ la concentration en O_2 au temps t et z la profondeur. En égalisant les flux à chaque interface de couches adjacentes, on trouve l'équation suivante (Aachib et al., 1994) :

$$\left(\frac{D_i}{L_i} \right) C_{i-1} + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}} - \frac{D_i}{L_i} \right) C_i + \left(\frac{D_{i+1}}{L_{i+1}} \right) C_{i+1} = 0 \quad (3.13)$$

où l'index i est donné pour la couche i et L est l'épaisseur de la couche. Les principales hypothèses de cette équation sont que la concentration en oxygène à la surface est la concentration en oxygène dans l'air et que l'oxygène à l'interface du matériau réactif est immédiatement consommé par celle-ci. On remarque dans l'équation 3.12 que le coefficient de diffusion doit être connu pour estimer les flux aux interfaces. Dans le cadre de cette étude, l'équation d'Eberling et al. (1994) a été utilisée pour déterminer D :

$$D = \tau D_a^0 (1 - S_r)^\alpha + \tau S_r D_w^0 / H \quad (3.14)$$

où D_a^0 est le coefficient de diffusion dans l'air ($1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$), D_w^0 est le coefficient de diffusion dans l'eau ($2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$), S_r est le degré de saturation, H est la constante modifiée sans dimension de Henry ($33,9 @ 25^\circ\text{C}$), α et τ sont des paramètres de lissage (pour des résidus miniers, Eberling et al. (1994) proposent $\tau = 0,273$ et $\alpha = 3,28$). Les valeurs calculées avec ce modèle se comparent bien à celles mesurées au laboratoire pour des résidus miniers (Aubertin et al., 1995). Comme on peut le constater, pour évaluer D à partir de l'équation 3.13, il est nécessaire de connaître le degré de saturation dans les différentes couches. À la section 3.3.4, des valeurs de S_r provenant du démantèlement des colonnes ainsi que de modélisations numériques ont été présentées. En prenant ces valeurs et en les incorporant dans l'équation 3.13, on peut obtenir des coefficients D qui peuvent à leur tour être placés dans les équations 3.12 et 3.11 pour finalement connaître un flux à travers la couverture.

Les résultats obtenus sont présentés au tableau 3.15. Les modélisations ont été réalisées avec différents degrés de saturation réalistes, susceptibles d'être trouvés dans la couche fine pour une période de drainage de 30 jours (voir figure 3.34). On remarque sur le tableau que le flux d'oxygène est très dépendant du coefficient de diffusion effectif D qui lui dépend de la saturation. La différence entre les flux calculés à travers la couverture pour un degré de saturation de 80% et 95% est de près de deux ordres de grandeur. Si l'on suppose que le degré de saturation chute de façon linéaire dans le temps de 95% à 80% en 28 jours, on obtient un flux moyen de 4,2 moles d'oxygène/m²/an.

Tableau 3.15 : Résultats des modélisations concernant l'efficacité des couvertures à limiter le flux d'oxygène

Couverture	Matériau	Porosité	S_r	D (m ² /s)	Masse de SO_4^{2-} (g/m ² /an)	Flux O_2 (mole/m ² /an)
Cas 1	Sable	0,26	15 %	$2,85 \times 10^{-6}$	7,1	0,13
	Résidus désulfuré	0,41	95 %	$2,79 \times 10^{-10}$		
	Sable	0,29	25 %	$1,89 \times 10^{-6}$		
Cas 2	Sable	0,26	15 %	$2,85 \times 10^{-6}$	63,7	1,16
	Résidus désulfuré	0,41	90 %	$2,57 \times 10^{-9}$		
	Sable	0,29	25 %	$1,89 \times 10^{-6}$		
Cas 3	Sable	0,26	15 %	$2,85 \times 10^{-6}$	238,8	4,35
	Résidus désulfuré	0,41	85 %	$9,66 \times 10^{-9}$		
	Sable	0,29	25 %	$1,89 \times 10^{-6}$		
Cas 4	Sable	0,26	15 %	$2,85 \times 10^{-6}$	610,4	11,12
	Résidus désulfuré	0,41	80 %	$2,48 \times 10^{-8}$		
	Sable	0,29	25 %	$1,89 \times 10^{-6}$		

Tous les calculs présentés dans cette section sont valides pour une couche fine non réactive. Cependant, dans cette étude, les matériaux sont faiblement réactifs puisqu'ils contiennent une faible teneur en minéraux sulfureux. Pour cette raison, les valeurs de flux d'oxygène observées dans les colonnes sont supérieures à celles prédites par la méthode théorique présentée ici. Pour les colonnes C3A, C3B et C3C, de 100 jours jusqu'à la fin du test, les valeurs de flux d'oxygène évaluées à l'aide de la méthode des sulfates, ont varié entre 5 et 12 moles/m²/an, 10 et 30 moles/m²/an et entre 20 et 40 moles/m²/an respectivement. Ces résultats tendraient à démontrer qu'une partie de l'oxydation observée dans les colonnes avec recouvrement provient de la couche désulfurée. Plus la couche désulfurée contient des sulfures, plus cette fraction est grande.

3.5 Conclusion

Afin d'évaluer l'efficacité de CEBC constituées de résidus désulfurés pour empêcher la génération d'acide, des essais en colonne ont été entrepris. Au total, sept colonnes ont été installées : une colonne témoin, trois colonnes monocouches constituées de résidus désulfurés seulement et trois colonnes multicouches dont la couche fine est faite de résidus désulfurés. Les principales constatations que l'on peut tirer des essais en colonne sont les suivantes :

- Les propriétés des matériaux mis en place sont similaires à celles des matériaux susceptibles de se retrouver sur le terrain.
- Le contraste entre les caractéristiques hydro-géotechniques des résidus désulfurés et du sable est suffisant pour que l'effet de barrière capillaire soit présent dans la couverture.
- Les résultats des analyses chimiques de l'eau de rinçage de la colonne témoin C1A, les essais statiques ainsi que les essais de consommation d'oxygène montrent que le résidu sulfureux utilisé dans les essais en colonne est fortement générateur de DMA.
- Pour quantifier le taux d'oxydation, la méthode de consommation d'oxygène donne d'excellents résultats pour les matériaux fortement réactifs (> 100 moles d' $O_2/m^2/an$) et est préférable à la méthode des sulfates pour ce type de matériau. Pour les matériaux faiblement réactifs (comme les colonnes avec recouvrement) où il n'y a pas de reprécipitation des sulfates sous forme de minéraux secondaires, la méthode des sulfates semble plus fiable que celle par consommation d'oxygène.
- La géochimie de l'eau de rinçage a permis de mettre en évidence l'efficacité de la CEBC pour limiter la production d'acide du résidu sulfureux : le pH de la colonne sans couverture est descendu à moins de 3 alors qu'il est demeuré au-dessus de 7 avec les CEBC ; les quantités de métaux retrouvés dans l'eau de rinçage des colonnes avec CEBC ont été réduites par des facteurs importants (entre 10 000 et 23 000 fois pour le zinc, entre 2 000 et 18 000 fois pour le cuivre, entre 200 et 1 000 fois pour le fer, entre 15 et 22 fois pour les sulfates).
- Les essais en colonnes réalisés sur les résidus désulfurés uniquement (C2A, C2B et C2C) ont montré que les résidus désulfurés A (0,40% pyrite, PGA de +17,5 kg de $CaCO_3/t$) et B (0,65% pyrite, PGA de +10,2 kg de $CaCO_3/t$) sont non générateurs de DMA. Quant aux résidus désulfurés C (1,75% pyrite, PGA de -9,3 kg de $CaCO_3/t$), en extrapolant les résultats obtenus

en colonne, il semble qu'ils soient potentiellement légèrement générateurs de DMA. À noter que les pH observés dans ces colonnes sont demeurés au-dessus de 7 pour la durée du test.

- Même s'il y a eu réduction importante des quantités de métaux et de sulfates produits, une certaine oxydation est observée dans les colonnes avec recouvrement (colonnes C3). Les résultats obtenus à l'aide des méthodes de consommation d'oxygène et celle des sulfates montrent un flux d'oxygène qui varie entre 5 et 50 moles d'O₂/m²/an pour ces colonnes.
- L'oxydation observée dans les colonnes avec recouvrement dépend du matériau désulfuré utilisé comme couche fine de la CEBC. La couverture dont la couche fine est constituée du résidu le plus désulfuré (colonne C3A faite du résidu RD-A) est plus efficace que la couverture faite du résidu RD-B qui est plus efficace que la couverture faite du résidu désulfuré contenant le plus de sulfures (RD-C). Plus la teneur résiduelle en sulfures des résidus désulfurés est grande, plus l'oxydation observée dans la colonne est grande.
- Les profils de teneur en eau observés lors du démantèlement des colonnes ont permis de calculer les flux d'oxygène théoriques à travers les CEBC qui sont plus bas que ceux mesurés dans les colonnes à l'aide des méthodes consommation d'oxygène et des sulfates. La différence entre les valeurs mesurées et celles prédites par la théorie s'explique par le fait qu'une partie de l'oxydation mesurée provient du matériau désulfuré utilisé comme couche fine de la CEBC.
- Une autre indication que l'oxydation mesurée dans les colonnes avec CEBC origine de la couche désulfurée provient de la qualité géochimique de l'eau. La quasi absence du Zn en solution semble confirmer la non-oxydation du matériau sulfureux à la base des colonnes C3.
- Les résidus désulfurés génèrent moins de contaminants lorsqu'ils sont placés dans une CEBC parce que le degré de saturation élevé limite le taux de réaction d'oxydation des sulfures.
- Un résidu désulfuré placé dans une CEBC verra son rapport potentiel d'acidité (PA) sur potentiel de neutralisation (PN) diminuer en raison du haut degré de saturation qui diminue le PA alors que le potentiel de neutralisation reste constant puisque cette dernière réaction s'effectue en absence d'oxygène.

En bref, les essais en colonne ont montré que les résidus désulfurés peuvent être utilisés efficacement comme couche fine dans une CEBC à condition que le niveau de désulfuration soit suffisant pour que la couverture même ne soit pas une source de pollution dans le temps.

4. ANALYSE TECHNICO-ÉCONOMIQUE

Les résultats présentés dans les chapitres précédents montrent qu'il est possible de construire une CEBC efficace en utilisant des résidus désulfurés comme couche de matériau fin. Pour l'application pratique de cette nouvelle technologie, il est aussi essentiel d'aborder l'aspect économique, c'est-à-dire établir, en terme de coûts, comment cette nouvelle technologie se compare aux technologies existantes. **Le principal objectif de ce chapitre est donc de préciser les conditions où la désulfuration combinée à une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) devient une solution de restauration attrayante pour l'industrie minière.**

Les technologies existantes pour contrôler la production du DMA considérées dans ce travail sont : la collecte et le traitement chimique de l'eau, l'envoiement des résidus sulfureux à l'aide d'un bassin artificiel (barrière humide), l'installation d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) faite entièrement de matériaux d'origine naturelle et une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus miniers non sulfureux. L'approche prise dans ce projet pour comparer la désulfuration combinée avec une CEBC et les technologies existante consiste à prédire les coûts de restauration à partir de données de base de la mine. Ces données sont par la suite intégrées dans des équations empiriques qui permettent d'estimer les différents coûts. Le modèle, constitué des équations empiriques et des données de base, est sur un chiffrier Excel (appelé ECR-p pour Estimation des Coûts de Restauration). La précision des résultats obtenus sont de l'ordre de ceux pouvant être utilisés pour une étude de pré faisabilité, soit d'environ 20 à 30 %. À partir de ce chiffrier, trois études de cas typiques sont présentées dans le but de comparer les différentes options de restauration. Les données utilisées proviennent de documents réels et de valeurs estimées après des discussions avec des gens d'expérience de l'industrie.

4.1 Collecte et traitement chimique du DMA

Les eaux de drainage minier acide sont caractérisées par un pH faible et par des concentrations élevées en métaux. Pour éviter la contamination de l'environnement par ce type de pollution, l'industrie minière a fréquemment recours au traitement chimique qui permet, par l'utilisation de

réactifs alcalins, de respecter les normes pour un effluent final rejeté dans l'environnement. Le traitement chimique est habituellement utilisé durant les années d'opération de la mine et après la fermeture dans certains cas (bien que cela ne soit pas considéré comme une technique de restauration acceptable par le MRNQ). Une usine de traitement peut également être utilisée en parallèle avec une CEBC lorsque la couverture est placée après que les résidus sulfureux ont débuté leur oxydation. Comme l'eau interstitielle est contaminée, il est possible que, temporairement, les eaux d'exfiltration ne respectent pas les normes en vigueur, d'où la nécessité de traiter l'eau. Afin d'évaluer les coûts de traitement, un modèle avec des équations basées sur certains paramètres d'influence a été développé par SENES (1994). Le modèle de SENES (1994) tient compte des coûts en capitaux (équipements pour le traitement, infrastructures, instrumentation et équipements électriques, études d'ingénierie et imprévus) et des coûts d'opération (réactifs, floculants, main d'œuvre, entretien, énergie requise et imprévus). On ajoute également à ces coûts, ceux de gestion des boues de traitement. Les équations du modèle sont repris dans ce document avec certains ajouts.

Les paramètres utilisés dans le modèle de SENES (1994) pour déterminer les coûts de traitement, incluent les coûts en capital ainsi que les coûts de gestion des boues de traitement sont :

- **Traitement d'eau** : deux techniques de traitement sont considérées dans le chiffrier soit la méthode des boues hautes densité (HDS) et la méthode conventionnelle de traitement à la chaux. Plus de détails sur les deux techniques peuvent être trouvés dans SENES (1994).
- **Capacité (ou C)** : la capacité de traitement de l'usine en m^3/heure .
- **Acidité** : l'acidité (en mg/l) a un impact important sur les coûts de traitement. **Dans le chiffrier, trois valeurs peuvent être entrées, soit 50, 500 et 5000 mg/L .**
- **Durée** : le nombre d'année où le traitement sera nécessaire.
- **Taux** : le taux d'actualisation appliqué pour évaluer la valeur présente nette des coûts de traitement. Habituellement, des valeurs entre 3 et 6% sont considérées.
- **Coût unitaire** : le coût unitaire lié à la gestion des boues de traitement. Habituellement, ce coût varie entre 1 $\$/\text{m}^3$ (cas où l'on retourne les boues dans une mine à ciel ouvert située tout près de l'usine de traitement) et 4 $\$/\text{m}^3$ (cas du stockage dans des cellules conçues spécialement à cet effet).

À partir de ces paramètres, on peut estimer les coûts de traitement pour les trois valeurs d'acidité (50, 500 et 5 000 mg/L) en utilisant les équations présentées dans le tableau 4.1. Dans le chiffrier, si l'on veut modéliser le cas où le traitement chimique est l'unique solution envisagée, on doit aller à la feuille identifiée *CEBC-traitement* et entrer la valeur 1 où l'on indique *Traitement d'eau-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)* et la valeur 0 où l'on retrouve *Couverture multicouche-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)*. Pour le cas où l'on prévoit faire un traitement chimique en parallèle avec la mise en place d'une couverture, la valeur 1 doit être entrée dans les deux cas. On retrouve à la figure 4.1 un exemple de la feuille de calcul à remplir pour estimer les coûts de traitement chimique de l'eau acide. Les zones ombragées sont à remplir dans le chiffrier.

Tableau 4.1 : Équations utilisées pour déterminer les coûts reliés au traitement chimique du DMA (proposées par SENES, 1994).

Paramètres	50 mg/L	Acidité 500 mg/L	5 000 mg/L
Opération (\$/an)			
HDS	(C*588)+157 946	(C*947)+230 511	(C*4 926)+261 350
conventionnelle	(C*486)+130 704	(C*878)+194 944	(C*4 863)+207 040
Capital (\$)			
HDS	(C*3 378)+1 134 031	(C*3 518)+1 317 859	(C*4 305)+1 571 727
conventionnelle	(C*1 669)+724 202	(C*1 763)+940 666	(C*2 641)+1 129 262
Gestion des boues (\$/an)			
HDS	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée
conventionnelle	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée
Qté formée (m ³)			
HDS	=1,15*C	=14,87*C	=223,11*C
conventionnelle	=8,78*C	= 834,57*C	=1 316,7*C

Traitement d'eau		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):					0	
	Capacité (m³/heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitement d'eau								
HDS	0	0	100	5%	- \$	- \$	0 \$	0 \$
Conventionnel	0	0	100	5%	- \$	0 \$	0 \$	0 \$
	Capacité (m³/heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m³)	Coûts unit. (\$/m³*an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	0	0	-	4		0	0 \$	0 \$
Conventionnel	0	0	0	4		0 \$	0 \$	0 \$
Total actualisé							0 \$	0 \$
Arrondi							0 \$	0 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Fig. 4.1 : Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement chimique de l'eau

4.2 Barrières humides

L'utilisation de barrières humides, qui consiste à noyer les résidus sulfureux sous l'eau, est une méthode proposée depuis plusieurs années pour inhiber l'oxydation des minéraux sulfureux. Le principe de cette technique consiste à utiliser le faible coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w = 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C pour des eaux stagnantes) pour limiter l'apport d'oxygène au niveau des résidus sulfureux et ainsi limiter la production de DMA. Il existe plusieurs sites au Canada qui ont utilisé cette technique avec un succès relatif (Feasby et al., 1997). Certains de ces sites ont utilisés des réservoirs d'eau naturels (lacs, rivières) alors que d'autres ont dû construire des réservoirs à l'aide de digues. Dans ce travail, l'emphase est mise sur ce dernier type de réservoir puisqu'il est de plus en plus difficile de justifier l'utilisation de cours d'eau naturels pour l'entreposage de résidus miniers générateurs de DMA.

