

Titre: Techniques de réhabilitation des zones d'épanchement du parc à
résidus miniers Aldermac
Title:

Auteur: Isabelle Bédard
Author:

Date: 2000

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Bédard, I. (2000). Techniques de réhabilitation des zones d'épanchement du parc
à résidus miniers Aldermac [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8739/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8739/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau, & Michel Aubertin
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

TECHNIQUES DE RÉHABILITATION DES ZONES D'ÉPANCHEMENT
DU PARC À RÉSIDUS MINIERS ALDERMAC

ISABELLE BÉDARD

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
SEPTEMBRE 2000



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-60884-0

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

TECHNIQUES DE RÉHABILITATION DES ZONES D'ÉPANCHEMENT
DU PARC À RÉSIDUS MINIERES ALDERMAC

présenté par : BÉDARD, Isabelle

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. CHAPUIS Robert P., D.Sc.A., président

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre

*À Martin,
à mes parents Lucille, Paul,
à mon frère J-F,
à ma famille et mes amis.*

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier très sincèrement mon directeur et mon codirecteur de recherche, les professeurs Yves Comeau et Michel Aubertin, pour le soutien constant qu'ils m'ont apporté et leurs conseils judicieux tout au long de mes travaux de recherche.

J'aimerais également remercier le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN), et plus particulièrement Monsieur Robert Tremblay, ainsi que Madame Thérèse Spiegle du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) pour l'aide financière accordée. Je souhaite remercier Monsieur Denis Bois de l'Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM-UQAT) pour la bonne contribution à ce projet. Je veux également dédier des remerciements très sincères au professeur Bruno Bussière de l'URSTM-UQAT pour ses commentaires instructifs et son aide soutenue.

Pour les partenaires du projet, je remercie tout d'abord Monsieur Serge Vézina, de la compagnie Cambior pour l'aide apportée au moment de la rédaction du mémoire. De plus, je remercie les compagnies et organismes qui ont collaboré dans la fourniture des matériaux: Tembec Inc., Norkraft Quévillon Inc, Domtar Inc, Régie intermunicipale Argenteuil-Deux-Montagnes, Fournier L & Fils Inc. et la Station d'Épuration de Val d'Or.

À l'École Polytechnique, mes remerciements vont à Martin Labelle, Cédric Chenevier et Monica Monzon qui ont participé aux travaux d'échantillonnage sur le terrain. Je tiens aussi à remercier les techniciens de laboratoire, soit Denis Bouchard et Marcel Dugal au laboratoire de génie de l'environnement, Antonio Gatien au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier et Christian Dallaire au laboratoire de géochimie analytique. Je remercie également le personnel du département des génies civil, géologique et des

mines, et en particulier Lucette De Gagné et Manon Latour pour leurs précieux services. Je tiens aussi à remercier le professeur Mostafa Aachib, de l'École Hassania des travaux publics (Maroc) ainsi que Louis Bernier (Géoberex Recherche) pour leur bonne collaboration concernant certains aspects reliés à mes travaux de recherche.

Enfin, un gros merci et une extrême gratitude à ma famille pour leur soutien moral et leur patience sans limite, à mes amis pour leurs encouragements soutenus et à mon conjoint Martin pour sa très grande compréhension tout au long de ces années.

RÉSUMÉ

L'industrie minière occupe une place prépondérante dans l'économie du Québec. Malgré ses retombées financières positives, l'industrie minière est aussi une source de préoccupations puisqu'elle produit une grande quantité de rejets. À maints égards, leur entreposage dans les aires d'accumulation constitue un défi technique et environnemental significatif. Au fil des ans, on a ainsi observé à divers endroits des déversements plus ou moins importants de rejets en dehors des zones confinées par les ouvrages de retenues. Ces zones d'épanchement de résidus miniers représentent une catégorie particulière d'aires d'accumulation dont la superficie occupée est estimée à environ 600 hectares au Québec.

Les zones d'épanchement ne sont habituellement pas confinées par une structure d'étanchéité et communiquent librement avec le milieu récepteur. Leur étendue peut varier en fonction de différents facteurs dont le volume de l'aire d'accumulation ayant causé l'épanchement, l'état du milieu récepteur, les propriétés physico-chimiques des résidus, la topographie des lieux, le régime hydrique, etc. Lorsque les zones d'épanchement contiennent des minéraux sulfureux, il peut y avoir génération de drainage minier acide (DMA) qui est alors déversé dans l'environnement. En favorisant l'acidification des eaux, le DMA conduit ultérieurement à une mise en solution des métaux lourds, ce qui augmente considérablement les impacts sur l'environnement. Le contrôle de la production de DMA vise à atténuer les effets négatifs sur le milieu environnant.

Plusieurs techniques ont été étudiées et développées pour réduire la production du DMA dans les parcs à résidus et les haldes à stériles. Elles consistent usuellement à limiter l'apport d'un ou de plusieurs éléments impliqués dans les réactions d'oxydation, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures. Pour les climats humides, les solutions qui visent à

limiter l'apport de l'oxygène sont souvent considérées comme étant les plus efficaces pour réduire le DMA. Ces techniques sont conçues pour isoler les résidus miniers sulfureux de l'oxygène atmosphérique soit à l'aide d'une couverture aqueuse, d'une couverture multicouches ou d'une couverture de matériaux organiques.

Pour la réhabilitation des zones d'épanchement de résidus miniers, peu de solutions ont été étudiées. Une des solutions envisagées, qui est utilisée dans ce projet, consiste à employer une couverture de matériaux organiques placée au-dessus des résidus sulfureux. Nous verrons que les matériaux organiques peuvent limiter la formation du DMA de plusieurs façons. Les matériaux sélectionnés pour ce projet devaient notamment posséder un potentiel de revalorisation pour le secteur industriel de l'Abitibi-Témiscamingue. L'utilisation de matériaux alternatifs vise principalement à réduire les coûts de construction des barrières de recouvrement et à recycler des résidus industriels qui autrement doivent être enfouis ou entreposés à l'extérieur. L'évaluation des propriétés physico-chimiques, hydrogéologiques et bactériologiques ont permis de statuer de façon préliminaire sur l'utilisation de ces matériaux dans une couverture organique.

Cette étude sur le comportement des couvertures et de leurs performances a débuté avec la caractérisation des zones d'épanchement du site minier visé, i.e. le site Aldermac situé près de Rouyn-Noranda. Deux campagnes d'échantillonnage sur le terrain ont permis de recueillir les données nécessaires pour la réalisation des analyses de laboratoire. Les résultats de la caractérisation ont été utilisés comme base de référence pour la conception du programme expérimental de laboratoire.

Des essais cinétiques en colonnes ont permis de reproduire en laboratoire certaines conditions du milieu naturel, soit l'alternance des cycles humides et secs et les conditions de dégradation. Le dispositif expérimental était composé de 6 colonnes de laboratoire dont une colonne témoin, une colonne d'épuisement bactérien et 4 colonnes

avec un recouvrement de matériaux organiques. Les essais et analyses se sont poursuivis pendant une période de 180 jours afin d'évaluer l'efficacité relative des matériaux de recouvrement utilisés. Les résultats démontrent qu'il serait possible de limiter la production du DMA en utilisant deux des quatre matériaux sélectionnés pour ce projet.

ABSTRACT

The mining industry provides an important contribution to the Quebec economy. Despite this positive outcome, the mining industry generates some concern by the large amount of tailings generated by milling operations. Their storage constitutes a significant technical and environmental challenge.

Tailings spill areas represent a particular category of accumulation. These zones are frequently the result of tailings which have spread downstream of a disposal site following an incident such as dam failure or over topping of tailings dams. Spill areas are not normally confined within a dam and are openly exposed to the receiving surroundings. These spill areas may vary in size according to various factors such as the volume of the accumulation, the condition of the receiving surroundings, the area topography, physical and chemical characteristics of the tailings, etc.

Acid Mine Drainage (AMD) is the main environmental issue related to tailings management by the mining industry. It originates from tailings sites containing sulfide minerals exposed to air and water. By enhancing water acidification, AMD increases the dissolution of heavy metals which considerably increases its impact on the environment. The reduction of AMD aims at mitigating negative affects on the surroundings.

Many techniques have been studied and developed in order to decrease the production of AMD from tailings ponds and waste stockpiles. They mainly consist of limiting the contribution of one, or many elements involved in oxidation reactions, i.e. water, oxygen or sulfides under wet climate. Solutions which limit the supply of oxygen are often considered to be the most efficient in the reduction of AMD. These techniques are designed to isolate sulfide tailings from oxygen utilizing a water cover, a multi-layer

cover or an oxygen, consuming material cover. Concerning rehabilitation of tailings spills areas, very few studies have been conducted so far. One such solution considered, retained here is the utilization of organic material placed as a cover on top of the sulfide tailings; therefore reducing oxidation possibilities on buried tailings. Ideally, the selected materials should be readily available preferably as residus from the industrial sector, as well as permitting a revalorization of such industrial wastes. The evaluation of physico-chemical, hydrogeological and bacteriological properties allowed an evaluation of these materials for covering purposes.

To investigate the behaviour and performance of various cover materials, the characterization of the Aldermac Minesite (Rouyn-Noranda) tailings spill was initially done. Two (2) field sampling campaigns were conducted to collect the necessary data and samples for laboratory testing. Field characterization results were used as the base reference for conception of the experimental program.

Kinetic experiments, with the use of columns, allowed for laboratory simulations of natural exposure conditions such as wet and dry cycles and some degradation conditions. The experiment consisted of tests performed in six (6) lab columns of which one was a reference column, one was a bacterial exhaust column and the remaining four (4) columns were covers with organics materials. Testing and analyses were performed during a 180 day period in order to evaluate the efficiency of the various cover materials used. The results indicate that it is possible to limit the production of AMD using two (2) of four (4) materials being tested.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIX
LISTE DES FIGURES.....	XXX
LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES.....	XXXIX
LISTE DES PHOTOGRAPHIES	XLIX
LISTE DES ANNEXES	LII
AVANT-PROPOS	LIII
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 : DRAINAGE MINIER ACIDE ET ZONES D'ÉPANCHEMENT DE RÉSIDUS MINIERES AU SITE ALDERMAC.....	8
1.1 Drainage minier acide.....	8
1.1.1 Description	8
Mécanismes de production d'acide	9
Facteurs qui influencent le processus de DMA.....	12

Neutralisation et produits formés par le DMA	14
1.1.2 Prédiction	15
Essais statiques	16
Essais cinétiques	18
Modèles mathématiques géochimiques	22
1.1.3 Contrôle	23
Réglementation	24
1.2 Généralités sur les zones d'épanchement de résidus miniers	27
1.2.1 Caractéristiques physiques	28
1.2.2 Impact potentiel sur le milieu	29
1.2.3 Les apports et les pertes d'eaux	30
1.2.4 Les sols et les sédiments contaminés	31
1.2.5 L'étalement éolien	31
1.2.6 Évaluation de la contamination	32
1.2.7 Propriétés hydrogéologiques, chimiques et biologiques	32
1.3 Description du site Aldermac	33
1.3.1 Localisation et historique	33
1.3.2 Contrôle géologique	36
1.3.3 Bassins hydrologiques	38
1.3.4 Le parc à résidus miniers	40
1.3.5 Caractéristiques des résidus	41
1.3.6 Problématique et mesure de mitigation	42
1.3.7 Suivi	51

CHAPITRE 2 : TECHNIQUES DE CONTRÔLE DE LA PRODUCTION

D'ACIDE ASSOCIÉES AUX ZONES D'ÉPANCHEMENT64

2.1 Introduction	64
2.2 Méthodes de prévention et de réduction du DMA	65
2.2.1 Exclusion des sulfures	66
2.2.2 Exclusion de l'eau	66

2.2.3 Exclusion de l'oxygène	67
2.2.4 Consommation d'oxygène	68
2.2.5 Contrôle du pH.....	70
2.2.6 Réservoir d'alcalinité	70
2.2.7 Réduction de la teneur en métaux	72
2.2.8 Contrôle de l'activité bactérienne	72
2.2.9 Contrôle de la température	73
2.3 Techniques spécifiques de réhabilitation pour le site Aldermac	74
2.3.1 Épuisement bactérien	74
2.3.2 Barrières de recouvrement organique	76
Couverture de résidus de l'industrie papetière	79
Couverture de compost.....	80
Couverture de résidus forestiers	80
2.4 Approches complémentaires.....	81
2.4.1 Passivation des surfaces de minéraux sulfurés.....	81
2.4.2 Décontamination et stabilisation à base de plantes	82
2.4.3 Détournement des eaux de surface.....	85
2.4.4 Atténuation naturelle.....	85
2.5 Étude de pré-faisabilité pour la réhabilitation du site Aldermac.....	86
2.6 Écoulement de l'eau dans un milieu poreux non saturé	88
2.6.1 Courbes de rétention d'eau.....	89
Modèle Kovacs modifié	94
2.6.2 Fonctions de perméabilité	96
2.6.3 Méthodes numériques	100
Programme Hydrus.....	102
2.7 Mécanismes de transport et de consommation d'oxygène dans un milieu poreux	104
2.7.1 Les lois de Fick	105
2.7.2 Évaluation du flux d'oxygène dans un matériau de recouvrement	107

2.7.3 Taux d'oxydation évalués avec la méthode de consommation d'oxygène ...	108
2.7.4 Taux d'oxydation évalués avec la méthode des sulfates.....	110
CHAPITRE 3 : ÉTUDE DE CARACTÉRISATION <i>IN SITU</i>	113
3.1 Introduction	113
3.2 Campagnes d'échantillonnage sur le terrain.....	114
3.2.1 Identification des stations d'échantillonnage	115
3.2.2 Prélèvement des échantillons	117
3.2.3 Évaluation du volume de résidus déposés dans les zones d'épanchement ...	118
3.2.4 Caractérisation visuelle des résidus déposés dans les zones d'épanchement	120
3.3 Caractérisation des échantillons en laboratoire	120
3.3.1 Analyses minéralogiques	123
3.3.2 Analyses granulométriques	123
3.3.3 Conductivité hydraulique	125
Relation de Hazen	126
Relation de Kozeny-Carman	126
Modèle PAVCHICH modifié.....	128
3.3.4 Bioessais <i>Daphnia magna</i>	129
3.3.5 Dénombrement total de micro-organismes	130
3.3.6 Analyses chimiques des échantillons liquides et solides	131
3.3.7 Caractérisation chimique des échantillons liquides et solides	135
3.3.8 Indicateurs du taux d'oxydation et de génération d'acide.....	136
3.4 Résultats d'analyses.....	137
3.4.1 Minéralogie	138
3.4.2 Granulométrie	139
3.4.3 Conductivité hydraulique.....	140
3.4.4 Bioessais <i>Daphnia magna</i>	142
3.4.5 Dénombrement total de micro-organismes	143
3.4.6 Caractérisation chimique des échantillons liquides et solides	144
3.3.7 Géochimie des échantillons liquides et solides.....	150

3.4.8 Potentiel de génération d'acide	158
CHAPITRE 4 : PROGRAMME EXPÉRIMENTAL DE LABORATOIRE.....	163
4.1 Introduction	163
4.2 Configuration des montages expérimentaux	164
4.2.1 Dispositif expérimental	164
4.2.2 Conception et montage des colonnes de laboratoire	166
4.2.3 Instruments de mesure.....	169
Thermocouple de type T.....	169
Sonde RDT	170
4.3 Identification et description des matériaux.....	170
4.3.1 Résidus miniers Aldermac	171
4.3.2 Colonne témoin (C1).....	172
4.3.3 Colonne sable et résidus miniers (C2)	173
4.3.4 Colonne boue de papetière Tembec (C3).....	173
4.3.5 Colonne boue de papetière Norkraft (C4).....	174
4.3.6 Colonne compost (C5)	176
4.3.7 Colonne résidus forestiers Domtar et boues activées (C6)	177
4.4 Description des essais en laboratoire.....	178
4.4.1 Propriétés de base des matériaux	180
Densité relative des grains.....	180
Teneur en eau massique	180
Essais de compactage	181
4.4.2 Bilan hydrique.....	181
4.4.3 Analyses granulométriques	181
4.4.4 Analyses minéralogiques	182
4.4.5 Essais de perméabilité	182
4.4.6 Analyses microbiologiques	183
4.4.7 Demande biochimique en oxygène	184
4.4.8 Demande chimique en oxygène	185

4.4.9 Analyses chimiques et géochimiques des échantillons liquides et solides ...	186
4.5 Résultats d'essais.....	186
4.5.1 Propriétés de base des matériaux	187
Densité relative des grains.....	188
Teneur en eau massique	188
Essais de compactage	190
4.5.2 Bilan hydrique	190
Débit de percolation	190
Débit d'évaporation.....	195
Bilan global	198
4.5.3 Résultats des instruments de mesure.....	200
Thermocouple de type T.....	200
Sonde RDT.....	202
4.5.4 Granulométrie	204
4.5.5 Minéralogie	205
4.5.6 Essais de perméabilité.....	208
4.5.7 Analyses microbiologiques	210
4.5.8 Demande biochimique en oxygène	213
4.5.9 Demande chimique en oxygène	216
4.5.10 Caractérisation chimique des échantillons liquides	217
4.5.11 Géochimie des échantillons liquides.....	225
4.5.12 Caractérisation chimique des échantillons solides.....	231
4.5.13 Géochimie des échantillons solides	233
4.5.14 Observation visuelles des colonnes de laboratoire.....	236
CHAPITRE 5 : SYNTHÈSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS : BILANS,	
MODÉLISATION MATHÉMATIQUE ET ANALYSE ÉCONOMIQUE	247
5.1 Caractérisation du site	247
5.1.1 Conditions hydrologiques	248
5.1.2 Sédimentologie et évaluation qualitative des zones d'épanchement	249

5.1.3 Minéralogie et pédologie.....	249
Comparaison entre les résidus miniers frais et oxydés.....	250
5.1.4 Préparation du programme expérimental	251
5.2 Interprétation des résultats du programme expérimental	252
5.2.1 Diagramme Eh-pH (pe-pH).....	252
5.2.2 Résultats des analyses biologiques.....	255
5.2.3 Bilan ionique	257
5.2.4 Concentration en métaux lourds.....	261
5.2.5 Diagramme de solubilité (Fe(OH) ₃).....	263
5.2.6 Degré de saturation	265
5.2.7 Rétention d'eau et écoulement non saturé	270
Modèles Kovacs modifié et van Genuchten.....	270
Programme Hydrus (Kool et van Genuchten, 1991).....	274
5.2.8 Méthode d'analyse O ₂ -Sulfates.....	279
5.3 Analyse économique préliminaire.....	283
5.3.1 Étude des différents scénarios de réhabilitation.....	285
5.3.2 Comparaison des scénarios de réhabilitation pour le site Aldermac.....	290
5.4 Synthèse des résultats et recommandations préliminaires.....	291
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	300
RÉFÉRENCES	304
ANNEXE	354

LISTE DES TABLEAUX

<u>Tableau 1.1 :</u>	Réglementation environnementale appliquée à l'industrie minière québécoise (adaptée de Marcotte, 1994b et de Aubertin et al., 2000b).....	25
<u>Tableau 1.2 :</u>	Synthèse de la contamination des échantillons d'eau de surface, d'eau souterraine, de résidus miniers et de sol pour le site Aldermac (Conсор, 1995a).....	45
<u>Tableau 2.1 :</u>	Rendement des 11 techniques de réhabilitation sélectionnées lors de l'étude de pré-faisabilité et évaluées à l'aide des grilles de sélection applicables au site Aldermac (tiré de Bédard et al., 1997)	87
<u>Tableau 3.1 :</u>	Description des caractéristiques physiques associées aux différents secteurs d'échantillonnage du site Aldermac identifiées lors de l'étude de caractérisation (Bédard et al., 1997).....	115
<u>Tableau 3.2 :</u>	Évaluation du volume total de résidus déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux montrant les différentes mesures prises sur le terrain lors de l'étude de caractérisation et utilisées pour faire les calculs de volume (Bédard et al., 1997).....	119
<u>Tableau 3.3 :</u>	Liste des méthodes d'analyses et des appareils utilisés pour la caractérisation des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis sur le site Aldermac	122

<u>Tableau 3.4 :</u>	Résultats d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X des échantillons de sols/résidus remaniés, recueillis lors de l'étude de caractérisation (tiré de Bernier, 1997).....	138
<u>Tableau 3.5 :</u>	Classification des sols recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux et évalués à partir des résultats de la granulométrie et des limites d'Atterberg (Méthode D-2487-85, ASTM, 1988).....	140
<u>Tableau 3.6 :</u>	Conductivité hydraulique des échantillons de sols/résidus recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux, estimée à partir de l'équation de Kozeny-Carman (Chapuis et Montour, 1992).....	141
<u>Tableau 3.7 :</u>	Résultats d'analyses des bioessais <i>Daphnia magna</i> pour les échantillons d'eau recueillis à l'exutoire du parc et à la station du pont de la rivière Arnoux, localisée à environ 7 kilomètres du déversoir	142
<u>Tableau 3.8 :</u>	Dénombrement total de micro-organismes pour les échantillons d'eau de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (série 100) et du ruisseau Ouest (série 200), évaluée par la méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950).....	143

<u>Tableau 3.9 :</u>	Résultats moyens des analyses chimiques pour l'ensemble des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant une comparaison avec les valeurs tirées de la réglementation	145
<u>Tableau 3.10 :</u>	Résultats moyens des concentrations en métaux pour l'ensemble des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant une comparaison avec les valeurs tirées de la réglementation.....	151
<u>Tableau 3.11 :</u>	Résultats d'analyses du potentiel de génération d'acide (PGA) pour les échantillons de sols/résidus recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (série 100) et dans le parc à résidus (série 300).....	158
<u>Tableau 4.1 :</u>	Description et identification de la localisation des matériaux utilisés dans les 6 colonnes (C1 à C6) pour le programme expérimental de laboratoire	171
<u>Tableau 4.2 :</u>	Liste des méthodes d'analyses et des appareils utilisés pour la caractérisation des échantillons d'eau de percolation et des matériaux utilisés dans les colonnes de laboratoire.....	179
<u>Tableau 4.3 :</u>	Propriétés des matériaux utilisés lors du montage des colonnes de laboratoire.....	187

<u>Tableau 4.4 :</u>	Valeurs des teneurs en eau massiques moyennes et de l'épaisseur des couches au début et à la fin des essais pour les résidus miniers et pour les matériaux de recouvrement des 6 colonnes de laboratoire.....	189
<u>Tableau 4.5 :</u>	Résultats des essais de compactage pour les matériaux des colonnes C1 et C2 au début des essais	190
<u>Tableau 4.6 :</u>	Volume d'eau de percolation récupéré à la base des 6 colonnes de laboratoire montrant le volume d'eau récupéré pour chacun des 7 cycles et le volume total récupéré pendant toute la durée des essais (dernière ligne).....	191
<u>Tableau 4.7 :</u>	Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan d'eau de percolation de la colonne C1 pour le deuxième cycle, avec le débit d'eau ponctuel (débit eau/jour) et le débit d'eau par cycle (débit eau/cycle).....	192
<u>Tableau 4.8 :</u>	Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan d'eau d'évaporation pour le deuxième cycle de la colonne C1, avec le débit d'eau ponctuel (débit eau/jour) et le débit d'eau par cycle (débit eau/cycle).....	196
<u>Tableau 4.9 :</u>	Résultats des mesures de l'évaporation maximale potentielle (EMP) et de la hauteur d'eau cumulée pour la colonne d'évaporation.....	197
<u>Tableau 4.10 :</u>	Résultats du bilan d'eau global calculé à partir des volumes d'eau de percolation et des volumes d'eau d'évaporation mesurés pour chacun des cycles d'essais	199

<u>Tableau 4.11 :</u>	Résultats des analyses granulométriques pour les matériaux des colonnes C1 et C2 au début des essais.....	204
<u>Tableau 4.12 :</u>	Résultats d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X et pH de rinçage pour les résidus miniers recueillis à différentes profondeurs dans les 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais (tiré de Bernier, 1998).....	206
<u>Tableau 4.13 :</u>	Résultats des essais de perméabilité en cellules triaxiales pour les résidus des colonnes C1 et C2 et pour les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6 et résultat de l'essai de perméabilité au perméamètre pour les matériaux de la colonne C3.....	208
<u>Tableau 4.14 :</u>	Résultats des analyses chimiques pour les échantillons d'eau de percolation montrant les résultats minimum et maximum mesurés pendant toute la durée des essais dans les 6 colonnes de laboratoire.....	218
<u>Tableau 4.15 :</u>	Résultats des concentrations en métaux mesurés dans les échantillons d'eau de percolation montrant les valeurs minimum et maximum analysées pendant toute la durée des essais.....	226
<u>Tableau 4.16 :</u>	Teneurs en métaux lourds dans les résidus miniers (R) et dans les matériaux de recouvrement (C) retirés des 6 colonnes de laboratoire lors du démontage des essais.....	234

<u>Tableau 4.17 :</u>	Description des caractéristiques physiques et des changements observés dans les matériaux des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais.....	239
<u>Tableau 5.1 :</u>	Résultats d'analyse de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) montrant une comparaison entre les deux résultats (rapport DBO₅/DCO) pour les échantillons d'eau de percolation, pour toute la durée des essais; et résultat de la respirométrie pour les matériaux récupérés dans les 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais.....	256
<u>Tableau 5.2 :</u>	Liste des principaux ions qui peuvent être présents dans l'eau de percolation montrant les ions qui ont été mesurés et ceux qui n'ont pas été mesurés lors des analyses de laboratoire	257
<u>Tableau 5.3 :</u>	Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan de l'ion calcium récupéré dans l'eau de percolation de la colonne C1 pendant toute la durée des essais.....	257
<u>Tableau 5.4 :</u>	Résultats des bilans ioniques (% bilan) montrant l'ensemble les ions récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais (cycle 1 à 7); calculés à partir des résultats totaux des anions et des cations présents dans les 6 colonnes de laboratoire	258
<u>Tableau 5.5 :</u>	Résultats de la somme des ions Fe²⁺, Cu²⁺ et Zn²⁺ et de la somme des ions Ca²⁺ et Mg²⁺ récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais et calculés à partir des résultats totaux des anions et des cations	261

<u>Tableau 5.6 :</u>	Résultats des calculs des degrés de saturation des résidus miniers et des matériaux de recouvrement des 6 colonnes de laboratoire, au début et à la fin des essais, montrant les propriétés des matériaux et les formules utilisées pour faire les calculs.....	267
<u>Tableau 5.7 :</u>	Valeurs des paramètres caractérisant les résidus miniers et les matériaux de recouvrement utilisés	275
<u>Tableau 5.8 :</u>	Méthode de calcul des taux de sulfates produits et des flux d'oxygène équivalents évaluée à partir des teneurs en sulfates et des volumes d'eau de percolation récupérés à la base de la colonne C1 pendant le deuxième cycle (28 jours).....	279
<u>Tableau 5.9 :</u>	Résultats des calculs des taux de sulfates produits et des flux d'oxygène équivalents évalués à partir de la méthode O_2-SO_4^{2-} montrant les résultats maximum et minimum mesurés pendant toute la durée des essais dans les 6 colonnes de laboratoire.....	280
<u>Tableau 5.10 :</u>	Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts du recouvrement des zones d'épanchement de la rivière Arnoux avec une couverture de matériaux organiques selon le modèle ECR (Bussière et al., 1998).....	287
<u>Tableau 5.11 :</u>	Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts du recouvrement du parc à résidus miniers Aldermac avec une couverture de matériaux organiques selon le modèle ECR (Bussière et al., 1998).....	288

<u>Tableau 5.12 :</u>	Estimation des coûts de transport des matériaux provenant des zones d'épanchement de la rivière Arnoux vers le parc à résidus miniers Aldermac; montrant les volumes de matériaux à déplacer et les coûts associés au déblaiement, au transport et à la mise en place des matériaux	289
<u>Tableau 5.13 :</u>	Comparaison des coûts associés aux 4 scénarios de réhabilitation évalués à l'aide du chiffrier ECR et de demande de prix auprès des fournisseurs pour le site minier Aldermac.	290
<u>Tableau 5.14 :</u>	Principaux résultats d'analyses des échantillons d'eau et de sols/résidus recueillis à la station de la zone d'épanchement de la rivière Arnoux, utilisée pour le programme expérimental	292
<u>Tableau 5.15 :</u>	Principaux résultats des essais réalisés lors du programme expérimental de laboratoire pour certaines propriétés des matériaux et pour l'analyse de l'eau de percolation des 6 colonnes évaluées au début et à la fin des essais.....	294
<u>Tableau 5.16 :</u>	Principaux résultats d'analyse de l'interprétation des résultats tirés de l'étude de caractérisation et du programme expérimental de laboratoire et évalués à l'aide de bilans, de modélisations mathématiques et autres analyses qualitatives .	298
<u>Tableau A4.1 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C1	355
<u>Tableau A4.2 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C2	356

<u>Tableau A4.3 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C3	357
<u>Tableau A4.4 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C4	358
<u>Tableau A4.5 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C5	359
<u>Tableau A4.6 :</u>	Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C6	360
<u>Tableau A4.7 :</u>	Résultat de l'essai de compactage de type Proctor modifié (méthode D-1557, ASTM, 1994) pour les résidus miniers de la colonne C1, réalisé avant le début des essais	361
<u>Tableau A4.8 :</u>	Résultat de l'essai de compactage de type Proctor modifié (méthode D-1557, ASTM, 1994) pour les matériaux de la colonne C2, réalisé avant le début des essais	362
<u>Tableau A4.9 :</u>	Analyses granulométriques des résidus miniers de la colonne C1 évaluées avant le début des essais (essai 1)	363
<u>Tableau A4.10 :</u>	Analyses granulométriques des résidus miniers de la colonne C1 évaluées avant le début des essais (essai 2)	364
<u>Tableau A4.11 :</u>	Analyses granulométriques des matériaux de la colonne C2 évaluées avant le début des essais (essai 1)	365
<u>Tableau A4.12 :</u>	Analyses granulométriques des matériaux de la colonne C2 évaluées avant le début des essais (essai 2)	366

<u>Tableau A4.13 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 1).....	367
<u>Tableau A4.13 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 1) (suite).....	368
<u>Tableau A4.14 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 2).....	369
<u>Tableau A4.14 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 2) (suite).....	370
<u>Tableau A4.15 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 1).....	371
<u>Tableau A4.15 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 1) (suite).....	372
<u>Tableau A4.16 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 2).....	373
<u>Tableau A4.16 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 2) (suite).....	374
<u>Tableau A4.17 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 1)	375
<u>Tableau A4.17 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 1) (suite).....	376

<u>Tableau A4.18 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 2)	377
<u>Tableau A4.18 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 2) (suite).....	378
<u>Tableau A4.19 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 1)	379
<u>Tableau A4.19 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 1) (suite).....	380
<u>Tableau A4.20 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 2)	381
<u>Tableau A4.20 (suite) :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 2) (suite).....	382
<u>Tableau A4.21 :</u>	Résultats de l'essai de perméabilité au perméamètre à paroi rigide pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 .	383

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1 :** Coupe transversale d'un dépôt de résidus miniers type qui présente les facteurs responsables de la formation du DMA (A) et schéma du processus de formation du DMA (B) (tirée de Aubertin et al., 2000b)... 10
- Figure 1.2 :** Les étapes de formation du DMA (d'après Kleinmann et al., 1981 et tirée de Aubertin et al., 2000b)..... 13
- Figure 1.3 :** Processus global de l'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981 et tirée de Aubertin et al., 2000b)..... 13
- Figure 1.4 :** Exemple d'essais cinétiques en colonne de laboratoire (d'après SRK, 1991 et tirée de Aubertin et al., 2000b) (A); schéma type du dispositif expérimental utilisé par Aachib et al. (1998) (B) montrant une colonne de référence (a) et une colonne de contrôle (b) 20
- Figure 1.5 :** Coupe transversale typique des résidus déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux sur le site Aldermac montrant les différentes zones de contamination avec : ZI (zone inondée), ZT (zone inondée temporairement) et ZN (zone non inondable)..... 28
- Figure 1.6 :** Localisation géographique du site Aldermac dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue montrant les différents secteurs d'influence du site et les stations d'échantillonnage des eaux de surface du MENV (Consor, 1995a) 34

Figure 1.7 :	Localisation des bassins hydrologiques du parc à résidus miniers Aldermac montrant les limites et les exutoires des micro-bassins ainsi que la localisation des piézomètres et des fosses exploratoires du MENV (Conсор, 1995a).....	39
Figure 1.8 :	Travaux de mitigation réalisés sur le parc à résidus miniers Aldermac par SNC-LAVALIN Environnement Inc. en collaboration avec le ministère de l'Environnement et de la Faune (SNC, 1997).....	49
Figure 2.1 :	Courbes de rétention d'eau représentées pour un sable et un silt (adaptée de Freeze et Cherry, 1979 et tirée de Bussière, 1999)	89
Figure 2.2 :	Fonctions de perméabilité représentées pour un sable et un silt (tirée de Aubertin et al., 1995)	97
Figure 3.1 :	Localisation de l'aire d'étude et des 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant les différentes stations d'échantillonnage (série 100 à 400) ainsi que l'emplacement de la station utilisée pour le programme expérimental (*)	117
Figure 3.2 :	Résultats d'analyses chimiques des échantillons d'eau de surface recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs).....	147
Figure 3.3 :	Résultats d'analyses de la concentration en métaux pour les échantillons d'eau de surface recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs)	153

Figure 3.4 :	Résultats d'analyses des paramètres chimiques et de la concentration en métaux pour les échantillons de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs).....	155
Figure 3.5 :	Résultats d'analyses des paramètres chimiques et de la concentration en métaux pour les échantillons de sols/résidus recueillis dans 2 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs).....	157
Figure 4.1 :	Schématisation d'une colonne de laboratoire type utilisée dans le programme expérimental.....	166
Figure 4.2 :	Schématisation des 6 colonnes de laboratoire montrant les différents matériaux utilisés.....	168
Figure 4.3 :	Volume d'eau récupéré et cumulé à la base des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais.....	191
Figure 4.4 :	Résultats des mesures de débit journalier pour toute la durée des essais (A) et des mesures de débit par cycle pour chacun des cycles (B) dans l'eau de percolation récupérée à la base des 6 colonnes de laboratoire .	194
Figure 4.5 :	Résultats des mesures de débit d'évaporation journaliers pour toute la durée des essais (A), des mesures de débit d'évaporation par cycle (B) et de la hauteur d'eau d'évaporation cumulée (C) dans la colonne d'évaporation à chacun des cycles.....	197

- Figure 4.6 :** Valeurs de la température mesurée à partir des thermocouples installés dans les matériaux de recouvrement (A) et dans les résidus miniers (B) des 6 colonnes de laboratoire, et valeurs de la température ambiante du laboratoire (+)201
- Figure 4.7 :** Résultats des teneurs en eau apparente mesurées à partir des sondes RDT installées dans les résidus des colonnes C1 et C2 et dans les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6, à l'aide de l'appareil Trase à des fréquences déterminées pendant les 180 jours d'essais.....203
- Figure 4.8 :** Résultats du dénombrement de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* présente dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais210
- Figure 4.9 :** Résultats du décompte de 4 différents types de bactéries présentes dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux212
- Figure 4.10 :** Résultats d'analyses de la demande biologique en oxygène (DBO₅) mesurés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais; échelle 0-30 000 mg/l dans le graphique (A) et échelle 0-2 000 mg/l dans le graphique (B)214
- Figure 4.11 :** Résultats d'analyses de la respirométrie pour les résidus miniers des colonnes C1 et C2 et pour les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6 mesurés à la fin des essais215

- Figure 4.12 :** Résultats d'analyses de la demande chimique en oxygène (DCO) mesurés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais216
- Figure 4.13 :** Valeurs du pH mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais219
- Figure 4.14 :** Valeurs du potentiel d'électronégativité (Eh) mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais220
- Figure 4.15 :** Valeurs de la conductivité électrique mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais221
- Figure 4.16 :** Résultats d'analyses de la teneur en sulfates mesurée dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais222
- Figure 4.17 :** Quantités des sulfates cumulés (g) et récupérées dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais; mesurées à partir des teneurs en sulfates (mg/l) et des volumes d'eau de percolation (l).....224
- Figure 4.18 :** Résultats d'analyses de la concentration en métaux mesurée dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais227
- Figure 4.19 :** Résultats d'analyses chimiques dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement analysés à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux231
- Figure 4.20 :** Résultats des concentrations en métaux dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement analysés à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux235

- Figure 4.21 :** Représentation schématique des hauteurs de matériaux mesurées sur les 6 colonnes de laboratoire à des fréquences déterminées pendant toute la durée des essais.....237
- Figure 5.1 :** Comparaison des résultats d'analyses minéralogiques entre les résidus miniers frais et oxydés échantillonnés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (S110) lors de l'étude de caractérisation du site Aldermac (Bernier, 1997).....250
- Figure 5.2 :** Caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation pour les 6 colonnes de laboratoire représentées dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M, selon les valeurs du pH et du Eh récupérées dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais (inspirée de Aubertin et al., 1999c).....254
- Figure 5.3 :** Schématisation des bilans ioniques par des diagrammes à barres de la masse cumulative des cations et des anions (méc./l) récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais (jusqu'au jour 180).....259
- Figure 5.4 :** Résultats des concentrations en métaux lourds cumulés et récupérés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais; montrant les résultats pour le cuivre (A et B) à des échelles différentes (0-160 et 0-0,02 mg/l) ainsi que les résultats pour le fer (C) et de zinc (D).....262
- Figure 5.5 :** Résultats expérimentaux des teneurs en fer, placés sur le diagramme de solubilité du fer (Fe(OH)₃) pour les colonnes C1 et C2 (A) et C3 à C6 (B), en fonction du pH (à T = 25°C) (tirée de SRK, 1989 et inspirée de Stumm et Morgan, 1981).264

- Figure 5.6 :** Résultats de la calibration des sondes RDT pour les boues Tembec (A) et pour le compost (B); et valeur de la teneur en eau volumique mesurée à la fin des essais (*) 269
- Figure 5.7 :** Courbe typique de rétention d'eau pour les résidus miniers qui composent les colonnes de laboratoire calculée à partir des modèles Kovacs modifié (Aubertin et al., 1998) et van Genuchten (1980)..... 271
- Figure 5.8 :** Courbe typique de rétention d'eau pour les matériaux de recouvrement qui composent les colonnes de laboratoire calculée à partir du modèle van Genuchten (1980) et des données expérimentales tirées de Cabral et al. (1996)..... 272
- Figure 5.9 :** Courbes de conductivité hydraulique non saturées pour les résidus miniers (bleu) et pour les matériaux de recouvrement (rouge) calculées à partir du modèle van Genuchten-Mualem (van Genuchten., 1980).... 274
- Figure 5.10 :** Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture de la colonne C4 en fonction du temps (valeurs après 28 jours de drainage libre) montrant les résultats des données expérimentales et des calculs par HYDRUS (tirée de Aachib, 1999)..... 276
- Figure 5.11 :** Résultats des simulations calculées avec HYDRUS montrant les profils de saturation (A) et de pression (B) des résidus miniers (RM) et des matériaux de recouvrement (RD) pour un drainage libre sans évaporation (Cycle 1); et les profils de saturation (C) et de pression (D) pour un drainage libre avec évaporation (Cycle 3) (tirée de Aachib, 1999) 278

- Figure 5.12 :** Valeurs des quantités de sulfates produits (A) et des flux d'oxygène équivalents montrant les résultats des flux d'oxygène pour le rapport(9 :4) (B) et pour le rapport (2 :1) (C), évalués à la fin de chacun des cycles d'essais (durée de 28 jours ou 17 jours); le graphique (D) présente une comparaison des résultats pour les deux rapports de flux.....281
- Figure A4.1 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C1 à la fin des essais (Bernier, 1998)384
- Figure A4.2 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons de résidus miniers frais, oxydés et ceux récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C2 à la fin des essais (Bernier, 1998)385
- Figure A4.3 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C3 à la fin des essais (Bernier, 1998)386
- Figure A4.4 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C4 à la fin des essais (Bernier, 1998)387
- Figure A4.5 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C5 à la fin des essais (Bernier, 1998)388
- Figure A4.6 :** Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C6 à la fin des essais (Bernier, 1998)389

- Figure A4.7 : Résultats d'analyses chimiques de l'eau de percolation récupérée à la base des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais ... 390**
- Figure A4.8 : Mesure des concentrations en métaux (Mg, Mn, Cr, Co, Ag, Al, Li) dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais..... 391**
- Figure A4.9 : Mesure des concentrations en métaux (Ca, K, Na, Sr) dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais..... 392**
- Figure A4.10 : Mesure des concentrations en métaux dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement à la fin des essais; représentations graphiques en fonction de leur localisation dans les matériaux 393**
- Figure A5.1 : Courbes de rétention d'eau des résidus de désencrage (adaptée de Cabral et al., 1996) montrant les résultats de deux essais réalisés en laboratoire..... 394**

LISTE DES SYMBOLES ET ACRONYMES

a	Paramètre de l'équation de Gardner pour décrire la courbe de rétention d'eau
a_f	Valeur approximative de Ψ_a du modèle de Fredlund et Xing (1994) [ML ⁻¹ T ⁻²]
A	Abondant de 30-50 % (échelle semi-quantitative des analyses minéralogiques)
A	Aire de la chambre vide [L ²]
A	Aire de la colonne [L ²]
AEV	Pression d'entrée d'air (« Air Entry Value ») (aussi Ψ_a) [ML ⁻¹ T ⁻²]
Aldermac	Site à l'étude
AMQ	Association minière du Québec
APGGQ	Association Professionnelle des Géologues et des Géophysiciens du Québec
APHA	American Public Health Association
AQUAMIN	Programme d'Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada
ASTM	Annual Book of Standards Methods
AWWA	American Water Works Association
b₁, b₂	Constantes de l'équation générale proposée par Leong et Rahardjo (1997) pour représenter les courbes de rétention d'eau
BA	Boues activées d'usine d'épuration
C	Coefficient de forme et de tortuosité (aussi c)
C	Concentration d'oxygène [ML ⁻³]
C	Couverture / Matériau de recouvrement
C₀	Concentration d'oxygène au-dessus de la barrière [ML ⁻³]
C₁	Concentration d'oxygène en dessous de la barrière [ML ⁻³]