Les coûts reliés à la technique des barrières humides sont principalement liés à la construction de digues et des ouvrages connexes permettant de créer et de gérer un réservoir artificiel. Les paramètres utilisés dans les équations pour déterminer les coûts globaux de restauration sont:

- **Longueur de digue** : la longueur totale de digue à construire pour délimiter le réservoir artificiel (en m de digue).
- **Largeur externe Lx_1** : largeur en mètre du côté aval de la digue (voir figure 4.2).
- **Largeur interne Lx_2** : largeur en mètre du côté amont de la digue (voir figure 4.2).
- **Largeur de la crête C** : largeur de la crête de la digue en mètre (voir figure 4.2).
- **% sable** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le sable non tamisé ou un matériau jugé équivalent.

- **% argile, till** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le matériau peu perméable (argile, till ou matériau jugé équivalent).
- **% filtre** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le sable utilisé comme filtre.
- **Angle de la pente du côté externe m_{ext}** : angle (en degré) de la pente du côté aval de la digue.
- **Angle de la pente du côté interne m_{int}** : angle (en degré) de la pente du côté amont de la digue.
- **Distance de transport (sable)** : distance entre le dépôt de sable tout venant et le site (en km).
- **Distance de transport (filtre)** : distance entre le dépôt de sable tamisé et le site (en km).
- **Distance de transport (argile, till)** : distance entre le dépôt d'argile ou de till et le site (en km).

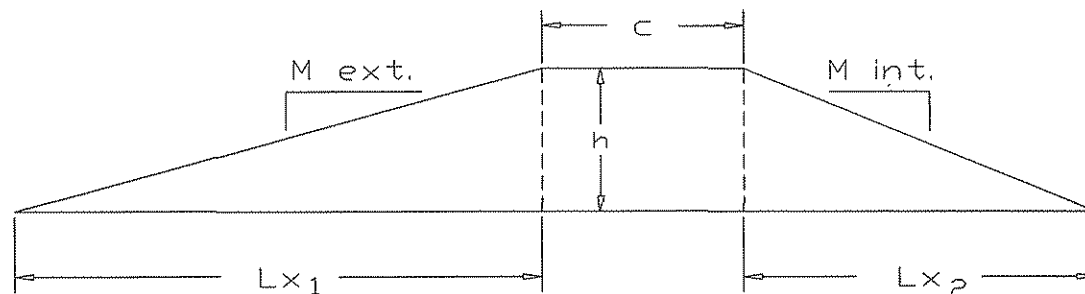


Fig. 4.2 : Représentation schématique d'une digue pour l'ennement des résidus

Les deux principaux paramètres qui influencent les coûts de construction des digues sont les matériaux utilisés et les distances de transport. À partir de données tirées de la littérature (Marcotte, 1994) et de communications personnelles (J.F. Ricard de Golder et associés, 1997 ; M. Julien de Golder et associés, 1997 ; P. Poirier de La Mine Doyon, 1997, J.M. Barbera d'Opération Val-d'Or de Mines MCWatters, 1997), il a été possible de déterminer des relations qui lient le type de matériau, la distance de transport et les coûts de construction. Pour les sables et graviers pris directement dans un banc d'emprunt sans tamisage, la relation entre la distance du banc au site de construction et le coût de construction en $\$/m^3$ est présentée à la figure 4.3. Le coût de construction déterminé à partir de l'équation présentée sur la figure 4.3 (coûts $\$/m^3 = 0,3813 \cdot (\text{distance en km}) + 4,4622$) comprend le chargement, le transport, l'épandage, la mise en place ainsi que les autres frais indirects. Pour l'argile et le till, le même genre de relation a été tracée (voir figure 4.3). L'équation de cette relation est : coûts ($\$/m^3$) = $0,4149 \cdot (\text{distance en km}) + 4,4622$.

km)+7,6071. Pour le sable tamisé, la relation est similaire à celle du sable sauf que 4 \$/m³ sont ajoutés pour le coût du tamisage.

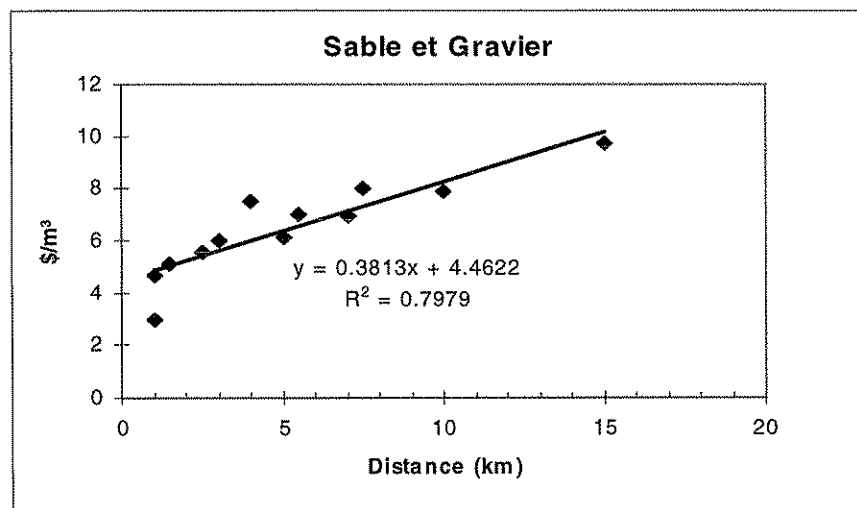


Fig. 4.3 : Relation entre la distance et les coûts de construction pour un sable et gravier

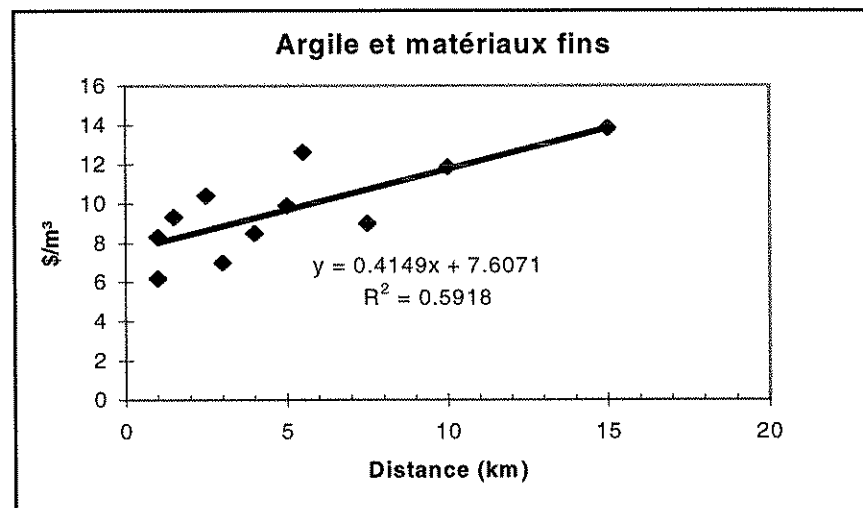


Fig. 4.4 : Relation entre la distance et les coûts de construction pour des matériaux fins (argile et till)

Les deux équations présentées précédemment permettent d'estimer les coûts unitaires de construction. Pour connaître les coûts globaux, il reste à connaître les volumes impliqués pour chaque type de matériaux. Pour ce faire, on doit entrer dans le chiffrier des pourcentages de l'aire de la digue correspondant à chaque matériaux. Par exemple, on peut dire que 60% de la digue sera constituée de sable non tamisé, 30% de till et 10% de sable tamisé. En multipliant le volume

total (obtenu en multipliant l'aire par la longueur de la digue) par ces pourcentages, on obtient les volumes pour chaque type de matériaux, et ainsi les coûts associés à chacun.

Le chiffrier permet également d'inclure des coûts autres. Ces coûts comprennent les coûts liés à l'injection de coulis dans le massif rocheux, la pose de géomatériaux, la revégétation des côtés des digues et l'épandage de matériaux alcalins sur les résidus. Des ouvrages connexes devront également être prévues lors de la construction des digues comme par exemple des évacuateurs de crues, des tranchées et des fossés. Les coûts de construction de ces ouvrages doivent également être incluent dans le paramètre **Autres coûts**. De plus, l'ennoiement entraîne parfois que l'on doive transporter la pulpe sur de plus grandes distances et cela devrait être tenu en compte. Présentement, tous ces coûts supplémentaires doivent être inclus dans la case **Autres coûts**. Dans le futur, ces variables seront intégrées dans ECR afin d'estimer de façon encore plus précise les coûts liés à l'ennoiement. On présente à la figure 4.5 un exemple d'une feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts de construction des digues étanches.

Données: Exemple	
Longueur de digue:	0 m
Largeur externe Lx1:	0 m
Largeur interne Lx2:	0 m
Largeur de la crête C:	0 m
% sable	0%
% argile, till	0%
% filtre	0%
Angle de la pente du côté externe m_{ext} :	0.0 °
Angle de la pente du côté interne m_{int} :	0.0 °
Distance de transport (sable):	0 km
Distance de transport (filtre):	0 km
Distance de transport (argile ou till):	0 km
Valeurs calculées	
Hauteur de la digue:	0 m
Aire de la digue (en coupe):	0 m ²
Volume de la digue:	0 m ³
Volumes et coûts de construction	
Volume de sable (tout venant):	0 m ³
Volume de sable tamisé:	0 m ³
Volume d'argile ou de till:	0 m ³
Coûts du sable (tout venant):	3.8 \$/m ³
Coûts du sable tamisé:	7.8 \$/m ³
Coûts pour l'argile ou le till:	7.6 \$/m ³
Autres coûts (injection, traitement,...):	0 \$
Coûts totaux	0 \$

Fig. 4.5 : Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts de construction des digues étanches servant à l'ennoiement des résidus générateurs de DMA

4.3 Couvertures avec effets de barrière capillaire

Comme il a été mentionné au Chapitre I, l'utilisation de couvertures avec effets de barrière capillaire est une des façons les plus efficaces pour limiter la production de drainage minier acide pour des résidus miniers générateurs de DMA. Les CEBC sont conçues de manière à limiter l'infiltration d'oxygène jusqu'aux résidus sulfureux et ainsi limiter leur oxydation.

Les CEBC sont constituées de couches (3 à 5) faites de différents matériaux qui ont chacune un objectif bien spécifique (voir Chapitre I). Les coûts liés à cette technologie sont donc principalement des coûts liés au transport et à la mise en place des matériaux. Le chiffrier utilisé permet également d'ajouter une usine de traitement chimique à la CEBC pour les cas d'ancien résidus miniers, c'est-à-dire des résidus miniers qui se sont oxydés en partie dans le passé. Les paramètres utilisés dans les équations pour déterminer les coûts globaux de restauration à l'aide d'une CEBC sont:

- **Épaisseur - couche grossière du bas** : épaisseur moyenne en mètre de la couche grossière du bas. Habituellement, on considère qu'une épaisseur entre 0,3 m et 0,8 m, selon les matériaux utilisés, est suffisante.
- **Épaisseur - couche fine** : épaisseur moyenne de la couche fine en mètre. Deux choix peuvent être entrés, soit une couche fine faite de matériaux naturels (argile, till ou autre) ou une couche fine faite de résidus miniers non sulfureux. En général, la couche fine peut avoir une épaisseur entre 0,3 et 1 m selon le matériau utilisé.
- **Épaisseur - couche grossière du haut** : épaisseur moyenne en mètre de la couche grossière du haut. Habituellement, on considère qu'une épaisseur entre 0,3 m et 0,5 m, selon les matériaux utilisés, est suffisante.
- **Épaisseur - couche anti-intrusion biologique** : épaisseur moyenne en mètre de la couche servant à empêcher les racines et les animaux de perforer les couches sous-jacentes. Habituellement, cette couche a une épaisseur de 0,30 à 0,50 m. Cependant, il arrive que l'on se serve de la couche grossière du haut pour empêcher les intrusions biologiques. Ainsi, il est possible, dans certains cas, de ne pas inclure cette couche dans le design de la CEBC.
- **Épaisseur - couche pour végétation** : épaisseur moyenne de la couche servant à la végétation. Habituellement, 0,1 à 0,2 m de terre arabe est suffisant. Il est à noter que l'utilisation de

l'hydro-ensemencement directement sur la couche grossière du haut peut permettre d'éliminer cette couche.

- **Distance - couche grossière du bas** : distance entre le dépôt de matériaux grossiers et le site (en km).
- **Distance - couche fine** : distance entre le dépôt de matériaux fins et le site (en km).
- **Distance - couche grossière du haut** : distance entre le dépôt de matériaux grossiers et le site (en km).
- **Distance - couche anti-intrusion biologique** : distance (en km) entre le banc d'emprunt et le site à restaurer.
- **Distance - couche pour végétation** : distance entre la couche servant à la végétation et le site (en km).
- **Coûts unitaires - revégétation** : coûts unitaires (en \$/ha) pour revégéter le site après la construction de la CEBC. Des valeurs entre 5 000 et 10 000 \$/ha sont habituellement considérées.
- **Coûts unitaires - matériaux alcalins** : si l'épandage de matériaux alcalins est nécessaire avant la mise en place de la couverture, les coûts en \$/m³ de ces matériaux doivent être entrés. L'ajout de matériaux alcalins permet d'augmenter légèrement le pH de l'eau qui s'infiltre à travers la couverture.
- **Quantités - matériaux alcalins** : quantités nécessaires, en tonnes de matériaux alcalins, pour l'épandage sur le parc à résidus.
- **Coûts unitaires - nivellement du parc** : dans l'éventualité où un nivellement du parc à résidus soit nécessaire, des coûts unitaires (\$/m³) de nivellement doivent être estimés (habituellement entre 2 et 4 \$/m³).
- **Quantité déplacée - nivellement du parc** : pour estimer les coûts liés au nivellement du parc à résidus, il est nécessaire de connaître les quantités de résidus déplacées.
- **Coûts unitaires - autres** : d'autres coûts peuvent également être impliqués lors de la restauration à l'aide d'une CEBC comme par exemple le monitoring, les études d'ingénierie, le pompage, ou encore les bris capillaire visant à limiter la désaturation dans les pentes.

Lorsque tous ces paramètres sont entrés, les coûts unitaires de construction sont calculés à partir des relations présentées précédemment aux figures 4.3 et 4.4. Si le choix de matériau fin est *Résidus miniers*, le chiffrier prend la même relation que l'argile (figure 4.4) sauf qu'on soustrait $4\$/m^3$ pour l'ordonnée à l'origine (coûts $(\$/m^3) = 0,4149 * (\text{distance}) + 3,6$). Cette relation correspond bien aux coûts observés au site LTA où une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus miniers a été installée (J.-F. Ricard de Golder et associés, 1997, communication personnelle). Pour obtenir les coûts globaux de construction de la CEBC, il ne reste qu'à multiplier les coûts unitaires par les volumes nécessaires.

Tel que mentionné à la section 4.1, il est possible d'ajouter des coûts de traitement chimique de l'eau aux coûts de la CEBC. Pour ce faire, on doit aller à la feuille nommée *CEBC-traitement* et entrer la valeur **1** où l'on indique *Traitement d'eau-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)* et la valeur **1** où l'on retrouve *Couvertures multicouches-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)*. On présente à la figure 4.6 un exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC. Les espaces ombragées sont celles qui contiennent des valeurs qui doivent être entrées par l'utilisateur.

Superficie à restaurer (ha)		1			
Couverture multicouche		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):		1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0	5	6.6603	0 \$	0 \$
Couche fine					
Argile ou till	0	5	9.6816	0 \$	0 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche anti intrusion biologique	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0	5	9.6606	0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	0			0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	0	4000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/m³)	Qté déplacée (m³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	0			0 \$	0 \$
Total				0 \$	0 \$
Arrondi				0 \$	0 \$

Fig. 4.6 : Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC

4.4 CEBC faite de résidus désulfurés

Il a été démontré dans ce projet que des résidus désulfurés peuvent être utilisés comme couche fine d'une CEBC pour limiter la production de drainage minier acide provenant de résidus sulfureux. Les coûts reliés à la désulfuration peuvent être estimés à partir des travaux présentés au Chapitre II.

4.4.1 Valeurs à introduire dans le modèle

Dans le chiffrier ECR-p (Feuille *Désulf*), on retrouve quatre sections, soient les renseignements généraux, les coûts d'opération de désulfuration, les coûts en capital de désulfuration et les coûts de construction de la CEBC. Dans chaque section, des paramètres doivent être entrés pour déterminer les coûts globaux de restauration à l'aide de la désulfuration et de l'utilisation d'une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés.

Renseignements généraux

- **Superficie du parc** : la superficie totale (en hectare) du parc à résidus miniers.
- **Superficie du parc à restaurer avec une CEBC** : si l'on utilise la désulfuration et que l'on entrepose le concentré de sulfures et les résidus désulfurés dans des sections différentes dans le parc à résidus, la superficie à restaurer avec une CEBC pourra être réduite de façon importante. Comme cette valeur (en hectare) est dépendante de la topographie du site et de la quantité de concentré de sulfure produite, l'utilisateur doit entrer une valeur représentative.
- **Durée de production** : la durée de vie prévue de la mine en années.
- **Tonnage de résidus produits** : la quantité de résidus (tm sèche/jour) que l'on retrouve à la fin du circuit de flottation des métaux. Il est important de ne pas confondre cette valeur avec le tonnage à l'entrée de l'usine de traitement. Pour les mines de métaux de base, cette dernière valeur est différente du tonnage de résidus produits.

Coûts d'opération de la désulfuration

- **% soufre initial** : le pourcentage soufre dans le résidu avant de passer à la section désulfuration de l'usine.
- **Potentiel de neutralisation (PN)** : le pouvoir neutralisant du résidu en kg de CaCO_3 équivalent/tm.

- **Coûts du collecteur pour la flottation** : un des principaux coûts en ce qui concerne l'utilisation de la désulfuration dans la stratégie de gestion des résidus est le coût d'opération de la désulfuration. Pour estimer ce coût, il est essentiel de connaître le coût des agents collecteurs utilisés (en \$/kg). À titre indicatifs, les coûts suivants peuvent être utilisés : Xanthate = 2,3 \$/kg, Armac C = 4,5 \$/kg.
- **Coûts des autres réactifs pour la flottation** : d'autres réactifs peuvent être nécessaires pour bien flotter les sulfures. Par exemple, dans certains cas, un ajustement du pH améliore la récupération. L'ajout d'un agent moussant peut également s'avérer nécessaire dans certaines situations. Pour les cas étudiés dans ce projet, les coûts associés à ces réactifs sont, la plupart du temps, beaucoup plus faibles que ceux associés à l'agent collecteur. Une valeur entre 0 et 10 % des coûts unitaires de l'agent collecteur pour la flottation semble réaliste.
- **Autres coûts d'opération liés à la désulfuration** : d'autres coûts d'opération sont liés à la désulfuration comme par exemple les coûts de l'énergie requise, de l'entretien et de main d'œuvre. On doit donc entrer dans le chiffrier une valeur (en \$/tm) que l'on peut estimer, en première analyse à entre 0,10 et 0,25 \$/tm.
- **Porosité de la couche fine** : pour calculer les volumes de résidus désulfurés nécessaires il est important de connaître l'état en place des matériaux. Pour décrire cet état en place, on peut utiliser un paramètre tel la porosité n (la porosité étant le rapport entre le volume des vides et le volume total). Pour les résidus miniers, une porosité variant de 0,33 (état dense) à 0,5 (état lâche) représente une valeur réaliste.
- **D_r désulfuré** : pour estimer le volume total occupé par un matériau meuble lorsque l'on connaît sa masse, on doit connaître la densité relative des grains solides (D_r). Comme le volume total doit être connu pour évaluer n , la connaissance de la valeur de D_r est essentielle. Pour des résidus désulfurés, une valeur de D_r entre 2,75 et 2,80 est souvent une bonne approximation.

Coûts en capital de la désulfuration

- **% solide du résidu** : pour estimer le volume des cellules de flottation, on doit connaître le pourcentage solide du résidu (ou de la pulpe). Ce pourcentage est, par définition, le poids du solide divisé par le poids total de la pulpe. Pour les mines étudiées, ce pourcentage varie habituellement entre 30 et 40 %.

- **D_r avant désulfuration** : on doit connaître la densité de la pulpe pour déterminer les débits et les volumes impliqués. La masse volumique de la pulpe dépendra de la densité relative des grains solides D_r .

Couverture multicouche (CEBC)

Les paramètres à entrer pour évaluer les coûts de construction de la couverture avec effets de barrière capillaire sont les mêmes que ceux présentés à la section 4.3, soit l'épaisseur de la couche grossière du bas, l'épaisseur de la couche fine de résidus miniers désulfurés, l'épaisseur de la couche grossière du haut, l'épaisseur de la couche anti-intrusion biologique, l'épaisseur de la couche pour la végétation, la distance entre le matériau de la couche grossière du bas et le site, la distance entre les résidus désulfurés et le site, la distance entre le matériau de la couche grossière du haut et le site, la distance entre le matériau de la couche anti-intrusion biologique et le site, la distance entre le matériau de la couche de végétation et le site, les coûts unitaires pour la revégétation, les coûts unitaires pour les matériaux alcalins, la quantité de matériaux alcalins nécessaire, les coûts unitaires pour le nivellement, la quantité à déplacer pour le nivellement et les autres coûts.

4.4.2 Valeurs calculées par le modèle

À partir de ces paramètres entrés par l'utilisateur, le chiffrier calcule un ensemble de valeurs qui permettent en bout de ligne d'estimer les coûts de restauration. Les principaux paramètres calculés ainsi que la méthode de calcul sont présentés dans ce qui suit.

Coûts d'opération de la désulfuration

- **Potentiel d'acidification (PA)** : le potentiel d'acidification (en kg de CaCO_3 équivalent/t) est évalué à partir du % soufre (sulfure de préférence) en utilisant la relation bien connu (SRK, 1989) : $\text{PA} = 31,25 \times \%S$.
- **Potentiel de génération d'acide du résidu (PGA)** : le potentiel de génération d'acide (en kg de CaCO_3 équivalent/t) est évalué en soustrayant le **Potentiel de neutralisation (PN)** du **Potentiel d'acidification (PA)**.
- **Récupération environnementale du S** : l'objectif de la désulfuration est de produire un résidu non générateur de DMA ainsi qu'un concentré de sulfure. La désulfuration ne doit pas

nécessairement être complète (i.e. récupération de 100 %) puisque souvent, les résidus contiennent une certaine portion de minéraux acidivores qui peuvent compenser pour une certaine quantité d'acide produite. Dans le chiffrier, on considère qu'un résidu est non-générateur si le potentiel de génération d'acide PGA est $> +20$ kg de CaCO_3 équivalent/t (SRK, 1989) ou encore si la teneur en soufre est inférieure à 0,1 %. Cette dernière condition signifie que lorsqu'un échantillon contient moins de 0,1 % S, la quantité d'acide produite est négligeable (Li et Catalan, 1997).

- **Quantité de collecteur pour la flottation** : les travaux réalisés dans le cadre de ce projet de recherche sur la désulfuration (voir Chapitre II) ont permis d'établir une relation entre la quantité de collecteur et la récupération de soufre à atteindre. Cette relation s'écrit (équation 2.4) :

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{0,45 \text{ dos}} [5 - \exp(-0,45 \text{ dos})] \right\}$$

où R est la **récupération environnementale du S** et dos est le dosage en collecteur identifié dans le chiffrier comme la **quantité de collecteur pour la flottation**.

- **Coûts unitaires en collecteur pour la flottation** : on obtient la valeur de ce paramètre en multipliant la **quantité de collecteur nécessaire pour la flottation** (g/t) et le **coût du collecteur pour la flottation** (\$/kg).
- **Coûts d'opération de la désulfuration** : Ce paramètre est l'addition des paramètres **Coûts unitaires en collecteur pour la flottation**, **coûts des autres réactifs pour la flottation** et **autres coûts d'opération liés à la désulfuration**.
- **% du résidu aux rejets** : à partir des travaux réalisés dans ce projet, une relation entre le % soufre initial dans le résidu et le % poids aux rejets qui permet d'obtenir un résidu non-générateur a été déterminé. La relation entre ces deux paramètres ainsi que l'équation utilisée sont présentées à la figure 4.7.

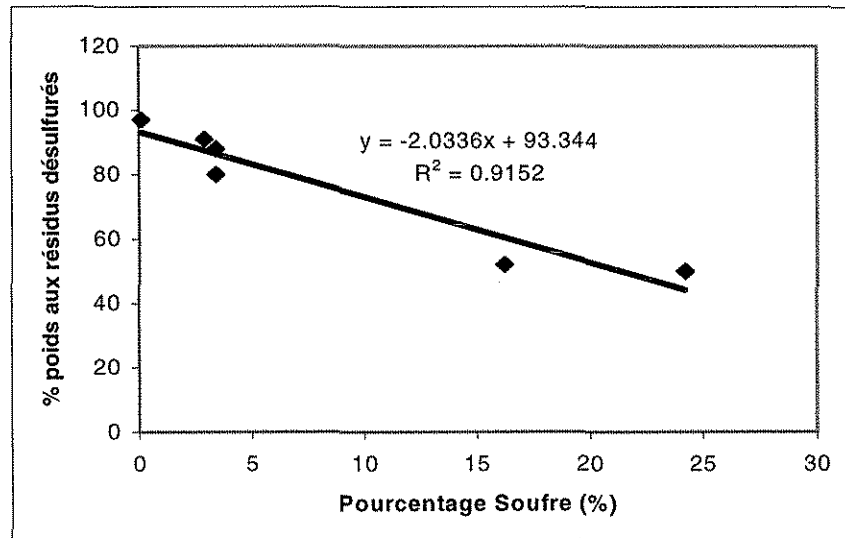


Fig. 4.7 : Relation entre le pourcentage poids au rejets et la teneur initiale en soufre dans le résidus

- Quantité à désulfurer pour une CEBC :** Dans certains cas, on peut être intéressé à la désulfuration afin de produire uniquement la quantité de matériel nécessaire à la construction d'une CEBC. Dans ce cas, il est important d'évaluer la quantité de résidus désulfurés à produire. En se servant de l'épaisseur de la couche fine (valeur entrée dans le tableau du bas de la page), de la superficie à recouvrir, de la densité relative des résidus, de la porosité en place et en ajoutant une marge de sécurité (typiquement 10%), on peut connaître la quantité à désulfurer à l'aide de l'équation suivante : **épaisseur-résidus miniers désulfurés x superficie du parc à restaurer avec une CEBC x (D_r désulfuré x (1-porosité de la couche fine)) x (1+marge de sécurité).**
- Durée de désulfuration pour une CEBC :** Dans l'éventualité où l'on est intéressé à produire des résidus désulfurés uniquement pour la construction d'une CEBC, il est important de savoir pendant combien de temps l'on devra désulfurer le résidu. Pour évaluer la période de désulfuration, on utilise l'équation suivante : **période = quantité à désulfurer pour une CEBC / (tonnage de résidus produits x % du résidu aux rejets).**
- Coûts annuels de désulfuration :** dans la perspective où la désulfuration est prévue pour la vie entière de la mine, il est important de connaître les coûts annuels de désulfuration. Ces coûts sont évalués en multipliant les **coûts d'opération de la désulfuration par le tonnage de résidus produits.**

- **Coûts de désulfuration pour une CEBC** : Ce coût représente les coûts liés à la désulfuration de la quantité nécessaire pour la construction d'une CEBC. On obtient cette valeur en multipliant les **coûts d'opération de la désulfuration** par la **quantité à désulfurer pour une CEBC**.

Coûts en capital de la désulfuration

- **Tonnage de pulpe** : le tonnage de pulpe est calculé en divisant le **tonnage de résidus produits** (en tm/heure) par le **% solide en poids du résidu**.
- **Densité de la pulpe** : Pour connaître les volumes nécessaires pour contenir la pulpe, on doit connaître la masse volumique de la pulpe. Celle-ci se calcule à partir du **D_r avant désulfuration** et du **% solide du résidu**.
- **Débit de pulpe** : le débit de pulpe est obtenu en divisant le **tonnage de pulpe** par la **masse volumique de la pulpe**.
- **Temps de flottation** : à partir des essais de désulfuration réalisés dans le cadre de ce projet (Chapitre 2), il a été possible d'établir une relation empirique entre le **temps de flottation** et la **récupération environnementale du S**. L'équation générale est la suivante (équation 2.1) :

$$R = R_f \left\{ 1 - \frac{1}{Kt} [1 - \exp(-Kt)] \right\}$$

où R est la **récupération environnementale du S** (en %), R_f et K sont les paramètres de lissage du modèle et t est le **temps de flottation**. Pour déterminer K et R_f, deux autres équations sont utilisées soit respectivement:

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{5K} [1.5 - \exp(-5K)] \right\} \text{ (équations 2.2) et}$$

$$R = 0,996R_f - 4,25 \text{ (équations 2.3)}$$

Si la valeur de R_f trouvée à l'aide de la dernière équation est inférieure à 90%, cette dernière valeur est considérée par défaut. R_f étant lié à la valeur maximale de récupération possible (asymptote de la fonction), il nous a semblé essentiel de fixer cette condition. En bref, pour estimer le temps de flottation, on se sert de la **récupération environnementale du soufre R** pour déterminer K et R_f. Ces deux paramètres servent par la suite à déterminer le **temps de flottation t** à l'aide de l'équation 2.1. Le temps évalué à l'aide de cette procédure est un temps en laboratoire. Pour estimer le temps en usine, on multiplie habituellement le temps en

laboratoire par un facteur pouvant varier entre 2 et 3. Dans cette étude, la valeur 2 a été utilisée.

- **Volume total des cellules** : ce paramètre est calculé en multipliant le **débit de pulpe** par le **temps de flottation**. Dans le chiffrier ECR, on permet également d'ajouter une **marge de sécurité**. Par défaut, la valeur fixée est de 1,15 (1+15%).
- **Taille individuelle des cellules requises** : la taille individuelle des cellules est évaluée à partir du **volume total des cellules**. Si ce dernier paramètre a une valeur entre 0 et 96 m^3 , la valeur par défaut de la taille des cellules est de 8 m^3 , si la valeur se situe entre 96 et 228 m^3 , la taille des cellules est fixée à 16 m^3 alors que la taille des cellules est fixée à 38 m^3 pour un volume total des cellules supérieur à 228 m^3 .
- **Nombre de cellules requises** : on obtient le nombre de cellules en divisant le **volume total des cellules** par la **taille individuelle des cellules requises**.
- **Coût total de l'ensemble des cellules de flottation** : à la suite de consultations avec des fournisseurs de cellules de flottation, les prix unitaires suivants ont été utilisés : si le **volume total des cellules** est entre 0 et 96 m^3 , le prix pour une cellule est de 48 000\$; si le **volume total des cellules** est entre 96 et 228 m^3 , le prix est de 72 000\$; si le **volume total des cellules** est supérieur à 228 m^3 , le prix unitaire d'une cellule est fixé à 92 000\$. Ces coûts ont été obtenus à la suite de discussions avec des fournisseurs d'équipement de flottation.
- **Coût en capital total (cellules, installation, pompes...)** : en plus du coût à l'achat des cellules, il faut également ajouter d'autres coûts en capital tels les coûts d'installation et les coûts des pompes et accessoires. Pour estimer les coûts globaux en capital pour la désulfuration, il a été convenu, suite à des discussions avec des gens d'expérience, de multiplier par 2,5 le **coût total de l'ensemble des cellules de flottation**. C'est cette formule qui est utilisée dans le chiffrier ECR.

Couverture multicouches

En ce qui concerne les calculs servant à estimer les coûts de construction d'une couverture avec effets de barrière capillaire, ils sont calculés de la même façon qu'à la section 4.3.

On présente à la figure 4.8 un exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration ainsi que les coûts de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

4.5 Fonctionnement du chiffrier ECR (version préliminaire)

On retrouve, joint à ce rapport, une disquette contenant un chiffrier Excel (format Windows 95) appelé ECR-p (Estimation des Coûts de Restauration-version préliminaire). Ce chiffrier permet d'estimer les coûts de restauration, à l'aide des techniques présentées précédemment et ce, à partir des caractéristiques du cas étudié. Pour estimer les coûts de restauration à l'aide d'une CEBC ou du traitement chimique de l'eau, il faut cliquer sur l'onglet *CEBC-traitement*. Pour estimer les coûts à l'aide d'une couverture d'eau, on doit cliquer sur l'onglet *Ennoiement* alors que pour estimer les coûts de restauration à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés, on doit cliquer sur l'onglet *Désulf*. Les autres onglets de la feuille de calcul (*Sable*, *Argile*, *Végétale*, *\$ trait*, *Boues*, *\$ désulf*, *minflot*, *Equa* et *% rejet*) ne sont utilisés que pour des calculs dans les trois premières feuilles et ne sont pas d'intérêt pour l'utilisateur à moins que celui-ci désire modifier les équations. Afin d'éviter que l'utilisateur n'écrase les équations utilisées dans le chiffrier, les cellules ont toutes été verrouillées, à l'exception de celles utilisées pour l'entrée de données. Dans le but d'aider l'utilisateur, les cellules nécessitant une entrée de valeur ont été ombragées.

La version du modèle que l'on retrouve joint à ce rapport est une version préliminaire. Avant d'être utilisée à grande échelle, celle-ci devra être validée par des gens d'expérience de l'industrie minière. Des ajouts devront également être apportés afin d'inclure encore plus de paramètres. Les travaux concernant le modèle ECR-p se poursuivront au cours de la prochaine année dans le cadre du «Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers - Phase II : Essais en place» de l'École Polytechnique (réalisé en collaboration avec l'URSTM) ainsi que dans le cadre des activités de recherche de l'URSTM. **Cependant, il est important de mentionner que la version préliminaire du modèle ECR-p permet amplement de remplir les objectifs du présent projet de recherche.**

En terminant, il est à noter que les coûts que l'on retrouve dans le chiffrier sont des coûts en dollars 1997. Pour une étude économique rigoureuse, il sera nécessaire que l'utilisateur prenne en compte la localisation dans le temps des dépenses et d'actualiser celles-ci à une année de référence donnée (comme par exemple le début de la vie de la mine).