C1	Colonne C1
C2	Colonne C2
C3	Colonne C3
C4	Colonne C4
C5	Colonne C5
C6	Colonne C6
$C_{(t)}$	Concentration d'oxygène dans la phase gazeuse au temps t [ML^{-3}]
C_u	Coefficient d'uniformité = D_{60}/D_{10}
$C_{(\psi)}$	Fonction de correction du modèle de Fredlund et Xing (1994)
CANMET	Centre Canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie
CCME	Conseil canadien des Ministres de l'Environnement
CDT	Centre de Développement Technologique de l'École Polytechnique
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
C.G.C.	Commission Géologique du Canada
CIE	Compagnie
CIM	Institut canadien des mines, de la métallurgie et du pétrole
CORP.	Corporation
Couv.	Couverture / Matériaux de recouvrement
CN	Canadien National
C/N	Rapport carbone/azote
Col.	Colonne
CQVB	Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse
CRDAT	Conseil régional de développement de l'Abitibi-Témiscamingue
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRI	Coastech Research Inc.
CRM	Centre de Recherche Minérale
D	Dimension
D_{10}	Diamètre des grains pour avoir 10% de la masse avec un plus petit diamètre [L]

D_{10}	Diamètre des grains pour avoir 10% de la masse avec un plus petit diamètre [L]
D_{17}	Diamètre des grains pour avoir 17% de la masse avec un plus petit diamètre [L]
D_{60}	Diamètre des grains pour avoir 60% de la masse avec un plus petit diamètre [L]
D019	Directive 019 sur les industries minières (MENVIQ, 1989)
D_a	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ($1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$) [L^2T^{-1}]
D_e	Coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
D_r	Densité relative des grains solides
D_w	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) [L^2T^{-1}]
DBO	Demande biochimique en oxygène [M/L^3]
DCO	Demande chimique en oxygène [M/L^3]
DMA	Drainage minier acide
DRX	Méthode de diffraction aux Rayons-X (Bernier, 1997; 1998)
e	Indice des vides
e^-	Électrons
équiv.	Équivalents
exp	Exposant
E	Échantillon d'eau
Eh	Potentiel d'électronégativité qui désigne l'échelle hydrogène comme référence des potentiels d'électrodes
ECR	Modèle d'Évaluation des Coûts de Restauration
EDTA	Éthylène Diamine Tétra Acétate
ÉIÉ	Évaluation des Impacts Environnementaux
EMP	Évaporation maximale potentielle
ENE	Est Nord Est
EPA	Environmental Protection Agency

ÉTIMA	Programme d'Évaluation des Techniques de Mesures d'Impacts en Milieu Aquatique
F	Base des matériaux
F	Faible de 5-10% (échelle semi-quantitative des analyses minéralogiques)
F_g	Flux diffusif par unité de surface [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_L	Flux d'oxygène à travers la surface [$ML^{-2}T^{-1}$]
F_r	Résidus miniers frais
g	Accélération gravitationnelle [LT^{-2}]
GCL	Geosynthetic Clay Liner
h_{co}	Montée capillaire moyenne [L]
h_L	Profondeur de la rivière [L]
h_s	Épaisseur des sédiments [L]
H	Constante modifiée sans dimension de Henry (33,9 @ 25°C)
H_{cum}	Hauteur d'eau cumulée à la sortie de la colonne [L]
H_s	Hauteur des solides [L]
« H_s »	Hauteur effective des solides [L]
H_T	Hauteur totale du matériau [L]
I_p	Indice de plasticité
ICARD	International Conference on Acid Rock Drainage
Inc.	Incorporée
k, k_i	Conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité ($i = x, y, \text{ ou } z$) [LT^{-1}]
k_a	Constante diélectrique apparente pour un matériau poreux
k_{rel}	Conductivité hydraulique relative
k_s, k_{sat}	Conductivité hydraulique à saturation [LT^{-1}]
k_r	Taux de réaction de la pyrite
ℓ	Paramètre du modèle de Mualem qui dépend des propriétés des sol et du fluide

ι	Paramètre de connectivité des pores ($\iota = 0,5$ pour un sol grossier, Mualem (1976))
L	Épaisseur de la barrière [L]
L	Largeur totale des résidus [L]
L	Longueur de l'échantillon [L]
LCPE	Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement
Log	Logarithmique
LQE	Loi sur la Qualité de l'Environnement du Québec
m	Paramètre d'ajustement de la courbe de rétention expérimentale $\Psi(\theta_w)$
m_r	Paramètre de lissage de courbe du modèle de Fredlund et Xing (1994) relié à la teneur en eau résiduelle et à la fonction de correction C (Ψ)
m_v	Constante d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980)
M	Milieu des matériaux
M	Moyen de 10-30 % (échelle semi-quantitative des analyses minéralogiques)
M\$	Millions de dollars
Max.	Maximum
Me	Métal
MDF	Méthodes des différences finis
MECL	Montreal Engineering Company Limited
MEF	Méthodes des éléments finis
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MENV	Ministère de l'Environnement
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec
méq.	Milliéquivalents
MER	Ministère de l'Énergie et des Ressources
MES	Matières en suspension [M/L^3]
Min.	Minimum
Moy.	Moyenne

MVES	Matières volatiles en suspension [M/L³]
MK	Modèle Kovacs modifié (ou MK-2)
MT	Millions de tonnes [M]
MT	Portion métallique des analyses minéralogiques
MRC	Municipalité régionale de comté
MRN	Ministère des Ressources naturelles
n	Paramètre d'ajustement de la courbe de rétention expérimentale $\Psi (\theta_w)$
n	Porosité
n_G	Paramètre du modèle de Gardner (1958) pour décrire la courbe de rétention d'eau
n_f	Paramètre de lissage du modèle de Fredlund et Xing (1994) qui contrôle la pente au point d'inflexion de la courbe de rétention d'eau
n_v	Constante d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980)
N	Normalité du sulfate d'ammonium ferreux
N°	Numéro
n.a.	Non applicable
n.d.	Non disponible
NEDEM	Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier (aussi MEND)
NPP	Méthode du nombre le plus probable (Cochran, 1950)
OH	Silt organique
Org.	Organique
Ox.	Résidus miniers oxydés
PAM	Potentiel d'acidité maximale
PGA	Potentiel de génération d'acide
PN	Potentiel de neutralisation brut
PNN	Potentiel de neutralisation nette
PVC	Polychlorure de vinyle
r	Épaisseur des résidus [L]

R	Largeur de la rivière [L]
R	Résidus miniers
Redox	Potentiel d'électronégativité
Rés.	Résidus miniers
RD	Résidus de désencrage / Matériaux de recouvrement
RDT	Réflectométrie dans le domaine du temps
RM	Résidus miniers
s	Surface spécifique des particules solides
<i>spp.</i>	Espèces
S	Échantillon de sol/résidus
S	Surface des matériaux
S _a	Saturation due aux forces d'adhésion
S _c	Saturation due aux forces capillaires
S _e	Degré de saturation effectif
S _F	Facteur de forme pour les résidus sulfureux du modèle Pavchich modifié (Bussière, 1993)
S _r	Degré de saturation en eau résiduelle
S _w	Degré de saturation en eau
SED	Échantillon de sédiments
SNC	SNC-Lavalin Environnement Inc.
SRK	Steffen Robertson and Kirstein (B.C.) Inc.
SWEMP	Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production
t	Temps [T]
<i>T.</i>	<i>Thiobacillus</i>
TDR	Réflectométrie dans le domaine du temps
TDS	Solides totaux dissous
TKN	Azote totale Kjeldhal [M/L ³]
TR	Trace < 5% (échelle semi-quantitative des analyses minéralogiques)

UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale
USCS	Unified Soil Classification System
USDA	U.S. Department of Agriculture System
V	Volume de la chambre vide [L ³]
V	Volume de l'échantillon [L ³]
V _v	Volume des vides
V _T	Volume total [L ³]
V _s	Volume des solides [L ³]
w	Teneur en eau massique
w _{opt}	Teneur en eau massique optimale
w _L	Limite de liquidité
w _p	Limite de plasticité
WEF	Water Pollution Control Federation
WSW	Ouest Sud Ouest
χ_a ou χ_w	Équations utilisées pour prédire la valeur de D _e pour des matériaux partiellement saturés (Aubertin et al., 1999b)
z	Distance entre les points d'intérêt [L]
z	Profondeur de l'échantillon [L]
ZE	Zone d'épanchement
ZI	Zone inondée
ZN	Zone non inondable
ZT	Zone inondée temporairement
α	Paramètre d'ajustement de la courbe de rétention expérimentale $\Psi(\theta_w)$
α_v	Constante du modèle de van Genuchten (1980) qui représente l'inverse de ψ_a
γ_w	Poids volumique de l'eau [ML ⁻² T ⁻²]
ζ	Variable d'intégration dans les modèles de Childs et Collis-George (1950), Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994)

η	Paramètre du modèle de Mualem (1976) qui dépend des propriétés du sol et du fluide
θ ou θ_w	Teneur en eau volumique [$L^3 L^{-3}$]
θ_e	Teneur en eau réduite [$L^3 L^{-3}$]
θ_e^ℓ	Facteur de correction tenant compte de la tortuosité du milieu poreux
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [$L^3 L^{-3}$]
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation [$L^3 L^{-3}$]
ψ	Pression négative ou succion [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_0	Valeur de ψ pour un état complètement sec (1×10^7 cm d'eau) [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_a	Pression d'entrée d'air ($ \psi_a = AEV$) (« Air Entry Value ») [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_r	Pression ou succion résiduelle [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_n	Succion de normalisation [L]
ψ_x	Succion au point x [$ML^{-1}T^{-2}$]
λ_{BC}	Paramètre de lissage de courbe du modèle de Brooks et Corey (1964) relié à l'agencement des pores
τ	Facteur de tortuosité
ρ_e	Potentiel d'électronégativité exprimé comme étant l'activité des électrons
ρ_d	Masse volumique sèche d'un sol à l'optimum Proctor [ML^{-3}]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [M/L^{-3}]
μ_a	Viscosité de l'air
μ_a	Pression de l'air dans les pores [$ML^{-1}T^{-2}$]
μ_w	Viscosité cinématique de l'eau (1×10^{-6} m ² /s) [$ML^{-1}T^{-1}$]
μ_w	Pression de l'eau interstitielle [$ML^{-1}T^{-2}$]
Σ	Somme
$<$	Inférieur à
$>$	Supérieur à
∞	Infini

Indices

a	air
c	capillaire
e	effectif
g	gaz
w	eau

LISTE DES PHOTOGRAPHIES

<u>Photographie 1.1</u> : Zone d'épanchement du site Aldermac localisé en Abitibi-Témiscamingue (octobre 1996).....	56
<u>Photographie 1.2</u> : Zone d'épanchement du site Poirier localisé en Abitibi-Témiscamingue (septembre 1998).....	56
<u>Photographie 1.3</u> : Zone d'épanchement du site Manitou localisé en Abitibi-Témiscamingue (mai 1996).....	57
<u>Photographie 1.4</u> : Zone d'épanchement du site Moulton-Hill localisé en Estrie (mai 1997).....	57
<u>Photographie 1.5</u> : Visualisation des trois différentes zones de contamination d'une station représentative de la rivière Arnoux montrant la zone habituellement non inondable (ZN), la zone temporairement inondable (ZT) et la zone toujours inondée (ZI) (octobre 1996) ...	58
<u>Photographie 1.6</u> : Parc à résidus miniers Aldermac (au centre) et carrière d'exploitation (à gauche) (octobre 1996).....	59
<u>Photographie 1.7</u> : Sortie du parc à résidus (exutoire) vers la zone d'épanchement de la rivière Arnoux (en haut) (octobre 1996)	59
<u>Photographie 1.8</u> : Parc à résidus miniers (en haut) et ruisseau Ouest (en bas) (octobre 1996).....	60
<u>Photographie 1.9</u> : Zones inondables (en haut) et rivière Arnoux (en bas) localisées à environ 2 km de l'exutoire du parc (octobre 1996).....	60

- Photographie 1.10** : Rivière Arnoux (au milieu) et zones inondables (en haut et bas) localisées à environ 2,5 km de l'exutoire du parc (1995) 61
- Photographie 1.11** : Rivière Arnoux qui se déverse dans le lac Arnoux à environ 9 kilomètres de l'exutoire du parc (1995) 61
- Photographie 1.12** : Déversoir installé à la sortie du parc à résidus miniers par le MENV (photographie prise au mois d'octobre 1996)..... 62
- Photographie 1.13** : Déversoir de type V-notch installé dans la rivière Arnoux et localisé à environ 200 m de l'exutoire du parc (1996)..... 62
- Photographie 1.14** : Ruisseau localisé dans le parc à résidus qui s'écoule vers l'exutoire (octobre 1996) 63
- Photographie 1.15** : Station du pont de la rivière Arnoux localisée à environ 7 kilomètres de l'exutoire du parc (octobre 1996) 63
- Photographie 3.1** : Tarière mécanique utilisée pour l'échantillonnage des sols/résidus et pour le forage des tranchées (novembre 1996)..... 160
- Photographie 3.2** : Benne Heckman utilisée pour l'échantillonnage des sédiments (novembre 1996) 160
- Photographie 3.3** : pH mètre « Fisher scientific » utilisé pour l'analyse du pH et de la température des sols/résidus (octobre 1996) 161
- Photographie 3.4** : pH mètre « Water quality checker U-10 » utilisé pour l'analyse des paramètres chimiques de l'eau de surface (1996) 161

<u>Photographie 3.5 :</u>	Vue de la station d'échantillonnage des matériaux utilisés comme témoin pour le programme expérimental (1995).....	162
<u>Photographie 3.6 :</u>	Trous de forage qui ont permis de récupérer les matériaux nécessaires à la conception des colonnes de laboratoire (1996) ..	162
<u>Photographie 4.1 :</u>	Vue de face des 6 colonnes d'essais cinétiques et de la colonne d'évaporation (début des essais, novembre 1997).....	242
<u>Photographie 4.2 :</u>	Vue arrière des colonnes de laboratoire (photographie prise au début des essais, novembre 1997).....	242
<u>Photographie 4.3 :</u>	Vue de face des 6 colonnes d'essais cinétiques (11 mars 1998) ..	243
<u>Photographie 4.4 :</u>	Vue arrière des 6 colonnes d'essais cinétiques (11 mars 1998) ...	243
<u>Photographie 4.5 :</u>	Colonne C1 à la fin des essais (5 mai 1998)	244
<u>Photographie 4.6 :</u>	Colonne C2 à la fin des essais (5 mai 1998)	244
<u>Photographie 4.7 :</u>	Colonne C3 à la fin des essais (5 mai 1998)	245
<u>Photographie 4.8 :</u>	Colonne C4 à la fin des essais (5 mai 1998)	245
<u>Photographie 4.9 :</u>	Colonne C5 à la fin des essais (5 mai 1998)	246
<u>Photographie 4.10 :</u>	Colonne C6 à la fin des essais (5 mai 1998)	246

LISTE DES ANNEXES

<u>Annexe 1</u> : Résultats et données complémentaires.....	354
--	------------

AVANT-PROPOS

Le mandat régissant la réalisation de ce projet de recherche a été défini selon les termes d'un protocole d'entente entre l'École Polytechnique, le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) et le ministère de l'Environnement du Québec (MENV). Pour ce mandat, l'auteure a fait parvenir une proposition de recherche au gouvernement intitulée "Les zones d'épanchement de résidus miniers au Québec: Inventaire, caractérisation et restauration" (Bédard, 1996). Cette proposition présente les objectifs généraux du projet, les méthodes de réalisation des étapes du projet et quelques aspects administratifs. Les objectifs spécifiques sont présentés dans l'introduction du mémoire.

Les zones d'épanchement de résidus miniers au Québec engendrent la dégradation de l'environnement de par l'accessibilité des contaminants au milieu. L'utilisation non contrôlée de ce territoire affecte la flore et la faune et provoque, dans la plupart des cas, un dérèglement des écosystèmes atteints. Il existe plusieurs zones d'épanchement de résidus miniers sur le territoire québécois; mentionnons ceux des sites Aldermac, East Sullivan, Poirier, Manitou-Barvue, etc.

Une solution de réhabilitation doit être envisagée pour ces sites incluant le site Aldermac et c'est à ce niveau que ce projet de recherche intervient. Pour ce projet, l'auteure a réalisé une caractérisation environnementale complémentaire du site d'épanchement et a évalué, à travers un programme expérimental de laboratoire, certaines techniques de réhabilitation pratiques au niveau technique, environnemental et économique pour le site Aldermac. Les informations sur les techniques de réhabilitation potentiellement applicables aux zones d'épanchement du site Aldermac pourront éventuellement être adaptées à d'autres zones d'épanchement de résidus miniers au Québec et ailleurs.

INTRODUCTION

Problématique

Le contexte géologique du Québec est très favorable à l'activité minière. En 1999, la valeur totale des expéditions minérales a atteint 3 532 M\$, dont 2 169 M\$ pour les minéraux métalliques, 787 M\$ pour les minéraux industriels et 576 M\$ pour les matériaux de construction (MRN, 1999a). Environ 800 sites miniers avaient fait l'objet de travaux d'exploration, d'extraction et/ou de traitement du minerai dans le domaine des minéraux métalliques ou non métalliques. Parmi les sites encore en opération, on retrouve 26 mines de métaux, 16 producteurs de minéraux industriels, 50 industries de pierre dimensionnelle et environ 400 carrières et sablières (MRN, 1999b). Les principales substances minérales produites au Québec sont l'or, le minerai de fer, les scories de titane, le ciment, l'amiante, le cuivre et le zinc (Aubertin, 1991). L'industrie minière suscite donc, depuis un bon nombre d'années, une activité intense qui affecte l'économie de plusieurs régions. En 1999, l'emploi dans l'industrie minière s'élevait à 17 162 années-personnes, ce qui comprend les emplois reliés à la production, au forage à diamant et à certaines entreprises de première transformation. L'investissement total de l'industrie minière était estimé à 864 M\$. Les dépenses d'investissement pour l'exploration et la mise en valeur des gisements ont atteint environ 129 M\$ et celles pour les immobilisations et l'entretien se sont chiffrées à 734 M\$ (MRN, 1999a).

Malgré les retombées positives sur l'économie québécoise, l'industrie minière est confrontée, depuis plusieurs années, à l'évidence que son impact sur le milieu environnant est souvent fort important. En ce sens, l'entreposage des résidus miniers constitue le principal problème de gestion environnemental (Aubertin et Chapuis, 1991). En mars 2000, la superficie occupée par les aires d'accumulation de résidus miniers au Québec était de 13 700 hectares dont 2 700 hectares pour les haldes à stérile,

9 900 hectares pour les parcs à résidus et 1 100 hectares pour les bassins de polissage (Marcotte, 2000). En décembre 1999, un peu moins de 3 032 hectares avaient fait l'objet de travaux de restauration, dont la majorité ont été réalisés sur les parcs à résidus. La superficie des aires inactives considérée comme ayant un état satisfaisant par le MRN était de 2 164 hectares (Marcotte, 2000).

Les zones d'épanchement de résidus miniers doivent également être traitées avec une attention particulière de par les impacts environnementaux qu'elles produisent sur le milieu naturel. Les impacts se manifestent par une détérioration des écosystèmes allant de légère à parfois très néfaste. Ces impacts peuvent devenir nuisibles au point où toutes formes de vie finissent par disparaître. La plupart des zones d'épanchement au Québec ne sont pas restaurées, i.e. qu'on n'y a pas appliqué une protection ou du matériel stabilisateur qui empêcherait la contamination du milieu récepteur. À ce jour, les efforts ont surtout été concentrés sur la restauration des parcs à résidus, ce qui était nécessaire. Mais le besoin de faire de la recherche sur la problématique et les méthodes de réhabilitation des zones d'épanchement est également pressant et essentiel au bon maintien de nos écosystèmes.

Objectifs du projet

L'objectif principal de ce projet est d'identifier et d'évaluer en laboratoire les techniques de réhabilitation qui pourront éventuellement être adaptées aux conditions de terrains retrouvés sur le site Aldermac. Les objectifs généraux pour l'ensemble du projet sont les suivants :

- apporter de nouvelles connaissances scientifiques à la recherche et au développement des méthodes de contrôle et de réhabilitation des zones d'épanchement de résidus miniers générateurs de DMA;

- explorer diverses technologies applicables aux zones d'épandement de résidus miniers pour le site Aldermac;
- proposer des études subséquentes afin d'approfondir les aspects qui permettraient de déterminer la méthode la plus appropriée pour ce site;
- utiliser des matériaux qui possèdent un potentiel de revalorisation industrielle pour l'Abitibi-Témiscamingue.

Des objectifs spécifiques ont été fixés pour chacune des étapes du projet qui comprend : l'évaluation des techniques de réhabilitation applicables au site Aldermac, l'étude de caractérisation *in situ*, le programme expérimental en laboratoire et l'analyse des résultats à l'aide de modèles mathématiques, de diagrammes de phase, de bilans et d'autres analyses qualitatives.

Les aspects utilisés pour faire l'évaluation des techniques de réhabilitation peuvent être énoncés comme suit :

- compléter une revue de littérature des techniques de réhabilitation disponibles et applicables au Québec;
- effectuer une étude de pré-faisabilité pour la réhabilitation du site Aldermac;
- investiguer de façon préliminaire les mesures correctrices les plus appropriées au site;
- recueillir les informations pertinentes pour la réalisation de l'étude de caractérisation et du programme expérimental de laboratoire.

Parmi les aspects spécifiques reliés à l'étude de caractérisation *in situ*, on peut mentionner:

- réaliser une caractérisation des zones d'épandement de résidus miniers du site Aldermac;

- utiliser les résultats pour compléter les informations tirées du rapport de caractérisation du parc à résidus miniers Aldermac, préparé par Consor (1995a), par des essais ponctuels et par des analyses complémentaires;
- utiliser et interpréter les résultats de l'étude de caractérisation pour la conception du programme expérimental.

Les aspects spécifiques reliés au programme expérimental de laboratoire visent à :

- étudier la ou les solutions les plus prometteuses, tirées de l'évaluation des techniques de réhabilitation et de l'étude de caractérisation, selon différents critères en utilisant des montages de laboratoire;
- concevoir et réaliser des essais cinétiques en colonne de laboratoire avec les matériaux sélectionnés;
- utiliser, sélectionner, et interpréter les principaux résultats provenant du programme expérimental pour faire la synthèse des résultats.

Enfin, pour les aspects spécifiques de l'analyse des résultats, on a :

- effectué une modélisation mathématique simplifiée pour analyser les résultats expérimentaux;
- utilisé des diagrammes de phase, des bilans et d'autres analyses qualitatives;
- fait une analyse préliminaire des aspects économiques pour une éventuelle réhabilitation du site Aldermac;
- apporté des recommandations sur les technologies applicables qui pourraient être approfondies ultérieurement.

Le projet de recherche visait donc à obtenir des informations supplémentaires pour faire progresser la réhabilitation des zones d'épandement du parc à résidus miniers Aldermac. Il est à noter qu'il s'agit d'une étude préliminaire qui fournit des

informations pertinentes et qui propose des recommandations sur des approches qui méritent d'être étudiées davantage dans le cadre d'études subséquentes.

Structure du document

Le document adopte une structure parallèle pour chacune des étapes du projet qui correspond aux différents chapitres. Les figures, les tableaux et les graphiques essentiels à la compréhension du lecteur sont présentés dans le texte et les autres se retrouvent en annexes; les photographiques sont présentés à la fin des chapitres. Un CDROM contenant la compilation des données expérimentales est disponible aux bureaux de Michel Aubertin et de Yves Comeau à l'École Polytechnique. Pour la planification du projet, une recherche de l'information disponible a d'abord été effectuée. Cette information provenait principalement du rapport de caractérisation du parc à résidus miniers Aldermac du MEF (Conzor, 1995a). Les informations disponibles au MRN et tirées de la littérature ont également été étudiées.

Dans le chapitre 1, on présente la problématique générale du drainage minier acide ainsi que les principales méthodes de prévision et de contrôle de la production d'acide. On présente aussi un bref résumé de la réglementation environnementale qui s'applique au domaine minier. Les caractéristiques propres aux zones d'épanchement de résidus miniers qui permettent de les distinguer des autres aires d'accumulation de résidus miniers sont décrites par la suite. À la fin du chapitre, la description du site Aldermac permet de situer le projet dans le contexte du site.

Dans le chapitre 2, on présente une revue de littérature des techniques de réhabilitation applicables au Québec. Par la suite, une étude de pré-faisabilité permettra de déterminer les techniques spécifiques au site Aldermac. Cette étude visera à identifier et à évaluer de façon préliminaire les diverses techniques envisageables pour le site d'intérêt. Afin

de faire un choix adéquat, une grille d'évaluation avec des critères de sélection a été appliquée à certaines techniques de réhabilitation. Enfin, on présente les principes qui décrivent l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé et non saturé et les mécanismes de transport et de consommation de l'oxygène dans un milieu réactif.

Dans le chapitre 3, on traite de l'étude de caractérisation *in situ*. Les résultats d'analyses présentés dans le rapport de caractérisation du MEF (Conсор, 1995a) ont d'abord été revus et complétés par des essais d'analyses ponctuelles réalisées aux laboratoires de l'École Polytechnique. On présente une brève description des deux campagnes d'échantillonnage réalisées par l'auteure sur le site Aldermac. Ensuite, on présente la méthodologie utilisée pour la caractérisation des échantillons en laboratoire. Les résultats d'analyses et une brève interprétation des résultats suivent à la fin du chapitre.

Dans le chapitre 4, on décrit le programme expérimental de laboratoire qui a été développé afin d'étudier les matériaux les plus prometteurs selon les objectifs du projet et les résultats des étapes précédentes. Le programme expérimental est composé de six colonnes d'essais cinétiques, dont une colonne témoin, une colonne d'épuisement bactérien et quatre colonnes de recouvrement avec matériaux organiques. On présente la configuration des montages expérimentaux et on décrit les matériaux de recouvrement utilisés dans les colonnes. La méthodologie pour la réalisation des essais en laboratoire est également décrite pour l'ensemble des essais et les résultats des essais suivent à la fin du chapitre.

Dans le chapitre 5, on présente d'abord une brève interprétation de l'étude de caractérisation sur le terrain. Ensuite, on présente l'interprétation des résultats des essais du programme expérimental de laboratoire. Dans cette section, quelques modélisations mathématiques ont été effectuées à l'aide de logiciels spécialisés. Des diagrammes de phase, des bilans et d'autres analyses qualitatives ont été effectués pour

faire l'interprétation des résultats. On a aussi procédé à l'évaluation des aspects économiques dont les coûts tiennent compte des technologies actuelles et des exigences en matière de restauration du MRN et du MENV pour que les sites soient restaurés à un niveau approprié.

Enfin, une synthèse des résultats d'analyse a permis de faire des recommandations sur les matériaux de recouvrement jugés intéressants pour la réhabilitation du site Aldermac et qui pourront être approfondis dans des études subséquentes.

CHAPITRE I

DRAINAGE MINIER ACIDE ET ZONES D'ÉPANCHEMENT DE RÉSIDUS MINIERS AU SITE ALDERMAC

1.1 Drainage minier acide

La génération du drainage minier acide (DMA) dans un dépôt de résidus miniers dépend de plusieurs facteurs impliquant la présence de minéraux sulfureux, d'eau et d'oxygène. La présence de minéraux neutralisants et de bactéries a également un effet sur la qualité et le taux de génération du DMA (e.g. Ritcey, 1989; SRK, 1991). Le drainage minier acide est nuisible pour l'environnement puisqu'il favorise la libération de métaux lourds toxiques en abaissant le pH des eaux. Pour contrôler la production du DMA, il faut éliminer un ou plusieurs éléments constitutifs à sa formation; ces éléments sont l'oxygène, l'eau et les sulfures de fer. De plus, la source doit être étudiée afin de suivre l'évolution du taux de production du DMA. L'interruption de l'altération des sulfures, soit par une barrière organique ou par une autre couverture étanche à l'oxygène n'implique pas un arrêt instantané du DMA. Les eaux déjà porteuses d'acidité doivent d'abord être éliminées des rejets miniers. Les mécanismes de production d'acide peuvent même être actifs pendant une longue période de temps après la mise en place d'une barrière contre l'oxygène (e.g. St-Arnaud, 1996; Tassé et al., 1996).

1.1.1 Description

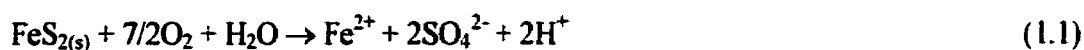
Le DMA, qui est produit lorsque les composés contenant des minéraux sulfurés sont en contact avec de l'air et de l'eau, peut provenir de différentes sources naturelles et anthropiques (SRK, 1991). Par exemple, le drainage ou le ruissellement des eaux

provenant des travaux souterrains ou de surface est une source de production du DMA. Le DMA peut également être produit par infiltration d'eau dans les dépôts de rejets de concentrateur (parcs à résidus), les haldes de stériles provenant des mines de métaux, les déblais issus de l'exploitation houillère, les réserves de minerais, les minerais rebuts et les zones d'épanchement de résidus miniers. Pour pallier aux problèmes environnementaux provoqués par le DMA, il est nécessaire de comprendre et de prévoir le potentiel de production d'acide afin de choisir les meilleures méthodes de contrôle du DMA. Pour ce faire, la compréhension des mécanismes de production d'acide est essentielle.

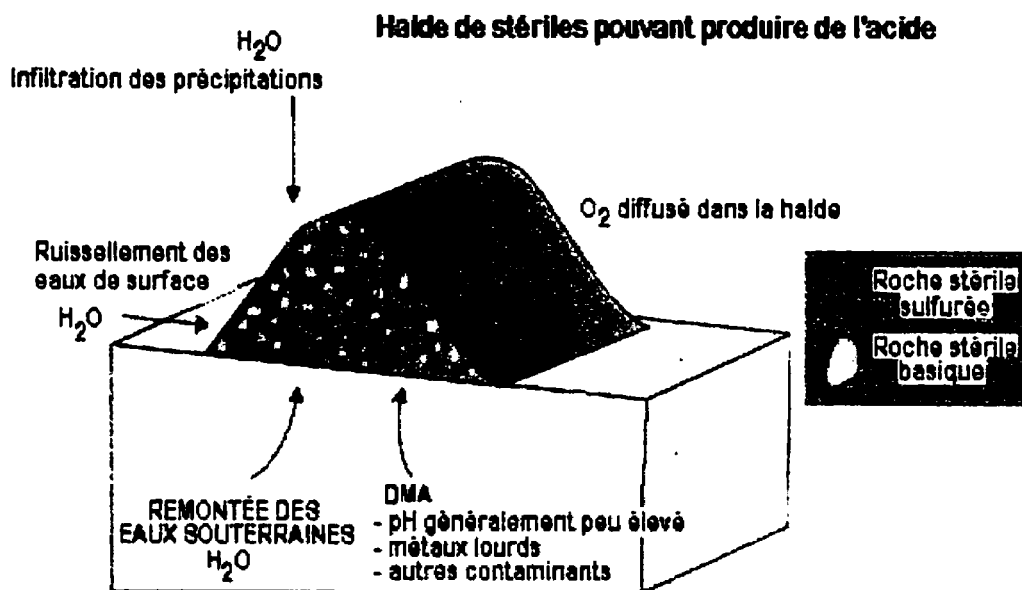
Mécanismes de production d'acide

Le phénomène chimique responsable de la formation du DMA est l'oxydation des sulfures de fer lorsque ceux-ci sont en contact avec l'eau et l'oxygène. La pyrite (FeS_2) est le minéral sulfuré le plus rencontré dans les processus de production d'acide. La figure 1.1 présente une coupe transversale d'un dépôt de résidus type qui illustre les facteurs responsables de la formation du DMA.

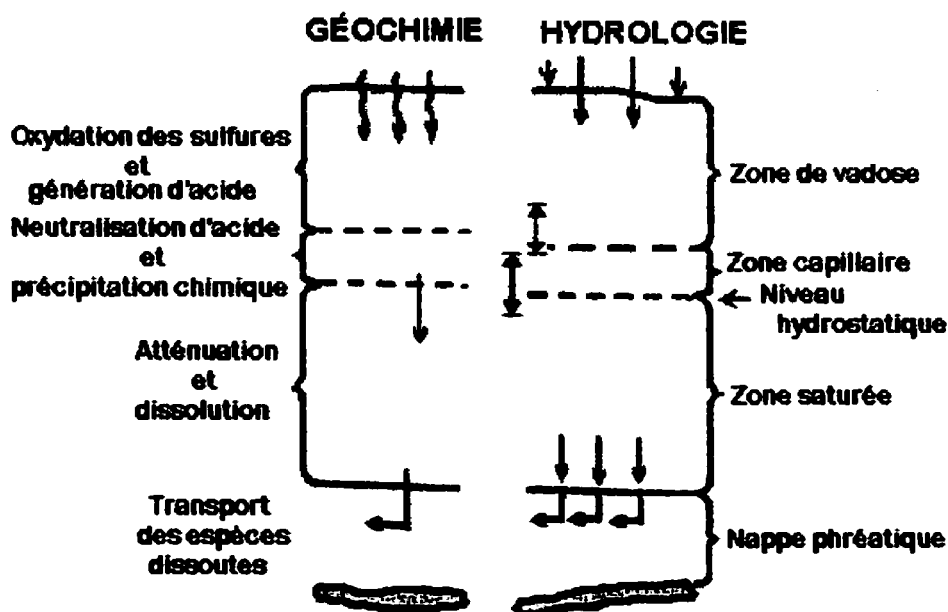
Les équations de réactions qui décrivent les mécanismes de production d'acide sont représentées à partir de l'oxydation de la pyrite (FeS_2) et sont largement discutées par plusieurs auteurs (e.g. Kleinmann et al., 1981; Anon, 1987; Ritcey, 1989; Yanful, 1990; Aubertin et al., 1992, 1996c). La réaction 1.1 représente l'oxydation de la pyrite en présence d'eau et d'oxygène. Cette réaction est relativement lente et s'effectue dans un milieu à pH plutôt neutre.



où l'indice (s) représente un état solide.



(A)



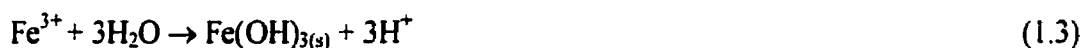
(B)

Figure 1.1 : Coupe transversale d'un dépôt de résidus miniers type qui présente les facteurs responsables de la formation du DMA (A) et schéma du processus de formation du DMA (B) (tirée de Aubertin et al.; 2000b)

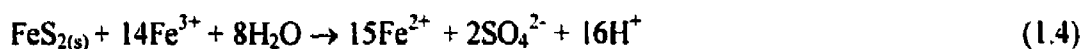
Des ions H^+ sont libérés et le milieu s'acidifie progressivement en favorisant les réactions 1.2 et 1.3. Le fer ferreux (Fe^{2+}) peut s'oxyder et se transformer en fer ferrique (Fe^{3+}) tel que démontré par la réaction 1.2 :



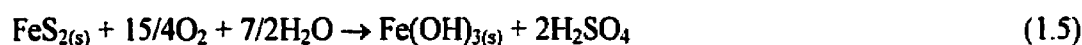
Pour un $pH > 3$ environ, le Fe^{3+} précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($Fe(OH)_{3(s)}$) et d'autres ions H^+ sont libérés ce qui acidifie davantage le milieu. La réaction 1.3 représente la précipitation du Fe^{3+} :



La réaction 1.4 intervient lorsque le pH est inférieur à environ 3,2. Le Fe^{3+} demeure en solution et oxyde directement la pyrite. La réaction d'oxydation de la pyrite par le Fe^{3+} s'effectue plus rapidement que l'oxydation directe par l'oxygène du Fe^{2+} ce qui accélère davantage la production du DMA.



La réaction globale du mécanisme de production d'acide est quelquefois représentée par :



Cette réaction montre que de l'oxydation d'une mole de pyrite en contact avec l'eau et l'oxygène produit 2 moles d'acide sulfurique (H_2SO_4) qui contribue à la génération du DMA.

Facteurs qui influencent le processus de DMA

Les principaux facteurs qui influencent la vitesse de réaction et le taux de production d'acide sont (e.g. Bennet et al., 1989; Miller et al., 1990; SRK, 1991) :

- la température;
- le pH initial du lixiviat;
- l'activité bactérienne (biologique);
- l'activité chimique du Fe^{3+} ;
- la surface spécifique du minéral sulfuré exposé;
- l'écoulement de l'eau et le degré de saturation;
- la concentration d'oxygène en phase aqueuse et en phase gazeuse;
- la présence des minéraux neutralisants (calcite, dolomite, etc.);
- et la nature géochimique des rejets miniers.

Certaines bactéries peuvent influencer le processus d'oxydation dans la génération du DMA. Par exemple, la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* peut agir comme catalyseur en accélérant le processus d'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} (réactions 1.2 et 1.4) ce qui amplifie le taux de production d'acide; elle peut également accélérer la réaction d'oxydation du minéral sulfuré dans la réaction 1.1. La bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* prolifère mieux dans une eau dont le pH est d'environ 3,2. Ainsi, lorsque ce pH est atteint, les réactions 1.2 et 1.4 s'engagent dans un processus cyclique et rapide et de grandes quantités d'acides sont alors produites. Il est à noter que ces réactions peuvent se produire avec ou sans la présence des bactéries. Les étapes de production du DMA sont présentées à la figure 1.2 et une illustration de la formation du DMA à partir des équations d'oxydation de la pyrite est présentée à la figure 1.3.

Les lecteurs intéressés à obtenir plus de détails sur l'influence de ces facteurs sur la vitesse de réaction et le taux de production de DMA peuvent consulter les documents préparés par SRK (1991) et par Aubertin et al. (2000b).

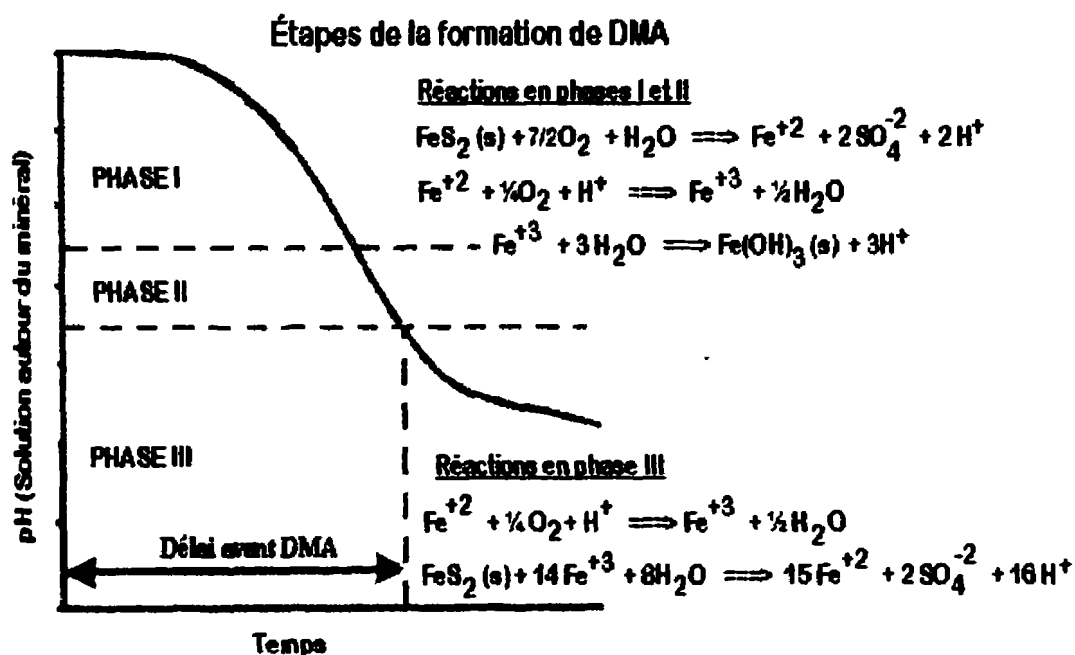


Figure 1.2 : Les étapes de formation du DMA (d'après Kleinmann et al., 1981 et tirée de Aubertin et al., 2000b)

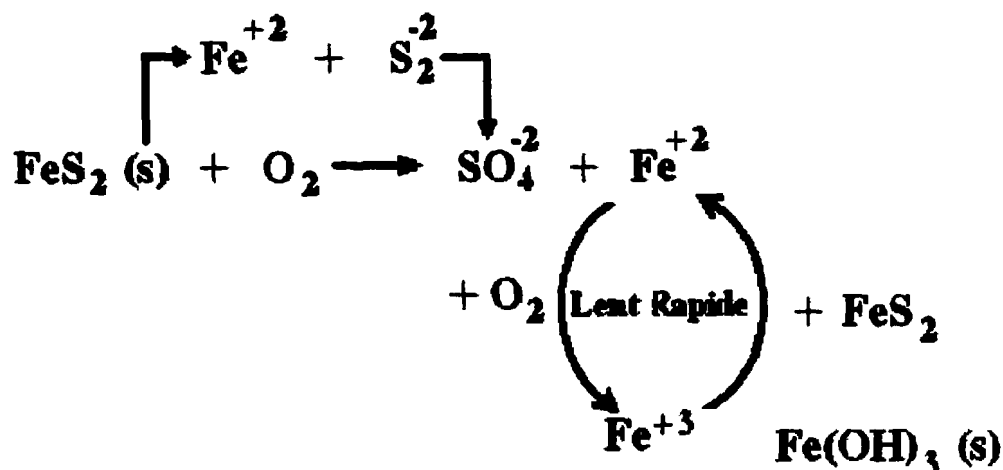
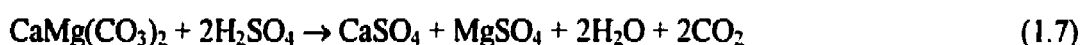


Figure 1.3 : Processus global de l'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981 et tirée de Aubertin et al., 2000b)

Neutralisation et produits formés par le DMA

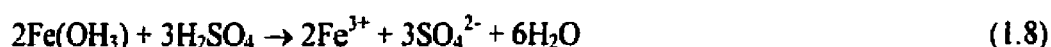
La présence des minéraux secondaires dans les résidus miniers est un bon indicateur de la capacité d'un minéral à neutraliser l'acide et ainsi à contribuer à la réduction du DMA. Des minéraux secondaires peuvent être formés suite à l'oxydation des minéraux sulfurés (pyrite, pyrrhotite). Les minéraux carbonatés et plus spécifiquement la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) possèdent un potentiel de neutralisation élevé. Ces minéraux réagissent avec l'acide sulfurique (H_2SO_4) et la neutralisent. Les réactions 1.6 et 1.7 montrent les mécanismes de dissolution de la calcite et de la dolomite par l'acide sulfurique (Ritchie, 1994) :



Les réactions de dissolution ci-dessus entraînent la précipitation de minéraux secondaires tels que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et l'anhydrite (CaSO_4) dans le cas de la calcite, et de l'epsonite ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ou de l'hexahydrate ($\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) pour la dolomite (e.g. Jambor, 1994; Aubertin et al., 2000b). Ces réactions de dissolution se produisent assez rapidement et contribuent à neutraliser l'acide. Le gaz carbonique (CO_2) est également produit lorsqu'une grande quantité d'acide est libérée en présence des minéraux carbonatés. La concentration de CO_2 représente donc une indication qu'une oxydation a lieu dans les résidus en présence de CaCO_3 (Aachib, 1997).

D'autres minéraux carbonatés comme l'ankérite ($\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$) et la sidérite (FeCO_3) possèdent une réactivité et une capacité à neutraliser l'acide plus faible que la calcite et la dolomite. Parmi les autres groupes de minéraux qui possèdent un potentiel de neutralisation, mentionnons : les oxydes, les oxyhydroxydes et hydroxydes ferriques, les feldspaths (albite, biotite, orthose) et les phyllosilicates (chlorite, biotite, muscovite,

kaolinite) (Ritchie, 1994). Le potentiel de neutralisation de ces minéraux est cependant plus faible que celui des carbonates. L'équation 1.8 est un exemple de réaction de dissolution d'un hydroxyde de fer, la ferrihydrite ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) :



Cette réaction de dissolution produit la formation de Fe^{3+} qui augmente graduellement dans la solution et qui entraînera la précipitation de la jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), un autre minéral secondaire.

Les groupes de minéraux secondaires les plus communs dans les sites générateurs de DMA sont les sulfates (gypse, jarosite), les carbonates (calcite, dolomite, sidérite), les oxydes et hydroxydes (goethite, ferrihydrite), les phosphates (vivianite), les arsénates (scorodite) et les composés halogénés (boleite). Plusieurs auteurs décrivent les réactions de précipitation et de dissolution des minéraux secondaires (e.g. Alpers et al., 1994; Blowes et Ptacek., 1994; Ritchie, 1994; Aubertin et al., 2000b; Jönsson et Lövgren, 2000).

1.1.2 Prédiction

La prédiction du potentiel d'acidification d'un milieu peut comporter plusieurs étapes dont: la caractérisation des matériaux et l'étude du contexte géologique, la réalisation et l'interprétation d'essais statiques et cinétiques et l'application de modèles mathématiques. Plusieurs chercheurs ont développé des méthodes pour la prévision de la production d'acide par des essais statiques et cinétiques (e.g. Perry, 1985; Ferguson et Erickson, 1986). On présente dans ce qui suit une brève description des essais statiques, cinétiques et des modèles mathématiques.

Essais statiques

Les essais statiques étudient en laboratoire les conditions dans un état stationnaire et fournissent un instantané de l'équilibre chimique d'un échantillon à un moment donné dans le temps. Ils déterminent la capacité de production d'acide et la capacité de neutralisation des minéraux présents dans les résidus miniers et s'appliquent essentiellement dans des conditions d'excès de produits générateurs ou consommateurs d'acide (Williams et al., 1982).

Les essais statiques sont surtout utilisés comme méthode de dépistage. En effet, ils ne permettent pas de prédire le moment où un échantillon produira de l'acide mais ils démontrent que l'échantillon a le potentiel de produire de l'acide. Pour ce type d'essai, les vitesses relatives de production et de consommation d'acide ne sont pas considérées (e.g. Ferguson et Erickson, 1986; Aubertin et al., 2000b).

Le principe de base des essais statiques consiste à produire un bilan chimique entre les minéraux acidogènes (producteurs d'acide) et les minéraux acidivores (neutralisateurs d'acide). La première étape pour la réalisation d'un essai statique de base consiste en la détermination des éléments suivants :

- la teneur en soufre total (S_{total});
- le potentiel de neutralisation brut (PN) par titrage acide base;
- le pH de l'échantillon.

Pour la version étendue de l'essai, on doit également disposer de l'information suivante :

- l'analyse des espèces sulfurées (sulfates solubles, S natif);
- l'analyse du carbone inorganique total.

Les résultats de ces analyses sont ensuite utilisés pour évaluer les propriétés suivantes (Aubertin et al., 2000b):

- le potentiel d'acidité maximal ($PAM = \% S_{total} * 31,25 \text{ kg/t CaCO}_3$);
- le soufre provenant des sulfures ($S_{sulfures} = S_{total} - S_{sulfates}$);
- le potentiel d'acidité des sulfures ($PAS = \% S_{sulfures} * 31,25 \text{ kg/t CaCO}_3$);
- le potentiel de neutralisation brut (PN) par titrage acide base en kg/t CaCO_3 ;
- le potentiel de neutralisation des carbonates ($PNC = \% \text{CO}_{2(inorganique)} * 22,74 \text{ kg/t CaCO}_3$);
- le potentiel de neutralisation nette ($PNN = PN - PAM$);
- le potentiel de génération d'acide ($PGA = PAM - PN$);
- le potentiel de neutralisation nette étendu ($PNCN = PNC - PAS$);
- les ratios PN/PA et PNC/PAS.

Un échantillon qui possède un PNN négatif ou un PGA positif est considéré potentiellement générateur d'acide. Pour ce calcul, le PAM est estimé de façon conservatrice puisque l'on considère que tout le soufre présent dans l'échantillon peut produire de l'acide et que le PN peut être surestimé. En tenant compte de cette prémisse, un matériau sera considéré potentiellement générateur d'acide jusqu'à un $PNN \geq 20 \text{ kg/t CaCO}_3$ (Aubertin et al., 2000b).

La construction du diagramme PN versus PAM est une autre méthode qui peut être utilisée pour déterminer le potentiel de génération d'acide. Sur ce diagramme, les échantillons qui montrent un rapport $PN/PAM < 1$ sont considérés générateurs d'acide, les échantillons dont le rapport PN/PAM est situé entre 1 et 3 sont potentiellement générateurs (zone d'incertitude) et ceux qui ont un rapport $PN/PAM > 3$ ne produiront pas d'acide (Adam et al., 1997). Plusieurs auteurs présentent différents types d'essais statiques (e.g. Williams et al., 1982; Ferguson et Erickson, 1986; CRI, 1989, 1991; SRK, 1991; Adam et al., 1997; Morin et Hutt, 1997; Aubertin et al., 2000b; Jambor et al., 2000).

Essais cinétiques

Les essais cinétiques permettent d'étudier les modifications de la composition d'un système dans le temps. Ils sont notamment utilisés pour prédire le délai de production du DMA et pour suivre l'évolution de la qualité de l'eau du DMA en fonction du temps. Ces essais, basés sur la lixiviation d'échantillons représentatifs et sur le contrôle de la qualité de l'effluent, servent à modéliser en laboratoire les processus générateurs et consommateurs d'acide (Anon, 1987). Ils permettent aussi de vérifier l'efficacité des techniques de contrôle ou de traitement préconisé et de déterminer les vitesses de réaction dans le temps et dans des conditions particulières pour épuiser les réserves minérales (sulfures, minéraux acidivores) (SRK, 1991).

Les principaux types d'essais cinétiques sont : les essais de confirmation de Colombie-Britannique (C.B), les réacteurs Soxhlet, les essais en flacons vibrateurs, les cellules d'humidité, les colonnes et lysimètres et les parcelles d'essais *in situ*. Ces essais sont réalisés en laboratoire à l'exception des parcelles expérimentales *in situ* qui sont réalisées à plus grande échelle dans les conditions naturelles du site. Plusieurs auteurs discutent des essais cinétiques (e.g. Sobek et al., 1978; CRI, 1989, 1991; SRK, 1989; Aachib et al., 1994; Morin et Hutt, 1997; Aubertin et al., 2000b; Frostad et Lawrence, 2000; Lapakko et White, 2000; White et Lapakko, 2000). On présente dans ce qui suit, une description plus détaillée des essais cinétiques en colonnes de laboratoire puisqu'ils sont utilisés dans cette étude.

L'objectif principal des essais cinétiques en colonnes est de déterminer le taux de production d'acide et d'établir les variations de ce taux dans le temps. Ils permettent de reproduire les conditions du milieu naturel qui peuvent comporter plusieurs variantes dont : l'alternance des cycles humides et secs, le contrôle du degré de saturation dans l'échantillon, les fluctuations dans la position de la nappe d'eau, les débits d'écoulement

de l'eau et l'ajustement des conditions de dégradation par l'inoculation de bactéries. La figure 1.4 illustre des exemples d'essais cinétiques en colonne de laboratoire.

Ces essais sont couramment effectués dans des colonnes cylindriques en polychlorure de vinyle (PVC) ou en plexiglas. Les matériaux (résidus ou roche) à étudier sont placés dans les colonnes en suivant l'ordre de déposition retrouvé sur le terrain et dans lesquels on laisse s'écouler une solution aqueuse qui est récupérée à la base des colonnes. L'instrumentation des montages en colonnes permet de suivre les paramètres qui influencent les réactions d'oxydation de la production du DMA. Le potentiel de génération d'acide est évalué à partir de la qualité de l'eau de percolation récupérée à la base des colonnes. Les principaux paramètres utilisés pour caractériser le potentiel de génération d'acide sont les suivants (SRK, 1991; CRI, 1991):

1. *pH* :

- $\text{pH} > 5$: l'échantillon est peu acide et/ou la neutralisation de l'acide domine sur sa production;
- $3 \leq \text{pH} \leq 5$: l'échantillon est acide et une neutralisation de l'acide peut encore être possible;
- $\text{pH} < 3$: l'échantillon est très acide et le rôle de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* peut être considérable.

2. *Potentiel d'oxydoréduction (Eh)* :

- $\text{Eh} < 400 \text{ mV}$: l'échantillon possède des valeurs redox basses avant le début de la génération d'acide;
- $\text{Eh} > 450 \text{ mV}$: l'échantillon indique une oxydation plus intense et une influence possible des bactéries ferrooxydantes;
- $\text{Eh} > 500 \text{ mV}$: l'oxydation du Fe^{3+} des minéraux sulfurés peut être significative au-dessus de 500 mV.

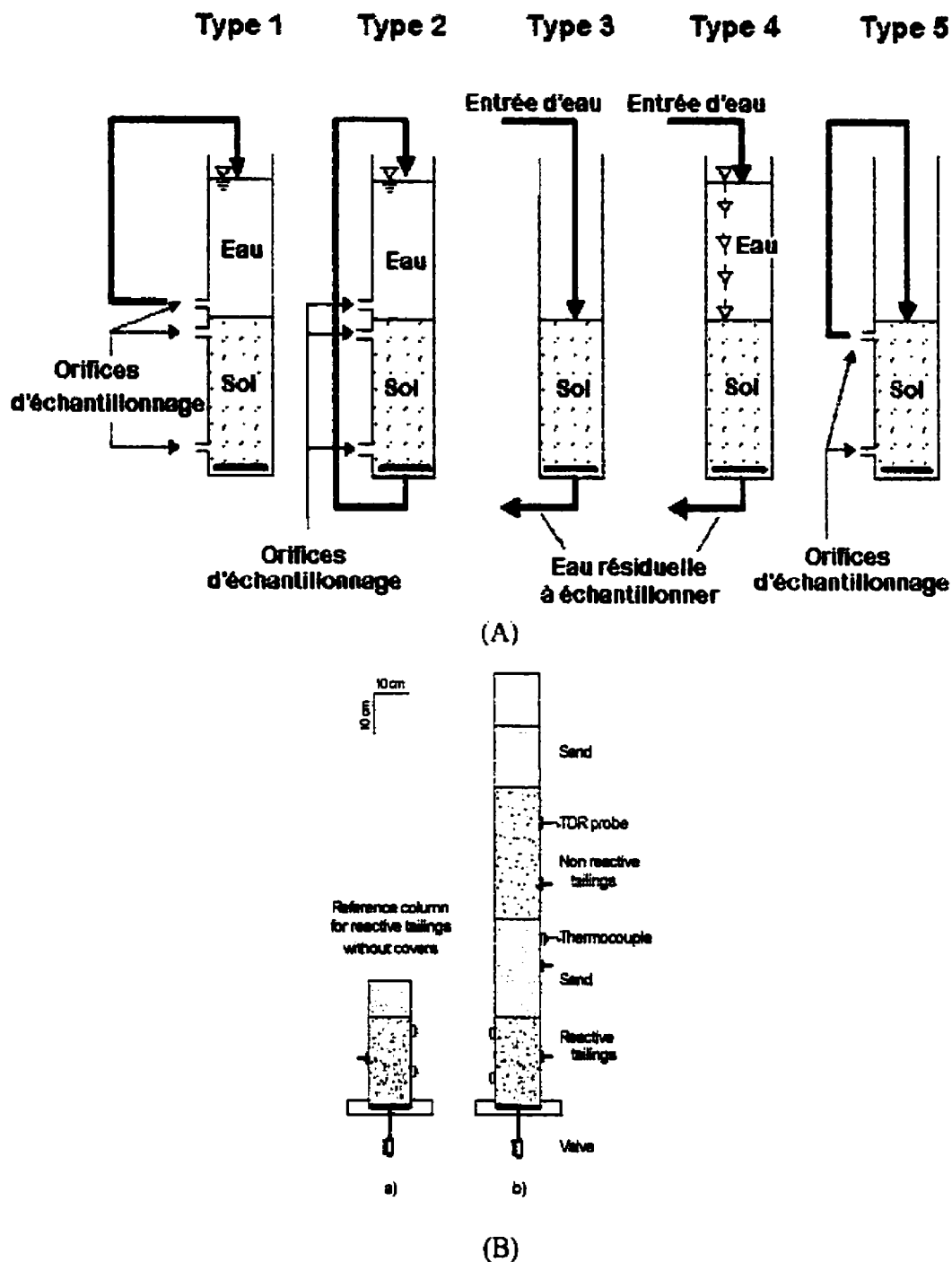


Figure 1.4: Exemple d'essais cinétiques en colonne de laboratoire (d'après SRK, 1991 et tirée de Aubertin et al., 2000b) (A); schéma type du dispositif expérimental utilisé par Aachib et al. (1998) (B) montrant une colonne de référence (a) et une colonne de contrôle (b)

3. *Sulfates (SO_4^{2-}) :*

La teneur en sulfates est une mesure directe du taux d'oxydation des sulfures puisque les sulfates proviennent de l'oxydation complète des minéraux sulfurés. Pour l'interprétation des résultats, on considère que tout le soufre oxydé se retrouve dans l'eau et que celui-ci s'oxyde pour former des sulfates. La précipitation des minéraux secondaires sulfatés (gypse) n'est pas considérée en général. Une forte teneur en sulfate peut être mesurée même à pH élevé lorsqu'il y a la présence de minéraux carbonates. Malgré ces limites, la concentration des sulfates représente un bon indicateur du taux d'oxydation des sulfures et du potentiel de génération d'acide (Bussière et al., 1997).

4. *Métaux lourds :*

La concentration des métaux en solution dans l'échantillon permet de déterminer le taux d'épuisement d'un métal comparativement au contenu métallique original. Pour l'analyse du taux de production d'acide, les mécanismes de dissolution et de précipitation des minéraux secondaires ne représentent pas nécessairement un taux de production d'acide positif. Ainsi, le taux de production d'acide provenant du dégagement des métaux doit être évalué en tenant compte de la concentration des métaux en solution et des phénomènes de dissolution et de précipitation des minéraux secondaires.

5. *Conductivité électrique :*

Une augmentation de la conductivité électrique de l'échantillon indique une augmentation probable de la génération d'acide puisque la mesure de la conductivité électrique représente l'aptitude des ions en solution à conduire le courant électrique.

Plusieurs études ont été réalisées en colonnes pour vérifier l'efficacité des diverses techniques de réhabilitation. Pour les couvertures aquatiques, des essais ont été réalisés sur les résidus sulfureux des mines Solbec et Cupra (Ritcey, 1991; Amyot et Vézina, 1996). Dans le cas d'une couverture de recouvrement simple, des études ont été

appliquées dans le cadre du programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (MEND-NEDEM) (Tremblay, 1996b). Pour les couvertures composites, les études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers présentent des résultats très intéressants (e.g. Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997; Bussière et al., 1998; Aubertin et al., 1999c; Bussière, 1999). Les couvertures organiques ont également été sujet de plusieurs études réalisées avec divers types de matériaux; comme les essais en colonne réalisés avec les résidus ligneux du parc East Sullivan (e.g. Payant et al., 1995; Tassé et al., 1996).

Modèles mathématiques géochimiques

Les modèles géochimiques sont utilisés pour interpréter les résultats provenant des essais cinétiques et pour faire des prédictions à long terme sur les caractéristiques d'un milieu étudié. Les 5 grandes classes de modèles géochimiques sont les suivants : les modèles d'équilibre thermodynamique, les modèles de transfert de masse, les modèles mixtes de transfert de masse et d'écoulement, les modèles de support et les modèles empiriques d'ingénierie. Les détails sur ces divers types de modèle sont donnés dans Perkins et al. (1995), et revus par Joanès (1999).

À partir des modèles géochimiques et des équations mathématiques, plusieurs logiciels ont été construits pour faire de la modélisation numérique, mentionnons entre autres : BLT-EC (Jordan et al., 1998); MIN3P (Mayer et al., 1999); MINTEQA2 (Allison et al., 1991); PYROX (Wunderly et al., 1996); RATAP (Senes Consultants et Beak Consultants, 1988; Scharer et al., 1994) et WATAIL (Scharer et al., 1993). La modélisation numérique représente un ensemble d'équations et de relations servant à étudier un système complexe. Par exemple, l'extrapolation des taux de production d'acide et de neutralisation du pH à la fin des essais peut être réalisée avec certains de ces modèles. Plusieurs auteurs ont travaillé sur l'application des modèles numériques géochimiques (e.g. Ferguson et Erickson, 1987; Perkins et al., 1995; Woessner et Anderson, 1996; Simunek et al., 1998; Joanes, 1999; Ball et al., 2000).

1.1.3 Contrôle

La formation du DMA exige la présence de minéraux sulfurés, d'eau et d'oxygène. En limitant l'apport de l'un de ces éléments, la production de DMA peut être ralentie ou même arrêtée. Les principales mesures de contrôle du DMA sont déterminées en fonction de leurs rôles dans le processus de génération d'acide. Parmi les mesures de prévention, mentionnons d'abord les techniques d'exclusion des sulfures qui consistent à réduire la teneur en sulfures des résidus miniers (flottation en vrac, etc.).

Les méthodes d'exclusion de l'eau permettent de limiter le passage de l'eau vers les résidus (couvertures de matériaux étanche, etc.). Les techniques d'exclusion de l'oxygène visent à éliminer l'oxygène présent dans les résidus miniers (couvertures d'argile, couvertures multicouches, etc.).

Les méthodes de consommation d'oxygène dans les matériaux de recouvrement organique permettent également de limiter la formation du DMA suite à une réduction du flux d'oxygène qui atteint les résidus (couverture de matériaux organiques, etc.); la biodégradation de la matière organique consomme l'oxygène de la couverture réduisant ainsi sa disponibilité pour oxyder les résidus miniers. Ces méthodes permettent également de créer un réservoir considérable d'alcalinité au-dessus des résidus miniers.

D'autres méthodes sont utilisées pour réduire la formation du DMA car elles agissent sur les éléments qui accentuent les processus de génération d'acide. Par exemple, le contrôle du pH se fait par neutralisation des résidus miniers (épandage de matériaux alcalins, etc.). Les techniques de contrôle de l'activité bactérienne se réalisent par l'ajout d'antibactériens (laurylsulfate de sodium, etc.) directement sur les résidus ou en profondeur. Le contrôle de la température et la réduction de la teneur en métaux sont d'autres techniques de réduction du DMA. Une description plus détaillée des techniques de contrôle de la production d'acide est présentée au chapitre 2.

Réglementation

Pour assurer le contrôle et le maintien de la qualité de l'environnement, l'industrie minière fait l'objet d'une juridiction partagée. Cette juridiction fait en sorte qu'elle doit répondre de ses actes aux deux paliers du gouvernement, fédéral et provincial.

Le tableau 1.1 présente certaines caractéristiques des lois, règlements et directives fédérales et provinciales applicables à l'industrie minière. Des informations supplémentaires sur la réglementation peuvent être consultées dans Marcotte (1994b) et dans Aubertin et al. (2000b).

Tableau 1.1 : Réglementation environnementale appliquée à l'industrie minière québécoise (adaptée de Marcotte, 1994b et de Aubertin et al., 2000b)

Lois, Règlements et Directives Fédérales

La loi sur les pêches et les Règlements et Directives sur les Effluents liquides des mines de métaux

- La loi sur les pêches fut adoptée en 1868 et des amendements pour la protection de l'habitat et le contrôle de la pollution ont été apportés en 1970, 1977, 1985 et 1991;
 - L'article 36 a des incidences sur l'industrie minière, elle interdit de déposer des substances nocives dans des eaux fréquentées par les poissons. Le déversement d'un effluent minier non conforme aux normes contenues dans ces règlements constitue une infraction par rapport à cet article;
 - Les Règlements et Directives sur les effluents liquides des mines de métaux ont été publiés le 25 février 1977. Ils s'appliquent aux nouvelles mines, celles remises en exploitation et à production accrue. Les mines qui avaient produit pendant 2 mois ou plus dans les 12 mois précédent l'entrée en vigueur des règlements, ne sont soumises qu'aux lignes directrices;
 - Les substances visées sont : As, Cu, Zn, Pb, Ni, MES, ₂₂₆Rd en terme de concentration et le pH en limite inférieure.
-

Loi Canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)

- La loi a été promulguée en juin 1988, elle vise le contrôle, durant toutes les phases de leur cycle de vie, des substances déclarées toxiques;
 - Parmi les substances réglementées dans la LCPE, le Pb, les BPC et les fibres d'amiante sont susceptibles de se retrouver dans l'environnement minier. La LCPE n'inclut pas les cyanures dans sa liste des substances d'intérêt prioritaire car, bien qu'ils soient toxiques, ces composés se dégradent naturellement.
-

Recommandations pour la qualité des eaux au Canada du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 1987; 1991)

- En 1987, le Groupe de travail du CCME a publié un ensemble de recommandations pour la qualité des eaux du Canada. À l'origine, les recommandations s'appliquaient aux substances présentes dans l'eau douce. Elles se sont étendues par la suite au milieu marin, aux sédiments et aux résidus tissulaires des plantes et des animaux;
 - Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada ont été dans une large mesure confirmées scientifiquement et sont régulièrement mises à jour afin de refléter les derniers progrès réalisés dans les connaissances scientifiques.
-

Tableau 1.1 : Réglementation environnementale appliquée à l'industrie minière québécoise (adaptée de Marcotte, 1994b et de Aubertin et al., 2000b) (suite)

Lois, Règlements et Directives Provinciales

Directive D019 sur les industries minières

- Elle est entrée en vigueur le 11 octobre 1988. Cette directive ne constitue pas un texte réglementaire mais plutôt un texte d'orientation qui précise les attentes du MENV;
 - Elle s'applique à tous les projets d'exploitations minières et également aux projets de fermeture temporaire ou d'abandon d'une exploitation minière;
 - En plus des paramètres mentionnés dans la réglementation fédérale sur les effluents liquides, la Directive 019 fixe des limites pour le fer, les hydrocarbures et les cyanures.
-

Loi 143 sur l'assainissement en milieu industriel

- Elle constitue une modification de la *Loi sur la Qualité de l'Environnement du Québec (LQE)*;
 - Dans le cadre de cette loi un projet de règlement, le R300, a été rendu public pour consultation en juillet 1991. Le projet de règlement R300 prévoit plusieurs exigences pour l'industrie minière.
-

Loi 130 sur la restauration des sites miniers

- Cette loi est sous la responsabilité du ministère des Ressources naturelles (MRN) qui fut adoptée le 17 juin 1991 et entrée en vigueur le 9 mars 1995;
 - Les amendements contenus traitent de la restauration et du réaménagement de sites ayant fait l'objet de travaux d'exploitation, d'extraction, de traitement ou de retraitement des minéraux. On y exige le dépôt d'un plan de restauration assorti d'une garantie financière;
 - En vertu de l'article 232.11, la dépollution des anciens sites d'accumulation de résidus miniers pourrait également être imputable aux compagnies qui les ont mis en place.
-

Critères A B C (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés)

- La nouvelle «Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés» poursuit le travail amorcé en 1988 avec la parution de la «Politique de réhabilitation des terrains contaminés» et elle établit les grandes orientations du ministère de l'Environnement en matière gestion des sols;
 - Dans l'approche du MENV, la valeur A représente le bruit de fond en ce qui concerne les polluants se retrouvant de façon naturelle dans le milieu et la limite de détection dans le cas des produits chimiques organiques. La valeur B est le seuil à partir duquel des analyses approfondies sont nécessaires. La valeur C est le seuil à partir duquel il peut y avoir nécessité d'une action correctrice dans un bref délai.
-

1.2 Généralités sur les zones d'épanchement de résidus miniers

La pollution générée par les aires d'accumulation de résidus miniers peut affecter les cours d'eau de surface, les eaux souterraines, les sols et les sédiments. Une zone d'épanchement est une aire d'accumulation de rejets miniers provenant, dans plusieurs cas, du déversement non contrôlé d'un dépôt de rejets de concentrateur à l'extérieur du site de déposition initialement conçu.

En général, ces zones communiquent librement avec le milieu environnant puisqu'elles ne sont pas protégées par des ouvrages de retenue. Par conséquent elles peuvent générer, en plus des problèmes retrouvés sur les parcs à résidus, d'autres problèmes causés par le libre accès des polluants à l'environnement et un contact direct avec la flore, la faune et le milieu environnant.

L'étendue d'une zone d'épanchement peut varier en fonction de plusieurs facteurs dont entre autres : le volume de l'aire d'accumulation ayant causé l'épanchement, les caractéristiques du milieu récepteur (topographie, végétation, conditions hydriques) et les propriétés physico-chimiques des résidus. Par exemple, l'étendue d'une zone d'épanchement qui atteint un cours d'eau sera usuellement plus grande que lorsque cette zone se limite aux sols en place. Le transport des résidus qui atteint un cours d'eau se distribue sur une plus grande surface ce qui amplifie l'étendue de la contamination.

Les photographies 1.1 à 1.4, présentées à la fin du chapitre, montrent les zones d'épanchement de 4 sites miniers au Québec dont: Aldermac, Norbec-Manitou, Moulton Hill et Poirier. Les principales caractéristiques des zones d'épanchement qui permettent de les distinguer des parcs à résidus miniers sont présentées dans ce qui suit.

1.2.1 Caractéristiques physiques

Les caractéristiques physiques qui permettent d'identifier les zones d'épanchement sont: la composition chimique, la morphologie et l'épaisseur des sols, etc. La méthode de distribution des polluants dans le milieu permet également de caractériser les zones d'épanchement en délimitant différentes zones de contamination qui se différencient par leur épaisseur relative et leur accès avec le milieu environnant (ex. présence d'un cours d'eau). Selon les aspects physiques du site et suite à l'évaluation de l'épaisseur des résidus sur le terrain, un profil typique d'une zone d'épanchement peut être reproduit; ce profil sera spécifique à la zone d'épanchement étudiée.

La figure 1.5 présente une coupe transversale de sol/résidus déposés dans une zone d'épanchement du site Aldermac, le long de la rivière Arnoux. Cette figure illustre les trois différentes zones de contamination (ZN, ZT, et ZI). La photographie 1.5 montre les trois zones de contamination pour une station représentative des zones d'épanchement de la rivière Arnoux. Cette photographie a été prise lors de l'étude de caractérisation sur le terrain qui sera présentée au chapitre 3.

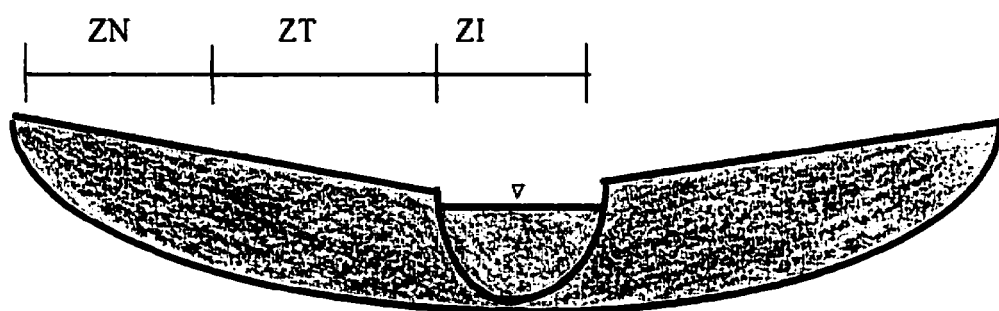


Figure 1.5 : Coupe transversale typique des résidus déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux sur le site Aldermac montrant les différentes zones de contamination avec : ZI (zone inondée); ZT (zone inondée temporairement) et ZN (zone non inondable)

La zone ZI (zone inondée) est la zone d'épanchement qui est inondée en permanence par un cours d'eau (ruisseau, rivière, étang, lac). Cette zone subit peu de modifications dues aux périodes de crue et d'étiage des eaux puisqu'elle est toujours recouverte d'eau. Elle peut cependant transporter les polluants sur de grandes distances par entraînement des particules dans l'eau.

La zone ZT (zone inondée temporairement) est la zone d'épanchement qui est inondée temporairement. Cette zone présente de grandes variations physiques selon les périodes de l'année. Elle est inondée en période de crue des eaux, sèche graduellement lorsque la température se réchauffe pour devenir complètement asséchée en période d'étiage. Le taux d'oxydation des résidus retrouvés dans cette zone varie selon les différentes périodes de l'année et peut se caractériser par des horizons de sol qui se distribuent en plusieurs strates de résidus oxydés et de résidus frais en alternance.

La zone ZN (zone non inondable) représente la zone qui est difficilement inondable en conditions normales et qui ne subit pas de modifications physiques majeures dues aux périodes de crues et d'étiage des eaux. Cette zone conserve des propriétés semblables au cours de l'année, qui peuvent néanmoins être modifiées par les précipitations (pluie, neige, etc.) et par le ruissellement des eaux.

1.2.2 Impact potentiel sur le milieu

Les sols/résidus qui se retrouvent dans les zones d'épanchement peuvent communiquer librement avec le milieu environnant et provoquer des impacts négatifs, tels que la destruction de la faune et de la flore intolérante à ces milieux. Divers éléments permettent de caractériser les impacts environnementaux causés par les rejets dans une zone d'épanchement, notamment (Cabral, 1988):

- les effets sur la qualité du milieu par la contamination des eaux de surface, des eaux souterraines et du sol;

- les effets sur la flore, la faune aquatique et terrestre;
- les effets sur les personnes par l'atteinte à la santé et à la sécurité;
- et l'impact esthétique de la zone d'épanchement.

Une étude approfondie de ces éléments permet de bien comprendre les impacts en vue d'orienter les travaux de réhabilitation vers les endroits les plus à risques.

1.2.3 Les apports et les pertes d'eaux

L'évaluation des apports et des pertes d'eaux permet de fournir des informations supplémentaires pour la caractérisation des zones d'épanchement. Les résidus des zones d'épanchement se retrouvent souvent en contact avec un plan d'eau (ruisseau, rivière, étang, lac). Plusieurs éléments permettent de caractériser les apports et les pertes d'eaux dans une zone d'épanchement ainsi que leur degré de contamination, mentionnons (Cabral, 1988):

- la proximité des eaux de surface et des eaux souterraines;
- le profil et les caractéristiques de l'écoulement des eaux souterraines;
- le potentiel de ruissellement;
- l'excédent de charge dans l'effluent;
- la charge toxique potentielle dans les eaux souterraines;
- les caractéristiques du bassin versant;
- l'aire de drainage du parc à résidus; la dérivation des cours d'eau; la distance entre les cours d'eau et la zone d'épanchement;
- les fréquences d'inondation;
- et les caractéristiques géologiques.

Une étude détaillée de ces paramètres permet de fournir les données nécessaires pour l'organisation et la planification des travaux de terrain pour une éventuelle réhabilitation.

1.2.4 Les sols et les sédiments contaminés

Les résidus retrouvés dans les zones d'épanchement peuvent contribuer à modifier les concentrations en métaux des sédiments dans un plan d'eau. En effet, les métaux en solution peuvent être transportés sur de longues distances et déposés dans le lit des cours d'eau à plusieurs kilomètres de la source de contamination. La présence de sédiments contaminés est contrôlée par des facteurs soit internes, soit externes: les influences allochtones (naturelles) et les influences autochtones (humaines). Ces influences engendrent des mécanismes de précipitation, d'adsorption, de formation de complexes organo-métalliques, etc. L'analyse de l'enrichissement des sédiments en éléments chimiques doit prendre en considération les mécanismes géologiques, minéralogiques hydrologiques et biologiques. Ces mécanismes sont largement détaillés dans Cabral (1988).

1.2.5 L'étalement éolien

Les poussières provenant des zones d'épanchement de résidus miniers sont déplacées dans l'atmosphère et peuvent contenir des métaux. Selon les conditions climatiques, ces poussières sont souvent transportées sur de grandes distances et finiront par précipiter sous forme de dépôts secs ou dépôts humides (pluie ou neige). Parmi les éléments qui influencent la susceptibilité à l'étalement éolien des résidus d'une zone d'épanchement, on peut mentionner :

- la granulométrie des résidus;
- la densité relative des grains solides;
- la superficie de la zone d'épanchement exposée au vent;
- la vitesse et la direction des vents dominants;
- les caractéristiques topographiques (pentes);
- l'altitude du site par rapport au milieu environnant;
- et le bilan hydrique (précipitation, évaporation, etc.).

Une étude approfondie de ces paramètres permet de fournir des données pertinentes pour la planification des travaux de terrain.

1.2.6 Évaluation de la contamination

La superficie et le volume contaminés d'une zone d'épanchement peuvent être calculés à l'aide des courbes de concentration en divers éléments. Ces courbes sont obtenues à partir des résultats d'analyses chimiques des sols en place. Sur un plan, la compilation des résultats d'analyses chimiques des échantillons en différents points permet d'obtenir une évaluation de l'étendue verticale et de la distribution horizontale de la contamination. Par exemple, l'étendue verticale de contamination permet de visualiser le degré de contamination par les métaux lourds dans le sol perpendiculairement à une rivière (courbes d'isocontamination profil). La distribution horizontale quant à elle permet d'évaluer la contamination pour différents horizons de sol (courbes d'isocontamination en plan). À partir des courbes d'isocontamination en plan et de profil, la superficie et le volume de contamination par les métaux lourds peuvent être calculés pour l'ensemble de la zone d'épanchement. Un exemple de méthodologie utilisée pour faire une évaluation de la contamination à partir des courbes d'isocontamination est présenté par Bergeron (1993).

1.2.7 Propriétés hydrogéologiques, chimiques et biologiques

Plusieurs éléments permettent de caractériser les propriétés hydrogéologiques, chimiques et biologiques des résidus d'une zone d'épanchement, mentionnons entre autres : la minéralogie, la granulométrie, la perméabilité, le potentiel de génération d'acide, le pH, le Eh, la conductivité, la teneur en sulfates et en métaux lourds, les analyses biologiques et microbiologiques. Une explication détaillée de ces paramètres est présentée dans les chapitres 3 et 4.

Des études de caractérisation ont été réalisées sur le ruisseau Vauze du site Norbec pour la conception d'aménagement correcteurs (Aubertin et al., 1991) et sur les zones d'épanchement du site Aldermac (Consort, 1995a). Ces études présentent certaines caractéristiques typiques associées à la contamination des zones d'épanchement d'un site générateur d'acide. D'autres études présentent l'évaluation des risques et des impacts environnementaux reliés aux aires d'accumulation (e.g. Marcotte, 1994a; Sadar, 1994).

1.3 Description du site Aldermac

La description générale du parc à résidus miniers Aldermac et des environs permet de situer le lecteur dans le contexte du site. On présente dans ce qui suit, les informations nécessaires à la compréhension de la problématique du site ainsi que la description des travaux réalisés à ce jour par le MENV. On retrouve également un bref historique de l'exploration et de l'exploitation minière ainsi qu'une description des bassins hydrologiques, du contexte géologique et du parc à résidus.

1.3.1 Localisation et historique

Le gisement d'Aldermac est localisé à 15 km à l'WSW de la ville de Rouyn-Noranda dans la partie centre ouest du comté de Beauchastel. Les coordonnées géographiques du site correspondent à : 48°13' Latitude Nord et 79°13' Longitude Ouest. L'accès au gisement est assuré par la route 117, à l'ouest de Rouyn-Noranda et ensuite en direction Nord, le long d'une route graveleuse qui traverse la voie ferrée du CN, anciennement Ontario Northland Railway (Jones et Hunter, 1990).

La figure 1.6 présente la localisation géographique du site dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue.

L'appellation de la propriété Aldermac dérive du nom des deux prospecteurs qui ont jalonné le site pour la première fois pendant l'hiver 1922-1923; W. Alderson et A.A. Mackay. Monsieur Mc Martin était également présent lors de l'exploration (Hubler, 1932). En 1924, ils ont repéré deux zones minéralisées de pyrite-chalcopyrite au nord du lac Mackay. Le gisement d'Aldermac a été découvert en octobre 1925 par K.W. Fritzsche lors d'un levé de déclinaison magnétique (Fritzsche, 1925a). Ce levé a révélé la présence de la lentille N° 3 à faible profondeur. De 1925 à 1929, Aldermac Mines Limited affilié à Towagamac Exploration Company ont procédé au fonçage du puits qui regroupa le plus grand amas minéralisé, la lentille N° 4 ainsi que les lentilles N°3 et N°5.

Pendant l'hiver 1931-1932, un concentrateur de cuivre et de pyrite a été construit. En janvier 1932, le concentrateur avait une capacité de 500 t/j et, pendant l'opération, la capacité a été augmentée jusqu'à 1000 t/j. Le concentrateur produisait deux types de concentré dont un concentré à haute teneur en cuivre, contenant de l'or et de l'argent et un concentré de pyrite de fer à teneur élevée en soufre (Dresser et Denis, 1949). La description du procédé utilisé est présentée dans Alderson et Mackay (1930). Aucun concentré de zinc n'a été produit à cette époque puisque la fonderie Horne (Noranda Inc., Rouyn-Noranda) ne permettait pas de raffiner le minerai de zinc.

La période d'exploitation de la mine Aldermac s'est étendue de 1932 à 1943. Pendant cette période, la production totale fut de 1,87 MT de minerais de Cu-Zn avec une teneur moyenne en cuivre variant de 1,47 à 1,65 % Cu selon les différents auteurs (e.g. Douglas et Tremblay, 1972; Barrett et al., 1991; Catallani et al, 1995). La teneur moyenne en argent était de 6,47 g/t Ag et la teneur moyenne en or, de 0,17 g/t Au.

Le concentrateur a produit un total de 28 041 tonnes de cuivre, 505 562 tonnes de pyrite, 10 675 onces d'or, 389 100 onces d'argent et 67 753 tonnes de silice (Avramtchev et Lebel-Drolet, 1979).

Dès la fermeture de la mine, la petite agglomération développée autour du gisement a été abandonnée par ses habitants et plusieurs programmes de forages ont été implantés par diverses compagnies, incluant Noranda Inc., Falconbridge et Rio Tinto Zinc (Jones et Hunter, 1990). En 1975-1976, l'indice de sulfures « Archibald » a été découvert par un des propriétaires de l'époque soit New Insko Mines Limited (maintenant Nuinsco Resources Limited). Pendant la période de 1974 à 1990, la compagnie a foré plusieurs trous qui ont permis de regrouper des horizons minéralisés et des amas de sulfures en profondeur (Cattalani et al., 1995). En 1987, une petite lentille de sulfures massifs de Cu-Zn a été repérée (lentille N° 7) ce qui mena, en 1988, à la découverte d'un nouveau gîte de sulfures massifs. Ce gîte était localisé à environ 200 m à l'est de l'ancienne mine Aldermac. Le minerai le plus abondant était présent dans la lentille N° 8 qui renfermait 1,0 MT de minerai avec une teneur moyenne de 1,54% Cu, 4,12% Zn, 31,2 g/t Ag et 0,48 g/t Au. La définition des limites de ces lentilles étant complétée, les compagnies Seadrift International et Nuinsco Resources Limited devaient poursuivre des campagnes de forages afin de vérifier les contacts géologiques à la proximité de la mine (Barrett et al., 1991).

La concession minière du site Aldermac a été acquise par Deak Ressources Corporation et en 1994, la compagnie a reçu une ordonnance en vertu de l'article 115.1 de la Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE) pour entreprendre des travaux de caractérisation et de mitigation du site. Deak Ressources Corporation n'a manifesté aucun intérêt et depuis ce temps, le parc à résidus miniers Aldermac est considéré comme un site orphelin, géré par la couronne.

1.3.2 Contexte géologique

En 1927, la cartographie complète de la région entourant le gisement d'Aldermac a été effectuée par K.W Fritzsche qui devint le géologue de la mine et par W. Samuel de la

Commission Géologique du Canada (C.G.C.). Le complexe intrusif syénitique adjacent à la mine a été examiné par H.C Gunning, également de la C.G.C. (Cattalani et al., 1995). La géologie générale de la région a été décrite par plusieurs auteurs (e.g. Fritzsche, 1925b; Dresser et Denis, 1949; Jones et Hunter, 1990).

Le site Aldermac est situé au cœur du Bouclier Canadien, dans la province du Supérieur. Le gisement de l'ancienne mine était composé de plusieurs lentilles de sulfures massifs, riches en Cu-Zn, encaissées dans des roches volcaniques (volcanites et volcanoclastiques) de composition felsitique à mafique du Groupe de Blake River, d'âge Archéen. Les lentilles N°3 à N°5 sont formées de pyrite massive, de magnétite, de pyrrhotite, de chalcopryrite et de sphalérite. Ces masses minéralisées étaient localisées dans des couches de brèches et tufs felsitiques, stratigraphiquement recouvertes par un dôme de rhyolite et de rhyodacite massives.