Renseignements généraux			
Superficie du parc		0 ha	
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC		0 ha	
Durée de production		0 ans	
Tonnage de résidus produits		0 tm/jour	
Coûts d'opération de la désulfuration			
% soufre initial		0 %	
Potentiel d'acidification		0 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de neutralisation		0 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de génération d'acide (PGA)		0 kg CaCO ₃ /t	
Récupération environnementale du S		#DIV/0!	
Coûts du collecteur pour la flottation		0.00 \$/kg	
Quantité de collecteur pour la flottation		#DIV/0! g/t	
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation		#DIV/0! \$/t	
Coûts des autres réactifs pour la flottation		\$/t	
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration		0.00 \$/t	
Coûts d'opération de la désulfuration		#DIV/0! \$/t	
Porosité de la couche fine		0	
D _r désulfuré		0	
% du résidu aux rejets		93.3%	
Quantité à désulfurer pour une CEBC		0 tm	Marge de sécurité: 1.1
Durée de désulfuration pour une CEBC		#DIV/0! ans	
Coûts annuels de désulfuration		#DIV/0! \$	
Coûts de désulfuration pour une CEBC		#DIV/0! \$	
Coûts en capital de la désulfuration			
% solide du résidu		0%	
D _r avant désulfuration		0	
Tonnage de pulpe		#DIV/0! tm/heure	
Densité de la pulpe		#DIV/0! tm/m ³	
Débit de pulpe		#DIV/0! m ³ /minute	
Temps de flottation		#DIV/0! minutes	
Volume total des cellules		#DIV/0! m ³	Marge de sécurité: 1.15
Taille individuelle des cellules requises		#DIV/0! m ³	
Nombre de cellules requises		#DIV/0!	
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation		#DIV/0! \$	
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)		#DIV/0! \$	
Couvertures multicouches			
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)
Couche grossière (bas)	0	1.5	5.03415
Couche fine	0		
Résidus miniers désulfurés	0	0.5	3.81455
Couche grossière (haut)	0	1.5	5.03415
Couche anti intrusion biologiques	0	1.5	5.03415
Couche pour végétation	0	5	9.6606
	Coûts unit. (\$/ha)		Coûts totaux \$
Revégétation	0		0 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)	Coûts totaux \$
Matériaux alcalins	0	4000	0 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)	Coûts totaux \$
Nivellement du parc	0	0	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)		Coûts totaux \$
Autres (ex. monitoring)	0		0 \$
Coûts construction			0 \$ #DIV/0!
Arrondi			0 \$ #DIV/0!

Fig. 4.8 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés

4.6 Études de cas

Dans le but d'établir les conditions d'applicabilité de la technique proposée dans ce projet, des études de cas fictifs ont été réalisées. Afin de limiter les incertitudes concernant le choix des valeurs des paramètres, celles-ci ont été sélectionnées à partir de documents traitant de cas réels ou encore après discussion avec des gens du milieu minier. Il est également important de rappeler que le niveau de précision anticipé du chiffrer est estimée à entre 20 et 30 %. On présente au tableau 4.2 un bref résumé des scénarios étudiés. On remarque dans ce tableau que les scénarios représentent un éventail de situations possibles.

Tableau 4.2 : Description sommaire des scénarios étudiés

Étude de cas	Scénario
1	Mine de métaux de base en opération depuis 5 ans dont les résidus sont générateurs de DMA (25 à 30 % pyrite). Les résidus ont été stockés dans un parc non conçu pour l'ennoiement.
2	Mine d'or en début d'opération dont les résidus sont générateurs de DMA (8 à 10 % pyrite).
3	Mine de métaux de base en début d'opération utilisant le remblai en pâte dont les résidus sont générateurs de DMA (≈ 40 % pyrite).

4.6.1 Cas 1

Le premier scénario étudié est celui d'une mine de métaux de base en opération qui a un parc à résidus miniers générateur de drainage minier acide dont les digues n'ont pas été conçues pour noyer les résidus miniers. Les principales caractéristiques qui seront utilisées dans la modélisation sont les suivantes :

- Le taux de production de la mine est de 2 700 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus est de 2 300 tm/jour (environ 15 % de la masse va au concentré) ;
- La mine est en opération depuis 5 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidu est de 14 % (entre 25 et 30 % pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 60 kg de CaCO_3/t ;

- La hauteur moyenne des digues est de 10 m et la topographie naturelle est mise à profit seulement à une extrémité du parc (parc à résidus miniers à flanc de coteaux) ce qui fait que l'enneigement de ce parc est inapplicable ;
- La quantité de résidus stockés dans le parc à la fin de la vie de la mine est de 8 395 000 tm (environ 2 300 tm/jour pendant 10 ans) sur une superficie de 60 hectares ;
- Des essais cinétiques laissent présager que l'acidité de l'eau d'exfiltration du parc, si l'on laisse le site sans recouvrement, serait entre 50 et 500 mg/L ;
- La quantité d'eau à traiter est estimée à 90 m³/h. et la durée du traitement chimique de l'eau, si l'on installe pas de recouvrement, est d'au moins 100 ans ;
- Le taux d'actualisation utilisé dans cette simulation est de 5 % ;
- Un banc d'emprunt de sable et gravier est situé à 5 km et un sol fin est disponible à environ 5 km.

Pour ce cas particulier, les options de restauration possibles sont : le traitement chimique de l'eau pour les 100 prochaines années, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux naturels et la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

4.6.1.1 Traitement chimique de l'eau

Les coûts estimés pour le traitement chimique de l'eau ont été calculés à l'aide du chiffrier ECR. Les principaux résultats obtenus sont présentés au tableau 4.3. Un exemple de la feuille de calcul rempli est présenté à la figure 4.9. On remarque au tableau 4.3 que le traitement chimique conventionnel est plus économique que le traitement à l'aide de la technique HDS (boues hautes densités). Pour le traitement conventionnel, les coûts unitaires de restauration varient entre 0,52 et 0,83 \$/tm selon l'acidité de l'eau.

Tableau 4.3 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 1 à l'aide du chiffrier ECR.

	Coûts globaux		Coûts unitaires (\$/tm)	
	Acidité=50 mg/L	Acidité=500 mg/L	Acidité=50 mg/L	Acidité=500 mg/L
Conventionnel	4 399 000 \$	7 003 000 \$	0,52	0,83
HDS	5 631 000 \$	8 008 000 \$	0,67	0,95

Traitement d'eau		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):					1	
	Capacité (m³/heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitement d'eau								
HDS	0	0	100	5%	- \$	- \$	0 \$	0 \$
Conventionnel	90	500	100	5%	273 964 \$	940 666 \$	6 378 279 \$	106 305 \$
	Capacité (m³/heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m³)	Coûts unit. (\$/m³*an)		Coûts annuels \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	0	0	-	4		0	0 \$	0 \$
Conventionnel	90	500	7866	4		31 464 \$	624 495 \$	10 408 \$
Total actualisé							7 002 774 \$	116 713 \$
Arrondi							7 003 000 \$	116 700 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Fig. 4.9 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement du cas 1.

4.6.1.2 CEBC faite de matériaux naturels

Les coûts de restauration à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels ont été calculés pour le cas 1. Préalablement à la mise en place des couches, l'épandage d'une certaine quantité de chaux est prévue. Les épaisseurs des différentes couches utilisées dans la modélisation sont de 0,5 m de sable grossier pour la couche du bas, 0,6 m de sol fin et 0,3 m de gravier pour la couche du haut. Une couche superficielle de 10 cm constituée de matériaux organiques a également été prévue afin de favoriser la revégétation du site. Aucun traitement chimique de l'eau n'est prévu dans ce scénario. On peut voir à la figure 4.10 les données entrées dans le chiffrier ECR ainsi que les résultats obtenus en ce qui concerne les coûts de restauration.

Superficie à restaurer (ha)		60			
Couverture multicouche		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):		1	
	Epaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 910 610 \$	31 844 \$
Couche fine					
Argile ou till	0.6	5	9.6816	3 485 376 \$	58 090 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	1 146 366 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologique	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	579 636 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			300 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	6 000 \$
	Coûts unit. (\$/m³)	Qté déplacée (m³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			240 000 \$	4 000 \$
Total				8 021 988 \$	133 700 \$
Arrondi				8 022 000 \$	133 700 \$

Fig. 4.10 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 1 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.

4.6.1.3 CEBC faite de résidus désulfurés

La dernière option de restauration étudiée pour le cas 1 est celle où l'on désulfure à l'usine suffisamment de résidus pour utiliser ceux-ci comme couche fine dans une CEBC. Les principaux paramètres entrés dans le chiffrier ECR-p sont présentés à la figure 4.11. Certains de ces paramètres sont des données du problème alors que d'autres sont des valeurs calculées. Les coûts d'opération de la désulfuration ainsi que les coûts en capital sont déterminés à partir des équations présentées à la section 4.4.

Les coûts d'opération estimés pour la désulfuration d'une quantité suffisante de matériau pour la construction d'une CEBC sont d'environ 360 000\$ alors que les coûts en capital sont estimés à 960 000\$. Quant aux coûts de construction de la CEBC pour le cas 1, ils sont estimés à 5 570 000\$. Le total des coûts pour la réhabilitation du site à l'aide de cette technique est de 6 890 000\$.

4.6.1.4 Comparaison entre les différentes solutions de restauration

Les simulations effectuées pour le cas 1 ont permis d'estimer les coûts de restauration pour les différentes alternatives de restauration étudiées, soit le traitement chimique, la construction d'une CEBC à partir de matériau naturels ou de résidus désulfurés. Les principaux résultats sont résumés au tableau 4.4. On remarque que, dans ce cas particulier, les coûts de construction d'une CEBC peuvent être réduits de plus de 10 % par l'utilisation de résidus désulfurés. On remarque également que, pour ce cas particulier, le traitement chimique de l'eau peut être aussi coûteux que la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés lorsque l'eau à traiter a une acidité de 500 mg/L. À noter que les coûts présentés au tableau 4.4 sont en dollars 1997. Comme les travaux pour toutes les méthodes débutent à peu près en même temps et que les dépenses ont lieu dans les mêmes années, aucune actualisation autre que celle pour ramener les coûts de traitement pour cent ans en dollars 1997 n'a été faite.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	60	ha			
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	60	ha			
Durée de production	10	ans			
Tonnage de résidus produits	2300	tm/jour			
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	14	%			
Potentiel d'acidification	437.5	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de neutralisation	60	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-377.5	kg CaCO ₃ /t			
Récupération environnementale du S	90.9	%			
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30	\$/kg			
Quantité de collecteur pour la flottation	82	g/t			
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.19	\$/t			
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00	\$/t			
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.20	\$/t			
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39	\$/t			
Porosité de la couche fine	0.45				
D _r désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	64.9	%			
Quantité à désulfurer pour une CEBC	601 128	tm	Marge de sécurité:	1.1	
Durée de désulfuration pour une CEBC	1.104	ans			
Coûts annuels de désulfuration	326 230	\$			
Coûts de désulfuration pour une CEBC	360 082	\$			
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35	%			
D _r avant désulfuration	3.04				
Tonnage de pulpe	273.8	tm/heure			
Densité de la pulpe	1.31	tm/m ³			
Débit de pulpe	3.49	m ³ /minute			
Temps de flottation	18.5	minutes			
Volume total des cellules	74	m ³	Marge de sécurité:	1.15	
Taille individuelle des cellules requises	8.0	m ³			
Nombre de cellules requises	10				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	480 000	\$			
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	960 000	\$			
Couvertures multicouches					
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1		
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 910 610 \$	31 844 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	1 373 238 \$	22 887 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	1 146 366 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	579 636 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			300 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	6 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			240 000 \$	4 000 \$
Coûts construction				5 909 850 \$	98 498 \$
Arrondi				5 910 000 \$	98 500 \$

Fig. 4.11 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 1 à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Tableau 4.4 : Comparaison entre les coûts de restauration à l'aide des différentes techniques de restauration pour le cas 1.

Technique	Coûts totaux	Coûts unitaires	Coûts unitaires
Traitement chimique (acidité = 50 mg/L)	4 399 000 \$	73 300 \$/ha	0,52 \$/tm
Traitement chimique (acidité = 500 mg/L)	7 003 000\$	116 700 \$/ha	0,83 \$/tm
CEBC faite de matériaux naturels	8 022 000\$	133 700 \$/ha	0,96 \$/tm
CEBC avec résidus désulfurés	7 230 000\$	120 500 \$/ha	0,86 \$/tm

4.6.2 Cas 2

Le cas 2 est le cas d'une mine d'or qui a une assez faible teneur en sulfure mais dont les résidus sont générateurs de DMA. Les principales caractéristiques qui seront utilisées dans la modélisation sont les suivantes:

- Le taux de production de la mine (tonnage de minerai traité par la mine) est de 3 200 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus miniers est également de 3 200 tm/jour ;
- La mine débute ses opérations et la durée de vie prévue est de 13 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidus est de 4 % (entre 8 et 10 % pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 30 kg de CaCO_3/t ;
- La quantité de résidus produits à la fin de la vie de la mine est de 15 184 000 tm (environ 3 200 tm/jour pendant 13 ans);
- Des essais cinétiques laissent présager que l'acidité de l'eau d'exfiltration du parc, si l'on laisse le site sans recouvrement, serait entre 50 et 500 mg/L ;
- Il est prévu qu'il n'y aura pas de production de DMA avant la fermeture de la mine ;
- On prévoit que la quantité d'eau à traiter variera entre 90 et 200 m^3/h et que la durée du traitement chimique de l'eau, si l'on installe pas de recouvrement, est de 100 ans ;
- Le taux d'actualisation utilisé dans cette simulation est de 5 % ;
- Un banc d'emprunt de sable et gravier ainsi qu'un banc d'emprunt de till est situé à l'intérieur de 1,5 km.

Pour ce cas particulier, les options de restauration possibles sont : le traitement chimique de l'eau pour 100 ans après la fermeture de la mine, la construction de digues étanches qui permettront de d'inonder le parc à résidus, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux naturels à

la fin de la vie de la mine et la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés sur la portion du parc qui contient des résidus générateurs de DMA.

4.6.2.1 Traitement chimique de l'eau

Afin d'évaluer les coûts du traitement chimique de l'eau à long terme, le chiffrier ECR a été utilisé. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 4.5. On retrouve également à la figure 4.12 une feuille de calcul remplie pour le cas 2. Les coûts présentés au tableau 4.5 sont en dollars d'aujourd'hui (1997).

Tableau 4.5 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.

Débit (m ³ /h)	Acidité (mg/L)	Type de traitement	Coûts totaux	Coûts unitaires (\$/tm)
90	50	HDS	5 631 000 \$	0,40
90	500	HDS	8 008 000 \$	0,53
90	50	Conventionnel	4 399 000 \$	0,29
90	500	Conventionnel	7 002 000 \$	0,46
200	50	HDS	7 297 000 \$	0,51
200	500	HDS	10 592 000 \$	0,70
200	50	Conventionnel	5 721 000 \$	0,38
200	500	Conventionnel	9 683 000 \$	0,64

Traitements d'eau		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):					1	
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitements d'eau								
HDS	0	0	100	5%	- \$	- \$	0 \$	0 \$
Conventionnel	200	50	100	5%	227 904 \$	1 058 002 \$	5 581 420 \$	42 934 \$
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m ³)	Coûts unit. (\$/m ³ *an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	0	0	-	4		0	0 \$	0 \$
Conventionnel	200	50	1756	4		7 022 \$	139 380 \$	1 072 \$
Total actualisé							5 720 800 \$	44 006 \$
Arrondi							5 721 000 \$	44 000 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Fig. 4.12 : Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide du cas 2.

4.6.2.2 Ennoiment des résidus

L'ennoiment des résidus oblige la construction de digues étanches qui pourront maintenir un niveau d'eau suffisant pour empêcher l'infiltration de l'oxygène. Dans le cas 2 (également basé sur un cas réel), la construction du réservoir entraîne l'installation de plusieurs segments de digues (7 digues) d'une longueur totale de 4 380 m. La capacité du réservoir est de 15 000 000 tm

et celui-ci couvre une superficie de 250 hectares. La construction se fera en cinq phases distinctes qui seront réparties dans le temps. Les matériaux utilisés pour la construction des digues sont des matériaux criblés (sable et gravier), de la moraine et du sable et gravier. Les quantités de chaque matériau utilisé pour la construction des cinq phases sont présentées au tableau 4.6. On retrouve également dans ce tableau les coûts estimés pour chacune des phases à l'aide du chiffrier ECR ainsi que le temps où devront être terminés les travaux de chacune des phases. En dollars d'aujourd'hui, les coûts globaux de restauration sont d'environ 10 000 000\$.

Tableau 4.6 : Estimation des coûts de construction des infrastructures pour le parc à résidus miniers étanche pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.

Phase	Matériaux criblés (sable et gravier)	Moraine	Sable et gravier	Coûts totaux	Date des travaux de construction
I	39 900 m ³	90 600 m ³	146 000 m ³	1 788 636\$	an 0
II	26 300 m ³	100 500 m ³	112 300 m ³	1 590 925\$	an 2
III	17 700 m ³	50 700 m ³	29 200 m ³	710 915\$	an 3
IV	53 700 m ³	142 000 m ³	41 400 m ³	1 835 323\$	an 5
V	121 200 m ³	230 400 m ³	216 900 m ³	3 987 609\$	an 8

4.6.2.3 CEBC faite de matériaux naturels

La troisième option pour la fermeture du cas 2 consiste à construire une couverture avec effets de barrière capillaire sur le parc à résidus à la fin des opérations. La mise en place des résidus miniers dans un parc à résidus à l'aide de méthode conventionnelle (méthode amont, aval ou par l'axe centrale) permet, dans le cas 2, d'avoir une moins grande superficie perturbée. On estime à environ 130 hectares (suppose 115 000 tm par hectare) la superficie d'un parc pouvant stocker 15 millions de tonnes. On suppose dans cette modélisation que toute la superficie devra être recouverte d'une CEBC. La couverture serait construite à partir de matériaux naturels situés à proximité du site. Préalablement à la mise en place des couches, l'épandage d'une certaine quantité de chaux est prévue. Tout comme pour le cas 1, les épaisseurs des différentes couches utilisées dans la modélisation sont de 0,5 m de sable grossier pour la couche du bas, 0,6 m de matériau fin pour la couche fine et 0,3 m de gravier pour la couche grossière du haut. Une couche superficielle de 10 cm constituée de matériaux organiques a également été prévue afin de favoriser la revégétation du site. Aucun traitement chimique de l'eau n'est prévu dans ce scénario.

On peut voir à la figure 4.13 les données entrées dans le chiffrier ECR-p ainsi que les résultats obtenus en ce qui concerne les coûts de restauration.

Superficie à restaurer (ha)	130				
Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	1.5	5.03415	3 272 198 \$	25 171 \$
Couche fine					
Argile ou till	0.6	1.5	8.22945	6 418 971 \$	49 377 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0.3	1.5	5.03415	1 963 319 \$	15 102 \$
Couche anti intrusion biologique	0	0	4.4622	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	1.5	8.1948	1 065 324 \$	8 195 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			650 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	2 769 \$
	Coûts unit. (\$/m³)	Qté déplacée (m³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			520 000 \$	4 000 \$
Total				14 249 811 \$	109 614 \$
Arrondi				14 250 000 \$	109 600 \$

Fig. 4.13 : Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.

4.6.2.4 Désulfuration à la fin de la mine et CEBC faite de résidus désulfurés

Cette alternative consiste à désulfurer à la fin de la vie de la mine la quantité nécessaire de résidus désulfurés pour la construction d'une CEBC. Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet ont montré qu'il est possible de désulfurer des résidus cyanurés à l'aide d'un collecteur appelé Armac. On pose comme hypothèse dans cette simulation que la concentration en cyanure dans les résidus désulfurés sera suffisamment faible pour pouvoir utiliser ces matériaux comme couche fine de la CEBC. On retrouve à la figure 4.14 les détails de la simulation.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	130	ha			
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	130	ha			
Durée de production	13	ans			
Tonnage de résidus produits	3200	tm/jour			
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	4	%			
Potentiel d'acidification	125	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de neutralisation	30	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-95	kg CaCO ₃ /t			
Récupération environnementale du S	92.0	%			
Coûts du collecteur pour la flottation	4.50	\$/kg			
Quantité de collecteur pour la flottation	90	g/t			
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.41	\$/t			
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00	\$/t			
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15	\$/t			
Coûts d'opération de la désulfuration	0.56	\$/t			
Porosité de la couche fine	0.45				
D _r désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	85.2	%			
Quantité à désulfurer pour une CEBC	1 302 444	tm			
Durée de désulfuration pour une CEBC	1.309	ans			
Coûts annuels de désulfuration	648 240	\$			
Coûts de désulfuration pour une CEBC	848 327	\$			
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35	%			
D _r avant désulfuration	2.85				
Tonnage de pulpe	381.0	tm/heure			
Densité de la pulpe	1.29	tm/m ³			
Débit de pulpe	4.91	m ³ /minute			
Temps de flottation	17.5	minutes			
Volume total des cellules	99	m ³			
Taille individuelle des cellules requises	16.0	m ³			
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	504 000	\$			
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	1 008 000	\$			
Couverture multicouche		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0): 1			
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	4 139 655 \$	31 844 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	2 975 349 \$	22 887 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	2 483 793 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	1 255 878 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			650 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	2 769 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			520 000 \$	4 000 \$
Coûts construction				12 384 675 \$	95 267 \$
Arrondi				12 385 000 \$	95 300 \$

Fig. 4.14 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide de la désulfuration à la fin de la mine et d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

4.6.2.5 Désulfuration et CEBC faite de résidus désulfurés

Une autre alternative pourrait permettre de réduire les coûts de restauration. Cette alternative comprend les étapes suivantes : la désulfuration dès le début des opérations, le stockage du concentré de sulfure dans une section du parc et du résidu désulfuré dans une autre section ainsi que le recouvrement de la section sulfureuse, à la fin des opérations, à l'aide d'une CEBC dont la couche fine serait faite de résidus désulfurés. Cette solution ferait que des investissements seraient nécessaires tout au long des opérations de la mine. Au début, il faut prévoir un investissement supplémentaire pour la section de désulfuration dans l'usine. Des coûts d'opération de désulfuration sont à prévoir tout au long de la vie de la mine. Tout comme à la section 4.6.2.4, on pose qu'avec le collecteur Armac, il sera possible de désulfurer des résidus contenant des cyanures. À la fin des opérations, il faudra prévoir un montant pour la construction de la CEBC sur la partie sulfureuse du parc. Il est important de noter que la superficie à restaurer à l'aide d'une CEBC sera beaucoup moindre puisque la superficie occupée par des résidus générateurs a diminué. Pour le cas 2, on pose que cette superficie est de 20 %. On retrouve à la figure 4.15 les valeurs des différents paramètres utilisés dans le chiffrier ECR pour estimer les coûts de restauration de cette solution.

On remarque à la figure 4.15 que les coûts en capital pour la désulfuration sont estimés à 1 008 000\$, les coûts annuels de désulfuration sont d'environ 648 200\$ et les coûts de construction de la CEBC sur la partie sulfureuse du parc sont estimés à environ 2 945 000\$.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	130	ha			
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	26	ha			
Durée de production	13	ans			
Tonnage de résidus produits	3200	tm/jour			
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	4	%			
Potentiel d'acidification	125	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de neutralisation	30	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-95	kg CaCO ₃ /t			
Récupération environnementale du S	92.0	%			
Coûts du collecteur pour la flottation	4.50	\$/kg			
Quantité de collecteur pour la flottation	90	g/t			
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.41	\$/t			
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00	\$/t			
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15	\$/t			
Coûts d'opération de la désulfuration	0.56	\$/t			
Porosité de la couche fine	0.45				
D, désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	85.2	%			
Quantité à désulfurer pour une CEBC	260 489	tm	Marge de sécurité:	1.1	
Durée de désulfuration pour une CEBC	0.262	ans			
Coûts annuels de désulfuration	648 240	\$			
Coûts de désulfuration pour une CEBC	169 665	\$			
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35	%			
D, avant désulfuration	2.85				
Tonnage de pulpe	381.0	tm/heure			
Densité de la pulpe	1.29	tm/m ³			
Débit de pulpe	4.91	m ³ /minute			
Temps de flottation	17.5	minutes			
Volume total des cellules	99	m ³	Marge de sécurité:	1.15	
Taille individuelle des cellules requises	16.0	m ³			
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	504 000	\$			
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	1 008 000	\$			
Couverture multicouche					
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):				1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	827 931 \$	6 369 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	595 070 \$	4 577 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	496 759 \$	3 821 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	251 176 \$	1 932 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			650 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	2 769 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			104 000 \$	800 \$
Coûts construction				3 284 935 \$	25 269 \$
Arrondi				3 285 000 \$	25 300 \$

Fig. 4.15 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 2 à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

4.6.2.6 Comparaison entre les différentes solutions de restauration

Dans les points précédents, les coûts de restauration à l'aide de cinq techniques différentes ont été évalués pour le cas type 2. Cependant, les dépenses, selon la technique utilisée, seront effectuées à différents temps. Pour cette raison, il est important de ramener les coûts à une même année de référence, dans notre cas le début des opérations, et de les actualiser. On retrouve au tableau 4.7 le détails des dépenses encourues ainsi que les coûts globaux de restauration du site à l'aide des cinq techniques : la Technique 1 correspond au traitement chimique (débit = 200 m³ et acidité = 50 mg/l), la Technique 2 à l'ennoiement, la Technique 3 à une CEBC faite de matériaux naturels, la Technique 4 à la désulfuration à la fin de la mine et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés, la Technique 5 à la désulfuration durant toute la vie de la mine et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Pour l'analyse économique dont les résultats sont présentés au tableau 4.7, différentes hypothèses ont dû être posées :

1. Les digues construites pour contenir les résidus miniers (Technique 1, 3, 4 et 5) ne sont pas conçues pour l'ennoiement des résidus. Les coûts de construction de ces digues **sont dix fois moindre** (Aubertin et Chapuis, 1992) que ceux pour la construction de digues étanches (Technique 2).
2. Les coûts de monitoring et d'entretien ont été estimés à 20 000 \$/an pour les digues étanches, à 10 000 \$/an pour les CEBC recouvrant la totalité du parc (Technique 3 et 5) et à 5 000 \$/an pour les CEBC recouvrant seulement la partie sulfureuse du parc (Technique 4).
3. Une valeur résiduelle des équipements de flottation a été établie pour les Technique 4 et 5. Pour la Technique 4 où les équipements serviront pour toute la durée de vie de la mine, une valeur résiduelle de 20 % a été utilisée alors que l'on utilise une valeur de 40 % pour le cas où la désulfuration n'est effectuée qu'à la fin de la vie de la mine.

Tableau 4.7 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 2.

Année	Dépenses - Technique 1	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
13	1 058 000 \$	Coûts en capital pour l'usine de traitement
14-100	235 000 \$	Coûts d'opération de l'usine de traitement
Total	3 634 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 2	
0	1 789 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
2	1 591 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
3	711 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
5	1 835 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
8	3 988 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
14-100	30 000 \$	Monitoring et entretien des digues
Total	7 901 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 3	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
13	14 250 000 \$	Coûts de construction de la CEBC en matériaux naturels
14-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	8 106 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 4	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	1 363 000 \$	Coûts en capital et d'opération de désulfuration
13	12 385 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (40 %)
14-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	8 011 000 \$	Coûts actualisés

Tableau 4.7 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 2 (suite...).

Année	Dépenses - Technique 5	
0	1 187 000 \$	Coûts en capital pour la désulfuration + coûts des digues
1	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
2	807 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
3	719 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
4	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
5	832 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
6	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
7	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
8	1 047 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
9	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
10	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
11	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
12	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
13	3 732 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (20 %)
14-100	5 000 \$	Monitoring et entretien
Total	9 127 000 \$	Coûts actualisés

Les coûts globaux de restauration présentés au tableau 4.7 peuvent être représentés comme un montant qu'il faudrait mettre en banque à l'année 0, à un taux de rendement donné constant, pour réussir à financer tous les travaux et dépenses prévus pour la restauration. Les résultats obtenus au tableau 4.7 montrent que la méthode la moins coûteuse pour ce cas particulier est le traitement chimique de l'eau à 3 634 000\$. Cependant, il faut noter que cette valeur est valable pour un débit de 200 m³ et une acidité de l'eau de 50 mg/l. Une simple variation de ce dernier paramètre peut changer radicalement les coûts de restauration estimés. Par exemple, si l'on modifie l'acidité à 500 mg/l, on obtient des coûts de restauration de 5 630 000\$. Si l'acidité de l'eau est plus grande que prévue (5 000 mg/l) et que le débit est cependant plus faible (90 m³/h), on obtient une estimation des coûts de restauration à 11 000 000\$. Le taux d'actualisation est également un facteur important lorsque l'on veut estimer les coûts de restauration à l'aide de cette technique. Par exemple, une baisse de 2 % du taux d'actualisation fait pratiquement doubler les coûts de restauration. Le taux d'actualisation utilisé pour une étude environnementale devrait être le même que celui utilisé par l'entreprise au démarrage de ces projets d'exploitation.

Les simulations réalisées pour l'ennoiment (Technique 2), la CEBC faite de matériaux naturels (Technique 3) et la CEBC faite de résidus désulfurés (avec désulfuration à la fin de la vie de la mine) offrent des coûts globaux de restauration très similaires (à près de 8 millions). Quant à la

méthode de la désulfuration pour toute la vie de la mine suivie de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés, les coûts de restauration impliqués sont supérieurs à environ 9 millions de dollars. Cependant, d'un point de vue environnemental, cette technique offre des avantages certains puisque l'on diminue grandement la superficie perturbée par des matériaux générateurs de DMA en surface.

4.6.3 Cas 3

Le cas 3 est le cas d'une mine de métaux de base qui a une teneur en sulfure élevée et dont les résidus sont générateurs de DMA. Les principales caractéristiques qui seront utilisées dans la simulation sont les suivantes :

- Le taux de production de la mine est de 2 500 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus est de 2135 tm/jour ;
- La mine débute ses opérations et la durée de vie prévue est de 12 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidu est de 21 % (environ 40 % pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 60 kg de CaCO_3/t ;
- La mine utilise, à des fins d'exploitation, du remblai en pâte. On prévoit qu'environ 50 % des résidus seront retournés dans les chantiers souterrains ;
- La quantité de résidus produits à la fin de la vie de la mine est de 9 351 300 tm, ce qui signifie que près de 4 675 650 tm devront être acheminées au parc à résidus ;
- On pose comme hypothèse que l'acidité de l'eau d'exfiltration du parc, si l'on laisse le site sans recouvrement, serait entre 500 et 5 000 mg/L ;
- Il est prévu qu'il y aura génération de production de DMA après la fermeture de la mine;
- On prévoit que la quantité d'eau à traiter sera environ de 90 m³/h après la fermeture. La durée du traitement chimique de l'eau, si l'on installe pas de recouvrement, est d'au moins 100 ans ;
- Le taux d'actualisation utilisé dans cette simulation est de 5 % ;
- Du sable et gravier ainsi que du matériau fin sont disponible à 5 km du site à restaurer.

Pour ce cas particulier, les options de restauration possibles sont : le traitement chimique de l'eau pour 100 ans après la fermeture de la mine, la construction de digues étanches qui permettront d'inonder le parc à résidus, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux naturels à

la fin de la vie de la mine, la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés à la fin de la vie de la mine et la désulfuration durant toute la vie de la mine combinée à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés sur la portion du parc qui contient des résidus générateurs de DMA.

4.6.3.1 Traitement chimique de l'eau

Afin d'évaluer les coûts du traitement chimique de l'eau à long terme, le chiffrier ECR a été utilisé. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 4.8. Les montants présentés dans ce tableau sont en dollars 1997. On retrouve également à la figure 4.16 un exemple d'une feuille de calcul remplie pour le cas 2.

Tableau 4.8 : Estimation des coûts de traitement chimique pour le cas 2 à l'aide du chiffrier ECR.

Débit (m ³ /h)	Acidité (mg/L)	Type de traitement	Coûts totaux	Coûts unitaires (\$/tm)
90	500	HDS	8 008 000\$	1,71
90	5000	HDS	17 102 000\$	3,66
90	500	Conventionnel	7 003 000\$	1,50
90	5000	Conventionnel	23 334 000\$	4,99

Traitement d'eau		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):					1	
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitement d'eau								
HDS	90	500	100	5%	315 741 \$	1 634 479 \$	7 901 278 \$	197 532 \$
Conventionnel	0	0	100	5%	- \$	0 \$	0 \$	0 \$
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m ³)	Coûts unit. (\$/m ³ *an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	90	500	1 338	4		5353	106 250 \$	2 656 \$
Conventionnel	0	0	0	4		0 \$	0 \$	0 \$
Total actualisé							8 007 528 \$	200 188 \$
Arrondi							8 008 000 \$	200 200 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Fig. 4.16 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide du cas 3.

4.6.3.2 Ennoiment des résidus

Pour évaluer les coûts liés à l'entreposage sous l'eau des résidus, on posera comme hypothèse que la situation topographique est similaire au cas 2 et que la construction des trois premières phases

(voir tableau 4.6) serait suffisante pour entreposer les 4 675 650 tm de résidus produits. On présente au tableau 4.9 les détails concernant les coûts de construction estimés pour ces travaux.

Tableau 4.9 : Estimation des coûts de construction des infrastructures du parc à résidus miniers étanche pour le cas 3 à l'aide du chiffrier ECR.

Phase	Matériaux criblés (sable et gravier)	Moraine	Sable et gravier tout-venant	Coûts totaux	Date des travaux de construction
I	39 900 m ³	90 600 m ³	146 000 m ³	2 275 000 \$	an 0
II	26 300 m ³	100 500 m ³	112 300 m ³	2 001 000 \$	an 4
III	17 700 m ³	50 700 m ³	29 200 m ³	874 000 \$	an 8

4.6.3.3 CEBC faite de matériaux naturels

Une autre option de restauration pour le cas 3 est la construction d'une couverture avec effets de barrière capillaire sur le parc à résidus à la fin des opérations. La mise en place des résidus à l'aide de méthodes conventionnelles de disposition devrait permettre de placer ceux-ci dans un espace couvrant une superficie d'environ 40 hectares. La couverture serait construite sur l'ensemble de la superficie avec des matériaux d'origine naturelle situés à proximité du site. Une certaine quantité de chaux serait également épandue avant la mise en place de la couverture. Les épaisseurs des différentes couches sont similaires à celles des cas 1 et 2, soit une couche grossière du bas de 0,5 m, une couche fine de 0,5 m, une couche grossière du haut d'une épaisseur de 0,3 m ainsi qu'une couche superficielle de 10 cm. Quant aux matériaux utilisés, on retrouve le sable pour la couche grossière du bas, du till pour la couche fine, du gravier sableux pour la couche grossière du haut et de la terre noire pour la couche superficielle. Aucun traitement chimique de l'eau n'est prévu dans ce scénario. On présente à la figure 4.17 la page du chiffrier ECR qui a servi à estimer les coûts de restauration à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.

Superficie à restaurer (ha)	40					
Couverture multicouche		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 273 740 \$	31 844 \$	
Couche fine						
Argile ou till	0.6	5	9.6816	2 323 584 \$	58 090 \$	
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$	
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	764 244 \$	19 106 \$	
Couche anti intrusion biologique	0	0	4.4622	0 \$	0 \$	
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	386 424 \$	9 661 \$	
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Revégétation	5000			200 000 \$	5 000 \$	
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	9 000 \$	
	Coûts unit. (\$/m³)	Qté déplacée (m³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$	
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Autres (ex. monitoring)	4000			160 000 \$	4 000 \$	
Total				5 467 992 \$	136 700 \$	
Arrondi				5 468 000 \$	136 700 \$	

Fig. 4.17 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide d'une CEBC faite de matériaux naturels.