Les roches volcaniques qui longeaient et recouvraient le dôme felsitique étaient des coulées dacitiques et andésitiques, des brèches et des tufs, quelques rhyolites et filon-couches de subvolcaniques de porphyre quartzo-feldspatique et de gabbro.

La nouvelle masse minéralisée découverte en 1988 est insérée dans les brèches et tufs felsitiques. La pyrite forma des cristaux porphyroblastiques dans une matrice de pyrrhotite, chalcopryrite, sphalérite et magnétite. Les sulfures massifs de la lentille N°8 contenaient de fortes teneurs en Ag, Cd et Hg (Barrett et al., 1991).

Les unités géologiques ont été affectées par la formation de failles. La plus importante faille située près du gisement d'Aldermac est la faille du lac Mackay. Elle est localisée au sud du gisement et fait partie d'une vaste structure régionale de direction ENE. La faille du lac Mackay est reliée à la faille de Rouyn qui s'étend de la frontière de l'Ontario jusqu'à Rouyn-Noranda (Cattalani et al., 1995).

1.3.3 Bassins hydrologiques

La superficie du bassin versant du parc à résidus miniers est estimée à 188 ha dont 135 ha se trouvent à l'extérieur du parc; cette zone comprend du couvert végétal. La figure 1.7 présente les bassins hydrologiques du parc à résidus miniers Aldermac.

On peut voir sur cette figure que le bassin versant se draine en direction Nord par un petit ruisseau à l'intérieur du parc qui se déverse par l'exutoire dans la rivière Arnoux. Le volume d'eau provenant du bassin hydrographique total est estimé à environ 807 000 m³/année et se distribue comme suit (SNC, 1995) :

- un volume de 227 000 m³ d'eau atteint directement le parc à résidus (bassin du parc à résidus de ±53 ha);
- un volume de 292 000 m³ d'eau contourne le parc à résidus par un canal de dérivation (bassin du canal de dérivation de ±68 ha);
- un volume de 288 000 m³ d'eau tombe à l'extérieur du parc puis entre en contact avec les résidus par ruissellement et infiltration (bassin de ±67 ha).

Les calculs hydrologiques ont été faits à partir des données météorologiques régionales qui, en relation avec les surfaces des bassins versants, fournissent la somme des apports d'eau à l'exutoire du parc à résidus. Les débits calculés sont variables d'un mois à l'autre, passant de 17 200 m³/mois en février à plus de 177 000 m³/mois en avril.

La qualité de l'eau à l'état naturel, provenant des ruisseaux s'écoulant en direction du parc à résidus, est comparable d'un ruisseau à l'autre avec des valeurs de pH variant de 6,9 à 7,5 et des valeurs de conductivité électrique variant de 35 à 65 µmho/cm. Des informations supplémentaires sur le régime hydrique et sur l'hydrogéologie du site Aldermac peuvent être consultées dans le rapport de Consor (1995a).

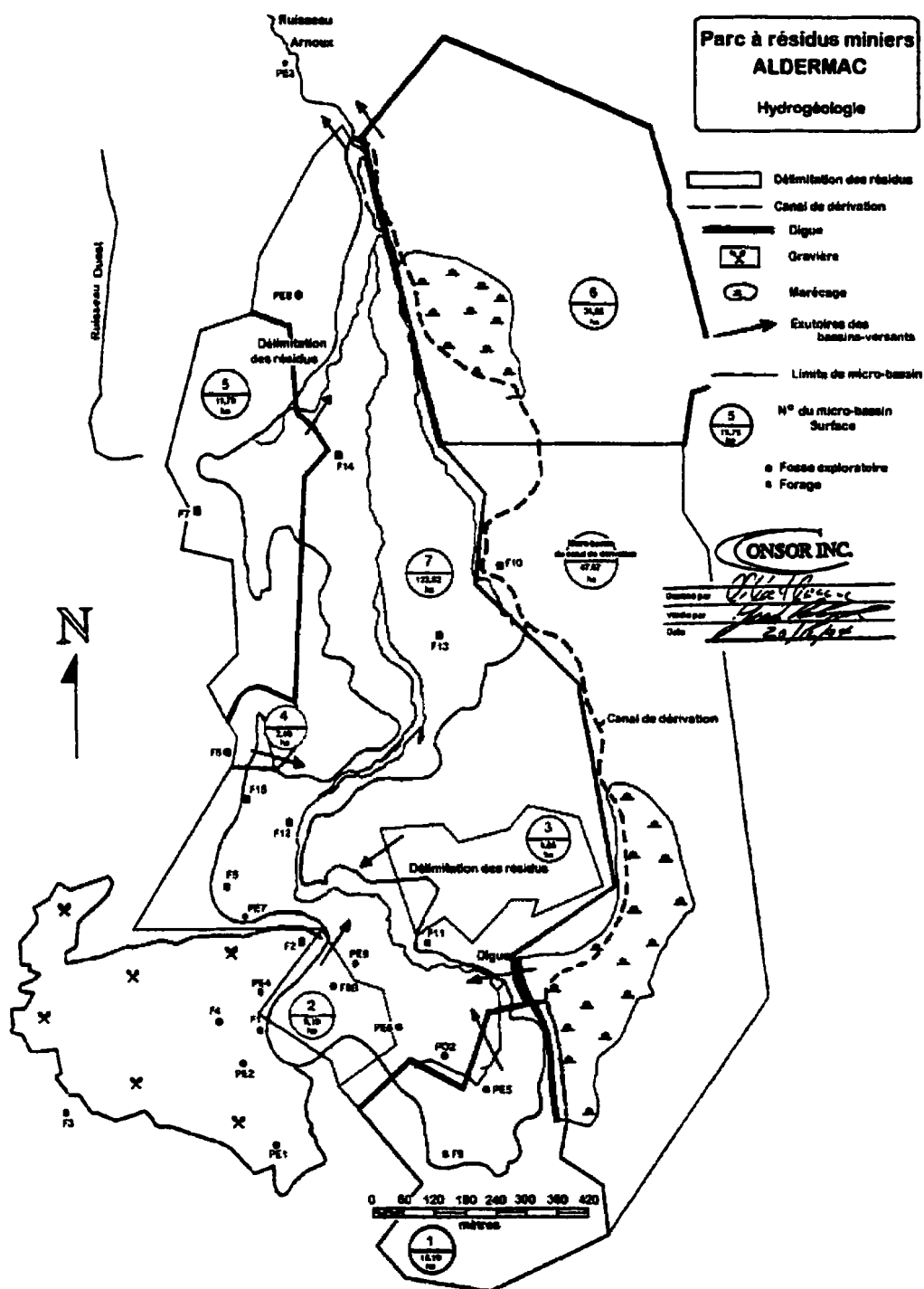


Figure 1.7: Localisation des bassins hydrologiques du parc à résidus miniers Aldermac montrant les limites et les exutoires des micro-bassins ainsi que la localisation des piézomètres et des fosses exploratoires du MENV (Conсор, 1995a)

1.3.4 Le parc à résidus miniers

Durant l'exploitation de la mine, entre 1932 et 1943, 1.5 millions de tonnes de résidus ont été déposés dans une cuvette hydrographique de la rivière Arnoux pour former le parc à résidus miniers Aldermac, d'une superficie de 52,4 hectares.

Le concentré de pyrite extrait de la mine fut transporté hors du site vers un débarcadère où se faisait le transbordement sur rail. Des photographies aériennes prises en 1945 montrent qu'il y avait déjà eu épanchement de résidus miniers en provenance du parc vers la rivière Arnoux.

L'aire d'influence du site Aldermac est composée de plusieurs secteurs soit (Conсор, 1995a) :

- le secteur du parc à résidus et des épanchements immédiats : les limites de ce secteur prennent fin à l'exutoire du parc;
- le secteur du débarcadère : localisé au sud du parc à résidus près de la route 117 et de la voie ferrée du CN;
- le secteur de la gravière : situé à l'ouest du parc à résidus. La gravière est exploitée pour ses matériaux granulaires;
- le secteur des ruisseaux et des zones d'épanchement : localisé en aval du parc à résidus. Ce secteur est composé de la rivière Arnoux et de ses tributaires;
- le secteur des lacs Arnoux et Dasserat : le lac Arnoux est localisé en aval de la rivière Arnoux à environ 9 km de l'exutoire du parc. Il communique avec le lac Dasserat, par la baie Arnoux à environ 17 km du parc à résidus.

La figure 1.6 (section 1.3.1) et les photographies 1.6 à 1.11 (fin du chapitre) présentent la localisation des secteurs d'influence du site Aldermac.

1.3.5 Caractéristiques des résidus

Sur le site Aldermac, des résidus miniers ont été déposés dans le secteur du parc à résidus, dans les zones d'épanchement et dans le secteur du débarcadère. Ces résidus miniers étaient caractérisés par une forte proportion de minéraux sulfureux (20 à 30% de pyrite et 25% de pyrrhotite). L'épaisseur des résidus variait entre 1 et 4 mètres dans le parc à résidus et elle était un peu plus faible dans le secteur du débarcadère et dans les zones d'épanchement.

Les résidus miniers en place dans le parc à résidus se stratifient en fonction de la profondeur de la nappe phréatique. Dans les zones d'épanchement, les périodes d'étiage et de crue des eaux ainsi que le mode de déposition des résidus influencent la distribution des différents horizons de sol. La couche supérieure des résidus miniers s'oxyde, étant exposée à l'air et à l'eau. On y observe des couleurs de brun à orange avec des traces de minéralisation du soufre. L'épaisseur moyenne de cette couche oxydée est d'environ 30 cm dans le parc à résidus et de 10 cm dans les zones d'épanchement. Les horizons des sols dans les zones d'épanchement se caractérisent par la présence de gravier, de matériaux organiques et de strates de résidus oxydés et de résidus frais en alternances. Ce phénomène peut être causé par les périodes de crue et d'étiage des eaux qui inondent périodiquement les résidus; ce qui implique que l'exposition des résidus à l'air et à l'eau varie selon les différentes périodes de l'année.

La percolation des oxydes, des hydroxydes, du gypse et des minéraux secondaires dans les résidus peut former une couche indurée de précipités nommée "hardpan". Cette couche se forme lorsque les sulfates de métaux mis en solution dans la zone d'oxydation précipitent à la surface des résidus non-oxydés à cause de l'absence d'eau et/ou d'oxygène à cette interface. Il a été démontré que le ciment de la couche indurée est formée de goethite ($\alpha\text{-FeO.OH}$), de jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), de natrojarosite ($\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) et de gypse ($\text{CaSO}_4.2\text{H}_2\text{O}$). Ce ciment peut aussi contenir de la

pyrite, du quartz, de la chlorite et de la muscovite (Agnew et Taylor, 2000). L'épaisseur de la couche indurée dans le parc à résidus est généralement inférieure à 5 cm et est encore plus mince dans les zones d'épanchement. La formation de "hardpan" contribue ainsi à limiter la migration de l'eau et de l'oxygène vers les résidus des horizons inférieurs qui ne sont pas altérés par les réactions d'oxydation (Lin, 1997). Sous l'horizon oxydé, les résidus miniers non-oxydés apparaissent de couleur noire, riche en pyrite. Il a déjà été mentionné que 1,5 millions de tonnes métriques (tm) de résidus miniers ont été déposés dans le parc et dans les épanchements. De ce total, le volume de résidus oxydés a été estimé à 225 000 tm et 1 275 000 tm de résidus ne sont pas oxydés (Consort, 1995b).

1.3.6 Problématique et mesures de mitigation

Pendant l'exploitation de la mine, les résidus miniers étaient déposés dans le parc et confinés par une digue de retenue qui s'effondra en 1942. Les résidus se sont épanchés dans une vallée naturelle, située au nord de la mine et recevant le drainage du site minier. Un deuxième barrage a été construit à l'extrémité nord de la superficie des résidus épanchés et ce nouveau site de déposition secondaire a été utilisé jusqu'à la fermeture de la mine. Dès 1948, de graves problèmes environnementaux sont constatés par le Club Nautique Kanasuta et par l'Association des Pêcheurs Sportifs du Nord-Ouest Québécois qui débutèrent des représentations à l'effet que la digue brisée du parc à résidus Aldermac avait provoqué l'écoulement des résidus qui polluaient le lac Arnoux (MENVIQ, 1985).

Entre 1957 et 1987, plusieurs périodes d'échantillonnages ont été réalisées sur le site Aldermac. En 1973, un échantillonnage formel a été effectué par un biologiste du ministère de la Chasse et de la Pêche. Les résultats d'analyses chimiques sur les résidus miniers, les sédiments et les eaux de surface montrent que l'acidification des eaux dans

la rivière et dans le lac Arnoux est sévère et que le lac Dasserat plus loin en aval est à risque (MENVIQ, 1985; Lefebvre, 1995; Consor, 1995a).

En 1974, la firme Montreal Engineering Compagny Ltd. (plus tard Monenco) a été mandatée par Environnement Canada pour étudier le site Aldermac et proposer des solutions pour réduire la pollution provenant du site. L'étude présente une description générale du site et du parc à résidus ainsi que la caractérisation des résidus miniers et la qualité des eaux. Cependant, les méthodes de contrôle de la contamination proposées s'avéraient toutes très coûteuses (MENVIQ, 1985 et Montreal Engineering Company Ltd., 1974).

En 1982, un échantillonnage semblable à celui de 1973 est effectué dans le lac Arnoux. C'est également en 1982 que le ministère de l'Énergie et des Ressources (MER) conjointement avec le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) mettent la compagnie Nuinsco Ressources en demeure pour faire certains travaux permettant de réduire la pollution produite par le parc à résidus. Le 4 octobre 1982, une rencontre devant notaire entre le gouvernement et Nuinsco a permis de conclure les arrangements financiers et le MENVIQ a entrepris des travaux correcteurs (MENVIQ, 1985). Ces travaux consistaient en la construction d'une digue dans le secteur sud-est du parc à résidus et en la construction d'un canal de dérivation à l'est. Les rapports décrivant ces travaux ont été produits par le MENVIQ (MENVIQ, 1982a; 1982b; 1982c; 1983a; 1983b). Le but du canal était de détourner les eaux non contaminées avant qu'elles n'entrent en contact avec les résidus du parc réduisant ainsi le volume d'eau contaminée et l'érosion des résidus. La digue devait limiter la migration des polluants en direction du canal de dérivation, des plans d'eau et des marécages à l'est (Consor, 1995a et SNC, 1995).

En 1993, Renée Martial du MENVIQ a mené la deuxième étude formelle sur le site. Les principaux résultats de cette étude démontrent que les échantillons prélevés dans le parc

à résidus affichent des teneurs élevées en Cu, Zn, S et As qui excédaient le niveau C des critères de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés du MENVIQ (1988). Les résidus miniers ont un impact important sur la qualité des eaux de la rivière et du lac Arnoux causant l'acidification des eaux accompagnée de fortes concentrations en métaux lourds (Cu, Zn, Fe, Mg, Al) (Martial, 1993).

En 1994, la firme Consor Inc. a été mandatée par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) pour faire une caractérisation exhaustive du site Aldermac ainsi que l'élaboration de scénarios de mesures de mitigation. Les rapports découlant de cette étude ont été présentés au MEF en janvier 1995 (Conсор, 1995a; 1995b). Les travaux de terrain qui ont mené à la caractérisation du site ont été réalisés pendant la période du 12 septembre au 2 octobre 1994. Les informations présentées dans le rapport de l'étude de caractérisation consistent en (Conсор, 1995a):

- l'échantillonnage et l'analyse de 26 échantillons d'eau de surface et de 20 échantillons de sédiments;
- le forage de 15 puits d'observation et l'installation de piézomètres;
- l'excavation de 12 fosses exploratoires;
- l'échantillonnage et l'analyse de 59 échantillons de résidus miniers et de sols;
- l'échantillonnage et l'analyse de 16 échantillons d'eau souterraine;
- les relevés de niveaux d'eau et les essais de perméabilité;
- l'arpentage et le nivellement des points d'intérêt dans le parc à résidus et la gravière.

Les principaux résultats du rapport de caractérisation sont présentés dans le tableau 1.2. Ce tableau résume la contamination du site Aldermac en fonction de la réglementation.

La figure 1.7 (section 1.3.3) présente la localisation des puits d'observation et des fosses exploratoires.

Tableau 1.2 : Synthèse de la contamination des échantillons d'eau de surface, d'eau souterraine, de résidus miniers et de sol pour le site Aldermac (Conсор, 1995a)

	Matrice	Réglementation	Paramètres
Parc à	Résidus miniers	Contaminé critère C (1)	Cu, S, Zn, As et Cd
Résidus	Sols	Contaminé critère C (1)	Cu, S
	Eau souterraine	Contaminé critère C (1)	Zn, Pb, Cd, Ni et sulfures
	Eau de surface	Contaminé D019 (2)	2,6<pH<5,6 Cu, Zn, Fe, Pb et MES
Rivière Arnoux	Eau de surface	Contaminé CCME (3)	2,6<pH<3,1, MES Cu, Zn, Fe, Al, Pb et Ni
	Sédiments	Contaminé seuil d'effets mineurs (4)	Ni et Pb
	Sédiments	Contaminé seuil d'effets néfastes (4)	Cu, Zn, Cd, et As
Lac Arnoux	Eau de surface	Contaminé CCME (3)	3,8<pH<4,7 Fe, Cu, Zn, Ni et Al
	Sédiments	Contaminé seuil d'effets mineurs (4)	Ni et Pb
	Sédiments	Contaminé seuil d'effets néfastes (4)	Cu, Zn, Cd et As
Lac Dasserat	Eau de surface	Contaminé CCME (3)	6,9<pH<7,5, Cu et Fe
	Sédiments	Contaminé seuil d'effets mineurs (4)	Cu, Zn, Ni et Cd
Sablière	Sols	Contaminé critère C (1)	S en bordure du parc
	Eau de surface	Contaminé D019 (2)	Cu, Zn, MES et pH (4,6)
Débarcadère	Résidus miniers	Contaminé critère C (1)	Cu, Zn, S, Cd, et As
	Sols	Contaminé critère C (1)	S
	Sols	Contaminé critère B (1)	Cu
	Eau de surface	Contaminé D019 (2)	Cu, Zn, Fe, MES pH (3,1)

- (1) Politique de réhabilitation des terrains contaminés (Critères A, B, C) (MENVIQ, 1988) mise à jour en 1998 avec la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998).
- (2) Directive 019 sur les industries minières (MENVIQ, 1989).
- (3) Recommandations du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 1987).
- (4) Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Environnement Canada et MENVIQ, 1992).

Les études ont confirmé que les résidus miniers du parc Aldermac sont générateurs de drainage minier acide (DMA). À l'effluent final du parc à résidus et en aval de la rivière Arnoux, on retrouve des épanchements de résidus sur plus de 2 km et les eaux de surface sont contaminées en excès des critères de la directive 019 sur les industries minières du MENVIQ. Pour les échantillons de sédiments prélevés dans les ruisseaux et les lacs, on remarque un accroissement graduel du niveau de contamination en s'approchant du parc à résidus. Des exfiltrations d'eaux souterraines, des épanchements de résidus miniers et des eaux de surface contaminées s'écoulent en direction de la gravière et affectent la qualité des sols. Au débarcadère, l'eau de surface est contaminée et s'écoule dans un fossé d'irrigation qui longe la route 117 par ruissellement et par migration dans les matériaux meubles. Les eaux souterraines sont contaminées de façon ponctuelle sous le parc à résidus miniers (Conсор, 1995a; 1995b).

En résumé, la caractérisation du parc à résidus miniers Aldermac indique qu'il constitue une source importante de contamination. Les aires les plus susceptibles de subir des effets notables de cette contamination sont : la rivière Arnoux, les lacs Arnoux et Dasserat, la gravière et les milieux adjacents aux résidus miniers. Le site a été classé catégorie I dans l'inventaire des lieux contaminés du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (Spiegle, 1996).

Dans le but d'éviter une détérioration accrue des milieux aquatique et terrestre entourant le site Aldermac, le MEF procéda à la réalisation de travaux de mitigation. Le rapport d'élaboration de scénarios de mesures de mitigation, préparé par Consor Inc. (1995b), présente l'étude des différents scénarios de mitigation et les discussions relatives à la sélection du scénario retenu. Les travaux de mitigation recommandés dans le rapport comprennent (Consor, 1995b) :

- la construction d'un chemin d'accès permanent à l'intérieur du parc;
- le nettoyage du secteur du débarcadère;
- la construction de la digue A et l'excavation d'un fossé de drainage dans ce secteur;

- le nettoyage de l'affleurement rocheux et de la gravière;
- le rehaussement de la digue B;
- l'excavation d'un fossé de drainage constituant les ouvrages C1 et D1;
- l'excavation de résidus et la construction d'une coupure étanche jusqu'au roc de l'ouvrage C2;
- la construction de la digue D2;
- la construction de la digue E et le reprofilage du canal de dérivation qui longe la digue;
- la construction du seuil déversoir.

La carte de localisation des ouvrages proposés pour le scénario de mitigation retenu peut être consultée dans le rapport de Consor (1995b).

En 1995, le MEF a confié le mandat à la firme SNC-LAVALIN Environnement Inc. (SNC) pour valider le scénario de mitigation recommandé par Consor Inc. et faire la préparation des plans et devis pour la conception des ouvrages. Certains concepts proposés par Consor Inc. ont été revus et modifiés par SNC en consultation avec le MEF. Le rapport de conception, préparé par SNC (1995), présente les paramètres et les données techniques de base à la conception des ouvrages ainsi que les méthodes et les procédés utilisés. Les travaux de construction ont été effectués par l'entrepreneur Transport Beulé Inc. et SNC assurait la gérance des travaux, la surveillance et le contrôle de la qualité.

En mars 1996, la firme SNC a remis au MEF le "rapport conforme à l'exécution" qui décrit les travaux de mitigation tels qu'ils ont été réalisés (SNC, 1996). Ce rapport présente également les informations techniques permettant d'assurer le suivi technique et environnemental après construction. Les travaux de mitigation réalisés pendant la phase I comprennent (SNC, 1996) :

- la construction du chemin d'accès permanent dans le parc à résidus;

- le rehaussement de la digue B;
- l'excavation du fossé de drainage D1;
- le reprofilage du canal de dérivation qui longe la digue E;
- la construction de la digue E;
- et l'installation du déversoir.

Les travaux de mitigation de la phase 2 ont été réalisés pendant l'été 1996 par l'entrepreneur Fournier & Fils Inc. La gérance des travaux, la surveillance et le contrôle de la qualité ont été effectués par la firme SNC-LAVALIN Environnement Inc. selon le mandat confié par le MEF. Les travaux de mitigation complétés sont présentés dans le "rapport conforme à l'exécution – Phase 2" et comprennent (SNC, 1997) :

- l'ensemble des travaux du secteur A;
- la construction de la digue C2 et l'excavation des résidus à l'ouest de la digue;
- la construction de la digue D2;
- le nettoyage du secteur du débarcadère, incluant l'excavation des résidus, le remblai en sable et gravier, le chaulage et l'ensemencement.

La figure 1.8 présente les travaux de mitigation du parc à résidus miniers Aldermac réalisés par SNC-LAVALIN Environnement Inc.

Depuis 1995, le MEF assure le suivi des travaux de restauration et de la qualité de l'effluent par des campagnes d'échantillonnage. Elles consistent en la prise d'échantillons d'eau souterraine dans 7 piézomètres (localisés dans le secteur du parc) et d'échantillons d'eau de surface à 8 points d'échantillonnage dont : l'exutoire du parc, le combiné du parc, le fossé Est, le pont, le débarcadère, le secteur C, le lac Arnoux et le lac Dasserat. La localisation des points d'échantillonnage, les paramètres analysés et les fréquences d'échantillonnage ont été modifiés et adaptés selon les résultats obtenus.

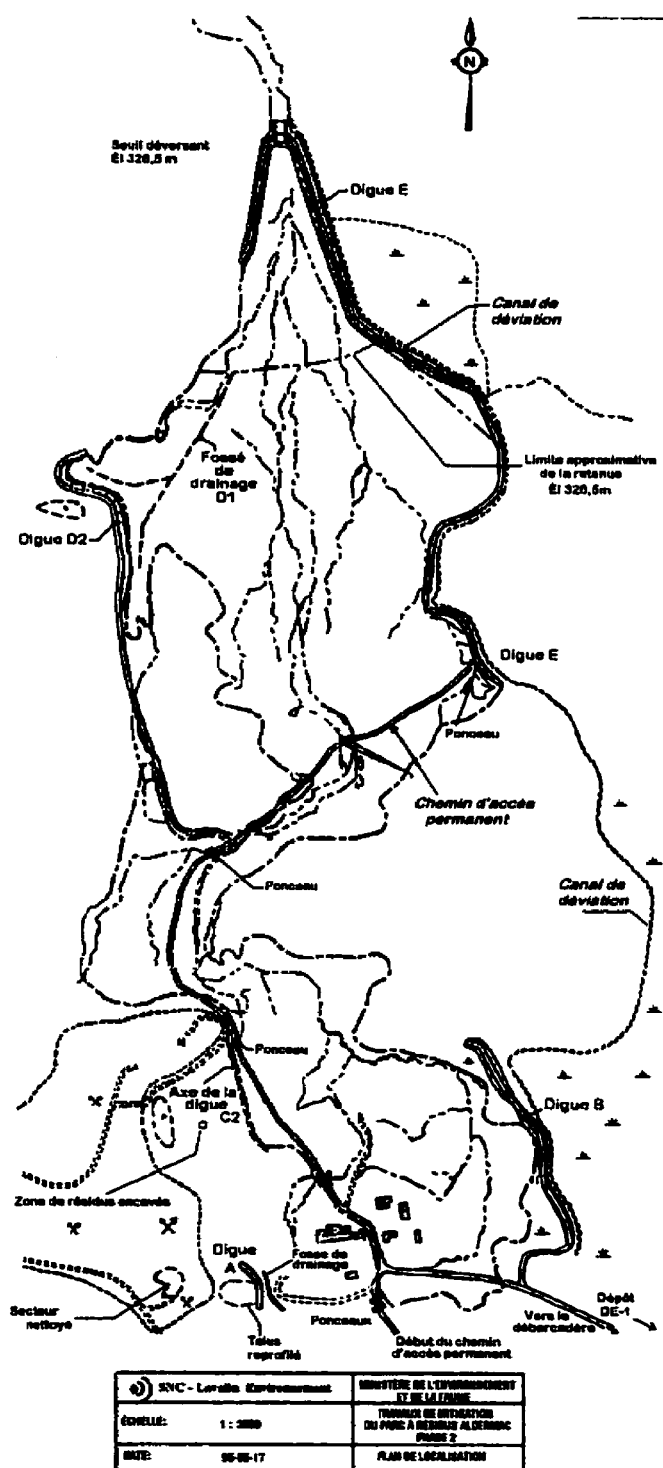


Figure 1.8: Travaux de mitigation réalisés sur le parc à résidus miniers Aldermac par SNC-LAVALIN Environnement Inc. en collaboration avec le ministère de l'Environnement et de la Faune (SNC, 1997)

La figure 1.6 (section 1.3.1) présente la localisation des stations d'échantillonnage du MENV et les photographies 1.12 à 1.15 (fin du chapitre) présentent les 2 stations de mesure de débit installées par le MENV, la station d'échantillonnage du pont et la rivière qui traverse le parc à résidus.

Depuis 1999, un échantillonnage mensuel est réalisé par le MENV à l'exutoire du parc et à un point situé dans la rivière Arnoux, à mi-chemin entre l'exutoire du parc et le lac Arnoux (station du pont). Les paramètres analysés sont le pH, la conductivité, les MES, la dureté totale, la teneur en sulfates et en métaux lourds (Cu, Fe, Zn, Ca, Mg, Cd). Une station de mesure de débit, installée à l'exutoire du parc, permet de prendre des lectures de débit mensuellement et la qualité de l'eau souterraine est suivie par l'échantillonnage des piézomètres annuellement.

Les résultats d'analyses cumulés depuis 1995, comparés aux résultats recueillis avant la réalisation des travaux de mitigation montrent que les travaux ont permis de créer un bassin de sédimentation à l'intérieur du parc. Ce bassin permet de limiter un apport supplémentaire de contamination à l'extérieur du parc à résidus et permet d'assurer un contrôle des eaux. Cependant, la qualité des eaux qui s'écoulent dans les milieux récepteurs est sensiblement la même (Spiegle, 2000).

Depuis la réalisation des travaux entrepris par le MEF, le site Aldermac a fait l'objet d'une étude de cas réalisée dans le cadre du programme AQUAMIN (Dumaresq, 1996). Environnement Canada a lancé le programme AQUAMIN, en 1993, dans le but d'effectuer l'évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique. Le site minier Aldermac a été sélectionné avec 17 autres sites miniers au Canada et il représentait le seul site inactif. Les groupes de travail d'AQUAMIN ont déterminé l'ampleur et l'étendue de la contamination du site Aldermac sur les milieux aquatiques. La description des travaux et des analyses peuvent être consultés dans le document justificatif II (Environnement Canada, 1996a) et dans le rapport final (Environnement

Canada, 1996b) d'AQUAMIN. Les résultats montrent que pour la qualité des eaux réceptrices, les teneurs en métaux dépassaient les teneurs de fond du gouvernement.

1.3.7 Suivi

Depuis 1952, le ministère de l'Environnement (MENV) a entrepris plusieurs campagnes d'échantillonnage dans le but de caractériser et de faire le suivi du site Aldermac et de ces environs. Les échantillons prélevés pendant la période de 1952 à 1995 ont permis de cibler les zones de contamination problématiques en vue d'une éventuelle réhabilitation du site. Pour contrôler la contamination du site, des travaux de mitigation ont été entrepris par le MENV dont les plus importants sont ceux réalisés en 1982 (construction d'une digue et d'un canal de dérivation) et en 1995-1996 (rehaussement et construction de plusieurs digues, nettoyage de la gravière, installation d'un déversoir, etc.).

Depuis 1996, les échantillons recueillis par le MENV permettent de faire le suivi des travaux de mitigation et de poursuivre la caractérisation du site. On présente dans ce qui suit, les résultats d'analyses des campagnes d'échantillonnage tirés d'une banque de données préparée par le MENV et transmise à l'URSTM (Unité de recherche et de service en technologie minérale) au mois de mars 2000 (MENV, 2000). Tous les échantillons retrouvés dans cette banque ont été prélevés, analysés et validés par le personnel du MENV. La localisation des stations d'échantillonnage des eaux de surface est présentée à la figure 1.6 (section 1.3.1) et la localisation des piézomètres pour l'analyse de l'eau souterraine est présentée à la figure 1.7 (section 1.3.3). Les graphiques et les tableaux des résultats construits à partir de la banque de données sont présentés dans un rapport préparé par Bussière et al., (2000b) dans le cadre d'un projet sur Aldermac en collaboration avec le CRDAT (Conseil régional de développement de l'Abitibi-Témiscamigue). L'interprétation des résultats et les conclusions tirées de ce rapport sont résumées dans ce qui suit.

Les impacts du drainage minier acide (DMA) liés au site Aldermac se manifestent surtout au niveau de la qualité des eaux de surface; ils affectent également la qualité des sols, des sédiments et de l'eau souterraine avec lesquels des échanges peuvent avoir lieu. On sait que la pollution générée par le DMA peut dans certains cas durer plusieurs années après la fin de l'exploitation minière. Cette réalité est constatée pour le site Aldermac qui depuis 1942, lors du débordement du parc à résidus, affecte la flore et la faune et provoque un dérèglement des écosystèmes environnants. Parmi les éléments qui ont des effets néfastes, le pH, la conductivité, les MES, les sulfates, le cuivre, le fer et le zinc sont les paramètres réglementés qui le plus souvent dépassent les normes.

Les résultats des échantillons d'eau de surface recueillis à l'effluent final pendant la période du mois de mars 1983 au mois de janvier 2000 indiquent que le pH est très acide, fluctuant entre 2 et 3. La conductivité électrique est très élevée avec des résultats qui fluctuent entre 2 000 et 6 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les concentrations en cuivre indiquent que ce métal est présent en quantité élevée en solution car les résultats varient entre 2 et 12 mg/l .

Les mesures des débits ont été prises à l'aide d'un hydrogramme des débits et les résultats transmis par le MENV, pour l'année 1997/1998 à l'effluent final, montrent que les débits moyens variaient entre 0,001 m^3/s en hiver à 0,02 m^3/s au printemps.

La charge en cuivre a été calculée à partir des mesures de débits moyens (m^3/s) et des concentrations en cuivre (mg/l) à l'effluent final. Les résultats montrent que la charge en cuivre fluctue entre 550 et 4 200 $\text{kg}/\text{année}$. Cette mesure donne une indication de la quantité de cuivre en kilogramme qui traverse le parc à résidus et se déverse dans le milieu récepteur (rivière, lac) pendant une période d'une année (année de référence 1997/1998). Cette quantité de cuivre aura tendance à précipiter dans les cours d'eau sous forme de sédiments qui pourront être érodés ou remis en solution pour être transportés sur de grande distance. Des teneurs en cuivre qui dépassent les critères intérimaires pour

l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent du MENVIQ (Environnement Canada et MENVIQ, 1992) ont été analysées dans les échantillons de sédiments du lac Arnoux et du lac Dasserat (Conсор, 1995a).

Les eaux souterraines sont contaminées sous le parc à divers degrés. Les résultats de la qualité des eaux souterraines recueillis dans les piézomètres pendant la période du mois d'août 1996 au mois d'octobre 1999 indiquent que certains échantillons sont très acides et possèdent des teneurs élevées en sulfates tandis que d'autres échantillons présentent des résultats de pH près de la neutralité et des teneurs en sulfates qui s'approchent des critères de respect de la réglementation. Les résultats de pH varient de 2 à 8 et les teneurs en sulfates fluctuent de 10 à 100 000 mg/l. Les variations des résultats entre les piézomètres sont dues en partie à leur localisation sur le terrain et à leur méthode d'installation (crépine dans le sable, dans les résidus).

Les sols se stratifient par ordre chronologique de déposition dans le parc à résidus. Un socle rocheux à composition acide se retrouve à la base du parc. Dans les dépressions du socle rocheux, on retrouve des dépôts de tills et de sols argileux (portion nord du parc), des dépôts sableux ou graveleux (à l'ouest du parc) et des accumulations de sols minéraux organiques. Les résidus miniers recouvrent les dépôts sur une épaisseur qui varient entre 0,25 cm à 6,0 m. Ces résidus sont contaminés en excès du critère C de la Politique de réhabilitation des sols contaminés (MENVIQ, 1988); cette contamination est parfois moins importante pour les résidus oxydés en surface. Les sols sous les résidus miniers sont contaminés en excès du critère B par le soufre et par endroit en excès du critère C pour le soufre et le cuivre (Conсор, 1995a).

Pour l'ensemble des résultats, les travaux de mitigation de 1982 et ceux de 1995-1996 ne semblent pas avoir modifié la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Ces travaux ont permis de créer un bassin de sédimentation à l'intérieur du parc à résidus afin de limiter un apport d'eau supplémentaire contaminée vers l'extérieur du

parc. Pour ce qui est de la qualité des eaux qui proviennent du parc et qui s'écoulent dans les milieux récepteurs (rivière et lac Arnoux, lac Dasserat), les résultats des campagnes d'échantillonnage réalisées depuis 1952 ne démontrent pas d'amélioration appréciable comparativement aux résultats actuels. En effet, les résultats d'analyses fournis par le MENV sur la qualité des eaux de surface à l'effluent final et sur la qualité des eaux souterraines sont demeurés sensiblement les mêmes et dépassent la directive D019 sur les industries minières.

Le site était classé catégorie 1 dans l'inventaire des lieux contaminés effectué par le ministère de l'Environnement et de la Faune en 1996 et le demeure toujours. Le suivi environnemental des résultats d'analyses permet de conclure qu'il existe un besoin réel de réhabilitation du site Aldermac.

À ce jour, les efforts ont surtout été concentrés sur des travaux de mitigation, ce qui était nécessaire, mais le besoin de restaurer le site à un niveau acceptable est également indispensable. Le gouvernement est conscient qu'une solution efficace techniquement, économiquement et environnementalement doit être envisagée pour le site Aldermac et c'est à ce niveau que ce projet intervient. Il semble important dans un premier temps d'effectuer une vérification de l'ensemble des techniques de contrôle de production d'acide disponibles au Québec et celles applicables aux zones d'épanchement afin de faire un choix adéquat pour le site Aldermac. On présente dans le prochain chapitre une évaluation de ces techniques de contrôle du DMA qui pourraient être applicables au site Aldermac.

Parmi les solutions envisageables pour la réhabilitation d'une zone d'épanchement de résidus miniers, l'installation d'une barrière de recouvrement constituée de résidus industriels de revalorisation peut s'avérer être une alternative pratique, tant au niveau technique, économique qu'environnementale. L'objectif d'une telle barrière est de limiter le passage de l'oxygène vers les résidus afin de contrôler la formation du DMA.

De plus, l'utilisation de ces rejets permettrait de réduire les perturbations sur le milieu naturel. En utilisant des matériaux qui proviennent de rejets industriels plutôt que de matériaux naturels, ces rejets inutilisables par l'industrie pourront servir à un autre usage et les matériaux naturels demeureront en place.



Photographie 1.1 : Zone d'épanchement du site Aldermac localisé en Abitibi-Témiscamingue (octobre 1996)



Photographie 1.2 : Zone d'épanchement du site Poirier localisé en Abitibi-Témiscamingue (septembre 1998).