4.6.3.4 Remblai en pâte, désulfuration à la fin de la mine et CEBC faite de résidus désulfurés

Il est également possible d'utiliser la désulfuration pour produire un matériau fin qui servira pour la couche fine d'une CEBC. Les principaux paramètres utilisés dans le chiffrier ECR afin d'évaluer les coûts de restauration par cette technique sont présentés à la figure 4.18. On remarque que les coûts d'opération de désulfuration sont de beaucoup inférieurs aux coûts en capital (308 000\$ vs 672 000\$).

4.6.3.5 Désulfuration, remblai en pâte et CEBC faite de résidus désulfurés

Une autre alternative de restauration est à la disposition des opérateurs du cas 3. Cette alternative comprend la désulfuration dès le début des opération, le renvoi sous-terre sous-forme de remblai en pâte du concentré de sulfure lorsque possible, sinon celui-ci sera placé dans une section particulière du parc, et la construction d'une CEBC à partir des résidus désulfurés sur la section sulfureuse du parc. Tout comme pour le cas 2, parce que la grande majorité des résidus placés dans le parc sont non-générateurs d'acide, la superficie à restaurer à l'aide d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) est beaucoup moindre que la superficie totale du parc. De plus, une fraction importante du concentré de sulfure sera retourné sous-terre sous forme de remblai en pâte. Pour ces raisons, on pose comme hypothèse que seulement 20% de la superficie totale du parc à résidus devra être recouverte d'une CEBC, soit 8 hectares.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	40	ha			
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	40	ha			
Durée de production	12	ans			
Tonnage de résidus produits	2135	tm/jour			
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	21	%			
Potentiel d'acidification	656.25	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de neutralisation	60	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-596.25	kg CaCO ₃ /t			
Récupération environnementale du S	93.9	%			
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30	\$/kg			
Quantité de collecteur pour la flottation	104	g/t			
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.24	\$/t			
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00	\$/t			
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15	\$/t			
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39	\$/t			
Porosité de la couche fine	0.45				
D _r désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	50.6	%			
Quantité à désulfurer pour une CEBC	400 752	tm	Marge de sécurité:	1.1	
Durée de désulfuration pour une CEBC	2.031	ans			
Coûts annuels de désulfuration	303 294	\$			
Coûts de désulfuration pour une CEBC	308 013	\$			
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	36	%			
D _r avant désulfuration	3.5				
Tonnage de pulpe	254.2	tm/heure			
Densité de la pulpe	1.33	tm/m ³			
Débit de pulpe	3.18	m ³ /minute			
Temps de flottation	15.1	minutes			
Volume total des cellules	55	m ³	Marge de sécurité:	1.15	
Taille individuelle des cellules requises	8.0	m ³			
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	336 000	\$			
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	672 000	\$			
Couverture multicouche					
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			Coûts totaux	Coûts	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	\$	(\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 273 740	31 844
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	915 492	22 887
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	764 244	19 106
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0	0
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	386 424	9 661
	Coûts unit. (\$/ha)		Coûts totaux \$		Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000		200 000	5 000	
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)	Coûts totaux \$		Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000	360 000	9 000	
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)	Coûts totaux \$		Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0	0	0	
	Coûts unit. (\$/ha)		Coûts totaux \$		Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000		160 000	4 000	
Coûts construction			4 059 900	101 498	
Arrondi			4 060 000	101 500	

Fig. 4.18 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide de la désulfuration à la fin de la mine et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	40	ha			
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	8	ha			
Durée de production	12	ans			
Tonnage de résidus produits	2135	tm/jour			
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	21	%			
Potentiel d'acidification	656.25	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de neutralisation	60	kg CaCO ₃ /t			
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-596.25	kg CaCO ₃ /t			
Récupération environnementale du S	93.9	%			
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30	\$/kg			
Quantité de collecteur pour la flottation	104	g/t			
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.24	\$/t			
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00	\$/t			
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15	\$/t			
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39	\$/t			
Porosité de la couche fine	0.45				
D ₁ désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	50.6	%			
Quantité à désulfurer pour une CEBC	80 150	tm	Marge de sécurité:	1.1	
Durée de désulfuration pour une CEBC	0.203	ans			
Coûts annuels de désulfuration	303 294	\$			
Coûts de désulfuration pour une CEBC	61 603	\$			
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35	%			
D ₁ avant désulfuration	3.5				
Tonnage de pulpe	254.2	tm/heure			
Densité de la pulpe	1.33	tm/m ³			
Débit de pulpe	3.18	m ³ /minute			
Temps de flottation	15.1	minutes			
Volume total des cellules	55	m ³	Marge de sécurité:	1.15	
Taille individuelle des cellules requises	8.0	m ³			
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	336 000	\$			
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	672 000	\$			
Couverture multicouche					
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1		
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	254 748 \$	6 369 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	183 098 \$	4 577 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	152 849 \$	3 821 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	77 285 \$	1 932 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			200 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	9 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			32 000 \$	800 \$
Coûts construction				1 259 980 \$	31 500 \$
Arrondi				1 260 000 \$	31 500 \$

Fig. 4.19 : Feuille de calcul pour estimer les coûts de restauration du cas 3 à l'aide de la désulfuration durant l'opération et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

On retrouve à la figure 4.19 la feuille du chiffrier ECR remplie afin d'estimer les coûts de restauration à l'aide de la désulfuration combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC sur la partie sulfureuse du parc à résidus. Les coûts associés à cette technique sont les suivants : 672 000\$ pour les coûts en capital, 303 294\$/an pour les coûts d'opération de désulfuration et 1 260 000\$ pour la construction d'une CEBC sur la partie sulfureuse du parc et la revégétation de l'ensemble du parc.

4.6.3.6 Comparaison entre les différentes solutions de restauration

Dans les points précédents, les coûts de restauration à l'aide de quatre techniques différentes ont été évalués pour une mine identifiée cas3. Cependant, les dépenses, selon la technique utilisée, seront effectuées à différents temps. Pour cette raison, il est important de ramener les coûts à une même année de référence. Pour des fins de comparaison, les coûts ont été ramenés en dollars courants. On retrouve au tableau 4.10 les détails des dépenses encourues ainsi que les coûts globaux de restauration du site à l'aide des quatre techniques : la Technique 1 correspond au traitement chimique (débit = 90 m³ et acidité = 500 mg/l), la Technique 2 à l'ennoiment, la Technique 3 à une CEBC faite de matériaux naturels, la Technique 4 à la désulfuration à la fin de la mine combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés et la Technique 5 à la désulfuration durant toute la vie de la mine combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Pour l'analyse économique dont les résultats sont présentés au tableau 4.10, différentes hypothèses ont dû être posées :

1. Les digues construites pour contenir les résidus miniers (Technique 1, 3, 4 et 5) ne sont pas conçues pour l'enoiment des résidus. Les coûts de construction de ces digues **sont dix fois moindre** (Aubertin et Chapuis, 1992) que ceux pour la construction de digues étanches (Technique 2).
2. Les coûts de monitoring et d'entretien ont été estimés à 30 000 \$/an pour les digues étanches (Technique 2), à 15 000 \$/an pour les CEBC recouvrant la totalité du parc (Technique 3 et 4) et à 5 000 \$/an pour les recouvrant seulement la partie sulfureuse du parc (Technique 5).
3. Une valeur résiduelle équivalente à 20 % de la valeur initiale des équipements de flottation a été utilisée pour la Technique 4.

Tableau 4.10 : Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le cas 3.

Année	Dépenses - Technique 1	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
4	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	1 634 000 \$	Coûts en capital pour l'usine de traitement
13-100	321 000 \$	Coûts d'opération de l'usine de traitement
Total	4 572 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 2	
0	2 275 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
4	2 001 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
8	874 000 \$	Construction des digues pour l'enneigement
13-100	30 000 \$	Monitoring et entretien des digues
Total	4 612 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 3	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	5 468 000 \$	Coûts de construction de la CEBC en matériaux naturels
13-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 433 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 4	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
11	975 000	Coûts en capital et d'opération de désulfuration
12	4 097 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (40%)
13-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 302 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses - Technique 5	
0	531 000 \$	Coûts en capital pour la désulfuration + coûts des digues
1	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
2	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
3	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
4	503 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
5	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
6	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
7	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
8	391 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
9	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
10	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
11	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
12	1 491 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (20 %)
13-100	5 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 961 000 \$	Coûts actualisés

Tout comme pour le tableau 4.7, les coûts globaux de restauration présentés au tableau 4.10 peuvent être représentés comme un montant qu'il faudrait mettre en banque à l'année 0 à un taux de rendement donné et constant pour réussir à financer tous les travaux et dépenses prévus pour la

restauration. Les résultats présentés au tableau 4.10 montrent que les deux méthodes les plus coûteuses pour ce cas particulier sont le traitement chimique de l'eau à 4 572 000\$ et l'ennoiement à 4 612 000\$.

Les simulations réalisées pour la CEBC faite de matériaux naturels (Technique 3), la CEBC faite de résidus désulfurés combinée à la désulfuration à la fin de la mine (Technique 4) et la désulfuration durant toute la vie de la mine combinée au remblai en pâte et à une CEBC faite de résidus désulfurés (Technique 5) offrent des coûts globaux de restauration inférieurs à l'ennoiement et au traitement chimique de l'eau (entre 3,3 et 4 millions). Cependant, d'un point de vue environnemental, la Technique 5 offre des avantages certains puisque l'on diminue grandement la quantité de matériaux générateurs de DMA en surface.

4.7 Analyse et discussion des résultats obtenus

À l'aide des travaux réalisés dans le cadre de ce travail ainsi que de résultats tirés de la littérature, il a été possible de construire un chiffrier qui permet d'estimer les coûts de restauration, à l'aide de techniques reconnues, d'un site minier à partir des principales caractéristiques de la mine. La nouveauté dans ce chiffrier est dans la partie qui touche la désulfuration. En effet, on peut maintenant estimer les coûts d'opération de la désulfuration ainsi que les coûts en capitaux impliqués.

Les principaux résultats des études de cas sont présentés au tableau 4.11. Dans ce tableau, on présente, pour les trois cas étudiés, les coûts de restauration unitaires (\$/tm de résidus produits au parc) estimés par le chiffrier ECR et actualisés (taux d'actualisation de 5%). Parce que le traitement chimique du drainage minier acide est très dépendant de paramètres tels l'acidité, le débit et le taux d'actualisation et parce que cette technique n'est pas considérée comme une méthode de restauration des sites par le MRNQ, les coûts de restauration estimés pour cette méthode ne sont pas présentés au tableau 4.11.

Tableau 4.11 : Résumé des résultats économiques pour les études de cas.

	Ennoiement	Coûts actualisés (\$/tm de résidus)		
		CEBC-matériaux naturels	CEBC-désulfurés (fin de la mine)	CEBC-désulfurés (début de la mine)
Cas 1	---	0,96	0,86	---
Cas 2	0,52	0,53	0,53	0,60
Cas 3	0,99	0,73	0,71	0,85

L'analyse économique a permis de constater que, pour trois études de cas différents, **les coûts de restauration à l'aide de la désulfuration, lorsque ramenés sur une même base de temps, sont de même ordre que ceux des techniques existantes et reconnues**, soit l'ennoiement, le traitement chimique de l'eau acide et les couvertures avec effets de barrière capillaire faites de matériaux d'origine naturelle (voir tableau 4.11). D'un point de vue économique, les simulations ont montré que la désulfuration durant toute la vie de la mine est moins avantageuse lorsque celle-ci n'est pas combinée au remblai en pâte. Différents aspects n'ont pas été traités dans l'étude économique et devront être regardés afin d'avoir une estimation encore plus réaliste des coûts impliqués, soit :

- Dans certains cas, il semble que la récupération globale des métaux pourrait être améliorée en incorporant l'étape de désulfuration (voir Chapitre 2). Ceci permettrait de réduire encore davantage les coûts associés à la désulfuration.
- Tenir compte dans les calculs de l'aspect de la fiscalité.
- Voir comment la garantie financière exigée par le gouvernement pour la restauration des sites serait calculée lorsque la restauration est intégrée à l'opération de la mine (désulfuration et remblai fait de concentré de sulfure).
- La possibilité de diminuer à la fin de la vie de la mine le taux de production et de se servir d'un banc de cellules de flottation pour la désulfuration. Ainsi, très peu d'investissement en capitaux seraient nécessaires avantageant ainsi la technique de restauration proposée dans ce projet.
- L'utilisation d'équipements usagés provenant d'une autre opération pourrait également réduire grandement les coûts en capital.

- La mise en place hydraulique des résidus désulfurés pourrait réduire les coûts de construction d'une CEBC.

Des considérations autres qu'économiques doivent également être regardées lorsque l'on a à juger une nouvelle technologie. En effet, des arguments environnementaux et législatifs par exemple peuvent peser lourd dans la balance et faire qu'une technologie soit choisie même si elle n'est pas la plus économique. Dans le cas qui nous intéresse, soit la désulfuration et l'utilisation de la fraction désulfurée comme composante d'une CEBC pour limiter la génération d'acide, les principaux arguments autres qu'économiques qui militent en faveur de cette technologie sont :

- La désulfuration a pour objectif de concentrer les minéraux sulfureux réduisant ainsi les quantités de résidus problématiques (générateurs de DMA).
- En concentrant les minéraux sulfureux depuis le début de la vie de la mine, on peut réduire de beaucoup les surfaces problématiques (surfaces occupées par des résidus générateurs de DMA). L'utilisation de la désulfuration en combinaison avec le remblai en pâte pourrait même réduire à presque zéro ces surfaces. Autrement dit, on réduit les possibilités de problèmes environnementaux majeurs futurs (ex. bris des digues étanches, perte d'efficacité de la CEBC, boues de traitements instables, etc.) lorsque l'on peut retourner sous-terre la fraction sulfureuse.
- Le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) prévoit modifier la Directive 019 afin de favoriser les modes de gestion des résidus miniers qui minimisent les surfaces perturbées (Perron, 1997). Le MEF envisage également de limiter la surface d'exploitation du parc à résidus miniers soit en fonction de la production quotidienne ou encore en fonction de la durée de vie estimée du gisement. La méthode de gestion des résidus miniers proposée dans ce projet cadre parfaitement avec cette ligne de pensée.
- L'utilisation de la fraction désulfurée comme matériau de construction d'une CEBC permet, en plus d'une réduction des coûts lorsqu'il n'y a pas de matériaux fins d'origine naturelle à proximité, de valoriser un déchet jadis considéré comme inutile.

En conclusion, on peut dire que la méthode proposée est compétitive d'un point de vue économique et avantageuse d'un point de vue environnementale.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de recherche a permis de mettre en évidence certains aspects importants concernant la désulfuration et l'utilisation de résidus désulfurés comme composante d'une CEBC. Tout d'abord, on a montré que la désulfuration à l'aide de la flottation non sélective est la façon la plus efficace pour séparer les minéraux sulfureux de la gangue. La cinétique de flottation des sulfures peut être très bien décrite par des modèles existants. La flottation, pour être efficace, doit atteindre une récupération en sulfures qui conduit à la production de deux fractions distinctes, soit un concentré de sulfures et une fraction stérile non génératrice de drainage minier acide (DMA). Ce niveau de récupération est appelé dans le document *récupération environnementale du soufre*. L'objectif de la désulfuration n'étant pas de produire une fraction stérile complètement dénudée de soufre mais plutôt une fraction stérile qui contient suffisamment de potentiel de neutralisation pour neutraliser l'acide produit par le soufre résiduel. Cette notion est très importante puisqu'elle a un impact économique important. En effet, nos travaux réalisés sur quatre résidus miniers provenant de mines de l'Abitibi-Témiscamingue ont montré que les coûts liés à la désulfuration (coûts d'opération et en capital) sont une fonction de la récupération environnementale du soufre à atteindre. Plus cette récupération est élevée, plus les coûts sont élevés. Cela signifie qu'un résidu peut contenir moins de sulfures et coûter plus cher à désulfurer si la récupération environnementale du soufre à atteindre est plus grande.

Un objectif important du projet consiste également à vérifier si la fraction désulfurée peut être utilisée comme couche fine dans une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC). Pour atteindre cet objectif, des essais en colonne ont été réalisés. Plusieurs techniques différentes ont été utilisées pour évaluer l'efficacité des CEBC faites de résidus désulfurés, soit via la qualité géochimique de l'eau interstitielle récupérée par rinçage, des essais de consommation d'oxygène, des modélisations chimiques et hydrogéologiques. Toutes ces techniques convergent à la conclusion qu'il est possible de réduire à des niveaux très faibles la production de drainage acide à l'aide de CEBC faites de résidus désulfurés. Nos travaux ont également montré que la quantité de soufre résiduelle dans la fraction désulfurée influence l'efficacité globale du système de recouvrement. Après une analyse détaillée des résultats, on remarque que l'oxydation mesurée

dans les colonnes avec CEBC provient principalement de la couche fine (fraction désulfurée) de la CEBC et non du résidu sulfureux générateur de DMA. Autrement dit, plus il y a de sulfures dans la fraction désulfurée, plus l'on retrouve des produits d'oxydation dans l'eau interstitielle. Pour quiconque intéressé à construire une CEBC faite de résidus désulfurés, il sera donc essentiel de s'assurer que le système de recouvrement ne génère pas à long terme du DMA.