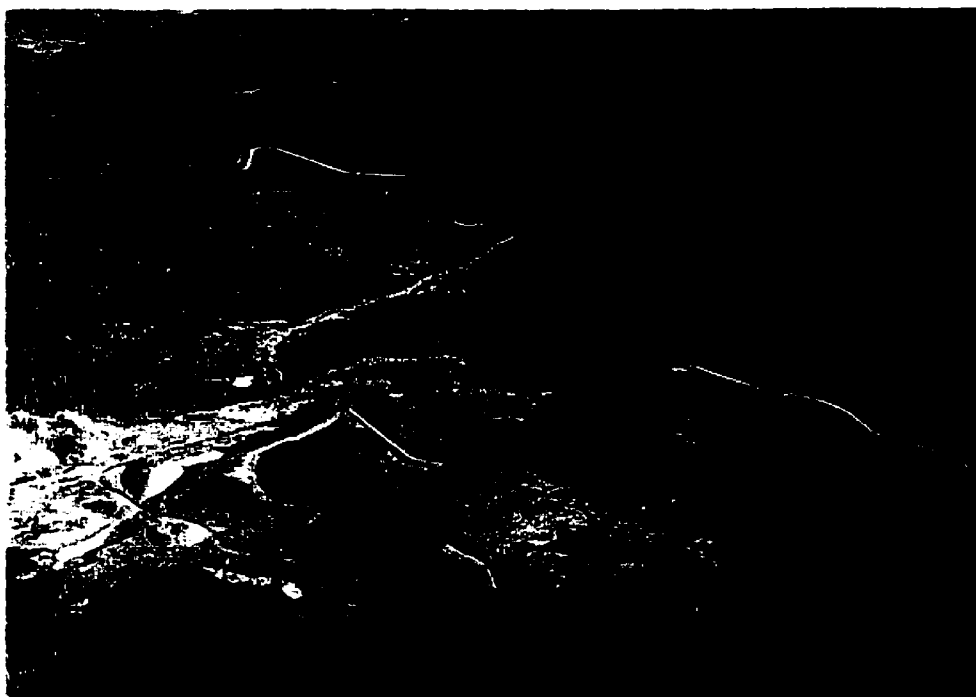
Photographie 1.3 : Zone d'épanchement du site Manitou localisé en Abitibi-Témiscamingue (mai 1996)



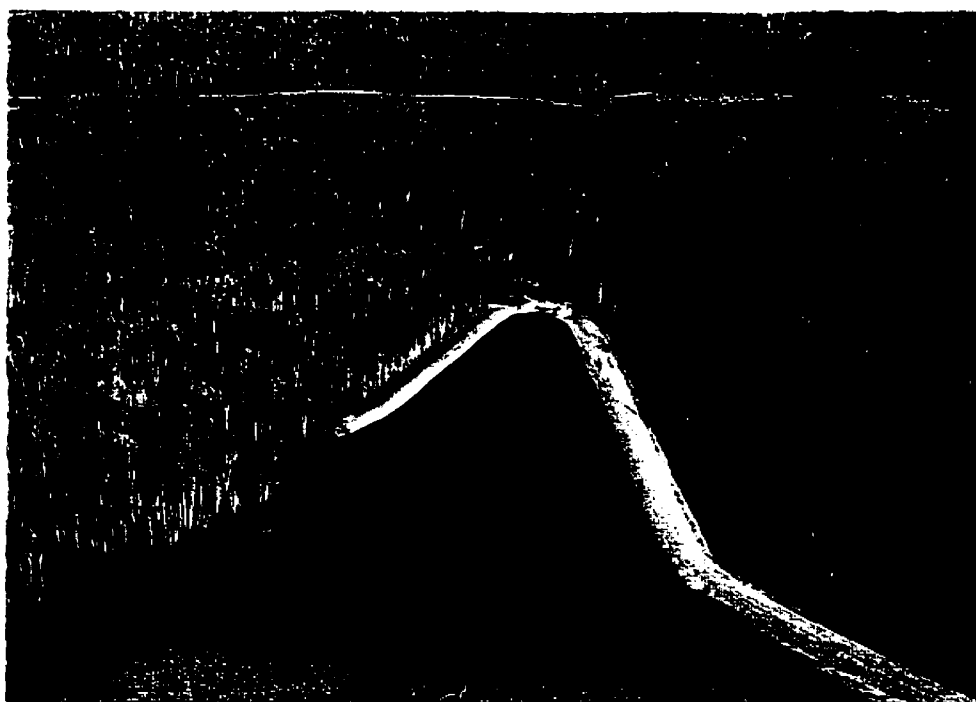
Photographie 1.4 : Zone d'épanchement du site Moulton-Hill localisé en Estrie (mai 1997)



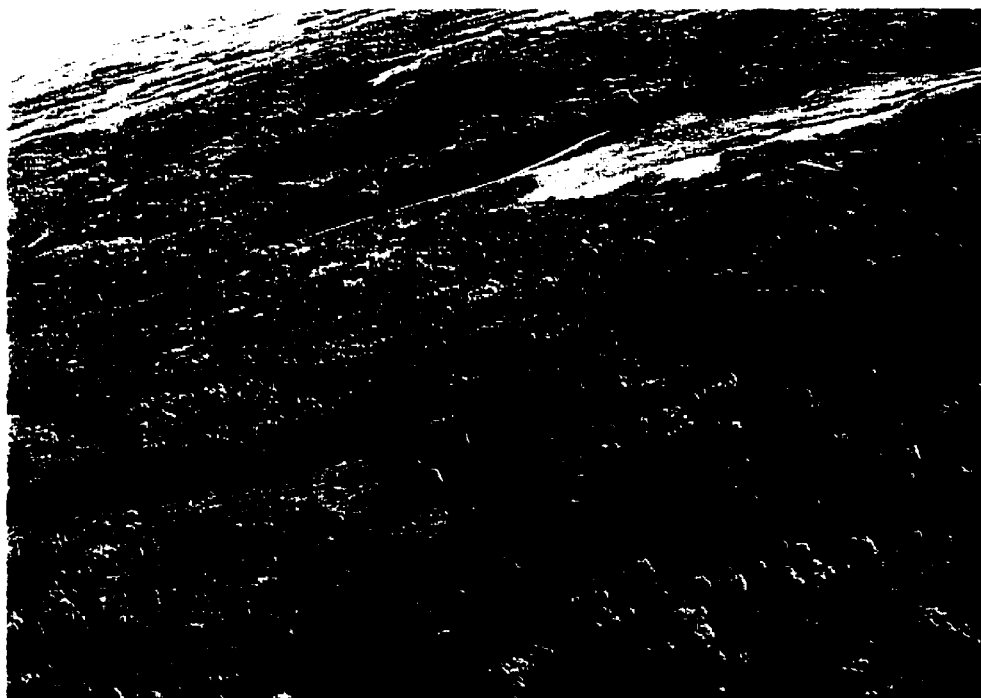
Photographie 1.5 : Visualisation des trois différentes zones de contamination d'une station représentative de la rivière Arnoux montrant la zone habituellement non inondable (ZN), la zone temporairement inondable (ZT) et la zone toujours inondée (ZI) (octobre 1996)



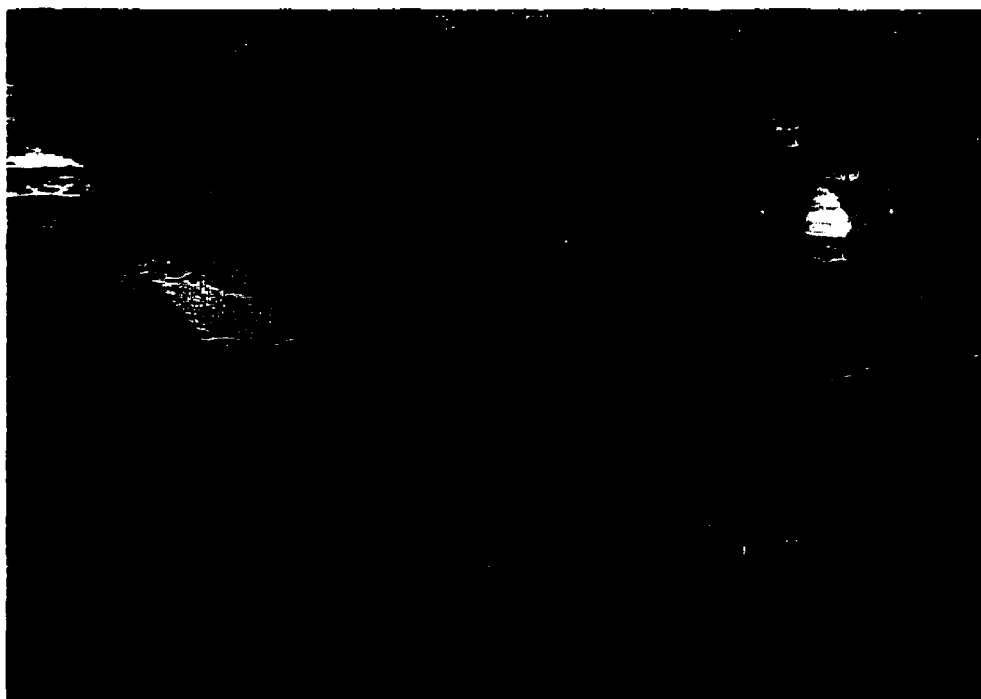
Photographie 1.6 : Parc à résidus miniers Aldermac (au centre) et carrière d'exploitation (à gauche) (octobre 1996)



Photographie 1.7 : Sortie du parc à résidus (exutoire) vers la zone d'épanchement de la rivière Arnoux (en haut) (octobre 1996)



Photographie 1.8 : Parc à résidus miniers (en haut) et ruisseau Ouest (en bas)
(octobre 1996)



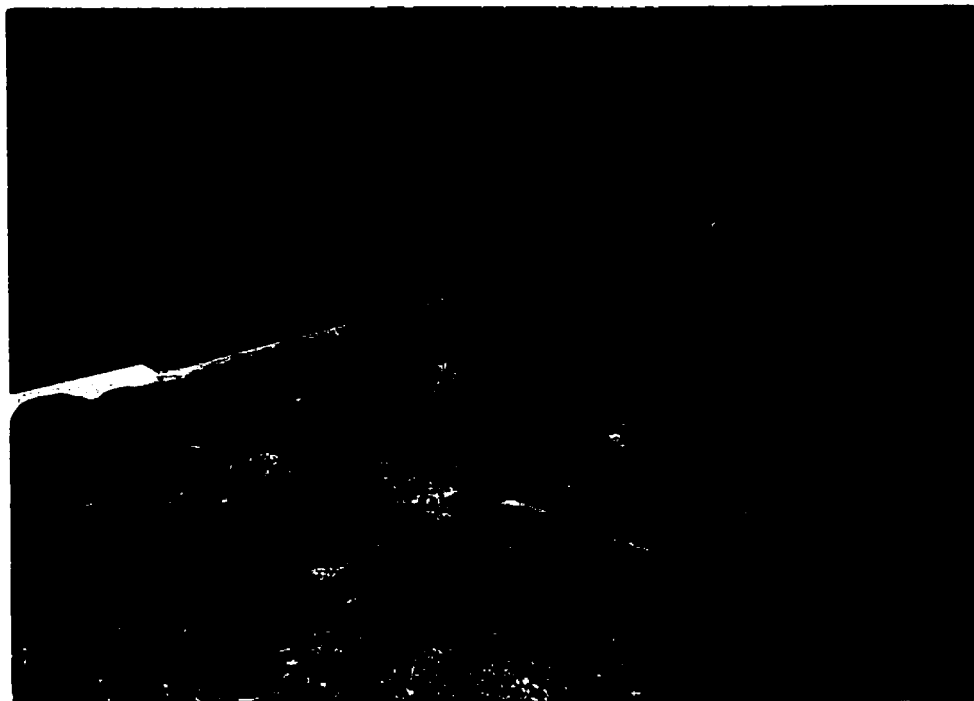
Photographie 1.9 : Zones inondables (en haut) et rivière Arnoux (en bas)
localisées à environ 2 km de l'exutoire du parc (octobre 1996)



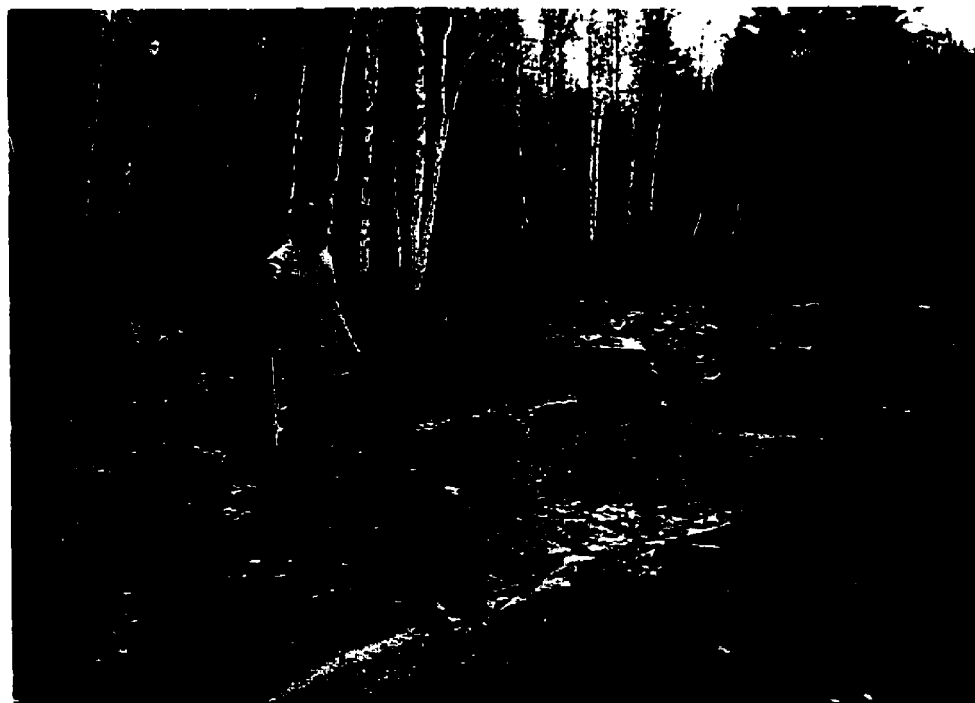
Photographie 1.10 : Rivière Arnoux (au milieu) et zones inondables (en haut et bas) localisées à environ 2,5 km de l'exutoire du parc (1995)



Photographie 1.11 : Rivière Arnoux qui se déverse dans le lac Arnoux à environ 9 kilomètres de l'exutoire du parc (1995)



Photographie 1.12 : Déversoir installé à la sortie du parc à résidus miniers par le MENV (photographie prise au mois d'octobre 1996)



Photographie 1.13 : Déversoir de type V-notch installé dans la rivière Arnoux et localisé à environ 200 m de l'exutoire du parc (1996)



Photographie 1.14 : Ruisseau localisé dans le parc à résidus qui s'écoule vers l'exutoire (octobre 1996)



Photographie 1.15 : Station du pont de la rivière Arnoux localisée à environ 7 kilomètres de l'exutoire du parc (octobre 1996)

CHAPITRE II

TECHNIQUES DE CONTRÔLE DE LA PRODUCTION D'ACIDE ASSOCIÉES AUX ZONES D'ÉPANCHEMENT

2.1 Introduction

Les impacts du drainage minier acide liés à l'industrie minière se manifestent surtout au niveau de la qualité des eaux de surface. Ils peuvent aussi affecter les sols et l'eau souterraine avec lesquels des échanges peuvent avoir lieu. La pollution peut dans certains cas durer plusieurs dizaines, voire centaines d'années après la fin de l'exploitation. En général, la pollution de l'eau, des sols/résidus et des sédiments provient surtout des aires d'accumulation des mines métalliques. Compte tenu des concentrations élevées de polluants qu'on y retrouve, celles-ci peuvent avoir un effet négatif sur les organismes qui vivent dans les écosystèmes avoisinants. Parmi les caractéristiques qui ont des effets néfastes, le pH, les sulfates, le cuivre, le fer et le zinc sont les paramètres réglementés qui le plus souvent dépassent les normes.

Plusieurs technologies sont utilisées pour contrôler la contamination d'un site potentiellement polluant. Pour la réhabilitation des sites de résidus miniers générateurs de drainage acide, les techniques les plus utilisées comprennent: le confinement des résidus, l'inondation, le recouvrement multicouches, la couverture étanche avec géomembrane, etc. Leur application à des zones d'épanchement est toutefois moins utilisée, particulièrement en raison des superficies impliquées et des coûts souvent élevés (Tremblay, 1995; 1996a). Il semble néanmoins nécessaire de trouver des solutions qui soient simples et efficaces pour la réhabilitation des aires d'accumulation de résidus miniers au Québec et plus spécifiquement pour les zones d'épanchement, avec une attention particulière à la situation du site minier Aldermac.

Un des objectifs du projet est d'identifier et d'évaluer en laboratoire les techniques de réhabilitation qui seraient adaptées aux conditions de terrains retrouvées sur le site Aldermac. Les informations recueillies sur ces techniques pourront aussi s'avérer intéressantes pour leur application à d'autres zones d'épanchement de résidus miniers retrouvées au Québec. Dans ce chapitre, on présente d'abord différentes approches typiquement utilisées pour la prévention et la réduction du DMA.

On présente ensuite une description plus détaillée des techniques spécifiques envisageables pour le site Aldermac. Ensuite, on résume la méthodologie utilisée pour réaliser l'étude de pré-faisabilité pour la réhabilitation du site. A la fin du chapitre, on retrouve une description des principes d'écoulement de l'eau dans un milieu poreux non saturé et des mécanismes de transport et de consommation d'oxygène dans un milieu poreux; des concepts qui seront utilisés pour analyser certains résultats obtenus lors de l'expérimentation.

2.2 Méthodes de prévention et de réduction du DMA

Les impacts environnementaux liés au domaine minier peuvent être contrôlés par des méthodes de prévention et de réduction du DMA. Les méthodes de prévention consistent à stopper la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux en excluant un ou plusieurs éléments qui constituent cette réaction, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures. En éliminant un ou plusieurs de ces éléments, la production d'acide peut être réduite à des niveaux très faibles. Les méthodes de réduction limitent la production du DMA en agissant sur les facteurs qui influencent directement ou indirectement les réactions de production d'acide, soit la température, le pH, les métaux lourds et l'activité bactérienne. On présente dans ce qui suit, un résumé des différentes méthodes de prévention et de réduction du DMA.

2.2.1 Exclusion des sulfures

Cette méthode de prévention vise à retirer les sulfures des résidus miniers pour prévenir la formation du DMA. Le principe consiste à exclure une quantité suffisante de sulfures afin d'obtenir un potentiel de neutralisation nette (PNN) plus grand que le potentiel de génération d'acide (PGA). Pour réduire la teneur en sulfures des résidus miniers, des techniques de concentration telles que la flottation et les méthodes gravimétriques peuvent être appliquées en usine de traitement. Il a été démontré que le principe de flottation en vrac permet de réduire considérablement la teneur en sulfures des résidus miniers. Ce procédé produit un concentré de sulfures et un résidu de flottation qui peuvent éventuellement être transportés au parc à résidus. Les procédés et techniques d'enlèvement des sulfures en usine de traitement, et l'utilisation des résidus désulfurés comme recouvrement ont été présentés dans plusieurs communications (e.g. Bussière et al., 1995b; Bussière et al., 1998; Benzaazoua et al., 1998; Benzazoua et al., 2000).

2.2.2 Exclusion de l'eau

Les méthodes d'exclusion de l'eau consistent à installer des barrières imperméables permettant d'éliminer les infiltrations d'eau de surface et d'eau souterraine vers les résidus miniers. Ces barrières peuvent être composées de sols à faible conductivité hydraulique (argile) ou de matériaux synthétiques imperméables (geomembrane ou GCL) (Aubertin et al., 1995; 2000a; 2000b). Le contrôle par un système de recouvrement avec une couverture de matériaux d'étanchéité permet de limiter la pénétration de l'eau dans les résidus. Cependant, l'exclusion complète de l'eau dans le but d'empêcher la production d'acide n'est pas considérée comme une méthode pratique dans nos latitudes, puisqu'il est difficile à long terme de maintenir l'intégrité de la barrière. Les matériaux d'étanchéité sont susceptibles de subir une dégradation importante qui permettrait éventuellement à une quantité suffisante d'eau de franchir la

barrière et d'atteindre les résidus (e.g. Koerner et al., 1990; SRK, 1991; Bussière, 1993, Koerner, 1994; Z-Tech Géogard Inc., 1996).

2.2.3 Exclusion de l'oxygène

L'exclusion de l'oxygène qui atteint les résidus miniers réactifs semble être une technique efficace pour le contrôle du DMA à long terme. En effet, l'installation d'un recouvrement qui engendre une diffusion d'oxygène très faible permet de ramener la production d'acide à des taux négligeables.

Les recouvrements utilisés pour la construction des barrières à la diffusion d'oxygène peuvent être composés d'eau, de sols et de matériaux synthétiques. Des couvertures d'argile, de plastique, de ciment, d'asphalte que l'on aménage sur les résidus pour former un revêtement qui empêche l'oxygène de pénétrer ont été utilisés (e.g. Comeau, 1996; Anon, 1987). On admet cependant qu'il peut être difficile avec ces matériaux de constituer une couverture étanche à cause du tassement différentiel, de l'érosion et de la porosité des matériaux. De plus, leur coût est relativement élevé.

Pour remédier à ces inconvénients, Aubertin et al. (1995) ont développé des couvertures multicouches qui utilisent des matériaux naturels. Les couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) sont constituées de plusieurs couches qui jouent chacune un rôle particulier, avec une couche utilisée comme couche de rétention d'eau pour limiter le passage de l'oxygène vers les résidus. Les effets de barrière capillaire, phénomènes à la base de cette technique, sont assurés par la présence d'une couche de matériau fin au-dessus d'une couche de matériau grossier. En raison de ces effets, la rétention de l'eau dans le système de recouvrement est améliorée. Comme les matériaux près de la saturation laisse peu diffuser l'oxygène (e.g. Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1993; Bussière et al., 1998), on réduit ainsi la production de DMA. Plus de détails sur la

composition et l'utilisation des couvertures multicouches sont donnés dans Aubertin et al. (1993); Aubertin et al. (1995); Aachib (1997); McMullen et al. (1997); Monzon, (1998); Bussière (1999); Bussière et Aubertin, (1999); Ricard et al. (1999); Aubertin et al. (2000b); Bussière et al. (2000); Bussière et Aubertin (2000) et Ricard et al. (2000).

2.2.4 Consommation d'oxygène

L'approche de consommation d'oxygène est une méthode alternative à l'exclusion de l'oxygène dans les résidus miniers. Les deux approches visent le même objectif qui est de limiter l'oxygène qui atteint les résidus miniers en utilisant des méthodes différentes. En effet, l'approche de consommation d'oxygène utilise des processus biologiques (recouvrements organiques) tandis que l'approche d'exclusion d'oxygène utilisent usuellement des processus physico-chimiques (recouvrements inorganiques).

Le processus de consommation d'oxygène biologique débute par la dégradation des molécules organiques de la couverture par les micro-organismes. L'équation 2.1 présente un exemple de la dégradation d'une molécule organique simple (CH_2O) par les micro-organismes (Tassé et al., 1996):



L'oxygène (O_2) qui provient de l'air et qui se propage dans la couverture est consommé par les micro-organismes qui oxydent le carbone de la couverture organique. La dégradation physique et la compaction de la couverture organique augmentent dans le temps de sorte que le flux d'oxygène diminue, d'où son absence dans les gaz interstitiels en contact avec les minéraux sulfurés. Les conditions du milieu devenant anaérobies (sans oxygène), il est possible qu'une dégradation par fermentation d'un

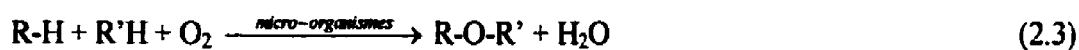
substrat organique du milieu (CH_3COOH) se produise par un mécanisme de méthanogénèse, tel que démontré par l'équation 2.2:



Les gaz secondaires produits dans les équations 2.1 et 2.2 sont le bioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4). L'analyse des gaz secondaires peut donner une indication du taux d'oxydation de la couverture organique puisque l'on sait que les proportions de CO_2 dans les gaz varient la plupart du temps à l'inverse de l' O_2 et que les concentrations de CH_4 sont principalement associées aux zones anaérobies. Il peut en résulter un problème de contamination organique des eaux si la matière organique n'est pas consommée complètement mais on présente ici seulement les réactions qui décrivent les mécanismes de consommation d'oxygène. Un exemple de traitement des eaux à fortes charges organiques est présenté dans Bélanger et Villeneuve (1996).

Dans certains cas, la concentration en CO_2 n'apparaît pas en proportion stœchiométrique de l' O_2 au moment de l'oxydation du substrat organique. Ce phénomène s'explique par la présence d'un mécanisme de dégradation spécifique d'un polluant où l'oxygène est impliqué dans l'édification de groupements éthers-oxydes ou carboxyles. Les équations 2.3 et 2.4 présentent les différentes filières de dégradation (Tassé et al., 1996) :

L'oxygène est actif dans l'édification de groupements éthers-oxydes :



L'oxygène est actif dans l'édification de groupements éthers-carboxyles :



où R- représente le lien d'un polluant et/ou d'un autre élément avec un groupement.

Le rôle des micro-organismes lors de la transformation des polluants résulte de leur habilité à les détoxifier. La détoxification réfère à un changement de la molécule du polluant qui le rendra moins nuisible, tel que démontré par les équations 2.3 et 2.4. Les détails concernant les principes et les méthodes de consommation d'oxygène peuvent être consultés dans SENES, (1994) et Tassé et al. (1996).

2.2.5 Contrôle du pH

L'approche du contrôle du pH consiste à maintenir le pH à un niveau près de la neutralité pour réduire la production du DMA de façon à ce que l'équation 1.2 (voir chapitre 1) ne soit pas mise en branle. L'ajout de matériaux alcalins (pierre calcaire, chaux, etc.) aux résidus miniers produisant du DMA permet de contrôler le pH et de neutraliser les résidus. Le procédé de neutralisation peut être appliqué en ajoutant les matériaux alcalins à la surface des résidus par différentes techniques d'épandage et de vaporisation. Le composé neutralisant peut également être injecté ou mélangé aux résidus ce qui permet d'éliminer l'impact des résidus à fort potentiel d'acidification. Plusieurs auteurs présentent des méthodes d'application et des exemples d'utilisation de ces techniques (e.g. EPA, 1984; EPA, 1989; Comeau, 1995).

2.2.6 Réservoir d'alcalinité

L'approche qui consiste à créer un réservoir d'alcalinité est une méthode alternative au contrôle du pH qui permet de restreindre la formation du DMA. Les deux approches ont le même objectif qui est de neutraliser le pH. La différence se situe au niveau des méthodes utilisées pour atteindre cet objectif. L'approche du réservoir d'alcalinité utilise souvent des processus biologiques (matériaux organiques) tandis que l'approche de contrôle de pH utilise des processus chimiques (matériaux inorganiques). Au niveau du processus biologique, la dégradation de la couverture est responsable d'une élévation de

la pression partielle du bioxyde de carbone (CO_2) dans les gaz en contact avec l'eau de la zone saturée; le pH demeurant ainsi à une valeur près de la neutralité. Il est à noter que la présence de CO_2 peut également former de l'acide carbonique mais on présente ici seulement les réactions qui augmentent l'alcalinité du milieu. Parmi les facteurs qui influencent le taux de génération de l'alcalinité, mentionnons la nature du recouvrement organique et les conditions hydrogéologiques. Par exemple, en condition anaérobie, les bactéries sulfato-réductrices assurent leurs besoins énergétiques en réduisant les molécules de sulfates comme le démontre la réaction 2.5 (Tassé et al., 1996):



Les composés organiques (CH_2O) de la couverture sont oxydés au cours de ce processus. La consommation du soufre réduit favorisera la précipitation des métaux (Me) et la neutralisation de l'acidité (HCO_3^-) comme le démontre les équations 2.6 et 2.7 (Tassé et al., 1996):



où Me représente un métal (Fe, Ni, Cu, Co, Zn, Cd, etc.) et CO_2 est un gaz secondaire qui augmente le pH du milieu. Le milieu se neutralise graduellement et les métaux lourds cessent de s'oxyder, ce qui améliore la qualité des eaux. Il a été démontré que les bactéries sulfato-réductrices métabolisent efficacement les dérivés d'hydrolyse et de fermentation de masses moléculaires faibles tandis que les composés complexes comme les carbohydrates, les protéines et les lipides sont plus difficiles à métaboliser. Plusieurs substrats peuvent être utilisés pour métaboliser efficacement ces complexes, soit: la tourbe, la paille, le fumier et différents types de compost (e.g. Borek et al., 1995; Eger

et Wagner, 1995; Waybrant et al., 1995; Cabral et al., 1999a; Delaney et al., 1997; Cocos et al., 2000).

2.2.7 Réduction de la teneur en métaux

L'approche de réduction de la teneur en métaux consiste à diminuer les concentrations en métaux lourds provenant du DMA des résidus sulfureux, ce qui limitera ainsi leurs impacts sur l'environnement. Plusieurs études montrent que l'utilisation de micro-organismes et/ou de matériaux organiques purificateurs permet de réduire considérablement la teneur en métaux qui se retrouvent dans le sol, dans l'eau de surface et dans l'eau souterraine. Il s'agit de fournir aux micro-organismes et/ou à la matière organique, les nutriments essentiels et un substrat approprié pour qu'ils puissent jouer leur rôle dans la réduction de la teneur en métaux (polluant).

Parmi les techniques qui utilisent l'approche de réduction des métaux lourds, mentionnons: les méthodes de décontamination et de stabilisation à base de plantes, la méthode de nitrification et dénitrification par les bactéries, la construction de marécages épurateurs, etc. (e.g; Kalin, 1987; CANMET, 1989; 1996; Kleinmann et Hedin, 1989; Ritcey, 1989; Kalin et Evendingen, 1989; Bergeron, 1993; Pinel-Alloul, 1994; Kalin et al., 1995; Bélanger et Villeneuve, 1996; Kalin et al., 1999; Wildeman et Pavlik, 2000).

2.2.8 Contrôle de l'activité bactérienne

Il a été démontré lors de l'explication des mécanismes de production d'acide, présentée au chapitre 1, que l'activité des bactéries *Thiobacillus ferrooxidans* peut amplifier la production d'acide lorsque le pH baisse. Des composés antibactériens peuvent être utilisés pour contrôler l'activité bactérienne et diminuer le taux de production d'acide. Par exemple, des bactéricides (laurylsulfate de sodium, benzoate de potassium) sont

répandus sur les résidus; l'ajout des bactéricides doit être répété régulièrement selon le degré de contamination du site. Cette technique a l'avantage d'être facile d'emploi mais n'arrête pas nécessairement le processus de génération d'acide. En effet, des études réalisées à l'aide de bactéricides montrent une faible amélioration du pH. Plusieurs auteurs discutent de l'efficacité des bactéricides et des méthodes d'application (e.g. Kleinmann et Erickson, 1983; Anon, 1987; Sobek, 1987; Ritcey, 1989; SRK, 1991).

2.2.9 Contrôle de la température

La production d'acide est influencée par certaines conditions météorologiques dont la température. Le maintien de la température à des niveaux qui atteignent le point de congélation de l'eau permet de réduire la production du DMA. Il s'agit donc d'obtenir une température très froide dans les résidus miniers et de la maintenir. Cette méthode s'avère intéressante et applicable dans les régions froides où le pergélisol est gelé pendant presque toute l'année.

Pendant la période de dégel saisonnier, une couche de sol (sable et gravier, pierre non acidogène) d'une épaisseur de 1 à 3 mètres peut être ajoutée à la surface des résidus miniers pour les maintenir gelés en permanence. Une solution alternative consiste à aménager une couverture de pierre "convective" sur les résidus miniers. Le principe repose sur l'extraction de la chaleur du sol en hiver par convection d'air dans les gros interstices de la couverture et sur l'utilisation de cet air en été comme couverture isolante. Cette solution d'appoint n'est pas éprouvée dans les régions de pergélisol mais il a été recommandé de faire l'analyse thermique de ce type de recouvrement et de faire des essais sur le terrain à cause de la simplicité de cette méthode (Géocon, 1993). D'autres auteurs discutent de l'influence de la température (e.g. Ford, 2000; Gammons et al., 2000; Godwaldt et al., 2000).

2.3 Techniques spécifiques de réhabilitation pour le site Aldermac

On présente dans ce qui suit, une description des principales techniques de prévention et de réduction du DMA avec une emphase sur les techniques applicables à des zones d'épanchement de résidus miniers au Québec dont celles du site Aldermac. Des exemples concrets d'application sont également résumés.

2.3.1 Épuisement bactérien

Plusieurs études ont été réalisées avec des micro-organismes pour éliminer certains des éléments (sulfures, métaux lourds, *Thiobacillus spp.*) qui favorisent la production du DMA dans les résidus miniers. Le principe de la méthode d'épuisement bactérien consiste à utiliser des micro-organismes spéciaux (mutation de bactéries par manipulation génétique) ou d'utiliser les micro-organismes déjà présents dans le sol pour dégrader ou pour mobiliser les polluants présents dans les résidus miniers. Par exemple, l'inoculation artificielle de bactéries consiste à additionner les organismes directement au sol. Ces micro-organismes peuvent fixer certains métaux et/ou être utilisés comme fertilisant bactérien.

Plusieurs micro-organismes ont été expérimentés, mentionnons : *Azobacter chroococcum*, *Bacillus megaterium*, *Pseudomonas spp.*, *Clostridium spp.*, *Lactobacillus spp.* et *Achromobacter spp.* L'efficacité de ces essais dépend essentiellement des conditions du site (e.g. Ritcey, 1989). Pour obtenir les conditions idéales à la croissance des micro-organismes, le pH au niveau du sol doit être maintenu entre 6,5 et 8,5 et la température de l'ordre de 25 à 32°C (Bergeron, 1993). De plus, l'utilisation des micro-organismes nécessite parfois l'ajout de nutriments tels que le phosphore, l'azote, l'humus, etc. Des expériences d'isolement de plusieurs souches de *Caulobacter* ont permis de constater après plusieurs mois d'essais que l'acidité de l'eau avait diminué et

que le nombre de bactéries qui oxydent le fer et les sulfures avait également diminué. Le prédateur *Protozoa spp.* réduit significativement l'effet des *Thiobacillus ferrooxidans* et il est actif à un faible pH (2.5-3.5) (e.g. Ritcey, 1989).

L'épuisement des sulfures par les bactéries est une méthode *in situ* qui est appliquée à l'aide de bactéries réductrices de sulfures (*Thiobacillus spp.*, Sulfato-réductrice) pour diminuer la teneur en sulfures dans les résidus miniers. La population bactérienne présente dans le sol dégradera ou mobilisera les polluants présents dans les résidus miniers. Pour favoriser l'épuisement des sulfures par les bactéries, les matériaux doivent être le plus perméable possible et il faut éviter la saturation en eau du milieu. Un sable grossier peut être utilisé pour atteindre cet objectif. De plus, l'épaisseur des résidus miniers de la zone d'épanchement à réhabiliter doit être faible. La méthode consiste à effectuer un brassage mécanique du mélange de résidus miniers, de sable grossier et des bactéries qui réduisent les sulfures. Un volume trop élevé de résidus miniers demandera plusieurs années aux bactéries pour compléter l'épuisement des sulfures.

Divers facteurs doivent être considérés pour l'application de cette technique tels que le pH, la température, la quantité et le type de bactéries présentent dans les matériaux ainsi que la concentration en oxygène. Pour l'utilisation de cette méthode *in situ*, il faut aussi prévoir la manière de gérer l'eau acide qui sera produite par les réactions d'épuisement, soit en planifiant la conception de marécages épurateurs, en ajoutant des agents neutralisants et/ou en installant des ouvrages de protection.

Plusieurs auteurs présentent des exemples d'utilisation des techniques d'épuisement bactérien (e.g. Fortin, 1999; Beaulieu et al., 2000; Canty, 2000; Johnson et al., 2000; Marchand et Silverstein, 2000; Schippers et al., 2000).

2.3.2 Barrières de recouvrement organique

Comme on l'a déjà vu, des couvertures de matériaux organiques peuvent limiter le passage de l'oxygène vers les résidus miniers et réduire la formation du DMA lorsque l'oxygène de l'air est consommé par la matière organique de la barrière de recouvrement (barrière consommatrice de l'oxygène). Ce mécanisme permet de limiter de façon importante l'oxydation des sulfures, la formation de sulfates métalliques et la réduction du pH, d'où une réduction du DMA. L'utilisation d'un matériau composé de matière organique biodégradable est souhaitée pour ce type de recouvrement. En outre, les matériaux utilisés sont souvent considérés aussi comme des barrières humides puisqu'ils peuvent se saturer d'eau suite à une décomposition de la matière organique. Des études ont démontré la relative efficacité d'une barrière humide composée de matière organique pour limiter l'oxydation des résidus miniers, laquelle est responsable de l'acidification du milieu et de la dispersion des polluants (SENES, 1994; Strogan et Wiseman, 1995; Tassé et al., 1996; Cabral et al., 1996; 1997; 1998; 1999a; Elliott et al., 1997).

Les couvertures de matériaux organiques (résidus forestiers, résidus papetiers, compost de déchets municipaux et autres matériaux organiques) peuvent réduire le DMA de 5 manières différentes selon Pierce (e.g. Elliott et al., 1997; Cabral et al., 1999a) :

- Barrière consommatrice de l'oxygène (par biodégradation aérobie ou anaérobie de la matière organique);
- Barrière physique à la migration de l'oxygène ou barrière humide (lorsque la couche demeure saturée);
- Amélioration chimique et réservoir d'alcalinité (les composés organiques de l'eau de percolation peuvent provoquer une réduction de la dissolution des sulfates et du fer et une augmentation du pH);

- Inhibition chimique (les produits de dégradation de la matière organique qui percolent au travers des résidus miniers peuvent inhiber la croissance et le métabolisme des bactéries ferroxidantes);
- Réduction de l'apport d'eau (lorsque la conductivité hydraulique de la couverture organique est très faible et bloque le passage de l'eau).

Plusieurs éléments doivent être pris en considération pour faire le suivi des couvertures de matériaux organiques, pour assurer leur bon fonctionnement et pour fournir des informations sur le comportement des matériaux, mentionnons:

- la densité, la granulométrie, la perméabilité, le D_{10} , le air entry value (AEV);
- le taux d'infiltration et le taux d'évaporation d'eau;
- la teneur en eau et le degré de saturation;
- les conditions du milieu ambiant et de la couverture (aérobie, anaérobie);
- le rapport C/N et les besoins en nutriments pour la matière organique présente dans la couverture (azote minéral, azote organique);
- le rapport DBO_5/DCO ;
- les mécanismes de précipitation, de dissolution, de translocation, de chéluvation, de podzolisation et de méthylation des métaux lourds;
- la production de gaz secondaire (bioxyde de carbone, méthane);
- le potentiel et la vitesse de décomposition de la matière organique;
- le potentiel phytotoxique de la matière organique, etc.

Ces éléments fournissent des informations pertinentes à l'application des couvertures organiques lors des essais en laboratoire et pour une éventuelle application sur le terrain.

Divers types de matériaux peuvent entrer dans la composition d'une couverture de recouvrement organique, mentionnons :

- les boues provenant de l'industrie papetière (boues combinées de traitement primaire et secondaire, résidus de désencrage);

- les boues d'usine d'épuration des eaux usées et de fosse septique (McNearney, 2000);
- le fumier;
- les boues de chaux (boue alcaline d'usine de pâte et papier);
- les cendres organiques provenant des incinérateurs industriels;
- différents types de compost de déchets domestiques et municipaux;
- les résidus provenant de l'industrie forestière (copeaux, sciures, écorces);
- les plantes (paille, tourbe, paillis de feuilles, luzerne, bûche);
- les sources d'azote minéral (urée; NH_4NO_3 ; NH_4OH ; KNO_3);
- les sources de carbone (calcaire, lactate de sodium, gypse), etc.

Le rôle des matériaux qui composent les barrières de recouvrement organique varie selon la nature du matériau. Par exemple, les matériaux neutralisants (boues de chaux, etc.) permettent d'augmenter le pH de façon immédiate et de favoriser la revégétation et/ou le maintien des micro-organismes. Les matériaux fertilisants assurent un amendement organique suffisant au bon maintien du recouvrement à long terme (azote, phosphore, humus).

En plus des matériaux de recouvrement qui composent la barrière proprement dite, d'autres matériaux sont utilisés pour compléter l'agencement de la couverture et assurer un recouvrement efficace. Par exemple, l'ajout d'un couvert végétal à la barrière permet de limiter l'infiltration des eaux, de favoriser l'évapotranspiration, d'empêcher le réentrainement des métaux, de protéger les ouvrages contre l'étalement éolien et de stabiliser les berges. L'ajout de micro-organismes permet de métaboliser, de retenir ou de dégrader certains éléments (métaux lourds) et de fournir des propriétés aseptisantes au milieu. Enfin, les ouvrages de protection installés lors des travaux de réhabilitation permettent d'assurer un support pour les plantes et une protection contre l'étalement hydrique et éolien. Pour ce projet, les matériaux qui seront utilisés dans les barrières de recouvrement organiques (présentés au chapitre 4) sont des boues provenant de l'industrie papetière, du compost et des résidus forestiers mélangés à des boues activées

de station d'épuration. On présente dans ce qui suit, quelques études et des exemples d'application qui utilisent des matériaux semblables.

Couverture de résidus de l'industrie papetière

Pour les couvertures de résidus de l'industrie papetière, les études ont surtout été réalisées avec des résidus de désencrage. Ces résidus sont composés de fibres secondaires de cellulose, de composants minéraux (calcite, metakaolin, etc.) et de 45 à 70% d'eau. Les résultats de l'utilisation des résidus de désencrage montrent que ce matériau limite la diffusion de l'oxygène dans les résidus miniers grâce à sa haute capacité de rétention d'eau d'où la réduction du DMA. De plus, il a été démontré qu'il était possible de neutraliser des résidus miniers acides par les lixiviats alcalins de résidus de désencrage (e.g. Cabral et al., 1996; 1997; 1998; 1999a). D'autres auteurs discutent de la caractérisation et de l'utilisation de résidus de l'industrie papetière (e.g. CQVB, 1996; Moo-Young et Zimmie, 1996a, 1996b; Chtaini et al., 1997; Panarotto et al., 1999; CIM bulletin, 2000).

En plus des résidus de désencrage, l'industrie papetière produit chaque année de grandes quantités de boues combinées de production primaire et secondaire qu'elle doit éliminer. Malheureusement, il existe peu d'information sur la possibilité de les réutiliser, que ce soit pour le recouvrement de sites d'enfouissement ou pour le recouvrement de sites miniers générateurs de DMA et c'est à ce niveau que ce projet de recherche intervient.

On présente dans le chapitre 4, la description et les résultats des essais réalisés avec des boues combinées de traitement primaire et secondaire provenant d'entreprises papetières localisées en Abitibi-Témiscamingue.

Couverture de compost

Pour les couvertures de compost, plusieurs études ont été réalisées avec différents types de compost. Pour la majorité des essais, le compost était utilisé comme support organique (e.g. SRK, 1989; Senes, 1994; Elliot et al., 1997; Cocos et al., 2000). Les résultats montrent qu'il est difficile d'utiliser ce matériau comme couverture étanche puisque les degrés de saturation mesurés variaient entre 60 et 70%. On présente dans le chapitre 4, les résultats des essais réalisés avec du compost de déchets municipaux.

Couverture de résidus forestiers

Le parc à résidus miniers East Sullivan présente un exemple intéressant d'utilisation d'une couverture de résidus forestiers pour réduire la formation du DMA. Il a été démontré dans ce projet que les résidus forestiers assurent un double rôle qui consiste en une barrière d'oxygène pour interrompre le DMA et une barrière alcaline pour neutraliser les eaux résiduelles.

Les résultats des essais sur le terrain montrent que le recouvrement ligneux du parc East Sullivan est efficace en tant que couverture organique limitant le passage de l'oxygène vers les résidus miniers. Cependant, certains tests en laboratoire ont présenté des résultats moins convaincants. En effet, les résultats des tests de lixiviation des stériles en colonnes démontraient une augmentation de la production d'acide pour la couverture simulée comparativement à celle de la colonne témoin (Payant et al., 1995). Ces résultats seraient dus à la faible épaisseur de résidus d'écorce qui avait été utilisée (15 cm non compacté). L'épaisseur était insuffisante pour diminuer le flux d'oxygène mais suffisante pour augmenter l'activité, par élévation de la température, des colonies de *Thiobacillus spp.* associées à l'oxydation des sulfures (Tassé et al., 1996). Les principaux éléments qui doivent être considérés pour favoriser la réussite des couvertures de résidus forestiers sont présentés dans ce qui suit.

La vitesse de décomposition des résidus forestiers influence les mécanismes de consommation d'oxygène et varie en fonction de la température, de l'humidité, de l'aération du milieu, de la grosseur des particules et de la nature du matériau (essence, partie de l'arbre utilisé). Pour favoriser une réduction du DMA, le potentiel de décomposition de la matière organique doit être maintenu élevé en permanence dans la barrière. Par exemple, les résidus forestiers récents et feuillus (sciures de bois de bouleau) se décomposent plus rapidement que les résidus plus anciens et résineux (épinette, pin). Afin de stimuler la décomposition des résidus de bois, une source externe d'azote peut être incorporée à la barrière de recouvrement. Les principales sources d'azote minéral sont l'urée, le NH_4NO_3 , le NH_4OH et le KNO_3 , et les principales sources d'azote organique sont les boues d'épuration, le lisier, et le fumier.

Le potentiel phytotoxique de la matière organique qui compose la barrière de recouvrement doit également être considéré. Enfin, les méthodes d'application de la matière organique et l'agencement des matériaux dans la barrière de recouvrement doivent être vérifiés avec une attention particulière puisqu'ils peuvent modifier la composition chimique de la barrière et les mécanismes de réduction du DMA. Plusieurs auteurs discutent de l'utilisation de résidus forestiers (e.g. Tassé et al., 1993; 1996; Tassé et Germain, 1997; Chan et Dudeney, 2000; Cocos et al., 2000; Germain et al., 2000; Tassé, 2000; Eger et al., 2000).

2.4 Approches complémentaires

2.4.1 Passivation des surfaces de minéraux sulfurés

La technique de passivation de la surface des grains de sulfures pour empêcher le contact de ceux-ci avec l'oxygène permet d'isoler les grains de sulfures pour réduire la production de DMA. La méthode consiste typiquement à ajouter du H_2O_2 et du KH_2PO_4

dans les résidus qui réagissent avec la pyrite et provoquent la formation d'une couche de protection autour du minéral sulfureux. Les inconvénients associés à cette technique sont: la faible résistance à long terme de l'enrobage, les coûts élevés et la manipulation risquée des réactifs, car H_2O_2 est un produit toxique dangereux (e.g. Fytas et al., 1996). D'autres auteurs discutent des diverses variantes applicables à cette technique (e.g. Chen et al., 1999; Fytas et al., 2000; Mehta et al., 2000).

2.4.2 Décontamination et stabilisation à base de plantes

Les techniques de décontamination et de stabilisation à base de plantes offrent de nombreuses possibilités d'application sur les sites miniers. Elles présentent l'avantage de l'utilisation d'un procédé photosynthétique rentable, actionné par l'énergie du soleil, dont le potentiel d'acceptation par le public est plus élevé que celui des autres technologies existantes, telles que l'excavation. L'utilisation des plantes nécessite toutefois des conditions favorables pour maintenir un bon taux de croissance et d'activité de la matière vivante. Par exemple, le pH doit être maintenu près de la neutralité et la température doit être adéquate. La capacité que possèdent les plantes d'absorber et d'accumuler de nombreux métaux lourds toxiques et de métaboliser directement ou indirectement des composés organiques et inorganiques suggère leur utilisation pour traiter les polluants.

Pour les techniques de décontamination et de stabilisation à base de plantes, les organismes vivants les plus utilisés sont: *Sphagnum spp.*, *Thypha spp.*, *Navicula spp.*, *Chara spp.* Les résultats des expériences montrent des taux d'élimination des métaux qui peuvent atteindre jusqu'à 70 à 95% d'enlèvement. Plusieurs auteurs discutent de l'utilisation de cette technique (e.g. Kleinmann, 1985; Kalin, 1987; Kleinmann et Hedin, 1989; Kalin et Everdingen, 1989; Ritcey, 1989; Taylor et al., 1992; Cattaneo, 1993; Beckett et al., 1995; Ensley et al., 1995; Saharan et al., 1995; Sobolewski et al.,

1995; Winterhalder, 1995; Bélanger et Villeneuve, 1996; Kalin et Smith, 1997; Aubertin et al., 2000b; Kalin et al., 1999; Eger et al., 2000). Quelques exemples d'application sont présentés dans ce qui suit.

Au site minier East Sullivan, des essais ont été effectués sur deux unités pilotes de marais artificiels pour traiter la contamination organique et les métaux lourds qui proviennent du site. Les plantes utilisées dans les marais pilotes provenaient du marais naturel en place qui sont: les *Typha latifolia* qui couvrent les zones de profondeur d'eau variant de 100 à 300 mm, les *Scirpes rubrotinctus* localisées dans les secteurs dont la profondeur d'eau est inférieure à 100mm et les *Carex* situés dans la zone de marnage. Les résultats des unités pilotes ont montré des capacités de réduction de 80 à 90% de la DBO₅, de 35 à 50% de la DCO et de plus de 95% de fer pour des temps de résidence variant de 7.5 à 11.6 jours (Bélanger et Villeneuve, 1996).

Un système de filtration Médiaflex (CQVB, 1993) a été conçu pour traiter jusqu'à 75m³/jour d'eau. La première unité, le Biomoss, est composée de mousse de sphaigne pour maintenir des conditions aérobies afin de favoriser un bon traitement biologique et contribuer à la réduction de la charge organique. La deuxième unité, le Biofil, est conçue pour favoriser l'enlèvement des métaux et des phénols, pour faire l'ajustement du pH et pour permettre une désinfection complète de l'effluent. Il a été démontré que l'utilisation du filtre Médiaflex pour le traitement des effluents miniers du site East Sullivan était une solution techniquement efficace, simple et économique (Bélanger et Villeneuve, 1996).

Des expériences ont été réalisées avec des mélanges de tourbe qui présentent des taux de réduction appréciables des métaux lourds. Les résultats montrent que la tourbe permet de fixer certains métaux, de réduire les sulfures et de créer un bon milieu pour la croissance des plantes et pour le support de la flore microbienne constituée de bactéries, d'algues et de champignons (e.g. Coupal et Lalancette, 1976; Chaney et Hundemann,

1979; Lapakko et al., 1986; Eger et al., 1997). Un procédé alternatif à l'utilisation de la tourbe à l'état naturel consiste à faire une hydrolyse acide de la tourbe pour augmenter sa capacité de rétention des métaux; ce procédé est couvert par un brevet (Moline et al., 1994). Les inventeurs montrent que des mélanges de tourbe hydrolysée et de résidus miniers permettent de retenir efficacement certains métaux (Cu, Pb, Cr, Ni, Mn). Le principal inconvénient du procédé d'hydrolyse de la tourbe est son coût élevé (Talbot, 1997). Au niveau des sites miniers, l'utilisation de la tourbe est à l'étape préliminaire et peu de travaux ont été élaborés. La firme Enviroconseil travaille sur cet aspect pour une éventuelle application au domaine minier.

Un système de marécage de décantation a été expérimenté sur le site de la mine South Bay. Des micro-organismes réducteurs de sulfates sont placés à la surface des résidus sur toute sa superficie. Des plantes de type *Thypha spp.* sont transplantées le long du rivage pour fournir de la matière organique (cellulose) aux micro-organismes réducteurs et pour maintenir les conditions de réduction dans les sédiments. Des algues périphytes permettent d'absorber les métaux présents dans l'eau. Le substrat utilisé pour la croissance des algues périphytiques est essentiellement composé de bois et d'un matériau isolant comme protection.

Pour faire une évaluation de la performance du marécage, deux modèles mathématiques ont été développés pour observer la concentration des métaux présents dans l'eau. Il s'agit d'un modèle de la croissance des algues et d'un modèle pour l'épuration biologique et pour le cycle des métaux (Kalin et Everdingen, 1989). D'autres auteurs présentent différents exemples d'utilisation de marécage (e.g. Skousen et al., 1995; Sobolewski et al., 1995; Beckett et al., 1999; Sanders et al., 1999; Thomas et al., 1999; Eger et al., 2000; Ordonez et al., 2000; Sjöblom et Allard, 2000; Thomas et al., 2000).

2.4.3 Détournement des eaux de surface

Le détournement des eaux de surface par la construction d'un fossé et/ou d'un canal de dérivation pour empêcher l'eau d'atteindre les résidus est une autre méthode relativement simple pour limiter l'apport d'eau qui atteint la source de contamination productrice de DMA. Le volume d'eau à traiter sera ainsi réduit par son passage dans l'ouvrage de dérivation. Cependant, cette méthode n'élimine pas complètement la contamination puisque les ouvrages de construction peuvent éventuellement capter les émergences souterraines provenant du parc à résidus (Anon, 1987).

2.4.4 Atténuation naturelle

La méthode d'atténuation naturelle consiste en la biodégradation des composés nuisibles naturellement dans le sol. Les micro-organismes consomment les produits organiques dans le sol qui contiennent du carbone, de l'oxygène et de l'hydrogène. Le processus nécessite la présence d'eau et les conditions particulières du site peuvent rendre nécessaire l'addition de nutriments tels que l'azote, le phosphore, certains minéraux et parfois même de l'oxygène pour faciliter l'aération du milieu.

Cette méthode a l'avantage d'être simple mais elle est influencée par plusieurs facteurs tels que le pH, le Eh, la température et la présence des nutriments qui doivent se retrouver en quantités suffisantes pour le maintien des micro-organismes. Pour l'application au domaine minier, cette méthode peut être complémentaire à d'autres techniques de réhabilitation. Il a été démontré que l'atténuation naturelle est plus efficace pour des grandes surfaces contaminées et des résultats intéressants ont été présentés pour la réduction de certains métaux lourds (e.g. Samson, 1994; Comeau, 1995; Anderson et al., 2000; Biro et Georgescu, 2000).

2.5 Étude de pré-faisabilité pour la réhabilitation du site Aldermac

Une étude de faisabilité a pour but d'établir une structure analytique permettant d'identifier, d'évaluer et de sélectionner les meilleures alternatives de solution (de façon préliminaire) face à un problème donné en tenant compte des aspects techniques, économiques et environnementaux. Pour ce projet, une étude de pré-faisabilité a été effectuée, bien que plusieurs aspects ne puissent être couverts que superficiellement (calcul des coûts, etc.). Après avoir déterminé la nature et l'ampleur du problème, l'étude de pré-faisabilité a été complétée en suivant les cinq étapes qui permettent d'identifier les solutions applicables au site (EPA, 1985) et qui consistent en:

1. Définir les objectifs de l'action à entreprendre;
2. Identifier les technologies pouvant remédier au problème donné sans discrimination;
3. Établir une liste des technologies retenues suite à une sélection préliminaire en vue d'une évaluation plus poussée à l'aide d'une grille de critères de sélection et d'une pondération associée;
4. Analyser les technologies sélectionnées à l'étape 3 et les comparer entre elles selon leurs mérites relatifs;
5. Faire un choix d'une technique de réhabilitation pour le site visé (Aldermac) et compléter un rapport de synthèse de l'étude de pré-faisabilité.

L'explication de chacune des étapes de l'étude de pré-faisabilité est présentée dans le rapport préliminaire du projet, préparé par Bédard et al. (1997) et soumis au MRN. On retrouve dans ce rapport la méthodologie et les tableaux utilisées pour réaliser l'étude de pré-faisabilité. Pour la compilation de l'ensemble des techniques de réhabilitation applicable au Québec, un tableau synthèse présente une description sommaire de la technique, leurs avantages et inconvénients. Parmi les techniques répertoriées dans ce tableau, une première sélection a permis d'éliminer les méthodes qui ne sont pas applicables au site Aldermac, inadéquates pour le type de polluants ou pour un secteur

en particulier. Ensuite, une analyse détaillée des alternatives retenues consistait à reprendre les techniques sélectionnées et à les analyser de façon plus spécifique. Les résultats de cette étape présentent une dizaine de techniques potentiellement applicables au site Aldermac. Pour chacune de ces techniques, des grilles de sélection ont été utilisées avec une échelle d'évaluation selon les objectifs particuliers de réhabilitation.

Le tableau 2.1 présente les résultats des rendements calculés suite à l'évaluation des critères de sélection pour chacune des techniques applicables au site Aldermac. Dans ce tableau, le rendement représente le total des points accumulés dans les grilles de sélection. Le pourcentage normalisé correspond à l'évaluation d'une technique spécifique en comparaison avec la couverture de matériaux organiques qui a présenté le meilleur rendement (227). Un rendement de 227 correspond à un pourcentage normalisé de 100%.

Tableau 2.1 : Rendement des 11 techniques de réhabilitation sélectionnées lors de l'étude de pré-faisabilité et évaluées à l'aide des grilles de sélection applicables au site Aldermac (tiré de Bédard et al., 1997)

Techniques de réhabilitation	Rendement	% Normalisé
Matériaux organiques	227	100
Mobilisation/ Fixation (épuisement microbien)	225	99
Absorption par macrophytes	223	98
Barrières de recouvrement	218	96
Neutralisation avec un composé basique	217	96
Excavation et relocalisation des matériaux	215	95
Construction de digues et barrages	202	89
Atténuation naturelle	201	89
Épandage contrôlé	195	86
Submersion des résidus	184	81
Précipitation pour immobiliser les métaux lourds	182	80

Selon le mandat confié par le MRN et selon les conclusions de l'étude de pré-faisabilité, le meilleur résultat a été attribué à l'utilisation d'un procédé biologique; la couverture de matériaux organiques. L'utilisation et la performance de cette technique seront évaluées dans le programme expérimental et présentées au chapitre 4. Nous verrons que des essais en colonnes ont été conçus pour vérifier l'efficacité d'une couverture organique construite à partir des rejets du domaine industriel de la région de l'Abitibi-Témiscamingue qui possèdent un potentiel de revalorisation. Six matériaux seront utilisés, dont un matériau comme témoin. À la connaissance de l'auteure, aucune étude expérimentale n'a été réalisée sur ces matériaux jusqu'à présent, d'où l'objet des essais de laboratoire.

2.6 Écoulement de l'eau dans un milieu poreux non saturé

Le transport de l'eau dans un matériau de recouvrement se fait habituellement en condition d'écoulement non saturé parce que sur le terrain, les barrières de recouvrement sont presque toujours installées au-dessus de la nappe phréatique. À partir de l'équation de Bernouilli, l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux non saturé peut être défini par l'équation de Richards (Bear, 1972) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k(\psi)}{\partial z} \quad (2.8)$$

Pour un sol en condition non saturé, l'eau est soumise à une pression négative par rapport à la pression atmosphérique. Cette pression négative correspond à la succion ($\psi = \mu_a - \mu_w$) et est attribuable à la tension superficielle qui se crée entre l'air et l'eau en contact avec un milieu solide (e.g. Bear, 1972; Fredlund et Rahardjo, 1993). Les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité définissent le comportement d'un sol en milieu non saturé. Nous verrons dans ce qui suit, les principales équations

qui permettent de modéliser les courbes d'écoulement de l'eau dans un milieu poreux non saturé.

2.6.1 Courbes de rétention d'eau

Les courbes de rétention d'eau (ou courbes caractéristiques de succion) peuvent être définies par la relation entre la teneur en eau volumétrique du matériau (θ_w) et la succion (ψ). La figure 2.1 présente les courbes de rétention d'eau pour un sable et un silt.

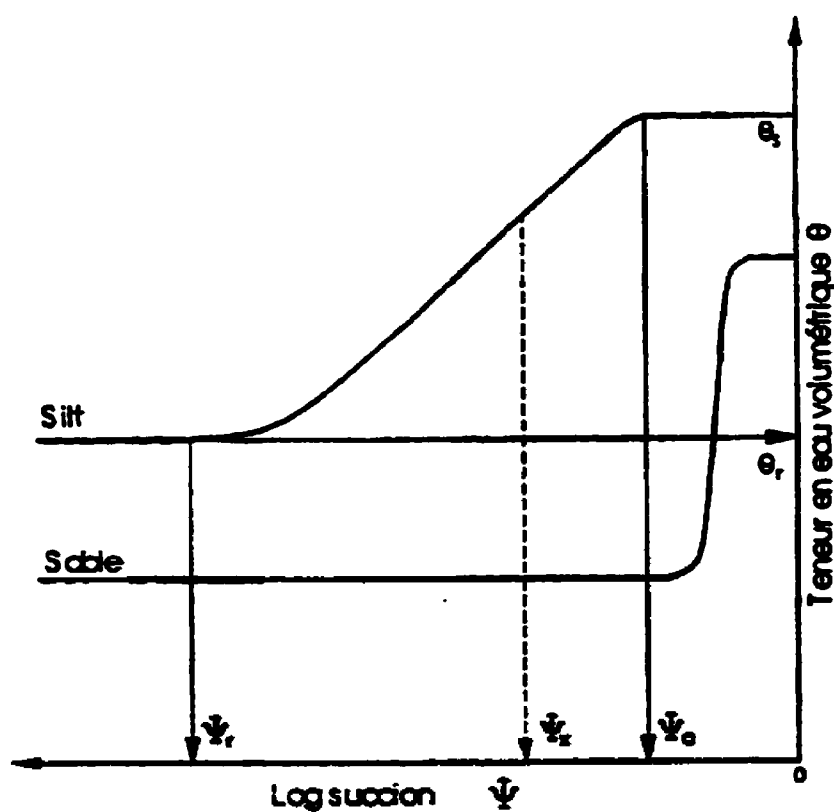


Figure 2.1 : Courbes de rétention d'eau représentées pour un sable et un silt (adaptée de Freeze et Cherry, 1979 et tirée de Bussière, 1999)

On peut voir sur ce graphique que la succion(ψ) diminue et devient plus négative lorsque la teneur en eau (θ_w) diminue. Les courbes de rétention d'eau permettent d'identifier la pression d'entrée d'air ou AEV "Air Entry Value" (ψ_a) et la pression résiduelle (ψ_r). La pression d'entrée d'air correspond au début de la désaturation du matériau et elle est plus grande pour le silt et l'argile que pour le sable. Les sols demeurent saturés jusqu'à une pression (ψ_a) en augmentant à partir de la surface de la nappe (sens négatif des pressions). Lorsque la succion devient de plus en plus négative, les pores les plus fins sont drainés jusqu'au moment d'atteindre la teneur en eau résiduelle (θ_r).

La pression résiduelle(ψ_r) correspond à la pression qui est exercée à la teneur en eau résiduelle (θ_r). La teneur en eau résiduelle (θ_r) représente la quantité maximale d'eau dans les pores qui ne contribue pas à l'écoulement. Elle est définie comme étant la teneur en eau à laquelle $\partial\theta_w/\partial\psi$ et k tendent vers zéro lorsque $|\Psi|$ devient grand.

La teneur en eau résiduelle est un paramètre extrapolé de la courbe de rétention $\psi(\theta_w)$ (van Genuchten et al., 1991). Le sable demeure saturé pour des suctions de quelques centimètres seulement tandis que le silt reste saturé pour des suctions de quelques mètres. Ainsi, les sols de fine granulométrie peuvent demeurer presque complètement saturés à des élévations de quelques mètres au-dessus de la nappe phréatique (Aachib, 1997).

Plusieurs types d'appareils permettent d'évaluer la courbe de rétention d'eau, mentionnons: les cellules triaxiales, les cellules de pression (Tempe Cell), les plaques drainantes, les tensiomètres, les psychromètres et les blocs à résistance électrique (bloc Watermark) placés en parallèle avec des sondes RDT. Ces essais permettent d'obtenir plusieurs points dans le plan θ - ψ . Plusieurs auteurs présentent la description des essais avec différents types appareils (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993; Ricard, 1994).

Les modèles mathématiques permettent de définir l'ensemble du domaine de la courbe de rétention d'eau. Il existe plusieurs catégories de modèles mathématiques de description, mentionnons: les modèles de loi de puissance, les modèles exponentiels, les modèles cosinus hyperboliques, les modèles polynomiaux et les modèles avec fonctions d'erreurs. Nous présentons dans ce qui suit, les modèles les plus utilisés pour décrire la courbe de rétention d'eau à partir de points expérimentaux. La plupart de ces modèles découlent de l'équation générale suivante (Leong et Rahardjo, 1997):

$$a_1 \theta_e^{b_1} + a_2 \exp(a_3 \theta_e^{b_1}) = a_4 \Psi^{b_2} + a_5 \exp(a_6 \Psi^{b_2}) + a_7 \quad (2.9)$$

où : $a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6, a_7, b_1$ et b_2 sont des constantes, Ψ représente la succion et θ_e est la teneur en eau réduite qui est déterminé par:

$$\theta_e = \frac{(\theta_w - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \quad (2.10)$$

avec:

- θ_e = teneur en eau réduite
- θ_w = teneur en eau volumique
- θ_s = teneur en eau volumique à saturation
- θ_r = teneur en eau volumique résiduelle

Le modèle proposé par Brooks et Corey (1964) est représenté par l'équation (2.11):

$$\theta_e = \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^{\lambda_{bc}} \quad (2.11)$$

avec:

- ψ_a = pression d'entrée d'air
- ψ = pression de succion

λ_{BC} = paramètre de lissage de courbe relié à l'agencement des pores

Ce modèle est obtenu en posant comme hypothèse que dans l'équation 2.9, $a_2 = a_5 = a_7 = 0$ et que $b_2 = -\lambda_{BC}$ et $a_4/a_1 = \psi_a^{\lambda_{BC}}$.

Le modèle de Gardner (1958), est pour sa part obtenu à partir de l'équation 2.9 avec $a_2 = a_5 = 0$ et $a_1 = a_7$, $a_4/a_1 = a$, $b_1 = 1$ et $b_2 = n_G$. Ce modèle est représenté par l'équation 2.12:

$$\theta_e = \left(\frac{1}{1 + a\psi^{n_G}} \right) \quad (2.12)$$

où a et n_G sont des constantes du modèle.

Le modèle de van Genuchten (1980) est un modèle de loi de puissance similaire à celui de Gardner à l'exception que le modèle pose comme hypothèse que $a_4/a_1 = \alpha_v^{n_v}$, que $b_1 = m_v$ et que $b_2 = n_v$. L'équation proposée par van Genuchten (1980) est la suivante:

$$\theta_e = \frac{1}{\left[1 + (\alpha_v \psi)^{n_v} \right]^{m_v}} \quad (2.13)$$

où : α_v , n_v et m_v sont des paramètres d'ajustement du modèle de la courbe de rétention d'eau $\Psi(\theta_w)$. Pour l'application de ce modèle, on utilise souvent $m_v = 1/n_v$. Le modèle de van Genuchten (1980) permet l'étude du comportement hydrique des matériaux de recouvrement pour des essais de drainage et d'infiltration en colonnes, il sera donc utilisé pour ce projet et présenté au chapitre 5.

Enfin, le modèle de Fredlund et Xing (1994) a été défini à partir de l'équation 2.9 en posant comme hypothèse que $a_1 = a_5 = 0$ et que $a_3 = 1$. L'équation proposée est la suivante:

$$\theta = c(\psi) \frac{\theta_s}{\left\{ \ln \left[e + \left(\frac{\psi}{a_f} \right)^{n_f} \right] \right\}^{m_f}} \quad (2.14)$$

avec:

$$c(\psi) = 1 - \frac{\ln \left[1 + \left(\frac{\psi}{\psi_r} \right) \right]}{\ln \left[1 + \left(\frac{1000000}{\psi_r} \right) \right]} \quad (2.15)$$

- e = nombre népérien (2,71828)
- a_f = valeur approximative de ψ_a
- n_f = paramètre de lissage qui contrôle la pente au point d'inflexion de la courbe de rétention d'eau
- m_f = paramètre de lissage de courbe relié à la teneur en eau résiduelle et la fonction de correction $c(\psi)$
- ψ_r = succion pour atteindre la teneur en eau résiduelle

La première partie de l'équation 2.14 a été obtenue en substituant $a_7/a_1 = e$ (logarithme népérien), $a_4/a_2 = (1/a_f)^{b_2}$, $b_1 = m_f$ et $b_2 = n_f$. La deuxième partie est un facteur de correction ($C(\psi)$) qui force le modèle à produire une valeur nulle de teneur en eau volumique lorsque la succion atteint 1 000 000 kPa. Les modèles que nous venons de présenter sont des modèles de description et sont souvent considérés parmi les meilleurs pour décrire les résultats expérimentaux d'essais de rétention d'eau (Lebeau, 1998).

Il existe aussi des modèles de prédiction qui visent à relier les caractéristiques de rétention d'eau des sols et leurs propriétés chimiques et physiques (granulométrie, minéralogie, porosité, capacité d'échange cationique, matière organique, état en place du matériau) (e.g. Aubertin et al., 1998a; 1998b). On présente dans ce qui suit le modèle de prédiction de Kovacs modifié.

Modèle Kovacs modifié

Le modèle de Kovacs a été modifié par Aubertin et al. (1998a) pour décrire la courbe de rétention d'eau d'un matériau pour diverses granulométrie et porosités. Il a été démontré que ce modèle est applicable pour des rejets miniers et des sols silteux.

Ce modèle a été utilisé par la suite pour développer une version généralisée du modèle MK-2, inspirée de Aubertin et al. (1998a, 1998b) qui incorpore d'autres ajustements. Le modèle MK-2 dans sa nouvelle version est défini par les équations suivantes (Mbonimpa et al., 2000a):

$$S_r = \frac{\theta_r}{n} S_c + S_a^* (1 - S_c) \quad (2.16)$$

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right] \quad (2.17)$$

$$S_a^* = \langle 1 - S_a \rangle + 1 \quad (2.18)$$

$$S_a = a C_\psi \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{2/3}}{e^{1/3} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{1/6}} \quad (2.19)$$

où:

$$C_\psi = 1 - \frac{\ln\left(1 + \frac{\psi}{\psi_r}\right)}{\ln\left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r}\right)} \quad (2.20)$$

$$h_{co} = \text{exprimé en cm ou } h_{co} = \frac{b}{eD_{10}} \quad (2.21)$$

C_ψ = facteur de correction analogue à celui de Fredlund et Xing (1994)

e = indice des vides

D_{10} = diamètre des particules passant 10% sur la courbe granulométrique

ψ_r = succion correspondant à la teneur en eau résiduelle (θ_r); on utilise souvent $\theta_r = 1,5 \times 10^4$ cm d'eau

ψ_0 = valeur de ψ pour un état complètement sec = 1×10^7 cm d'eau

ψ_n = succion de normalisation pour obtenir des termes sans dimension. On peut utiliser une valeur unitaire (1cm ou 1kPa)

Dans le modèle original de Kovacs, le degré de saturation S_r est constitué de deux composantes : S_c qui correspond au degré de saturation dû aux forces capillaires et S_a qui correspond au degré de saturation d'adhésion ou d'adsorption. Le degré de saturation S_a^* est utilisé en raison des valeurs de $S_a > 1$ pour des faibles suctions. Il s'agit d'une valeur écrêtée par les crochets de MacCauley $\langle \rangle$ ($\langle y \rangle = 0.5(y + |y|)$); pour $S_a \geq 1$, alors $S_a^* = 1$, et pour $S_a < 1$, alors $S_a^* = S_a$. Le terme C_ψ est un facteur de correction qui permet d'assurer que la courbe θ - ψ tende vers la condition $\theta = 0$ lorsque $\psi = \psi_0$. Le paramètre d'ajustement m tient compte de la forme de la courbe de distribution des pores et le paramètre a est une constante du matériau.

Des essais de rétention d'eau, effectués sur plusieurs types de sols et de rejets miniers à l'École Polytechnique ont permis d'obtenir des valeurs de $a = 0,01$ et $m = 0,10$ qui permettent décrire les courbes de rétention d'eau (CRE) expérimentales (Mbonimpa

et al., 2000a). Ces valeurs ont été obtenues par calage du modèle Kovacs sur les figures des courbes de rétention d'eau mesurées. Avec ces constantes et les équations du modèle, les courbes de rétention d'eau peuvent être estimées pour des matériaux qui possèdent des propriétés physiques similaires (e.g. Ricard, 1994; Aubertin et al., 1998a; 1998b).

2.6.2 Fonctions de perméabilité

La conductivité hydraulique (k) varie en fonction du degré de saturation du sol. Lorsque la pression de l'eau dans les pores devient plus négative, le sol devient plus sec. Dans ce cas, les pores favorisent de moins en moins l'écoulement de l'eau ce qui produit une réduction de la conductivité hydraulique (Aachib, 1997).

Pour simuler l'écoulement de l'eau dans un milieu non saturé, il est nécessaire de connaître l'évolution de la conductivité hydraulique (k) par rapport à la succion (ψ). La figure 2.2 présente les courbes des fonctions de perméabilité $k(\psi)$ pour un sable et un silt.

Les fonctions de perméabilité peuvent être estimées à partir de la courbe de rétention d'eau $\theta(\psi)$ par des méthodes indirectes. Les méthodes indirectes consistent en l'application des modèles empiriques, macroscopiques et statiques qui permettent de déduire la relation $k(\psi)$ à partir de $\theta(\psi)$.

Les modèles empiriques sont simples mais peu utilisés puisque leur corrélation avec les données expérimentales est plutôt faible (e.g. Gardner, 1958; Rijtema, 1965).

Les modèles macroscopiques permettent de déduire une expression analytique pour la fonction de perméabilité (e.g. Brook et Corey, 1964; Mualem, 1976a).

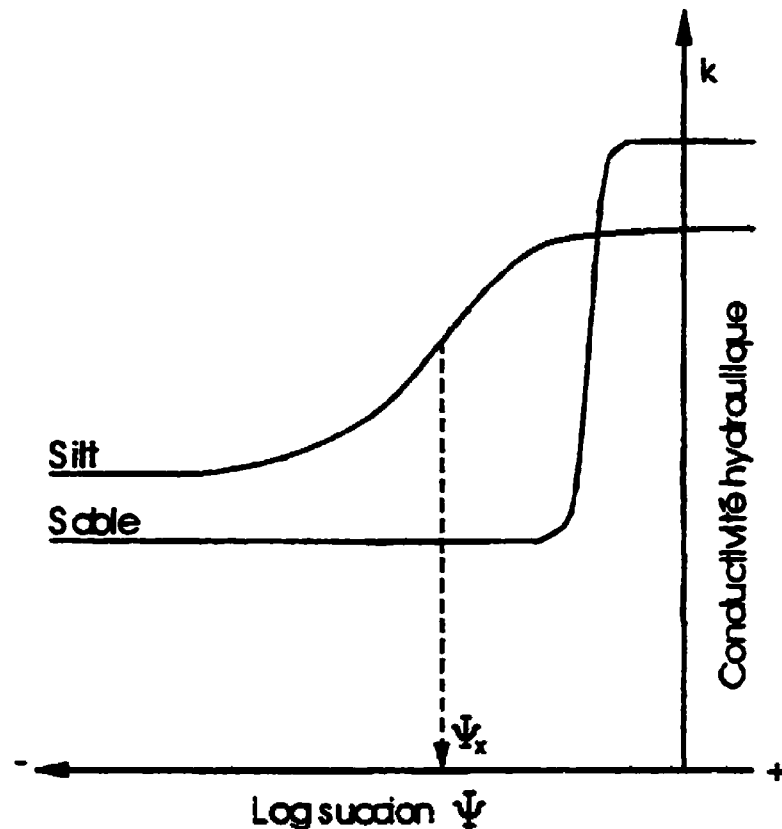


Figure 2.2 : Fonctions de perméabilité représentées pour un sable et un silt (tirée de Aubertin et al., 1995)

Les hypothèses de ces modèles sont basées sur l'analogie entre l'écoulement laminaire et l'écoulement dans les pores du sol. Le principal inconvénient des modèles macroscopiques est qu'ils s'adaptent mal au type de matériau étudié (granulométrie). Les modèles statistiques ou théoriques utilisent la courbe de rétention d'eau pour prédire la relation entre k et ψ dont les principales hypothèses sont les suivantes (Mualem, 1986):

- le milieu poreux représente une série de pores interconnectés et distribués aléatoirement dans l'échantillon;

- l'équation de Hagen-Poiseuille est utilisée pour estimer la conductivité hydraulique d'un pore et la conductivité globale est déterminée en intégrant seulement les pores qui contribuent à l'écoulement;
- la courbe de rétention d'eau est supposée être analogue à la fonction de distribution des rayons de pores.

Il existe plusieurs types de modèles statistiques. Les différences se situent dans l'interprétation de la configuration géométrique du pore et de l'évaluation de cette configuration pour la perméabilité totale. Les modèles statistiques les plus communs sont ceux proposés par Childs et Collis-George (1950), Burdine (1953), Mualem (1976a) et Fredlund et al. (1994).

$$\text{Childs et Collis George (1950)} : k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 (1 - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta} \quad (2.22)$$

avec:

- ℓ = paramètre représentant l'interconnectivité des pores ($\ell=0$)
- ζ = variable d'intégration
- θ_e^ℓ = facteur de correction tenant compte de la tortuosité du milieu poreux

L'équation de Childs et Collis George a été reprise plus tard par Kunze (1968). Le modèle de Kunze utilise des sommations au lieu des variables d'intégration. Les 3 autres modèles statistiques sont présentés aux équations 2.23 à 2.25 :

$$\text{Burdine (1953)} : k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^2 \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-2}(\zeta) d\zeta} \quad (2.23)$$

$$\text{Mualem (1976a)} : k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\ell \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2 \quad (2.24)$$

avec $\ell = 0,5$

$$\text{Fredlund et al., (1994)} : k_{rel} = \frac{k(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\int_\psi^{\psi_s} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w'(\zeta) d\zeta}{\int_{\psi_s}^{\psi_s} \frac{\theta_w(\zeta) - \theta_w(\psi)}{\zeta^2} \theta_w'(\zeta) d\zeta} \quad (2.25)$$

Les modèles de Burdine (1953) et Fredlund et al., (1994) posent comme hypothèse que $\ell = 0$ dans les équations 2.23 et 2.25. Les détails concernant la résolution de ces équations peuvent être trouvés dans Mualem (1986), van Genuchten et al. (1991), Fredlund et al. (1994), Leong et Rahardjo (1997) et Leij et al. (1997).

Les modèles statistiques présentés ci-dessus supposent une relation unique pour décrire les fonctions hydriques $\theta-\psi$ et $k-\psi$. Dans certaines conditions, il est nécessaire de tenir compte de la non-singularité des fonctions qui est causée par les effets d'hystérésis. Ces effets créent des différences entre la fonction hydrique en mouillage et celle en drainage qui sont attribuables à plusieurs facteurs dont la géométrie des pores, la présence d'air entre les pores, la dépendance de l'angle de contact avec la direction de l'écoulement et le changement de volume provenant du changement de la teneur en eau. Les effets d'hystérésis sont présents dans les courbes de rétention d'eau et dans les fonctions de perméabilité (Bussière, 1999).

Des modèles conceptuels sont basés sur des principes physiques d'écoulement de l'eau et permettent de prédire les effets d'hystérésis dans les courbes de rétention d'eau. Les principaux travaux qui considèrent la prédiction des phénomènes d'hystérésis dans les

courbes de rétention d'eau ont été effectués par Mualem (Mualem, 1973, 1974, 1975, 1976b, 1977 et 1984). Pour la prédiction des phénomènes d'hystérésis dans les fonctions de perméabilité, Mualem (1976b) a proposé des ajustements de son modèle servant à prédire les effets d'hystérésis de la courbe de rétention d'eau pour l'adapter dans les fonctions de perméabilité. Plusieurs auteurs discutent des effets d'hystérésis (e.g. Hillel, 1980; Lebeau, 1998; Lehmann et al., 1998) qui ne seront pas traités dans ces travaux.

2.6.3 Méthodes numériques

Les méthodes numériques sont utilisées pour la résolution d'équations mathématiques qui décrivent des processus physiques qui ne possèdent pas de solutions analytiques. Nous verrons dans ce qui suit, le principe général des simulations numériques et la présentation des principaux logiciels de modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu non saturé.

L'objectif principal de la modélisation numérique est la résolution de problèmes physiques qui possèdent une géométrie complexe en se rapprochant des conditions *in situ*. Pour répondre à un des objectifs spécifiques du modèle numérique qui est de prédire de façon réaliste les conditions réelles du terrain, Woessner et Anderson (1996) ont élaboré une approche conceptuelle qui consiste à présenter dans un diagramme les éléments suivants: les objectifs de la modélisation, le modèle conceptuel, le code numérique, le design du modèle numérique, la comparaison des résultats obtenus et observés et les prédictions une fois le modèle calibré et validé.

L'ASTM a produit des guides qui permettent de standardiser l'utilisation des modèles numériques pour modéliser l'écoulement de l'eau en milieu saturé. Les détails sur l'application de ces guides sont présentés dans Brown (1996). Il n'existe malheureusement aucun guide pour l'application des modèles d'écoulement de l'eau en

milieu non saturé; les approches utilisées par Aubertin et al. (1995, 1996b, 1999c), Aachib (1997) et Bussière (1999) seront utilisées dans ce projet.

La résolution de problèmes d'écoulement non saturé ayant une géométrie complexe et se rapprochant le plus des conditions *in situ* peut se faire à l'aide des deux méthodes suivantes: la méthode des éléments finis (MEF) et la méthode des différences finies (MDF). La MEF permet d'obtenir des solutions pour chaque élément (méthode par élément) tandis que la MDF permet d'obtenir des solutions aux nœuds (méthode nodale). Le principal avantage de la MDF est relié à la programmation et les données de départ qui sont faciles à implanter (Clément et al., 1994). Malgré les avantages de cette méthode, elle est relativement peu utilisée pour modéliser des écoulements non saturés en deux ou trois dimensions.

La MEF permet de résoudre des équations différentielles en faisant des approximations par sous région (éléments finis). Elle utilise une approximation simple de variables inconnues pour transformer les équations aux dérivées partielles en équations algébriques (Dhatt et Touzot, 1981). Pour faire une analyse par éléments finis pour un cas d'écoulement d'eau en milieu non saturé et en régime transitoire, le système discrétise l'espace pour lequel l'étude sera réalisée. La discrétisation se fait en séparant le domaine de l'espace en éléments (sous-régions). Par la suite, la valeur des variables nodales de chacun des éléments permet d'obtenir une expression matricielle appelée matrice des éléments. La matrice des éléments est ensuite assemblée pour former une série d'équations algébriques qui décrivent le système de façon générale nommée matrice globale.

Les conditions frontières doivent être incorporées dans la matrice globale pour finalement résoudre le système d'équations algébriques qui décrivent le processus physique. Des informations supplémentaires sur la MEF sont présentées par plusieurs

auteurs (e.g. Bathe, 1976; 1982; Segerlind, 1984; Akin, 1986; Reddy, 1993; Bussière, 1999).

Divers logiciels permettent de modéliser l'écoulement en milieu non saturé en conditions permanentes et transitoires. Pour les couvertures simples, le modèle PERAR a permis d'illustrer l'effet d'une couverture d'argile sur le taux de production d'acide dans la partie non saturée des résidus de Elliot Lake (SRK, 1987). Pour les couvertures composites, plusieurs codes peuvent être utilisés : le modèle HELP (Hydrological Evaluation of Landfill Performance) a été développé par le U.S. Army Corps of Engineers et le modèle TRUST a été conçu dans les laboratoires Lawrence Livermore (Berkeley). Ces modèles permettent d'estimer les conditions hydrogéologiques de plusieurs types de barrières de recouvrement (SRK, 1991). Le logiciel SEEP/W permet de modéliser l'écoulement de l'eau à travers des couvertures multicouches avec effets de barrière capillaire (CEBC) pour limiter la production de drainage minier acide (e.g. Yanful et Aubé, 1993; Bussière et al., 1995a; Aubertin et al., 1996b; 1997; Ricard et al., 1997a).

Le logiciel HYDRUS 1D permet de simuler l'écoulement unidimensionnel de l'eau à travers des couvertures de recouvrement. Des exemples de simulation de l'écoulement de l'eau à travers des CEBC dont la couche de rétention d'eau était composée de résidus miniers sont présentés dans Aubertin et al. (1995, 1996b) et Aachib (1997). Pour ce projet, le programme HYDRUS 1D a été utilisé et on le décrit brièvement dans ce qui suit.

Programme HYDRUS

Le programme HYDRUS permet de résoudre numériquement les équations d'écoulement. Il simule l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux à divers degrés de saturation. Le modèle peut prendre en considération les effets des plantes par

l'absorption d'eau par les racines et peut tenir compte du phénomène d'hystérésis. Les phénomènes d'hystérésis se manifestent lorsque pour une même valeur de succion, la teneur en eau est plus grande pendant la période de séchage que pendant le mouillage (Aachib, 1997). Le programme HYDRUS utilise une forme mixte de l'équation traditionnelle de Richards et l'équation mixte (1D ou 2D) avec ψ comme variable. Le modèle utilise la méthode des éléments finis (MEF) avec solutions linéaires de type Galerkin et schéma implicite. Le code numérique du programme est en FORTRAN-77 dont les hypothèses et les limites du modèle utilisé sont :

- l'écoulement de l'eau est unidimensionnel;
- les effets de la phase air, des solutés ou des interactions solide-liquide sur l'écoulement de l'eau ne sont pas considérés;
- la présence de fractures et/ou de macropores est ignorée.

Pour la présente étude, le modèle utilisé pour prédire $k(\psi)$ est celui de van Genuchten-Mualem (van Genuchten, 1980; Simunek et al., 1998). L'équation 2.26 permet de calculer la conductivité hydraulique à l'aide de ce modèle :

$$k(S_e) = k_s S_e^l \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (2.26)$$

avec:

$$m = 1 - 1/n \text{ pour } n > 1 \quad (2.27)$$

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.28)$$

où:

$S_e = \theta_e$ = degré de saturation effectif ou teneur en eau réduite ($1 \geq S_e \geq 0$)

θ_r = teneur en eau résiduelle

θ_s = teneur en eau de saturation

k_s = conductivité hydraulique de saturation

- n = paramètre de distribution des pores
- τ = paramètre de connectivité des pores ($\approx 0,5$ pour un sol grossier)
(Mualem, 1976)

Les valeurs moyennes des paramètres du modèle sont déterminées en fonction des types de sols utilisés. Les tableaux qui présentent une liste de telles valeurs peuvent être retrouvés dans van Genuchten et al. (1991).

Le programme HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991) a été vérifié et validé par Aachib (1997). Il sera appliqué aux données expérimentales obtenues pendant la durée des essais en colonnes afin d'évaluer le comportement à long terme du système de recouvrement. Les résultats des simulations seront présentés au chapitre 5.

2.7 Mécanismes de transport et de consommation d'oxygène dans un milieu poreux

Le transport de l'oxygène au travers des matériaux de granulométrie fine (résidus miniers) se fait essentiellement par diffusion moléculaire (Collin, 1987). La diffusion de l'oxygène dans les pores est le mécanisme de transport qui représente la source la plus importante dans la génération d'acide. La structure des pores et la distribution de l'humidité dans le milieu poreux détermineront la trajectoire de l'oxygène dans une section disponible pour le flux de diffusion. La diffusion se produit sous l'effet des différences de concentration s'établissant entre l'atmosphère et les pores du matériau et elle est contrôlée par le coefficient de diffusion effectif D_e . Une réduction de D_e entraînera automatiquement une réduction du flux d'oxygène. Il a été démontré que l'efficacité des barrières de recouvrement peut être évaluée avec ce paramètre (Aubertin et al., 1999a). On décrit brièvement dans ce qui suit, les mécanismes de diffusion d'oxygène dans un milieu poreux.

2.7.1 Les lois de Fick

Le flux de diffusion d'un gaz est défini à partir des équations de Fick (Crank, 1975; Freeze et Cherry, 1979). La première loi de Fick représente le flux d'oxygène d'un système par unité de surface de milieu poreux (condition unidimensionnelle) où la phase air étant supposée immobile (Aachib et al., 1993) :

$$F_g = -D_e \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.29)$$

où:

F_g	=	flux diffusif par unité de surface
D_e	=	coefficient de diffusion effectif
C	=	concentration de l'oxygène dans la phase gazeuse
z	=	profondeur

Le flux s'oriente de la zone la plus concentrée vers la zone de plus faible concentration, ce qui explique la présence du signe négatif dans l'équation 2.29. On peut voir dans cette équation que pour une valeur de D_e , il y a une relation linéaire entre le gradient de concentration et le flux gazeux (Aubertin et al., 1999a).