Comme il a été démontré par les essais en colonne que les résidus désulfurés peuvent être utilisés efficacement pour limiter la production de DMA de résidus générateurs d'acidité, il est nécessaire de voir quelles sont les conditions où cette technologie devient avantageuse, autant du point de vue économique qu'environnemental. On présente au chapitre 4 les principaux résultats d'une analyse technico-économique concernant l'utilisation de la désulfuration en combinaison avec la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés. Dans cette analyse, on présente des comparaisons entre les méthodes usuelles et celle proposée dans ce projet, pour des cas fictifs basés sur des situations réelles, en ce qui concerne la gestion des résidus et la restauration des sites miniers. Les résultats montrent que la technique proposée est compétitive d'un point de vue économique même pour des résidus à fortes teneurs en sulfures. De plus, pour une mine ayant planifié la désulfuration dès le départ et lorsque celle-ci est combinée au remblayage souterrain, il est possible de réduire pratiquement à zéro la quantité de résidus générateurs de DMA à entreposer en surface. Cette nouvelle alternative pourrait devenir la première vraie solution qui permettrait à une mine sulfureuse de se départir de son site à la fin de la vie de la mine (*Walk-away*). Il est également important de mentionner que nos travaux ont montré qu'il existait des possibilités de récupération de valeurs commerciales dans les concentrés de sulfures. Même si cet aspect n'a pas été poussé à fond, il semble que cela pourrait permettre de réduire davantage les coûts de la restauration par désulfuration. On présente, à la Figure 5.1, un diagramme bloc qui résume l'intégration de la désulfuration dans l'opération d'une mine.

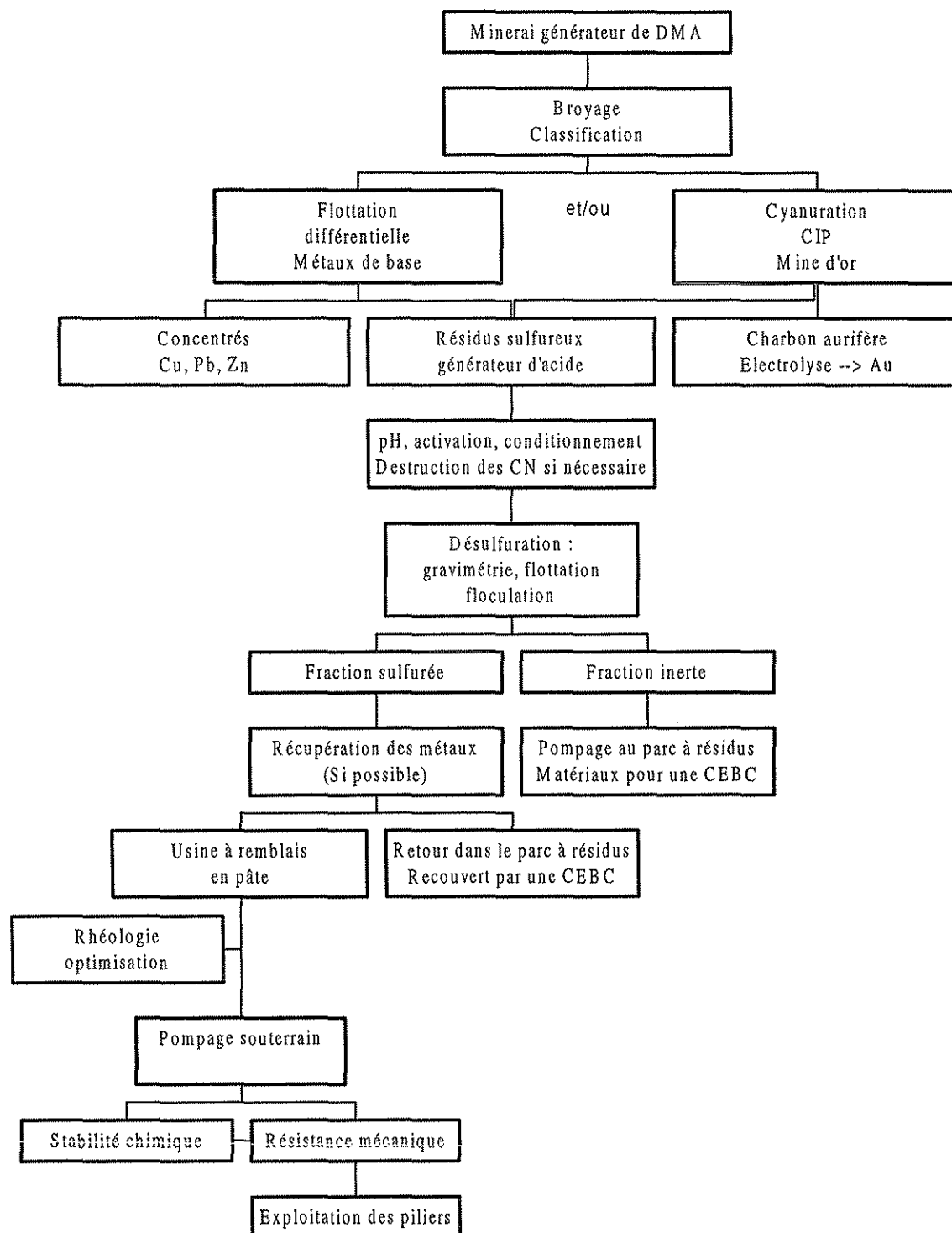


Fig. 5.1 : Diagramme bloc de l'intégration de la désulfuration et de l'utilisation des résidus désulfurés comme matériau d'une CEBC dans l'opération d'une mine.

Comme on peut le constater dans ce rapport, ce travail a permis de mettre en évidence tout le potentiel de la technique proposée, autant dans une perspective économique (réduction des coûts de restauration) qu'environnementale (réutilisation d'un résidu, réduction du volume de résidus problématiques, gestion de résidus dans un contexte de développement durable). Cependant, certains aspects devront être étudiés davantage afin de permettre l'implantation de la technique proposée dans le plus grand nombre de situations possibles :

- Nos travaux ont permis de constater qu'il peut y avoir des variations importantes de la teneur en soufre (variation pouvant aller jusqu'à 4 %) et du pouvoir neutralisant (variation pouvant aller jusqu'à 100 kg de CaCO_3/t) dans un même résidu. Des travaux visant à optimiser la désulfuration à partir de mesures ponctuelles ou en continu de ces paramètres en usine sont à notre avis essentiels.
- Pour fixer la récupération environnementale du soufre à atteindre, on utilise des critères basés sur l'essai statique. Ces critères sont fixés à partir d'hypothèses générales qui assurent une bonne marge de sécurité en ce qui concerne le potentiel de générer de l'acide ($\text{NP/AP} > 2$, $\text{PGA} > 20\text{Kg de CaCO}_3/\text{t}$). Des travaux visant à prédire de façon encore plus précise le potentiel de génération d'acide, sans avoir à faire des essais cinétiques, doivent être envisagés afin d'optimiser la récupération environnementale du soufre.
- Les principaux coûts liés aux CEBC sont le transport et la mise en place des matériaux. Lorsque le matériau est produit à l'usine (résidus désulfurés), les coûts de construction pourraient être réduits par la mise en place hydraulique. Cette mise en place pourrait être réalisée en utilisant des techniques telles que celles utilisées pour le remblai en pâte ou pour la méthode de rejets épaissis (méthode de Robinsky) et ainsi éviter les problèmes de ségrégation des particules.
- On propose dans ce travail de retourner sous terre la fraction sulfureuse sous forme de remblai en pâte. Cependant, peu de travaux ont été réalisés jusqu'à présent concernant l'effet des sulfures sur la résistance mécanique du remblai. Cet aspect devrait être étudié davantage dans le futur.

RÉFÉRENCES

- AACHIB, M., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. 1994. Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 2 : 128-137.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. 1993. Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.
- AKINDUNNI, F.F., GILLHAM, R.W. et NICHOLSON, R.V. 1991. Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, 28 :446-451.
- AL., T.A., BLOWES, D.W., JAMBOR, J.L. et SCOTT, J.D. 1994. The geochemistry of mine-waste pore water affected by the combined disposal of natrojarosite and base-metal sulphide tailings at Kidd Creek, Timmins, Ontario. Canadian Geotechnical Journal, 31 : 502-512.
- AMYOT, G. et VÉZINA, S. 1996. L'inondation : solution efficace au DMA du parc Solbec. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, 2 : 66-87.
- ANDRÉ-JEHAN, R., ARNOULD, M., BILLIOTTE, J., DEVEUGHELE, M. et ROUSSET, G. 1988. Une protection naturelle contre l'infiltration des eaux météoriques : la barrière capillaire - principe - modélisation des transferts d'eau. Bull. Ass. Int. Géologie de l'Ingénieur, 37 : 39-47.
- ANON. 1996. Proposition d'une définition de résidus miniers. Document de consultation, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Préparé par le Groupe de Travail Direction des Politiques du Secteur Industriel.
- ANON. 1995. L'industrie minière du Québec 1995. Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- APPELO, C. et POSTEMA, D. 1993. Geochemistry, Groundwater and Pollution, A.A. Balkema.

- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R.P. 1996a. Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33 : 470-482.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. et CHAPUIS, R.P. 1996b. Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1 : 3-13.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.-F., et TREMBLAY, L. 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport final préparé pour CANMET, Rapport C.D.T. P1622, École Polytechnique de Montréal, 164 p.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. et AACHIB, M. 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). *Geoconfine 93*, Arnould, Barrès et Côme (eds), Balkema, 299-308.
- AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. 1992. Notes de cours GML6106, Contrôle hydrogéologique de la contamination par les résidus. École Polytechnique de Montréal, Département CGM.
- AUBERTIN, M. et BUSSIÈRE, B. 1991. Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapport final soumis au Ministère de l'Énergie et des Ressources, Projet C.D.T. P1610.
- AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. 1991. Considération hydrogéotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. *Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montréal, 3 : 1-22.
- AUBERTIN, M. 1991. La problématique de la gestion des résidus miniers au Québec. *Les Mines, le Développement Durable, et l'Environnement*, Collection Environnement et Géologie, APGGQ, 12:139-152.
- BALDERAMA, R.M. 1995. Tailings reprocessing as source of acid rock drainage. *Proceedings Of the XIX International Mineral Processing Congress*, Vol.4, Chap.24 : 115-119.
- BARBOUR, S.L. et YANFUL, E.K. 1994. A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, 31 :299-303.
- BARRÈS, M. et BONNIN, H. 1993. The capillary barrier for surface capping. *Landfilling of Waste Barriers*, London, E & FN Spon, 139-148.

- BARRIAND P., CESBRON F. et GEFFROY J. 1985. Les minéraux : leurs gisements, leurs associations - Minéraux de concentration d'éléments communs de d'éléments rares. Tome 3, Ed. BRGM - France.
- BEAR, J. 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media. Dover Publications inc.
- BENSON, C.H. et KHIRE, M.V. 1995. Earthen covers for semi-arid and arid climates. Proceedings of the Landfill Closures - ...Environmental Protection and Land Recovery, ASCE, Geotechnical Special Publication No. 53, 201-217.
- BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V. et BERNIER, L. 1998a. Geochemical behavior of a multi-layered cover composed of desulfurized mine tailings. Tailings and Mine Waste '98, Forth Collins, 389-398.
- BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B. et LELIÈVRE, J. 1998b. Flottation non sélective des minéraux sulfurés appliquée dans la gestion environnementale des rejets miniers. Proceedings of the 30th Canadian Mineral Processors Symposium, Ottawa, 682-695.
- BENZA AZOUA M. 1996. Caractérisation physico-chimique et minéralogique de produits miniers sulfurés en vue de la réduction de leur toxicité et de leur valorisation. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy - France, Jan.
- BERNER, R.A. et SCHOTT, J. 1982. Mechanism of pyroxene and amphibole weathering II. Observations of soil grains. Amer. Jour. Sci., 282 : 1214-1231.
- BERNER, R.A. 1981. Kinetics of weathering and diagenesis. In : Kinetics of Geochemical Processes, Lasaga, A.C. and Kirkpatrick, R.J. (eds), Min. Soc. Amer. Reviews in Mineralogy, 8 : 111-134.
- BERNER, R.A. et HOLDREN, G.R. 1979. Mechanisms of feldspar weathering – II. Observations of feldspars from soil. Geochimica et Cosmochimica Acta, 43 : 1173-1186.
- BERNER, R.A. 1978. Rate control of mineral dissolution under earth surface conditions. Am. J. Sci., 278 : 1235-1252.
- BERNER, R.A. et HOLDREN, G.R. 1977. Mechanisms of feldspar weathering. Some observational evidence. Geology, 5 : 369-372.
- BERNIER, L. 1997. Rapport d'analyses minéralogiques sur deux échantillons de résidus miniers et un sable-gravier. Rapport de GÉOBEREX RECHERCHE soumis à l'URSTM, Janvier 1997.

- BERTHELIN, J. 1987. Des bactéries pour extraire des métaux. *La recherche*, 188 : 720 - 725.
- BOYLE, D.R. 1994. Oxidation of massive sulphide deposits in the Bathurst mining camp, New Brunswick : natural analogues for acid drainage in temperate climates. Chap. 32 in *Environmental Geochemistry of Sulphide Oxidation*, Alpers, C.N. and Blowes, D.W. (eds), ACS Symposium Series 550, 535-550.
- BRADSHAW, D.J. et O'CONNOR, C.T. 1994. The flotation of pyrite using mixing of dithiocarbamates and other thiol collectors. *Minerals Engineering*, Vol. 7, N° 5-6 : 681-690.
- BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M. et SERVANT, S. 1997a. Effectiveness of covers built with desulphurized tailings : column tests investigation. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, 2 : 763-778.
- BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M. et BENZAAZOUA, M. 1997b. Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage. *Proceedings of the 50th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, 1 : 17-25.
- BUSSIÈRE, B., BOIS, D. et BENZAAZOUA, M. 1997c. Valorisation des résidus miniers générateurs de drainage minier acide par la désulfuration. *Compte rendu du 20^e Symposium sur les eaux usées, 9^e Atelier sur l'eau potable et 13^e Congrès de l'Est du Canada sur la qualité de l'eau (ACQE)*, Collection Environnement de l'Université de Montréal, No. 10, 275-289.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. 1997d. Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) : modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide. *École Polytechnique de Montréal, Rapport EPM/RT-97/03*.
- BUSSIÈRE, B. et SERVANT, S. 1996. Valorisation des résidus : une approche intégrée - Phase II. Rapport d'étape #3 soumis au Ministère des Ressources naturelles. Juillet 1996.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P. et CRESPO, R.J. 1995a. Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. *CAMI'95, Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry*, Montréal, 853-862.

- BUSSIÈRE, B., LELIÈVRE, J., OUELLET, J. et BOIS, D. 1995b. Utilisation des résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Vol. 1, 59-68.
- BUSSIÈRE, B., LELIÈVRE, J., OUELLET, J. et BOIS, D. 1994. Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée. Rapport final soumis au Ministère des Ressources naturelles dans le cadre du volet Mines écologiques de l'Entente Auxiliaire du Développement Minéral, 194 pages.
- BUSSIÈRE, B. 1993. Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrière de recouvrement. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 171 pages.
- CARUCCIO, F.T., FERM, J.C., HORNE, J. GEIDEL, G. et BAGANZ, B. 1977. *Paleoenvironment of Coal and its Relation to Drainage Quality*, EPA-600/7-77-067.
- CHIU, T-F. et SHACKELFORD, C.D. 1994. Practical aspects of the capillary barrier effect for landfills. Presented at the 17th International Madison Waste Conference, Septembre 21-22, 1994, 357-375.
- COLLIN, M. et RASMUSON, A. 1990. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Acid Mine Drainage : Designing for Closure*, GAC-MAC Annual Meeting, 311-333.
- COLLIN, M. et RASMUSON, A. 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated media. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52 :1559-1565.
- CROZIER, R.D. 1992. *Flotation : Theory, Reagents and Ore Testing*. Ed. Pergamon Press, ISBN 0-08-041864-3.
- DANIEL, D.E. et KOERNER, R.M. 1993. Cover systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, Chapman & Hall, 455-497.
- DANIEL, D.E. 1987. Design and performance of earth-lined containment systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, 117-136.
- DOWN, C.G. et STOCKS, J. 1977. *Environmental Impact of Mining*. John Wiley & Sons, New York - Toronto.

- DUC, C. 1992. Flottation sélective pyrite/arsénopyrite : Étude des phénomènes physico-chimiques de surface – Influence de divers traitements. Thèse de doctorat de l'Université de Nancy I.
- EBERLING, B. et NICHOLSON, R. V. 1996. Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Ressources Research*, no.6, 32 :1773-1784.
- EBERLING, B., NICHOLSON, R. V., REARDON, E. J., et TIBBLE, P. 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release: *Canadian Geotechnical Journal*, 31 : 375-383.
- EPA (Environmental Protection Agency) 1991. Design and construction of RCRA/CERCLA final covers. Seminar Publication, EPA/625/4-91/025.
- EVANGELOU, V.P. 1995. *Pyrite Oxidation and Its Control*. CRC Press.
- FAYER, M.J., ROCKHOLD, M.L. et CAMPBELL, M.D. 1992. Hydrologic modeling of protective barriers : comparison of field data and simulation results. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 56 : 690-700.
- FEASBY, D.G., TREMBLAY, G. et WEATHERELL, C.J. 1997. A decade of technology improvement to the challenge of acid drainage - a Canadian perspective. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, 1 : i-ix.
- FRASER, W.W. et ROBERTSON, J.D. 1994. Subaqueous disposal of reactive mine waste : an overview and update of case studies - MEND/Canada. *Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, 1 : 250-259.
- FREDLUND, D.G. et XING, A. 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31: 521-532.
- FREDLUND, D.G. et RAHARDJO, H. 1993. *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons, inc., New York, 517 p.
- FREEZE, R.A. et CHERRY, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall.
- FRIND, E.O., GILLHAM, R.W. et PICKENS, J.F. 1976. Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. *Proceedings of the 1st International Conference on Finite Elements in Water Ressources*, Princeton, N.J.