La diffusion de l'oxygène au travers d'un milieu poreux inerte et partiellement saturé se fait en condition transitoire, c'est-à-dire lorsque la condition de l'élément qui diffuse peut être modifiée dans le temps. Le mécanisme de diffusion en condition transitoire est défini par la deuxième loi de Fick (e.g. Freeze et Cherry, 1979; Aachib et al., 1993) tel que démontré par l'équation 2.30:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (2.30)$$

La valeur de D_e est un élément important dans l'équation 2.30 puisqu'elle contrôle le taux de variation de la concentration dans le milieu. Elle peut varier selon la porosité et le degré de saturation du milieu poreux (Aubertin et al., 1999a).

Le coefficient de l'oxygène dans d'eau ($D_w^o = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C) est environ 10^4 fois plus faible que le coefficient de l'oxygène dans l'air ($D_a^o = 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$) et la concentration de l'oxygène dans l'air est environ 30 fois plus grande que dans l'eau. (Aachib, 1997). La diffusion dans l'eau ne devient significative que lorsque le degré de saturation S_r est élevé, soit lorsque S_r est plus grand que 90% environ (Aubertin et al., 1993). Pour des valeurs de faible saturation, l'eau dans les pores est considérée comme un obstacle. Cependant, pour des degrés de saturation plus élevés, D_e devient :

$$D_e = D_a + HD_w \quad (2.31)$$

avec:

$$D_a = \tau_a D_a^o$$

$$D_w = \tau_w D_w^o$$

où:

$$D_a^o = \text{coefficient de diffusion dans l'air}$$

$$D_w^o = \text{coefficient de diffusion dans l'eau}$$

$$H = \text{constante d'équilibre de la loi de Henry (H = 0,03 à } 22^\circ\text{C)}$$

L'équation 2.31 peut être définie à partir du modèle de Collin et Rasmuson (1988) qui ont modifié le modèle semi-empirique de Millington et Shearer (1971). Les paramètres de tortuosité qui en découlent sont les suivants (Aachib et Aubertin, 1999):

$$\tau_a = (1 - S_w)^2 [n(1 - S_w)]^{P_r} \quad (2.32)$$

$$\tau_w = S_w^2 (n S_w)^{2x_w} \quad (2.33)$$

La valeur des exposants x_a et x_w s'obtient en solutionnant les deux équations suivantes :

$$[n(1 - S_w)]^{2x_a} + [1 - n(1 - S_w)]^{2x_w} = 1 \quad (2.34)$$

$$(n S_w)^{2x_w} + (1 - n S_w)^{2x_a} = 1 \quad (2.35)$$

Pour des sols, la valeur de x_a et x_w est d'environ 0,5 à 0,75 (Aubertin et al., 1999b). Ces équations ont été utilisé avec succès pour prédire la valeur de D_e pour des matériaux partiellement saturés (e.g. Aachib et al., 1993; 1998; Aachib, 1997; Aachib et Aubertin, 1999; Aubertin et al., 1995; 1998; 1999b; 2000a).

2.7.2 Évaluation du flux d'oxygène dans un matériau de recouvrement

Les équations de Fick pour l'évaluation du flux gazeux peuvent être solutionnées en utilisant une approche analytique pour des conditions frontières simplifiées (Aachib et al., 1993). Des solutions numériques peuvent aussi être utilisées pour faire le calcul des flux. En effet, la valeur de D_e peut être mesurée expérimentalement en suivant une procédure d'essais basée sur des conditions transitoires de diffusion en circuit fermé (Aubertin et al., 1995).

Il a été démontré par cette technique que l'efficacité d'un matériau poreux saturé, pour réduire le flux d'oxygène, est autant et même plus efficace qu'une couverture d'eau (Aubertin et al., 1999a). La mesure de D_e permet de calculer le flux d'oxygène à travers un matériau de recouvrement (milieu poreux inerte et partiellement saturé). Pour le

démontrer, la loi de Fick est solutionnée en condition stationnaire (Aachib et al., 1993; 1994) :

$$F_L = \frac{D_e(C_0 - C_1)}{L} \quad (2.36)$$

avec:

- C_0 = concentration d'oxygène au-dessus de la barrière (i.e. 20,9% ou 0,28 kg/m³)
- C_1 = concentration d'oxygène en dessous de la barrière (i.e. 0%)
- L = épaisseur de la barrière

Pour une couche de matériau saturée à 90%, il a été démontré que la valeur de D_e est égale à environ $2,5 \times 10^{-9}$ m²/s. Pour une telle condition, l'équation 2.36 permet d'estimer qu'une épaisseur de 0,5 m de matériau, impliquerait un flux d'O₂ vers les résidus miniers de $1,21 \times 10^{-3}$ mole/m²/an ce qui représente une valeur de 200 à 500 fois plus faible que sans couverture (Aubertin et al., 1999a).

2.7.3 Taux d'oxydation évalués avec la méthode de consommation d'oxygène

Le taux d'oxydation d'un matériau poreux peut être déterminé par une méthode basée sur la consommation d'oxygène (Elberling et al., 1994; 1996). La méthode proposée 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 au-dessus de la colonne de matériaux poreux (Bussière et al., 1998).

La méthode de consommation d'oxygène suppose que la réaction cinétique d'oxydation de la pyrite est de premier ordre et que le régime est permanent avant de prendre les

mesures de concentration d'oxygène. A partir de la deuxième loi de Fick, on peut écrire (Nicholson et al., 1989):

$$D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r C = 0 \quad (2.37)$$

où:

- k_r = taux de réaction de la pyrite
- D_e = coefficient de diffusion effectif
- C = concentration d'oxygène
- z = profondeur

Pour les conditions frontières qui représentent les conditions de laboratoire, $C(z) = C_0$ à $z = 0$ et $C(z) = 0$ lorsque $z \rightarrow \infty$, on peut estimer le flux à travers la surface à partir de l'équation suivante :

$$F_L = C_0 (k_r D_e)^{0.5} \quad (2.38)$$

Lors de la mise en place d'une chambre vide au-dessus de la colonne de matériau sulfureux, l'oxygène est consommé par les réactions d'oxydation. Cette consommation entraîne une diminution de la concentration d'oxygène dans la chambre vide. L'équation découlant de ce phénomène peut s'écrire (Elberling et al., 1994) :

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = AC(k_r D_e)^{0.5} \quad (2.39)$$

avec:

- A = aire de la chambre vide
- V = volume de la chambre vide

En condition initiale $C = C_0$ au temps $t = 0$ et l'équation 2.39 peut s'exprimer de la façon suivante :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t(k_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} \quad (2.40)$$

La pente du graphique $\ln C/C_0$ en fonction du temps (à court terme) donne la valeur $(k_r D_e)^{0.5}$ lorsque A et V sont connus. Le flux de l'oxygène à la surface est calculé en substituant le terme $(k_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation 2.40. Des essais réalisés avec un senseur à oxygène de type électrochimique pour évaluer la diminution de la concentration d'oxygène dans le temps, dans une chambre vide d'une colonne, sont présentés dans Bussière et Lelièvre (1996). Les résultats montrent que l'évolution des taux d'oxydation dans les colonnes sont fiables et peuvent être suivis à l'aide de la méthode de consommation d'oxygène.

2.7.4 Taux d'oxydation évalués avec la méthode des sulfates

La méthode des sulfates est une autre méthode qui permet de déterminer le taux d'oxydation des matériaux générateurs de drainage minier acide (Elberling et al., 1994). Cette méthode est fréquemment utilisée et est basée sur la quantité de sulfates produits dans le temps. Les équations 1.1 et 1.4 présentées au chapitre 1 montrent que les sulfates (SO_4^{2-}) sont produits par la réaction d'oxydation de la pyrite.

Le taux d'oxydation peut être déduit en évaluant la quantité de sulfates produits. Les ions H^+ sont également un produit de la réaction d'oxydation de la pyrite (équations 1.1, 1.3 et 1.4). Ainsi, lorsque les teneurs en sulfates sont élevées, on retrouve fréquemment des valeurs de pH faible. L'explication détaillée de cette méthode peut être trouvée dans Elberling et al. (1994) et dans Bussière et Lelièvre (1996).

La principale différence entre la méthode de consommation d'oxygène et la méthode des sulfates est reliée à l'évaluation du taux d'oxydation; la méthode des sulfates considère que le taux d'oxydation est constant pour toute la période de mesure tandis que pour la méthode de consommation d'oxygène, les mesures représentent des valeurs instantanées (Bussière et al., 1998). La comparaison entre les deux méthodes permet alors de déterminer le taux d'oxydation (consommation d'oxygène et de sulfates). Les résultats obtenus par la méthode des sulfates (mole $\text{SO}_4^{2-}/\text{m}^2/\text{an}$) doivent être transformés en flux d'oxygène (mole $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$). Cette transformation suppose que 1,75 moles d'oxygène consommée produisent une mole de sulfate; elle considère également que l'oxygène est le seul agent oxydant de la pyrite et que l'oxygène est consommé seulement par la pyrite (Bussière et al., 1998).

Le flux de l'oxygène peut être relié au taux d'oxydation de la pyrite lorsque les mécanismes de transport non-Fickien ne sont pas considérés. Elberling et Nicholson (1996) montrent qu'il existe une relation linéaire de 2:1 entre les sulfates produits et l'oxygène consommé lorsque les taux d'oxydation sont inférieurs à 150 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. Pour des taux d'oxydations plus élevés, les réactions impliquées peuvent être plus complexes et le rapport a été modifié pour considérer l'oxydation causée par les réactifs différents de l'oxygène (par exemple Fe^{3+}). Après modification, le rapport devient 9:4, tel que proposé par Elberling et Nicholson (1996). Les calculs des taux d'oxydation évalués par cette méthode d'analyse sont présentés au chapitre 5. Une autre hypothèse, qui n'est pas toujours vérifiée, est que tous les sulfates se retrouvent dans l'eau de percolation et qu'il n'y a pas de précipitation à l'intérieur de la colonne (Bussière, 2000).

Plusieurs auteurs discutent des différentes méthodes de transport et de consommation d'oxygène (e.g. Shearer et al., 1973; Elberling et al., 1994; Bussière et al., 1996, 1998a; Elberling et Nicholson, 1996; Tibble et Nicholson, 1997; Anderson et al., 1999; Kim et

Benson, 1999; Aubertin et al, 1999a, 2000b; Bennett et al., 2000; Hollings et Kirkland, 2000; Li et al., 2000; Timms et Bennett, 2000).

Cette revue de littérature sur l'évaluation des techniques de contrôle de la production d'acide associées aux zones d'épanchement a permis d'obtenir des informations supplémentaires sur les techniques de réhabilitation applicables au site Aldermac et sur la description des principes associés à l'utilisation de ces techniques en laboratoire et *in situ*. Ces renseignements pourront être utilisés comme référence pour les prochaines étapes du projet.

CHAPITRE III

ÉTUDE DE CARACTÉRISATION *IN SITU*

3.1 Introduction

L'objectif principal de l'étude de caractérisation sur le terrain est d'obtenir des informations complémentaires aux renseignements fournis par le MRN et le MENV sur le site Aldermac et d'utiliser ces informations pour la conception du programme expérimental de laboratoire. Les données ont été obtenues par deux campagnes d'échantillonnage sur le terrain et par l'analyse au laboratoire des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments. Ces informations seront utilisées comme base de comparaison pour les prochaines étapes du projet.

On présente dans ce chapitre une brève description des campagnes d'échantillonnage et ensuite on décrit la caractérisation des échantillons en laboratoire. Pour chaque section, on présente d'abord la méthodologie utilisée pour réaliser les essais de terrain et de laboratoire. Les méthodes de prélèvement des échantillons et la méthodologie utilisée pour analyser l'eau, les sols/résidus et les sédiments ont été conformes au Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol du MEF (MEF, 1990), à la directive D019 (MENVIQ, 1988), aux Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1995), au Annual Book of ASTM Standards (ASTM, 1988; 1992; 1994; 1996) et aux Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes (EPA, 1983). On présente également les méthodes de contrôle de la qualité des analyses utilisées puisque l'on sait que la qualité et la validité des résultats d'analyses dépendent des précautions apportées lors de l'échantillonnage et des analyses en laboratoire. Le MENV recommande des contrôles de qualité (analyses intra-laboratoire et inter-laboratoire) afin de vérifier la reproductibilité des résultats (MEF,

1990). D'autres méthodes permettent également de faire le contrôle de la qualité des analyses: analyse du même paramètre à l'aide de différents appareils; duplicata et triplicata d'analyses et contrôle à l'aide d'échantillons connus, etc. A la fin du chapitre, on présente les informations tirées des campagnes d'échantillonnage sur le terrain et les résultats d'analyses de laboratoire qui permettront d'évaluer et de cibler les paramètres d'intérêt pour la configuration du programme expérimental.

3.2 Campagnes d'échantillonnage sur le terrain

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées sur le site Aldermac. La première campagne s'est tenue pendant la période du 12 au 20 octobre 1996 et la deuxième, pendant la période du 1 au 8 novembre 1996. Les travaux de terrain ont permis de recueillir 54 échantillons d'eau, 48 échantillons de sols/résidus et 47 échantillons de sédiments dans les zones d'épanchement étudiées. Pour faire une caractérisation relativement complète du site, des informations complémentaires ont été notées lors des travaux de terrain, dont les plus importantes sont:

- les aspects physiques du terrain (morphologie, topographie);
- les apports et les pertes d'eau;
- la largeur et l'épaisseur apparente des résidus dans les zones d'épanchement;
- la largeur et la profondeur de la rivière et des points d'échantillonnage;
- l'épaisseur apparente des résidus aux endroits stratégiques.

La description de ces éléments peut être consultée dans le rapport d'étape du projet préparé par Bédard et al. (1997). On y retrouve la méthodologie utilisée pour recueillir ces informations et les tableaux descriptifs.

3.2.1 Identification des stations d'échantillonnage

Le site Aldermac a été divisé en quatre secteurs d'échantillonnage dans lesquels les échantillons ont été recueillis. La figure 3.1 présentent les 4 secteurs d'échantillonnage (rivière Arnoux, ruisseau Ouest, parc à résidus et zones inondables) et les 56 stations d'échantillonnage sélectionnées. Les stations d'échantillonnage ont été positionnées lors de la première campagne sur le terrain. Le tableau 3.1 donne une brève description des caractéristiques physiques associées aux différents secteurs d'échantillonnage. On retrouve dans ce tableau, les distances reliées à chacun des sous-secteurs de la rivière Arnoux, mesurées à partir de l'exutoire du parc à résidus. Les numéros de série correspondent aux numéros d'identification des échantillons (Bédard et al., 1997).

Tableau 3.1 : Description des caractéristiques physiques associées aux différents secteurs d'échantillonnage du site Aldermac identifiées lors de l'étude de caractérisation (Bédard et al., 1997)

Secteurs	Description des caractéristiques physiques
Rivière Arnoux (Série 100)	<u>Sous-secteur 1 (0 m à 700 m):</u> Terrain accidenté et zone de topographie élevée de la rivière Arnoux. Il y a beaucoup de roche dans la rivière et peu de résidus miniers accumulés.
	<u>Sous-secteur 2 (700-1200m):</u> Il y a des résidus déposés de chaque côté de la rivière (≈ 50 m). Le matériau utilisé pour le programme expérimental a été recueilli dans ce sous-secteur.
	<u>Sous-secteur 3 (1200-1700m):</u> Il y a un rétrécissement des résidus déposés (≈ 15 m) de chaque côté de la rivière et une accumulation de roche.
	<u>Sous-secteur 4 (1700-2600m):</u> La rivière devient un peu plus large et profonde et il y a des résidus (≈ 30 m) de chaque côté de la rivière.
	<u>Sous-secteur 5 (2600-3300m):</u> La rivière est sinueuse et il y a des résidus (≈ 25 m) aux abords de la rivière.
	<u>Sous-secteur 6 (3300-9000m):</u> La rivière devient plus profonde et il y a moins de résidus (≈ 3 m) de chaque côté de la rivière ce qui rend l'accès aux résidus plus difficile.
Ruisseau Ouest (Série 200)	Ruisseau situé au nord-ouest du parc à résidus. Ce ruisseau est en contact avec le parc à résidus par voie d'eau souterraine avec le parc à résidus (Consort, 1995a).
Parc à résidus (Série 300)	Secteur du parc à résidus et de ses environs (épandage immédiat du parc jusqu'à l'exutoire, digues, canal de dérivation, etc.).
Zones inondables (Série 400)	Zones inondables localisées en amont des zones d'épandage du site (étang d'eau, ruisseaux qui s'écoulent en direction de la rivière Arnoux, etc.).

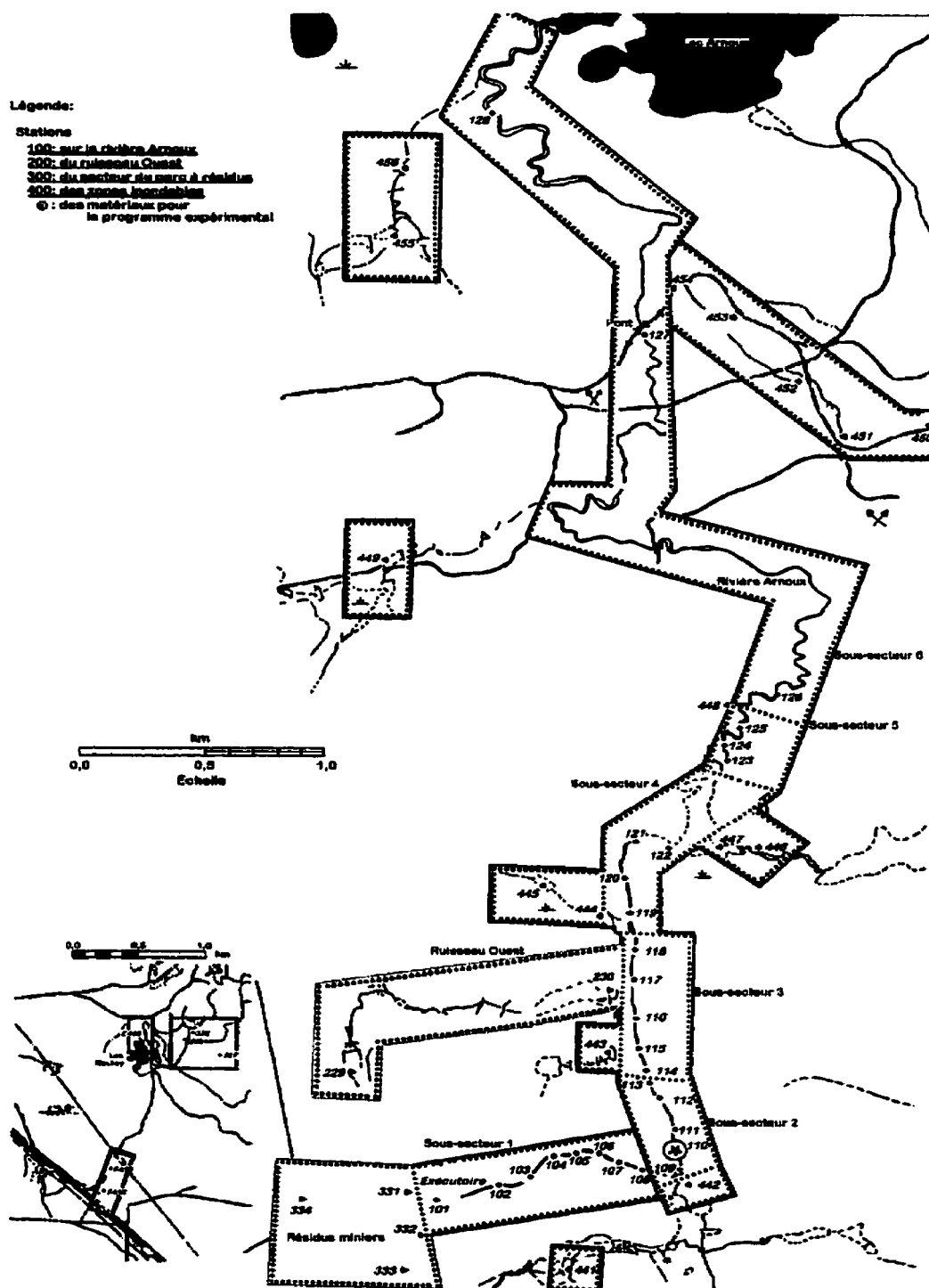


Figure 3.1: Localisation de l'aire d'étude et des 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant les différentes stations d'échantillonnage (série 100 à 400) ainsi que l'emplacement de la station utilisée pour le programme expérimental (*)

Pour suivre l'évolution de la contamination et pour localiser l'emplacement des échantillons, les zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac ont été jalonnées à tous les 100 mètres à partir de l'exutoire du parc (0 m) jusqu'au début du sous-secteur 6 (3 300 m). Pour identifier les distances, des piquets d'échantillonnage ont été placés perpendiculairement le long de la rivière Arnoux. Les mesures ont été prises à l'aide d'un ruban et d'un jalon. Les échantillons ont été recueillis à des endroits spécifiques selon les aspects physiques du terrain. Ils consistent en des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments provenant du parc à résidus et des zones d'épanchement du site Aldermac. La méthode d'identification des points d'échantillonnage et la description physique des 56 échantillons sont présentés dans le rapport préparé par Bédard et al. (1997). On mentionne dans ce rapport l'explication des numéros d'échantillonnage pour chacune des stations. Par exemple "E100..." est un échantillon d'eau qui provient du secteur de la rivière Arnoux. On explique en détails les caractéristiques spécifiques et les aspects physiques de chacun des échantillons selon leur point d'échantillonnage.

3.2.2 Prélèvement des échantillons

La plupart des appareils utilisés pour échantillonner provenaient de l'École Polytechnique. Les tarières mécaniques ont été louées dans des centres de location de Rouyn-Noranda. La liste des équipements utilisés pour l'échantillonnage sur le terrain est présentée dans le rapport Bédard et al. (1997) et les photographies 3.1 à 3.4 (voir fin du chapitre) présentent quelques instruments de prélèvement des échantillons et des instruments de mesure utilisés. Pour le prélèvement des échantillons, une benne Eckman a été utilisée pour échantillonner les sédiments, une tarière mécanique et un carottier permettaient d'échantillonner les sols/résidus et les échantillons d'eau de surface ont été recueillis directement dans les bouteilles. Les appareils utilisés pour l'analyse de certains paramètres chimiques sur le terrain sont: un pH mètre pour les

échantillons de sols/résidus/sédiments et un appareil multi-analyses Water Quality checker U-10 pour les échantillons d'eau. Une description de ces appareils de mesure est présentée un peu plus loin dans ce chapitre et peut être retrouvée dans le rapport Bédard et al. (1997). Lors du prélèvement des échantillons, un volume supplémentaire de résidus miniers (4 chaudières de 20 litres) a été recueilli dans le deuxième sous-secteur de la rivière Arnoux (échantillon S110) pour une éventuelle utilisation dans le programme expérimental de laboratoire.

Les photographies 3.5 et 3.6 présentent la localisation de la station d'échantillonnage qui a permis de recueillir les matériaux utilisés comme témoin dans les essais en colonnes de laboratoire (chapitre 4). Cette station a été choisie car elle a été jugée représentative des résidus déposés dans les zones d'épanchement du site Aldermac.

3.2.3 Évaluation du volume de résidus déposés dans les zones d'épanchement

L'évaluation de l'épaisseur des résidus déposés dans une zone d'épanchement peut se faire à l'aide de différentes méthodes incluant : l'utilisation d'une carte topographique, d'une tige métallique, d'une tarière mécanique, d'un ruban à mesurer, etc. Il est possible d'estimer les volumes de résidus dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux à partir des mesures recueillies sur le terrain à l'aide d'une tige, d'une tarière et d'un instrument de mesure des distances. Les dimensions relevées lors des travaux de terrain ont permis de faire l'évaluation de l'épaisseur des résidus déposés dans les zones d'épanchement par la méthode des triangles avec interpolation linéaire. La description de la méthodologie utilisée est présentée dans Bédard et al. (1997). Dans ce rapport, on explique comment l'épaisseur et la position verticale des résidus à chaque station d'échantillonnage ont permis d'estimer les volumes de résidus déposés dans les sous-secteurs de la rivière Arnoux et la méthode utilisée pour calculer le volume total. Le tableau 3.2 présente les résultats des dimensions et des volumes calculés.

Tableau 3.2 : Évaluation du volume total de résidus déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux montrant les différentes mesures prises sur le terrain lors de l'étude de caractérisation et utilisées pour faire les calculs de volume (Bédard et al., 1997)

Sous-secteur (m)	longueur (m)	L (m)	R (m)	h_L (m)	h_s (m)	r (m)	Volume d'une Station (m^3)	Volume total (m^3)
1 (0-700)	700	15	2	0,3	0,4	0,2	5,25	3 700
2 (700-1 200)	500	100	2,5	0,3	1,4	1,3	85	42 500
3 (1 200-1 700)	500	30	3	0,4	0,9	0,8	19,5	9 800
4 (1 700-2 600)	900	60	4	0,3	1,0	0,9	39	35 100
5 (2 600-3 300)	700	50	5	0,6	0,8	0,8	35	24 500
6 (3 300-9 000)	5 700	6	5	1,0	0,5	0,3	4,5	25 700
Total	9 000							141 000

L = largeur totale des résidus perpendiculairement à la rivière

R = largeur de la rivière

h_L = profondeur de la rivière

h_s = épaisseur des sédiments dans la rivière

r = épaisseur des résidus déposés à mi-chemin entre le centre de la rivière et le point le plus éloigné des résidus

La contamination des zones d'épanchement de résidus miniers au site Aldermac s'étend sur de grandes superficies. Le volume total de résidus déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux a été estimé à environ 141 000 m^3 . Il est à noter que le volume total correspond à un volume de résidus miniers et que la concentration en contaminants (Cu, Zn, Fe) qui se retrouvent dans les résidus déposés n'est pas considérée dans le calcul des volumes. Par exemple, la concentration en cuivre dans les zones d'épanchement localisées près du parc à résidus qui est la source de contamination (sous-secteur 1) est plus élevée que la concentration en cuivre retrouvée dans les sous-secteurs qui s'éloignent du parc à résidus (sous-secteur 6).

La méthode utilisée au tableau 3.2 considère un volume de résidus contaminés et déposés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux mais ne tient pas compte de l'évolution des degrés de contamination (pH, teneurs en métaux, etc.). La caractérisation de ces éléments sera présentée un peu plus loin dans ce chapitre.

3.2.4 Caractérisation visuelle des résidus déposés dans les zones d'épanchement

Des tranchées exploratoires ont été creusées en différents endroits dans les zones d'épanchements du site Aldermac pour faire une évaluation visuelle des résidus déposés. Cette évaluation a permis de constater que la couche supérieure des résidus qui est souvent oxydée, montre une couleur de brun à orange. A plusieurs endroits (épanchements inondés temporairement) la couche supérieure (0-10 cm) présente plusieurs strates de résidus oxydés et de résidus frais en alternances. Ce phénomène peut être causé par les périodes de crue et d'étiage des eaux de la rivière qui inondent temporairement les résidus (exposition des résidus à l'oxygène de l'air selon les différentes périodes de l'année).

Sous l'horizon oxydé, le résidu minier frais apparaît de couleur noire. Cet horizon de résidus est généralement saturé d'eau. La percolation des oxydes et des hydroxydes des couches supérieures peut former une couche indurée de précipités couramment appelée "hard pan". L'épaisseur de la couche indurée est généralement inférieure à 5 cm dans les zones d'épanchement. Des matériaux organique et du gravier mélangés aux résidus indiquent que ces matériaux provenaient probablement de la rivière puisque le niveau de la rivière change, selon les saisons.

3.3 Caractérisation des échantillons en laboratoire

La réalisation d'une étude de caractérisation représentative nécessite souvent de nombreux échantillonnages et analyses en laboratoire. Il s'agit d'une étape importante à la compréhension et à l'identification des caractères distinctifs, du potentiel et des mécanismes de réactions des échantillons analysés (MEF, 1990). La sélection des paramètres à analyser est une des étapes importantes d'une étude de caractérisation.

Cette sélection a été effectuée en fonction de la caractérisation préliminaire réalisée par le MEF (Consort, 1995a), en fonction des exigences énoncées dans la directive D019 (MENVIQ, 1988) et en fonction des objectifs du projet pour leur éventuelle application dans le programme expérimental de laboratoire.

Les analyses de laboratoire ont permis de déterminer la composition physique, chimique et biologique des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments. La plupart des analyses ont été réalisées dans les laboratoires de l'École Polytechnique et pour certains échantillons, les résultats proviennent de consultants externes tels que: Laboratoires Éco et Géoberex Recherche.

Le tableau 3.3 présente la liste des méthodes et des appareils de mesure utilisés pour l'analyse des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments ainsi que l'identification du laboratoire qui a réalisé les analyses. Pour les paramètres qui ont été mesurés sur le terrain, on mentionne le nom de l'appareil utilisé et on inscrit "lecture directe" dans la colonne "laboratoire" et pour les paramètres déterminés par calcul, on inscrit "calcul" dans la colonne "laboratoire".

Le rapport présenté par Bédard et al. (1997) contient les tableaux qui donnent des précisions supplémentaires sur le matériel utilisé, les paramètres analysés et les méthodes d'analyse. On retrouve aussi dans ce rapport les méthodes de prélèvement, de transport et le mode de conservation des échantillons. Des informations sur les procédures des méthodes d'analyses sont également présentées dans ce rapport et peuvent être consultées dans plusieurs documents de référence (e.g. EPA, 1983; MEF, 1990; APHA et al., 1995; ASTM, 1988, 1992, 1994 et 1996). On présente dans ce qui suit, les informations spécifiques concernant la réalisation des analyses utilisées pour ce projet et quelques détails sur le contrôle de la qualité des résultats d'analyses.

Tableau 3.3 : Liste des méthodes d'analyses et des appareils utilisés pour la caractérisation des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis sur le site Aldermac

Paramètres	Méthodes /Nom de l'appareil	Laboratoire
Échantillons d'eau		
Température	pH 325-B/Set et Water quality checker U-10	Lecture directe
pH terrain	pH 325-B/Set et Water quality checker U-10	Lecture directe
pH laboratoire	pH mètre Fisher Accumet910 (électrode # Fisher 13-620-104)	Environnement
Eh terrain	pH 325-B/Set (WTW, 1994a)	Lecture directe
Eh laboratoire	Fisher Accumet910 / Méthode 2580 (APHA et al., 1995)	Environnement
Conductivité terrain	LF 325-B/Set (WTW, 1994c) et Water quality checker U-10	Lecture directe
Conductivité Laboratoire	Conductivimètre CDM 83 avec électrode cdc 304 de type immersion / Méthode 2510-B (APHA et al., 1995)	Environnement
Oxygène dissous	Oxi 325-B/Set (WTW, 1994b) et Water quality checker U-10	Lecture directe
Salinité	LF 325-B/Set et Water quality checker U-10	Lecture directe
TDS	LF 325-B/Set (WTW, 1994c)	Lecture directe
Turbidité	Water quality checker U-10 (Horiba, 1991)	Lecture directe
Bioessais Daphnies	CL50 Méthode Environnement Canada	ÉCO Laboratoire
Microbiologie (NPP)	Méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950)	BIOPRO
Sulfates	Turbidimétrie / Méthode 4500-SO ₄ ²⁻ -E (APHA et al., 1995)	Environnement
MES-MVES	Gravimétrie / Méthode 2540D (APHA et al., 1995)	Environnement
Dureté totale	Titrimétrie à l'EDTA / Méthode 1340-C (APHA et al., 1995)	Environnement
Carbone	Four à combustion catalysé (Dohrman DC-190)	Environnement
Acidité	Titrimétrie / Méthode 2310-B (APHA et al., 1995)	Environnement
Nitrates	Colorimétrie / Méthode Quickchem # 10-107-04-1-O (Lachat Instrument, 1992a)	Environnement
Métaux lourds	Absorption atomique à la flamme (3111-B, APHA et al., 1995)	Géochimie
Échantillons de sols/résidus/sédiments		
Température	Thermomètre digital avec tige métallique (Fisher Scientific)	Lecture directe
pH terrain	Thermomètre digital avec tige métallique (Fisher Scientific)	Lecture directe
pH laboratoire	pH mètre Fisher Accumet 910	Environnement
Minéralogie	Méthode semi-quantitative par diffraction aux rayons-X Diffractomètre Philips monochromateur (Bernier, 1997)	Géoberex Recherche
Granulométrie	Méthode D421, D422, D1140, D2217, E11 (ASTM, 1988)	Hydrogéologie
Limites d'Atterberg	Méthode D-4318-84 (ASTM, 1988)	Hydrogéologie
Proctor modifié	Méthode D-1557 (ASTM, 1994)	Hydrogéologie
Classification sols	Méthode D-2487-85 (ASTM, 1988)	
Densité relative	Méthode D-854 (ASTM, 1992)	Hydrogéologie
Conductivité	Formule Kozeny-Carman (Chapuis et Montour, 1992)	Calcul
Hydraulique	Modèle mathématique Pavchich modifié (Bussiére, 1993)	Calcul
Microbiologie (NPP)	Méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950)	BIOPRO
Azote total	Colorimétrie / Méthode Quickchem # 10-107-06-2-D (Lachat Instrument, 1992b)	Environnement
Phosphore total	Quickchem # 10-115-01-1-C (Lachat Instrument, 1993)	Environnement
Soufre total (<1%)	Elution LECO (SRK, 1989)	Géochimie
Soufre total (>1%)	Gravimétrie au sulfate de baryum (SRK, 1989)	Géochimie
PGA	Titration acide/base et soufre (SRK, 1989)	Géochimie
Métaux lourds	Spectromètre d'adsorption atomique Perkin Elmer 5000	Géochimie

3.3.1 Analyses minéralogiques

Les analyses minéralogiques permettent d'identifier les constituants minéralogiques majeurs (>2%) des échantillons de sols/résidus. Elles ont été effectuées au laboratoire de minéralogie de l'École Polytechnique par Géoberex Recherche conformément au protocole spécifié et sans modification (Bernier, 1997). La méthode utilisée est une méthode semi-quantitative par diffraction aux rayons-X avec un diffractomètre de type Philips monochromateur. Les résidus ont été analysés sans séparation granulométrique (entier) sauf pour deux fractions magnétiques qui ont été séparées avec un aimant à main Sepor. Les échantillons ont été séchés, broyés et montés dans un porte échantillon rotatif. Ils ont par la suite été exposés à un faisceau de rayons-X généré par un tube au cuivre. La radiation utilisée pour la mesure des angles 2θ était celle du $\text{CuK}\alpha$ (1,5418 Å) générée à 40 kV et 20 mA. Ce diffractomètre est équipé d'un porte échantillon rotatif et d'un compteur proportionnel avec monochromateur. Les 12 diffractogrammes ont été réalisés entre 5 et 60° de 2θ avec un défilement du papier à 1°/minute; ils sont présentés dans le rapport de Bernier (1997) et dans le rapport de Bédard et al. (1997).

3.3.2 Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques déterminent la taille des grains qui composent les échantillons et peuvent être utilisées pour donner une indication de la progression possible des contaminants dans les sols/résidus. Par exemple, le phénomène d'adsorption autour des grains de petite dimension est un facteur majeur qui permet de limiter la remise en circulation des polluants. Les sols argileux possèdent un pouvoir adsorbant important de par leur faible dimension des grains conjuguée à une activité de surface élevée, reliée à la forme des particules (Bergeron, 1993). De plus, il est bien

connu que ces types de sols offrent une conductivité hydraulique faible, ce qui contribue à limiter la progression des contaminants.

Les analyses granulométriques ont été effectuées au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique. Les méthodes utilisées pour faire les analyses granulométriques et la détermination des limites d'Atterberg proviennent du Annual Book of ASTM Standards (ASTM, 1988) et sont présentées dans le tableau 3.3. Les analyses granulométriques ont été réalisées conformément aux protocoles spécifiés et sans modification. Les tamis utilisés étaient neufs et supportés par un certificat de conformité (tamis mécanique > 80 microns) (Gatien, 1998). Les courbes granulométriques construites à partir des résultats des analyses granulométriques permettent de visualiser graphiquement et d'identifier la taille des grains du sol et > 80 μm (fraction passant le tamis # 200).

Pour les limites d'Atterberg, la limite de liquidité (w_L) a été déterminée à l'aide d'un appareil mis au point par Casagrande. Les caractéristiques de l'appareil et les détails de la manipulation sont disponibles dans la norme ASTM D4318-84 (ASTM, 1988). Les détails pour la détermination de la limite de plasticité (w_p) se retrouvent également dans cette norme.

Les analyses granulométriques et les essais en laboratoire menant à l'identification des limites d'Atterberg (plasticité et liquidité des sols) peuvent également être utilisés pour identifier le type de sol et de sédiments retrouvés sur le site, ceci en effectuant une classification des sols. Il existe 3 principaux systèmes de classification qui décrivent les différents types de sols : USCS (Unified Soil Classification System); USDA 1938 (U.S. Department of Agriculture System) et USDA 1960, 1968. L'ancienne classification USDA est basée sur la genèse des sols et la nouvelle classification USDA est basée sur les propriétés physiques et chimiques des sols (Comeau, 1996). La classification USCS

(Bowles, 1984) décrit les caractéristiques des sols basées sur la grosseur des grains (texture) et sur les teneurs en eau. La classification USDS et la méthode D-2487-85 (ASTM, 1988) seront utilisées dans ce projet pour identifier les types de sols/résidus échantillonnés dans les zones d'épanchement du site Aldermac.

3.3.3 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique (k) d'un matériau permet d'obtenir des indications sur la vitesse de propagation des contaminants dans le sol. Par exemple, pour un sol relativement imperméable (k de l'ordre de 10^{-6} à 10^{-7} cm/s), il est moins probable que les sols des horizons inférieurs (à plus de 1 mètre sous la surface du terrain) soient susceptibles d'être touchés par la contamination à court terme (Bergeron, 1993).

La conductivité hydraulique dépend de plusieurs éléments dont entre autres : la granulométrie, l'indice des vides et la minéralogie du matériau. Elle peut être estimée par des formules empiriques et des modèles mathématiques ou être mesurée par des essais de perméabilité avec différents appareils de laboratoire (perméamètre à paroi rigide, cellule de compression triaxiale, oedomètre).

Le but des essais de perméabilité en laboratoire est de quantifier la vitesse d'écoulement de l'eau dans le matériau lorsqu'il est saturé et ainsi de déterminer la conductivité hydraulique du matériau (Bowles, 1979). Des essais au perméamètre à paroi rigide (Méthode D-2434) et en cellule de compression triaxiale (Méthode D-5084-90) (ASTM, 1992) ont été réalisés au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique. Les essais ont été effectués en duplicata sur l'échantillon de résidus représentatif des zones d'épanchement du site Aldermac (S110) et sur les matériaux qui seront utilisés dans les essais en colonne de laboratoire et qui seront présentés au chapitre 4.

L'utilisation des formules empiriques présente les avantages d'être rapide et peu coûteux. Ces formules lient la conductivité hydraulique à l'indice des vides et à la granulométrie (Bussière, 1999). Les analyses granulométriques et les limites d'Atterberg sont des outils efficaces pour évaluer approximativement le coefficient de perméabilité (k) d'un sol (Aubertin et Chapuis, 1996). On présente dans ce qui suit certaines formules empiriques qui permettent d'évaluer la conductivité hydraulique d'un matériau.

Relation de Hazen

Hazen a élaboré une formule mathématique qui permet d'évaluer k (cm/s) à partir des valeurs de D_{10} (pourcentage passant associé à la valeur de 10% sur le graphique des courbes granulométriques). Cette formule empirique, tirée de Bowles, (1984) est définie par:

$$k = C(D_{10})^2 \quad (3.1)$$

avec:

C = coefficient de forme variant de 40 à 150

D_{10} = diamètre des grains passant à 10%

où k est donnée en cm/s et D_{10} en cm. Cette formule empirique s'applique bien pour des sols de granulométrie assez grossière tels que les sables.

Relation de Kozeny-Carman

Une relation entre la perméabilité et les propriétés des pores fut proposée par Kozeny en 1927 et plus tard modifiée par Carman en 1937 et 1956. L'équation résultante est largement connue sous le nom de Kozeny-Carman (Chapuis et Montour, 1992). Cette

relation peut être utilisée pour les sols grossiers et fins. La formule qui en découle est définie par:

$$k(cm/s) = c \left(\frac{g}{\mu_w \rho_w} \right) \left(\frac{e^3}{s^2 D_r^2 (1-e)} \right) \quad (3.2)$$

où:

- μ_w = viscosité de l'eau (0.001 Pa/s)
- ρ_w = masse volumique de l'eau (1,0 mg/m³)
- D_r = densité relative du solide
- e = indice des vides
- c = coefficient de forme et de tortuosité des canaux formés par les pores, ce coefficient a été fixé à 0,3 par Chapuis et Montour (1992)
- s = surface spécifique des particules solides

Les coordonnées des limites de liquidité (w_L) et des limites de plasticité (w_P) permettront à l'aide de leurs positionnements sur la charte de Casagrande, de déterminer la forme des particules et d'évaluer la surface spécifique (s). La valeur associée à la surface spécifique est fixée en fonction des résultats tirés de la charte. La relation mathématique de Kozeny-Carman est relativement précise lorsque les paramètres sont fixés correctement. Les résultats des calculs de la conductivité hydraulique à partir de la relation de Kozeny-Carman sont présentés un peu plus loin dans ce chapitre. Des détails sur l'application de la relation de Kozeny-Carman sont donnés dans Chapuis et Montour (1992), modifiée plus tard par Aubertin et al. (1996a). L'équation proposée par Aubertin et al. (1996a) est la suivante :

$$k(cm/s) = c \left(\frac{\gamma_w}{\mu_w} \right) (D_{10})^2 (C_u)^{1/3} \left(\frac{e^{3+x}}{1+e} \right) \quad (3.3)$$

où :

- c = coefficient de forme (ce coefficient a été fixé à 0,02)
 γ_w = poids volumique de l'eau
 D_{10} = diamètre effectif
 C_u = coefficient d'uniformité

L'équation 3.3 s'applique à des matériaux relativement homogènes et saturés. Elle a été présentée pour information au lecteur et ne sera pas utilisée dans ce projet. Les détails concernant l'application de cette équation sont donnés dans Aubertin et al. (1996a).