- GEOSLOPE International, 1994. SEEP/W User's Guide, Version 3.
- GILLHAM, R.W. 1984. The capillary fringe and its effects on the water-table response. *Journal of Hydrology*, 67 :307-324.
- GOLDHABER, M.B. 1983. Experimental study of metastable sulfur oxyanion formation during pyrite oxidation at pH 6-9 and 30°C, *Am. J. Sci.*, 283 : 193-217.
- HARRIS, D.C. 1987. *Quantitative Chemical Analysis*. 2nd Edition, W.H. Freeman and Company, New York.
- HODGKINSON, G., SANDENBERGH, R.F., HUNTER, C.J. et DE WET J.R. 1994. Pyrite flotation from gold leach residues. *Minerals Engineering*, Vol. 7, N° 5-6 : 691 - 698.
- HUMBER, A.J. 1995. Separation of sulphide minerals from mill tailings. Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment, Ed. Hynes T.P. & Blanchette M.C., Sudbury, Ontario, Vo.1: 149-158.
- KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A. et PACELLIL, R.R. 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 300-304.
- KLIMPEL, R. R. 1997. Flotation kinetic studies going from laboratory to the plant. *Proceedings - 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*, The Canadian Institute of Mining, metallurgy and Petroleum, Ottawa, Ontario : 352-365.
- KOERNER, R.M. 1994. *Designing with Geosynthetics*. 3rd edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- KOVÁCS, G. 1981. *Seepage Hydraulics*, Elsevier Scientific Pub.
- KWONG, E.C.M., SCHARER, J.M., BYERLEY, J.J. et NICHOLSON, R.V. 1995. Prediction and control of bacterial activity in acid mine drainage. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Vol. 1, 211-216.
- LAPAKKO, K.A. 1994. Evaluation of neutralization potential determinations for metal mine waste and a proposed alternative. *Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, 1 : 129-137.
- LAWRENCE, R.W. et SCHESKE, M. 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32 (2) : 100-106.

- LAWRENCE, R.W. et WANG, Y. 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acide rock drainage, Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, 1 : 451-464.
- LAWRENCE R.W. et MARCHANT P.B. 1991. Acid Rock Drainage Prediction Manual, Rapport CANMET, MEND Project 1.16.1b, Canada.
- LI, M. et CATALAN, L. 1997. Assessment of acid generation potential and cover effectiveness of depyritized tailings. Progress Report No.5, Noranda Technology Centre, May 1997 (non publié).
- LIZAMA, H.M. et SUZUKI, I. 1989. Bacterial leaching of sulphide ore by *Thiobacillus ferrooxidans* and *Thiobacillus thiooxidans* - Part II : column leaching studies. Hydrometallurgy, 22 : 301-310.
- LOWSON, R.T. 1982. Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, No.5, 82 : 461-497.
- LUSZCZKIEWICZ, A. et SZTABA, K.S. 1995. Beneficiation of flotation tailing from polish copper sulfide ores. Vol.4, Chap.25 : 121-124.
- LUTHER, III, G.W. 1990. The frontier-molecular-orbital theory approach in geotechnical processes. In Aquatic Chemical Kinetics, Stumm W. (ed), Jonh Wiley & Sons, Inc., New York, p.173.
- LUTHER, III, G.W. 1987. Pyrite oxidation and reduction : molecular orbital theory considerations. Geochimica et Cosmochimica Acta, 51 : 3193-3199.
- LYNCH, A.J., JOHNSON, N.W., MANLAPIG, E.V. et THORNE, C.G. 1981. Mineral and Coal Flotation Circuit, their Simulation and Control. Vol.3 : Development in Mineral Processing, Ed. Elsevier. ISBN 0-444-41919-5.
- MABES, D.L., JAMES, H.H. et WILLIAMS, R.E. 1977. Physical properties of Pb-Zn mine-process wastes. Proceedings of the Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, ASCE, 103-117.
- MANAHAN, S.E. 1994. Environmental Chemistry. 6th Edition, CRC Press, Lewis Publishers.
- Manuel de produits chimiques pour l'industrie minière, Note de Minéralurgie n°26, CYANAMID, 1989.

- MARCOTTE, R. 1996. Bilan et prospective quant à la restauration des aires d'accumulation de résidus miniers acides au Québec. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, 2 : 298-310.
- MARCOTTE, R. 1994. Les aires d'accumulation de résidus miniers au Québec : évaluation des risques et coûts de restauration. Rapport de Recherche pour l'Obtention d'une Maîtrise en Environnement, UQAM.
- MARCUS, J. 1997. Mining Environmental Handbook : Effects of Mining on the Environment and American Environmental Controls on Mining. Imperial College Press, London.
- MARION P., HOLLIGER P., BOIRON M.C., CATHELINEAU M. et WAGNER F.E. 1991. New improvements in the characterization of refractory gold in pyrites: an electron microprobe, Mössbauer spectrometry and ion microprobe study. Proc. Symp. "Brazil Gold'91", Bello Horizont.
- MATYAS, E.L., WELCH, D.E. et READES, D.W. 1984. Geotechnical parameters and behavior of uranium tailings. Canadian Geotechnical Journal, 21 : 489-504.
- McLAUGHLIN, J. et STUPARYK, R.. 1994. Evaluation of low sulphur rock tailings production at INCO's Clarabelle mill. Proceedings of the Innovations in Mineral Processing Conference, Sudbury, 129-146.
- MELCHIOR, S., BERGER, K., VIELHABER, B. et MIEHLICH, G. 1993. Comparison of the effectiveness of different liner system for top cover. Proceedings of the 4th International Landfill Symposium, 225-234.
- Mining Sourcebook. Mineral processing plants : Costs. Canadian Mining Journal's, Ed. 1997 : 75-86.
- MONROY, M.G.F. 1993. Biolixiviation - cyanuration de minerais sulfurés aurifères réfractaires en dispositif de percolation : Comportement des populations de Thiobacillus ferrooxidans et influence de la minéralogie et des conditions opératoires Thèse de Doct. de l'INPL, Nancy.
- MOREL-SEYTOUX, H.J. 1993. Dynamic perspective on the capillary barrier effect at the interface of an upper fine layer with a lower coarse layer. Engineering Hydrology, Kuo, C.Y. (ed.), ASCE, 467-472.
- MOREL-SEYTOUX, H.J. 1992. L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. Hydrol. Continent. No. 2, 7 : 117-128.

- MORSE, J.W. 1983. The kinetics of calcium carbonate dissolution and precipitation. In : Reeder, R.J. (Ed), Carbonates : Mineralogy and Chemistry. Mineral Assoc. Am. Rev. Mineral, 11 : 227-264.
- MOSES, C.O. et HERMAN, J.S. 1991. Pyrite oxidation at circumneutral pH. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55 : 471-482.
- MOSES, C.O., NORDSTROM, D.K., HERMAN, J.S. et MILLS, A.L. 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and ferric iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51 : 1561-1571.
- MUALEM, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12 : 513-522.
- MURPHY, W.M. et HELGESON, H.C. 1987. Thermodynamic and kinetic constraints on reaction rates among minerals and aqueous solutions, III. Activated complexes and the pH-dependance of the rates of feldspar, pyroxene, wollastonite and olivine dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 51 : 3137-3153.
- NICHOLSON, R.V., AKINDUNNI, F.F., SYDOR, R.C. et GILLHAM, R.W. 1991. Saturated tailings covers above the water table : the physics and the criteria for design. *Deuxième Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acide*, Montréal, 1 : 443-460.
- NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. et REARDON, E.J. 1990. Reduction of acid generation in mine tailings through moisture-retaining cover layers as oxygen barriers : Reply. *Canadian Geotechnical Journal*, 27 : 402-403.
- NICHOLSON, R. V., GILLHAM, R. W., CHERRY, J. A., et REARDON, E. J. 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, v. 26, 1:p. 1-8.
- NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W. et CHERRY, J.A. 1988. Pyrite oxidation kinetics in carbonate-buffered solution : 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52 : 1077-1085.
- O'CONNOR, C.T. et DUNNE, R.C. 1991. The practice of pyrite flotation in South Africa and Australia. *Minerals Engineering*, Vol. 4, Nos 7-11 : 1057-1069.

- O'KANE, M., WILSON, G.W., BARBOUR, S.L. et SWANSON, D.A. 1995. Aspects on the performance of the till cover system at Equity Silver Mines Ltd. Proceedings of the Conference on Mining and the Environment, Sudbury '95, 2 : 565-573.
- OWEIS, I.S. et KHERA, R.P. 1990. Geotechnology of Waste Management. Butterworths.
- PALENCIA, I., WAN, R.Y. et MILLER, J.D. 1991. The electrochemical behavior of a semiconducting natural pyrite in the presence of bacteria. Metall. Trans. B., 22B :765-774.
- PARUVAKAT, N., SOLETSKI, M.M., KOLLODGE, S. 1992. Composite landfill cap - test plots construction and monitoring. Proceedings of the 15th Annual Madison Waste Conference, University of Wisconsin-Madison, 216-228.
- PERKINS, E.H., GUNTER, W.D., NESBITT, H.W. et ST-ARNAUD, L.C. 1997. Critical review of classes of geochemical computers Models adaptable for prediction of acidic drainage from mine waste rock. Proceedings of the 4th International Conference on Acidic Rock Drainage, Vancouver, , 587-601.
- PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., GUNTER, W.D., ST-ARNAUD, L.C. et MYCROFT, J.R. 1995. Critical Review of Geochemical Processes and Geochemical Models Adaptable for Prediction of Acidic Drainage from Waste Rock. MEND Report, Project 1.42.1.
- PERRON, F. 1997. La Directive 019 - Outil d'analyse et de contrôle environnementaux de l'industrie minière au Québec. Compte rendu du 20^e Symposium sur les eaux usées, 9^e Atelier sur l'eau potable et 13^e Congrès de l'Est du Canada sur la qualité de l'eau (ACQE), Collection Environnement de l'Université de Montréal, No. 10, 255-271.
- PICOT, P. et JOHAN, Z. 1982. Atlas of ore minerals. B.R.G.M., ed. Elsevier, N° 90-1982, 2nd Edition.
- POSTEL, M. et DURIEUX, F. 1985. Techniques de l'Ingénieur – Analyse Chimique et Caractérisation. Istra (ed.), Strasbourg.
- PRESTIDGE, P.E., RALSTON, J. et SMART R.S.C. 1993. The competitive adsorption of cyanide and ethyl xanthate on pyrite and pyrrhotite surfaces. Int. J. Miner. Process., 38 : 205-233.
- RAMDOHR P. 1980. The ore minerals and their intergrowths. International Series in Earth Sciences, Volume 35, Pergamon press, 2nd Edition,

- RASMUSSEN, A. et ERIKSON, J.C. 1986. Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- RAUNCH, H.W. et WHITE, W.B. 1977. Dissolution kinetics of carbonate rocks 1. Effects of lithology on dissolution rate. *Water Resources Research*, 13(2) : 381-394.
- REDDY, J.N. 1993. *An Introduction to the Finite Element Method*. Second Edition, McGraw-Hill Inc. 684 p.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R. et MCMULLEN, J. 1997. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, 4 : 1515-1530.
- RIMSTIDT, J.D., CHERMAK, J.A. et GAGEN, P.M. 1994. Rates of reaction of galena, sphalerite, chalcopyrite and arsenopyrite with Fe(III) in acidic solutions. Chap. 1 in *Environmental Geochemistry of Sulphide Oxidation*, Alpers, C.N. and Blowes, D.W. (eds), ACS Symposium Series 550, 108-122.
- RIPLEY, E.A., REDMANN, R.E. et CROWDER, A.A. 1996. *Environmental Effects of Mining*. St. Lucie Press.
- ROSS, B. 1990. The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resources Research*, 26 (10) : 2625-2629.
- SCHARER, J.M., GARGA, V., SMITH, R. et HALBERT, B.E. 1991. Use of steady state models for assessing acid generation in pyritic mine tailings. *Deuxième Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acide*, Montréal, 2 : 211-229.
- SENE Consultants Limited, 1994. *Acid Mine Drainage - Status of Chemical Treatment and Sludge Management Practices*. Rapport CANMET, SSC File No : 015SQ.23440-3-9140.
- SHACKELFORD, C.D., CHANG, C.K. et CHIU, T.F. 1994. The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. *Proceedings of the First International Congress on Environmental Geotechnics*, Edmonton, ISSMFE/CGS, 789-793.
- SHERLOCK, E.J., LAWRENCE, R.W. et POULIN, R. 1995. On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. *Environmental Geology*, 25 : 43-54.
- SINGER, P.C. et STUMM, W. 1970. Acidic mine drainage : the rate-determining step. *Science*, 167 : 1121-1123.

- SJOBERG, E.L. et RICKARD, D. 1983. The influence of experimental design in calcite dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 47 : 2281-2286.
- SKOOG, D.A., WEST, D.M. et HOLLER, F.J. 1996. *Fundamentals of Analytical Chemistry*, 7th Edition, Saunders College Publishing.
- SOBEK, A.A., SCHULLER, W., FREEMAN, J.R. et SMITH, R.M. 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minerals. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-78-054 (PB-280-495).
- SRK (Steffen, Robertson and Kirsten) et *al.* 1989. Draft Acid Rock Technical Guide. BC AMD Task Force, Vol. 1.
- STORMONT, J.C. 1996. The effectiveness of two capillary barrier on a 10% slope. *Geotechnical and Geological Engineering*, 14 : 243-267.
- STORMONT, J.C. 1995. The performance of two capillary barriers during constant infiltration. Landfill Closures... Environmental Protection and Land Recovery, *Geotechnical Special Publication No. 53*, ASCE, 77-92.
- STRÖMBERG, B. 1997. Weathering Kinetics of Sulphidic Mining Waste : an Assessment of Geochemical Process in the Aitik Mining Waste Rock Deposits. AFR-Report 159, Department of Chemistry, Inorganic Chemistry, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- STUPARYK, R.A., KIPKIE, W.B., KERR, A.N. et BLOWES, D.W. 1995. Production and evaluation of low sulphur tailings at INCO's Clarabelle Mill. *Proceedings of Sudbury'95, Conference on Mining and the Environment*, Vol. 1, 159-169.
- SUTER, G.W., LUXMOORE, R.J. et SMITH, E.D. 1993. Compacted soil barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. *Journal of Environmental Quality*, 22(2) : 217-226.
- SUZUKI, I., CHAN, C.W. et TAKEUCHI, T.L. 1994. Oxidation of inorganic sulfur compounds by Thiobacilli. ACS Symposium Series 550, *Environmental Geochemistry of sulfide oxidation* Alpers C.N. et Blowes D.W. eds, 204 National Meeting of the American Chemical Society, Washington, DC : 608 - 630.

- SUZUKI, I., LIZAMA, H.M. et TACKABERRY, P.D. 1989. Competitive inhibition of ferrous iron oxidation by *Thiobacillus ferrooxidans* by increasing concentrations cells. Appl. Environ. Microbiol., 55 : 1117-
- SVERDRUP, H.U. 1990. The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering. Lund University Press.
- TASSÉ, N., GERMAIN, D., DUFOUR, C. et TREMBLAY, R. 1996. Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au-delà de la barrière d'oxygène. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, 1 : 106-128.
- TIBBLE, P.A. 1997. A survey of *in situ* oxygen consumption rates for sulphide tailings : investigations on exposed tailings and selected remediation efforts. Thesis Master of Science in Earth Sciences, University of Waterloo, 215 p.
- TREMBLAY, R. 1994. Controlling acid mine drainage using an organic cover : the case of the East Sullivan mine, Abitibi, Québec. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 2 : 122-127.
- van GENUCHTEN, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44: 892-898.
- VICK, S.G. 1983. Planning, Design and Analysis of Tailings Dams. John Wiley & Sons, New-York.
- WALLIN, M. et BJERLE, I. 1989. Rate model for limestone dissolution : a comparison. Geochimica et Cosmochimica Acta, 53 : 1171-1176.
- WET, J.R., PISTORIUS, P.C. et SANDENBERGH, R.F. 1997. The influence of cyanide on pyrite flotation from gold leach residue with sodium isobutyl xanthate. Int. J. Miner. Process., 49 : 149-169.
- WHITE III, W.W., TRUJILLO, E.W. et LIN, C-K. 1994. Chemical predictive modeling of acid mine drainage from waste rock : model development and comparison of modeled output to experimental data. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 1 : 157-166.

- WING, R. et GEE, G. 1994. Quest for the perfect cap. *Civil Engineering*, October, 38-41.
- WOLERY, T.J. 1992. EQNR a computer program for geochemical aqueous speciation-solubility calculation : theoretical manual, user's guide, and related documentation, version 7.0.
- WOYSHNER, M.R. et YANFUL, E.K. 1995. Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 32 : 601-609.
- YANFUL, E.K. et CHOO, L-P. 1997. Measurement of evaporative fluxes from candidate cover soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 34 : 447-459.
- YANFUL, E.K. 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(8) : 1207-1228.
- YANFUL, E.K. et AUBÉ, B. 1993. Modelling moisture-retaining soil covers. *Proceedings of the Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering*, Montreal, 1 : 373-380.
- YUAN, X. M. PALSON, B.I. et FORSSBERG K.S.E., 1996. Statistical interpretation of flotation kinetics for a complex sulphide ore. *Minerals Engineering*, Vol. 9, N° 4 : 429-442.