Modèle PAVCHICH modifié

Un modèle de calcul a été appliqué par Bussière (1993) pour évaluer la conductivité hydraulique des rejets de concentrateur (Modèle Pavchich modifié). Les équations du modèle pour des résidus sulfureux sont :

$$k = f_1 * e^{6.19} \quad (3.4)$$

où f_1 est :

$$f_1 = 4 \frac{S_F}{\mu_w} C_u^{(1/3)} D_{17}^2 \frac{g}{1000} (m/s) \quad (3.5)$$

avec:

- S_F = facteur de forme pour les rejets sulfureux ($S_F = 0,24$)
 μ_w = viscosité cinématique de l'eau ($1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$)
 D_{17} = diamètre des grains à 17% passant (mm)
 g = accélération gravitationnelle (m^2/s)
 e = indice des vides

Les paramètres nécessaires pour l'application du modèle sont la granulométrie et la densité des grains solides (D_r) et les limites du modèle sont les suivantes :

- pourcentage passant au tamis #200 entre 50 et 80%;
- pourcentage de particules < 2 entre 2 et 10%;
- coefficient d'uniformité (C_u) entre 8 et 18;
- densité des grains solides (D_r) entre 2,7 et 3,4;
- indice des vides (e) entre 0,45 et 1,1.

Nous verrons un peu plus loin que les caractéristiques des résidus miniers Aldermac supportent bien les limites du modèle et peuvent être utilisées pour le calcul de la conductivité hydraulique. Il est donc possible, à l'aide de ce modèle, d'évaluer la conductivité hydraulique (k) à partir d'un indice des vides donné pour des résidus miniers remaniés et homogénéisés. Les détails de son application sont discutés dans Bussière (1993).

3.3.4 Bioessais *Daphnia magna*

La méthode d'analyse par bioessais mesure la toxicité des eaux et/ou des sols envers les organismes vivants. Ces essais sont intégrés à de nombreux protocoles de caractérisation et de contrôle des effluents. La directive D019 sur les industries minières exige une analyse annuelle des bioessais par Daphnies et par Microtox pour déterminer la toxicité des échantillons (MENVIQ, 1988). Toutes les mines visées par la législation fédérale et provinciale sont soumises à ces lignes directrices. Les bioessais par Daphnies déterminent la toxicité des échantillons aqueux et sont réalisés avec un crustacé des eaux douces, *Daphnia magna*. Les essais par Microtox déterminent la toxicité d'échantillons aqueux ou solides et sont réalisés avec la souche bactérienne bioluminescente, *Photobacterium phosphoreum*. L'analyse par bioessais est une méthode empirique qui permet d'évaluer la toxicité d'un milieu, pour une espèce

donnée, par rapport à une norme établie par la loi. Les bioessais ont comme avantages d'être reproductibles, ils permettent de dépister rapidement la toxicité des échantillons et de comparer la toxicité brute d'un grand nombre de produits complexes dans les effluents industriels et urbains (Carignan, 1994).

Les bioessais par *Daphnia magna* ont été analysés dans un laboratoire extérieur (Laboratoire ÉCO) conformément au protocole spécifié et sans modification. La méthode Environnement Canada a été utilisée; l'essai de référence est le $CL_{50} = 4.4$ (3.0-6.0) g/l (NaCl) et le protocole d'essai: SPE 1/RM/14, Juillet 1990, Section 6. Le seuil de réponse CL_{50} représente la concentration médiane létale causant la mort chez 50% des individus (*Daphnia magna*) exposés pendant un temps déterminé (48 heures). Deux échantillons ont été recueillis et ont été utilisés comme base de comparaison (effet de dilution, distance de l'exutoire, etc.). Le premier échantillon provient de l'exutoire du parc et le deuxième a été recueilli à environ 7 km de l'exutoire (station du pont) dans la rivière Arnoux. L'échantillon recueilli à la station du pont donne une indication de la qualité de l'eau dans la rivière, près du point de déversement dans le lac Arnoux.

3.3.5 Dénombrement total de micro-organismes

Les analyses du dénombrement total de micro-organismes donnent une estimation de la densité moyenne de micro-organismes dans un échantillon à l'aide d'un test statistique. Les analyses ont été réalisées au laboratoire BIOPRO de l'École Polytechnique et la méthode utilisée est celle du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950). Le protocole d'analyse de la méthode NPP a été fait avec 6 dilutions de la suspension primaire et 5 tubes par dilution. Cette méthode est généralement considérée comme plus précise puisque le protocole comprend plusieurs dilutions ce qui permet d'augmenter la précision du dénombrement.

La méthode a permis de dénombrer la présence des bactéries: *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus* et sulfato-réductrice dans les échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments. Pour le protocole du décompte des thiobacilles, 5 grammes d'échantillon sont ajoutés dans une bouteille en verre de 100 ml contenant 50 ml d'une solution saline (0,85% NaCl) et 20 billes de verre. Le mélange est agité pendant 1 heure et ensuite les dilutions sont effectuées (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7}). Un millilitre de chaque dilution est placé dans un tube contenant 9 ml de milieu de culture spécifique à l'un des trois types de bacilles. Chaque dilution est effectuée trois fois et ensuite les tubes sont incubés à 21°C à la noirceur pendant 4 semaines ou plus.

Les tubes de la série des *Thiobacillus ferrooxidans* qui présentent un anneau de couleur noire en surface et un dépôt ferrugineux sont considérés positifs et doivent être comptés selon la méthode NPP. Les tubes de la série *T. thiooxidans* présentant un dépôt de soufre en surface et un pH inférieur à 4,0 sont considérés positifs et les tubes de la série *T. thioparus* qui présentent un dépôt de soufre en surface et un pH inférieur à 6,8 sont considérés positifs. Le milieu de culture utilisé dans les essais est spécifique à chaque type de bactéries que l'on veut identifier. Des informations supplémentaires sur les protocoles d'analyses et les milieux de culture spécifiques peuvent être consultées dans Cochran (1950), Tuovinen et Kelly (1973) et Gherna et al. (1989).

3.3.6 Analyses chimiques des échantillons liquides et solides

La qualité des eaux de surface, des sols/résidus et des sédiments est déterminée par l'analyse des paramètres chimiques pour les échantillons liquides et solides mesurés sur le terrain et en laboratoire. On présente dans ce qui suit, les différentes méthodes d'analyses et les appareils utilisés pour la caractérisation des échantillons sur le terrain et en laboratoire.

Pour la caractérisation des échantillons d'eau de surface sur le terrain, 4 types d'appareils ont été utilisés. L'appareil Water quality Checker U-10 (Horiba, 1991) est un appareil de terrain qui permet d'analyser plusieurs paramètres chimiques. Cet appareil est muni d'électrodes qui déterminent les valeurs de la température, du pH, de la conductivité électrique, de l'oxygène dissous, de la salinité et de la turbidité des eaux.

Les trois autres appareils utilisés pour l'analyse des échantillons d'eau sont : le pH 325-B/set (température, pH), le LF 325-B/set (conductivité, salinité et TDS) et le Oxi 325-B/set (oxygène dissous) (WTW, 1994; 1995). Les données techniques du fonctionnement de ces appareils et les résultats d'analyses chimiques mesurés par les différents appareils sont présentés dans Bédard et al. (1997). Les tableaux et graphiques ont été construits à partir des résultats évalués par les 3 appareils (pH 325-B/Set, LF 325-B/set et Oxi 325-B/set) puisque leur précision était plus grande que celle de l'appareil de terrain Water quality checker U-10. Les méthodes d'analyses en laboratoire de ces éléments chimiques sont présentées dans ce qui suit.

Pour les analyses réalisées au laboratoire de génie de l'environnement de l'École Polytechnique, les méthodes utilisées correspondent à celles généralement employées pour des analyses de routine et qui sont acceptées par le gouvernement (MENVIQ, 1988). Le *pH* des échantillons d'eau de surface et de sols/sédiments a été analysé avec l'appareil de laboratoire Fisher Accumet model 910. L'électrode utilisée est une électrode combinée gélifiée à boîtier en polymère (# Fisher 13-620-104) et les analyses ont été réalisées en suivant les recommandations du fournisseur. Pour les échantillons d'eau, l'appareil permettait d'obtenir une lecture directe de pH. Pour les échantillons de sols/résidus/sédiments, la préparation des échantillons consiste à mélanger 50 ml d'eau distillée et 50 grammes d'échantillon que l'on laisse agiter pendant 30 minutes avant de faire la lecture. Le *potentiel d'électronégativité (Eh)* a été analysé avec l'appareil Fisher Accumet model 910 en utilisant une électrode métallique combinée Corning # 476080.

La *conductivité électrique* et la *salinité* des échantillons liquides ont été analysés avec un conductivimètre (modèle CDM 83) muni d'une électrode cdc 304 de type immersion. Les *teneurs en sulfates* ont été analysées en duplicata et parfois en triplicata avec une méthode de turbidimétrie en suivant le protocole de la méthode 4500-SO₄²⁻-E (APHA et al., 1995). Pour la *dureté totale*, la méthode titrimétrique à l'EDTA a été utilisée en suivant le protocole de la méthode 1340-C (APHA et al., 1995). Les matières en suspension (*MES*) et les matières volatiles en suspension (*MVES*) ont été analysées par une méthode gravimétrique - Méthode 2540-D (APHA et al., 1995) qui consiste à retenir les MES/MVES sur un filtre de verre que l'on fait sécher dans un four à moufle à 103°C pour l'analyse des MES et à 450°C pour l'analyse des MVES. Il s'agit de calculer le poids des filtres avant et après séchage pour déterminer la portion de MES et de MVES retrouvée dans les échantillons liquides.

Pour le *carbone*, l'analyse se fait par combustion d'un micro échantillon (50 µl) dans un four à combustion catalysé (680°C) et dans un courant d'oxygène pur. La matière organique est transformée en CO₂ lequel est envoyé dans un détecteur infrarouge réglé pour ne lire que le CO₂; on obtient alors le *carbone total*. Par la suite, on injecte une seconde portion de l'échantillon dans une solution d'acide phosphorique diluée dans laquelle barbote aussi un courant d'oxygène; on obtient alors le *carbone inorganique*. La différence entre les deux résultats donne le *carbone organique*. L'appareil utilisé est un analyseur de carbone Dohrman DC-190, doté d'un détecteur infrarouge Fugio 3300. Pour l'analyse du carbone inorganique, il faut prendre en considération les interférences qui peuvent être causées par les échantillons fortement acides. En effet, l'acidité de l'eau provoque une implosion de bulles dans l'échantillonneur automatique, ce qui risque de modifier les résultats.

Pour les analyses de l'*acidité*, une méthode de titrimétrie a été utilisée en suivant le protocole de la méthode 2310-B (APHA et al., 1995). La portion d'acidité liée aux

acides minéraux a également été déterminée suite à l'analyse de l'acidité totale. Des interférences peuvent être provoquées par des échantillons qui contiennent des quantités appréciables d'ions métalliques hydrolysables (Fe, Mn, Al). Un traitement au peroxyde permet d'éliminer ces interférences et permet d'obtenir des résultats plus stables. Pour les analyses des *nitrates*, la méthode de colorimétrie Quickchem # 10-107-04-1-O de Lachat Instruments qui est dérivé de la méthode 4500-NO₃⁻-F (APHA et al., 1995) a été utilisée. Les métaux en solution peuvent causer des interférences lors de la lecture de cet appareil. Pour éliminer ces interférences, de l'EDTA ou de la résine échangeur d'ions (Amberlite CG-120) est ajoutée à la solution et le temps de contact dans l'appareil est augmenté.

Les échantillons solides (azote et phosphore total) ont été analysés avec une méthode de colorimétrie dans un appareil analyseur de type FIA (Flow Injection Analysis) du modèle Quickchem AE. Pour l'analyse de l'*azote total* (*TKN*), la méthode utilisée est la méthode Quickchem # 10-107-06-2-D de Lachat Instruments, elle-même dérivée de la méthode EPA 350.1 (EPA, 1983) qui se base sur la méthode 4500 Norg.-C (APHA et al., 1995). Pour le protocole de l'analyse, l'échantillon est chauffé en présence d'acide sulfurique à 380°C sur un bloc de digestion Tecator 1016 pendant 3.5 heures. Cette procédure convertit les composés azotés d'origine biologique comme les acides aminés, les protéines et les peptides en composé ammoniacal ((NH₄)₂SO₄). Le digestat obtenu peut être utilisé pour la digestion du phosphore total comme nous le verrons plus loin. Par la suite, l'échantillon est traité au salicylate et à l'hypochlorite à 600°C pour produire une coloration bleue lue à 660 nm et l'appareil analyseur donne alors le résultat d'azote total.

Pour l'analyse du *phosphore total*, la méthode utilisée est la méthode Quickchem # 10-115-01-1-C de Lachat Instruments dérivée de la méthode EPA 365.4 (EPA, 1993). La détermination phosphore total nécessite une digestion vigoureuse afin de transformer

les différentes formes de phosphore en orthophosphates, mesurables plus facilement. On se sert du digestat produit lors de l'analyse de l'azote total. Par la suite, l'ion orthophosphate réagit avec du molybdate d'ammonium et avec du tartare de potassium et d'antimoine en milieu acide pour former un complexe, lequel est ensuite réduit par de l'acide ascorbique pour former un complexe molybdophorique bleu qui absorbe à 880 nm et l'appareil analyseur donne alors un résultat de phosphore total; le fer peut causer des interférences lors de l'analyse du phosphore total.

Le contrôle de la qualité des analyses a été assuré pour la majorité des paramètres d'analyses chimiques. Pour les analyses du carbone, des nitrates, du phosphore total et de l'azote total, le contrôle de la qualité a été fait par l'analyse d'un standard spécifique à chacun des éléments et les autres analyses ont été réalisées en duplicata. Des précisions supplémentaires sur les méthodes d'analyses et les protocoles utilisés peuvent être consultés dans le "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1995) et dans le "Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes" (EPA, 1983).

3.3.7 Géochimie des échantillons liquides et solides

Les analyses des métaux lourds pour les échantillons liquides et solides ont été réalisées au laboratoire de géochimie analytique de l'École Polytechnique conformément au protocole spécifié et sans modification. La méthode utilisée pour les échantillons liquides est celle par absorption atomique à la flamme, méthode 3113-B (APHA et al., 1995). La digestion des métaux lourds a été réalisée par digestion (HF-HNO_3), évaporée à sec avec HClO_4 (acide perchlorique) et reprise avec HCl 10% (Dallaire, 1998). Avant leur analyse, les échantillons ont été conservés dans un réfrigérateur à 4°C et préservés à $\text{pH} < 2$ avec 5 ml d'acide chlorhydrique (HCl) pour 1 000 ml d'échantillon liquide que l'on ajoutait dans les bouteilles d'analyse.

Pour l'analyse des métaux lourds dans les échantillons solides, la méthode utilisée est la même que pour les échantillons d'eau (absorption atomique à la flamme) et la différence est dans la préparation des échantillons solides qui doit être faite avant leur passage dans le spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin Elemer 5000. Les étapes de préparation des échantillons solides sont les suivantes : séchage des échantillons solides; tamisage avec tamis Tyler de 12 mailles; séparation avec un séparateur Sepor; broyage dans un plateau au tungstène et nettoyage à la silice entre les échantillons pour limiter la contamination (Dallaire, 1998). Il est à noter que pour l'analyse de l'arsenic, il faut faire une préparation spéciale en suivant une méthode "électrothermal # 3113-B" (APHA et al., 1995).

Pour l'analyse du soufre total (%), les échantillons qui possédaient moins de 1% de soufre ont été analysés par la méthode à l'Élution LECO (SRK, 1989) qui donne une précision de 3,15 % ($\pm 0,05$ %). Pour cette méthode, l'accélérateur Lecocel (-20+40 mèches, no 763-266) facilite la combustion et l'amidon iodométrie donne la couleur à l'échantillon. Pour les échantillons possédant plus de 1% de soufre, les analyses ont été réalisées à l'aide de la méthode gravimétrique au sulfate de baryum (SRK, 1989). Cette méthode offre une meilleure précision pour les grandes valeurs de soufre. Le contrôle de la qualité des analyses pour le soufre total a été assuré par des analyses en duplicata et en triplicata.

3.3.8 Indicateurs du taux d'oxydation et de génération d'acide

Il a été démontré que les taux d'oxydation et de génération d'acide retrouvés en conditions naturelles (*in situ*) peuvent être évalués par la présence de plusieurs éléments dont: la température, le pH (sols et eaux), le Eh (potentiel d'oxydoréduction), la conductivité électrique, la teneur en sulfates et en métaux lourds. Les autres paramètres qui donnent des indications du taux d'oxydation sont: la présence des bactéries

ferrooxydantes et le potentiel de génération d'acide (PGA). La détermination du potentiel de génération d'acide (PGA) a été effectuée dans le laboratoire de géochimie analytique de l'École Polytechnique. Le PGA est calculé en déterminant le potentiel d'acidité (obtenu en mesurant le soufre total, $S_t = \text{Sulfures} + S_{\text{natif}} + \text{Sulfates}$), analysé avec une fournaise LECO et en appliquant un facteur de conversion ($\text{PGA} = S_t * 31,25 \text{ kg/t CaCO}_3$) (Dallaire, 1998).

Pour l'ensemble des méthodes d'analyses utilisées lors de l'étude de caractérisation sur le terrain et en laboratoire, des soins ont été apportés pour assurer la validité des mesures et les principaux résultats utilisés par la suite peuvent être considérés comme fiables. On présente dans ce qui suit les résultats de l'étude de caractérisation *in situ* et en laboratoire.

3.4 Résultats d'analyses

Les résultats d'analyses présentés dans cette section proviennent des échantillons recueillis des deux campagnes d'échantillonnage sur le site Aldermac. Ils permettent d'obtenir des informations sur la qualité de l'eau, des sols/résidus et des sédiments du site. Pour l'ensemble des paramètres, les feuilles de résultats des analyses détaillées et les graphiques associés sont présentés dans Bédard et al. (1997). On retrouve également dans le rapport des présentations cartographiques qui localisent les points d'échantillonnage sur une carte du site Aldermac; à ces points sont associés les résultats d'analyse du laboratoire pour chacun des éléments.

L'interprétation des résultats présentée dans le rapport est résumée dans ce qui suit. L'échantillon de sols/résidus S110 correspond au matériau témoin qui sera utilisé dans les colonnes de laboratoire et présenté au chapitre 4.

3.4.1 Minéralogie

Les résultats des analyses minéralogiques sont présentés dans le rapport intitulé "Rapport d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X sur des échantillons de résidus miniers remaniés: Mine Aldermac" produit par Bernier (1997); on peut aussi les retrouver dans le rapport de Bédard et al. (1997).

Le tableau 3.4 liste les principaux résultats retrouvés dans ces rapports; il présente les minéraux dominants faisant plus de 2%. Les proportions des minéraux identifiés sont indiquées à l'aide d'une échelle semi-quantitative ou : A = abondant (30-50%); M = moyen (10-30%); F = faible (5-10%) et TR = trace (<5%).

Tableau 3.4: Résultats d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X des échantillons de sols/résidus remaniés, recueillis lors de l'étude de caractérisation (tiré de Bernier, 1997)

Minéral	S106	S110 frais	S110 oxy.	S117	S117 MT	S120	S122	S125	S125 MT	S128	S334 frais	S334 Oxy.
Quartz	A	A	A	A	A	---	A	A	A	A	A	A
Albite	M	TR	F	M	TR	---	F	M	M	M	M	M
Orthose	F	TR	TR	TR	---	---	TR	F	TR	---	F	F
Biotite	---	TR	TR	F	---	---	TR	F	---	---	TR	F
Chlorite	F	TR	F	F	---	---	F	F	F	TR	TR	TR
Amphibole	TR	F	F	M	TR	---	F	F	TR	---	F	F
Dolomite	---	---	---	TR	---	---	---	---	---	---	---	TR
Pyrite	TR	M	---	TR	---	---	M	TR	TR	---	A	TR
Pyrrhotite	TR	F	---	TR	F	---	TR	---	---	---	TR	---
Magnétite	TR	TR	TR	F	A	---	TR	---	M	F	TR	M
Goethite	---	---	F	TR	---	A	TR	---	---	---	---	F
Jarosite	---	---	F	TR	---	---	TR	---	---	---	---	F
Vermiculite	---	---	TR	---	---	---	TR	---	---	TR	TR	---
Gypse	TR	M	---	---	---	---	TR	TR	TR	---	---	---

A = abondant (30-50%)

M = moyen (10-30%)

F = faible (5-10%)

TR = trace (<5%)

MT = portion métallique

Les analyses minéralogiques montrent la prédominance du quartz, de l'albite et de l'orthose dans les résidus frais (non oxydés) ce qui reflètent la nature rhyolitique des roches. Les résidus frais sont caractérisés par la présence de pyrite comme sulfure dominant. Le potentiel d'acidité des échantillons est significatif car il y a peu ou pas de minéraux ayant un potentiel de neutralisation élevé comme la calcite (Bernier, 1997).

Le gypse est abondant dans l'échantillon S110 (résidus frais). Il s'agit d'un minéral secondaire qui résulte de l'oxydation de la pyrite et d'un processus de sulfatation du calcium (Ca) en solution. L'échantillon S120 ne contient que de la goethite, un hydroxyde de fer. La fraction magnétite des échantillons S125-MT et S117-MT est essentiellement constituée de magnétite et de pyrrhotite. La pyrrhotite retrouvée dans les résidus frais est deux fois plus réactive que la pyrite et contribue aussi à la génération d'acide lors de l'oxydation (Bernier, 1997).

Les couleurs à sec ont été évaluées pour les 10 échantillons étudiés. Elles sont listées dans un tableau que l'on peut retrouver dans les rapports Bernier (1997) et Bédard et al. (1997). Les principaux résultats tirés de ces rapports indiquent que les variations de couleurs des échantillons reflètent la nature des constituants minéralogiques, surtout dans les résidus oxydés. La goethite, comme minéral d'oxydation, donne une couleur brun-rouge tandis que la jarosite présente une couleur jaunâtre.

3.4.2 Granulométrie

Les analyses granulométriques de même que les essais en laboratoire menant à l'identification des limites d'Atterberg (limites de plasticité et de liquidité des matériaux meubles) ont permis d'identifier le type de sol rencontré sous l'horizon de surface. Les feuilles de résultats des analyses granulométriques (tamis 200), les courbes granulométriques et les limites d'Atterberg (w_l , w_p et I_p) sont présentés dans le rapport

de Bédard et al. (1997) et ont été utilisés pour déterminer les types de sols/résidus retrouvés sur le site Aldermac. Le tableau 3.5 présente les résultats de ces analyses et les données nécessaires pour faire la classification des sols.

Tableau 3.5 : Classification des sols/résidus recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux et évalués à partir des résultats de la granulométrie et des limites d'Atterberg (Méthode D-2487-85, ASTM, 1988)

Échantillons	w _L	w _p	I _p	Tamis 200	Org.	Gr. (1)	Nom (2)
S106	56,3	32,4	23,9	89,4	non	MH	Silt plastique avec sable
S109	35,2	22,2	13,0	75,4	non	CL	Argile pauvre avec sable
S110	86,0	69,8	16,2	86,2	oui	OH	Silt organique avec sable
S114	124,9	51,9	73,0	98,0	non	CH	Argile riche avec sable
S115	54,9	34,0	20,9	96,9	oui	OH	Silt organique avec sable
S117	76,5	58,0	18,5	88,8	non	MH	Silt plastique avec sable
S122	55,1	45,1	10,6	94,4	oui	OH	Silt organique avec sable

w_L = limites de liquidité

w_p = limites de plasticité

I_p = indices de plasticité

Org. = portion organique

(1) = classe de groupe/table 1, D2487 (ASTM, 1988)

(2) = nom spécifique/figures 1a, 1b et 3, D2487 (ASTM, 1988)

Les résultats sont variables pour les limites d'Atterberg parce que les échantillons de sols/résidus ont été recueillis à différents endroits dans les zones d'épanchement du site Aldermac. La localisation et les caractéristiques physiques des échantillons peuvent être consultées dans le rapport de Bédard et al. (1997). Pour la plupart des échantillons analysés, les sols/résidus présents dans les zones d'épanchement du site Aldermac correspondent à des silt sableux organiques.

3.4.3 Conductivité hydraulique

Le calcul de la surface spécifique à partir de la granulométrie a été utilisé pour évaluer la conductivité hydraulique à l'aide de la formule de Kozeny-Carman (équation 3.2). Les feuilles de résultat de la surface spécifique (s) peuvent être trouvées dans le rapport

de Bédard et al. (1997) et le tableau 3.6 présente les résultats des calculs de conductivité hydraulique à l'aide de la formule de Kozeny-Carman dont le coefficient de perméabilité moyen pour l'ensemble des échantillons est de $3,07 \times 10^{-5}$ cm/s.

Tableau 3.6 : Conductivité hydraulique des échantillons de sols/résidus recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux, estimée à partir de l'équation de Kozeny-Carman (Chapuis et Montour, 1992)

Échantillons	w _L	w _p	I _p	Tamis 200	s	e	Conductivité hydraulique (k)
S106	56,3	32,4	23,9	89,4	1360.4	1,0	$1,25 \times 10^{-5}$ cm/s
S109	35,2	22,2	13,0	75,4	863.3	0,8	$1,60 \times 10^{-5}$ cm/s
S110	86,0	69,8	16,2	86,2	614.1	1,0	$5,55 \times 10^{-5}$ cm/s
S114	124,9	51,9	73,0	98,0	2208.4	1,3	$8,62 \times 10^{-6}$ cm/s
S115	54,9	34,0	20,9	96,9	1264.6	0,8	$7,87 \times 10^{-6}$ cm/s
S117	76,5	58,0	18,5	88,8	483.6	0,8	$5,62 \times 10^{-5}$ cm/s
S122	55,1	45,1	10,6	94,4	581.7	1,0	$5,85 \times 10^{-5}$ cm/s

w_L = limites de liquidité

w_p = limites de plasticité

I_p = indices de plasticité

s = surface spécifique

e = indice des vides

Les calculs ont été faits pour différentes valeurs d'indices des vides et sont présentées dans le rapport de Bédard et al. (1997). Les résultats de l'échantillon de résidus représentatif des zones d'épanchement (S110) montre une conductivité hydraulique de $5,55 \times 10^{-5}$ cm/s; cet échantillon sera utilisé pour les essais en colonne de laboratoire au chapitre 4.

La conductivité hydraulique déterminée à partir du modèle mathématique de Pavchich modifié (Bussière, 1993) a été évaluée avec les informations suivantes:

- pourcentage passant au tamis #200 = 62,9%;
- pourcentage de particules < 2 % = 4,5%;
- coefficient d'uniformité (C_u) = 11,3;
- densité des grains solides (D_r) = 3,196;
- indice des vides (e) = 1,002.

Les résultats du calcul de la conductivité hydraulique des résidus miniers du site Aldermac donnent une valeur de $2,93 \times 10^{-6}$ cm/s ce qui est un peu plus élevé que le résultat obtenu à l'aide de la formule de Kozeny-Carman.

Les essais de perméabilité réalisés au perméamètre à paroi rigide pour l'échantillon de résidus S110 montrent des résultats de $1,06 \times 10^{-4}$ cm/s pour le premier essai et de $7,43 \times 10^{-5}$ cm/s pour le deuxième essai. On peut voir que pour les trois méthodes utilisées (Kozeny-Carman, Pavchich modifié et essais au perméamètre à paroi rigide), la conductivité hydraulique du résidus représentatif des zones d'épanchement du site Aldermac donne un résultat moyen de $5,97 \times 10^{-5}$ cm/s.

Cet échantillon sera utilisé comme matériau témoin dans les essais en colonne de laboratoire au chapitre 4. D'autres essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide et en cellules triaxiales seront présentés dans le prochain chapitre pour les autres matériaux qui seront utilisés dans le programme expérimental.

3.4.4 Bioessais *Daphnia magna*

Le tableau 3.7 et le rapport de Bédard et al. (1997) présentent les résultats d'analyses des bioessais *Daphnia magna* qui montrent un degré de contamination qui est létal pour cet organisme.

Tableau 3.7 : Résultats d'analyses des bioessais *Daphnia magna* pour les échantillons d'eau recueillis à l'exutoire du parc et à la station du pont de la rivière Arnoux, localisée à environ 7 kilomètres du déversoir

Échantillon	Unité toxique	Conclusion	Température (°C)	Conductivité (µmhos/cm)	pH	Oxygène dissous (mg/l)	Dureté originale (mg/l)
Déversoir	277,8	létal	21	3 010	2,6	2.2	458
Pont	52,6	létal	21	1 000	3,0	9.2	84

Le nombre d'unité toxique pour l'échantillon recueilli à l'exutoire du parc (E101) est de 277,8 et pour l'échantillon recueilli plus loin dans la rivière Arnoux (E127), le nombre d'unité toxique est de 52,6. Ces résultats montrent que le test a été létal pour l'organisme *Daphnia magna*. Les échantillons d'eau recueillis au déversoir et à la station du pont ne respectent pas la directive D019 sur les industries minières (MENVIQ, 1988) qui exige un état viable pour cet organisme, i.e. il doit y avoir absence de toxicité aiguë.

3.4.5 Dénombrement total de micro-organismes

Les résultats du dénombrement total de micro-organismes par la méthode du nombre le plus probable (NPP) sont présentés au tableau 3.8 et dans le rapport de Bédard et al. (1997).

Tableau 3.8 : Dénombrement total de micro-organismes pour les échantillons d'eau de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (série 100) et du ruisseau Ouest (série 200), évaluée par la méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950)

Échantillon	Matrice	pH	Sultato- Réductrice (#bactéries/ 10g sol sec)	<i>T. ferrooxidans</i> (#bactéries/ 100ml eau ou 10g sol sec)	<i>T. thiooxidans</i> (#bactéries/ 100ml eau ou 10g sol sec)	<i>T. thioparus</i> (#bactéries/ 100ml eau ou 10g sol sec)
E101	eau	2,59	---	$8,0 \times 10^5/100\text{ml}$	---	---
E110	eau	2,70	---	$1,4 \times 10^6/100\text{ml}$	---	---
E127	eau	3,01	---	$5,0 \times 10^5/100\text{ml}$	---	---
E229	eau	3,31	---	500/100ml	---	---
S110	sol	2,86	350/10g	$2,97 \times 10^5/10\text{g}$	$1,76 \times 10^4/10\text{g}$	---
SED127	sédiment	3,74	6604/10g	$2,08 \times 10^5/10\text{g}$	321/10g	---
SED229	sédiment	6,17	---	$9,15 \times 10^3/10\text{g}$	$1,55 \times 10^5/10\text{g}$	775/10g

Les résultats des échantillons d'eau indiquent la présence de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* en grande quantité dans les échantillons E101 ($8,0 \times 10^5$ bactéries/100 ml d'eau), E110 ($1,4 \times 10^6$ bactéries/100 ml d'eau) et E127 ($5,0 \times 10^5$ bactéries/100 ml

d'eau), tous recueillis dans la rivière Arnoux. Ces bactéries sont présentes en moins grande quantité (500 bactéries/100 ml d'eau) dans l'échantillon du ruisseau Ouest (E229).

Les résultats pour les échantillons de sédiments montrent la présence de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* (pH optimum = 2,2) en grande quantité dans l'échantillon SED127 ($2,08 \times 10^5$ bactéries/10 g sol sec) et dans l'échantillon SED229 ($9,15 \times 10^3$ bactéries/10 g sol sec). La bactérie *Thiobacillus thiooxidans* (pH optimum = 4,2) est également présente dans ces deux échantillons avec des valeurs de 321 bactéries/10 g sol sec pour SED127 et $1,55 \times 10^5$ bactéries/10 g sol sec pour SED229. La présence de la bactérie *Thiobacillus thioparus* (775 bactéries/10 g sol sec) est visible pour l'échantillon SED229 seulement puisque cette bactérie est active à des pH plus élevés (pH optimum = 6,8). Des bactéries sulfato-réductrices ont été comptées dans l'échantillon de sédiments SED127 (6 604 bactéries/10 g sol sec) recueilli dans la rivière Arnoux.

Les résultats des échantillons de sol montrent la présence de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* en grande quantité pour l'échantillon S110 ($2,97 \times 10^5$ bactéries/100 g sol sec) et la bactérie *Thiobacillus thiooxidans* présente un nombre de $1,76 \times 10^4$ bactéries/100 ml d'eau. Des bactéries sulfato-réductrices sont également comptées dans cet échantillon (350 bactéries/10 g sol sec) qui sera utilisé comme matériau témoin dans le programme expérimental.

3.4.6 Caractérisation chimique des échantillons liquides et solides

La section suivante présente les résultats d'analyses des paramètres chimiques pour les échantillons liquides et solides. Les tableaux des résultats d'analyses détaillés, les graphiques associés et les présentations cartographiques sont présentés dans le rapport

de Bédard et al. (1997). Les graphiques et les présentations cartographiques permettaient de visualiser les tendances et de faire des comparaisons entre les résultats des différentes stations d'échantillonnage. Le rapport présente également les graphiques des valeurs moyennes, maximum et minimum pour tous les paramètres d'analyses et une comparaison avec la réglementation (directive D019). Le tableau 3.9 montre les résultats des valeurs moyennes pour les analyses chimiques des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments. La valeur moyenne des résultats représente le calcul de la moyenne de tous les résultats d'analyses d'un même élément pour un secteur particulier. Par exemple, la valeur moyenne du pH pour les 26 échantillons recueillis dans le secteur de la rivière Arnoux est 2,8.

Tableau 3.9 : Résultats moyens des analyses chimiques pour l'ensemble des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant une comparaison avec les valeurs tirées de la réglementation

Paramètres	Parc à résidus	Rivière Arnoux	Ruisseau Ouest	Zones inondables	D019
Échantillons d'eau					
pH	3,3	2,8	3,1	5,8	6,5 à 9,5
Eh (mV)	422	462	443	294	n.a.
Sulfates ($\text{mgSO}_4^{2-}/\text{l}$)	3 318	1 267	334	26	50
Conductivité (mS/cm)	3,03	2,12	0,99	0,074	0,5
Salinité	1,41	0,85	0,20	< 0,01	n.a.
Oxygène dissous (mg/l)	1,6-8,8	3,3-9,4	8,8	8,5	n.a.
Dureté totale (mg/l)	n.d.	376	230	23	160
Acidité totale (mgCaCO_3/l)	5 468	1 387	196	n.d.	n.a.
Carbone total (mgC/l)	12,9	12,8	3,1	24,6	n.a.
Nitrates (mgN/l)	<10	<10	<10	<10	10
MES (mg/l)	50	113	11	29	25
TDS	978	1 637	949	70	n.a.
Échantillons de sédiments					
pH	4,5	4,4	4,8	6,3	n.a.
Échantillons de sols/résidus					
pH	2,4	3,9	n.d.	n.d.	n.a.
Azote total ($\mu\text{gN/g}$)	205	1 702	5 604	251	n.a.
Phosphore total ($\mu\text{gP/g}$)	110	305	326	607	n.a.

n.a. = non applicable

n.d. = non disponible

Les valeurs de *pH* obtenus en laboratoire sont similaires aux valeurs de *pH* retrouvées dans le rapport de caractérisation du parc à résidus miniers Aldermac (Conсор, 1995a). Les échantillons d'eau mesurée sur le terrain et en laboratoire sont acides pour les secteurs de la rivière Arnoux (2,8), du ruisseau Ouest (3,1) et du parc à résidus (3,3). Ces valeurs dépassent la directive D019 (i.e la concentration maximale prescrite dans la directive) qui est de 6,5 à 9,5. Le *pH* est plus élevé dans les zones inondables avec une valeur de 5,8. La valeur moyenne du *pH* dans le secteur du parc à résidus est élevée car certains échantillons ont été recueillis dans le parc à résidus et d'autres, à l'extérieur des digues dans le canal de dérivation. Pour obtenir la valeur du *pH* dans le parc seulement, il faut prendre une mesure ponctuelle; par exemple, l'échantillon E336 montre un *pH* de 2,4. Cette constatation est également valable pour tous les autres paramètres d'analyses chimiques du secteur du parc à résidus. Les mesures ponctuelles de tous les échantillons et les paramètres d'analyses sont présentés dans le rapport de Bédard et al. (1997) et les résultats, présentés dans ce qui suit, correspondent aux valeurs moyennes pour chacun des secteurs.

Le *potentiel d'oxydoréduction (Eh)* est élevé dans la rivière Arnoux (463 mV), dans le ruisseau Ouest (443 mV) et dans le secteur du parc (422 mV). Il diminue pour les échantillons éloignés du parc à résidus et pour les échantillons recueillis dans les zones inondables (294 mV). Les teneurs en *sulfates* sont élevées dans le secteur du parc à résidus (3 318 mg/l), dans la rivière Arnoux (1 267 mg/l) et dans le ruisseau Ouest (334 mg/l). Ces valeurs dépassent la directive D019 qui est de 50 mg SO_4^{2-} /l. La *conductivité électrique* dépasse également la directive D019 (0,5 mS/cm), pour les échantillons recueillis dans la rivière Arnoux (2,12 mS/cm), dans le ruisseau Ouest (0,99 mS/cm) et dans le secteur du parc (3,03 mS/cm).

La figure 3.2 à la page suivante présente les résultats d'analyses des paramètres chimiques pour les échantillons d'eau sur une échelle logarithmique.

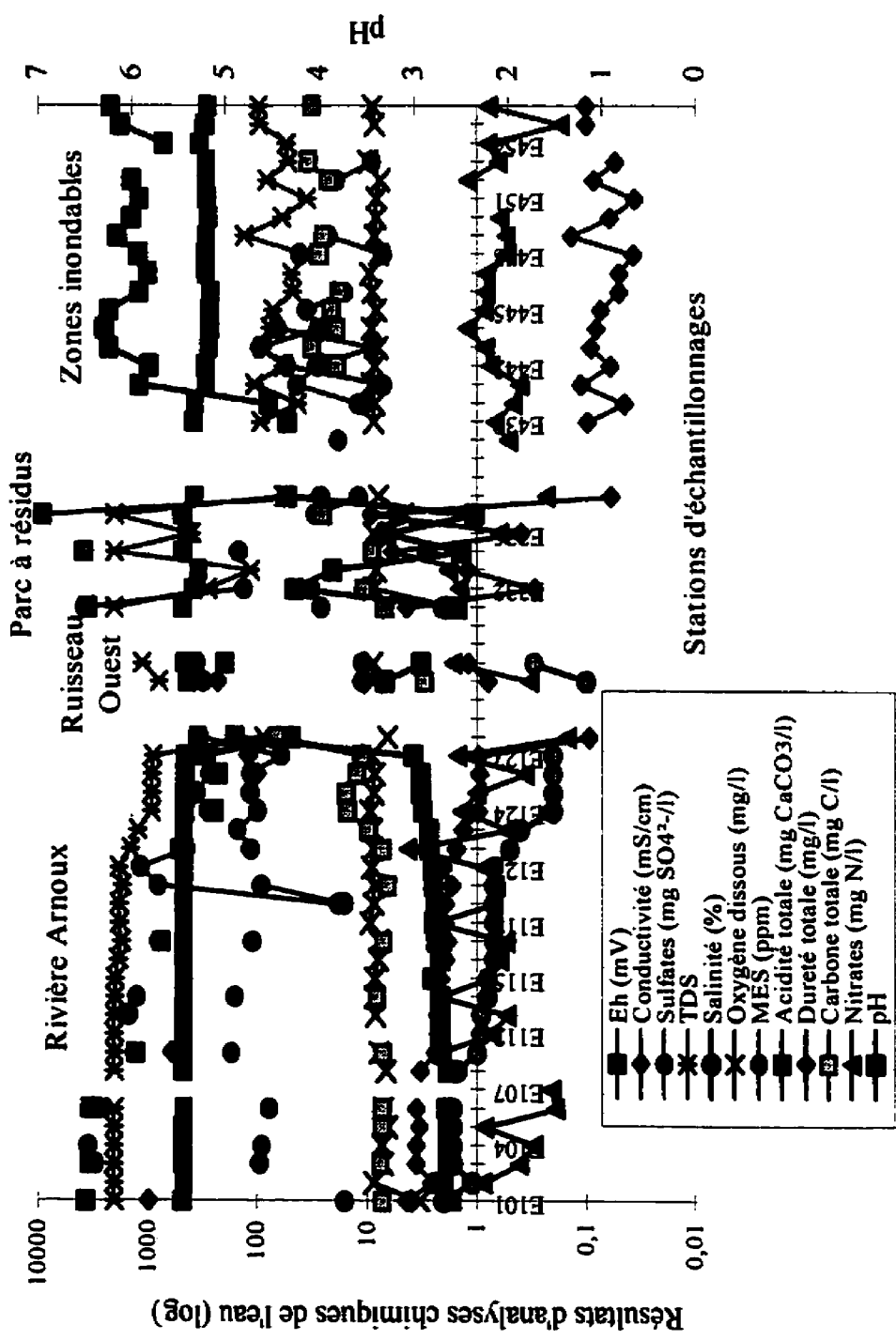


Figure 3.2: Résultats d'analyses chimiques des échantillons d'eau de surface recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs)

La *salinité* est élevée dans le secteur du parc à résidus (1,41) et dans la rivière Arnoux (0,85) et elle est plus faible dans le ruisseau Ouest (0,20). Pour les échantillons recueillis dans les zones inondables ($<0,01$) l'appareil ne permettait pas d'obtenir des résultats précis, ce qui est probablement dû à la faible précision de l'appareil pour des valeurs de salinité très basses.

Les résultats d'*oxygène dissous* fluctuent beaucoup pour les échantillons recueillis dans la rivière Arnoux (variant de 3,3 à 9,4 mg/l) et dans le secteur du parc à résidus (variant de 1,6 à 8,8 mg/l) ce qui peut être expliqué par l'activité de l'eau sur le terrain qui variait beaucoup. Les plus faibles résultats proviennent des échantillons recueillis dans les zones d'eaux stagnantes tandis que les résultats plus élevés, proviennent des échantillons recueillis dans les zones de fortes activités (vitesse et débit d'eau élevés). Les résultats des échantillons du ruisseau Ouest (8,8 mg/l) et des zones inondables (8,5 mg/l) sont plus constants puisque l'activité de l'eau était semblable à ces endroits et les conditions d'analyses, homogènes.

La *dureté totale* dans la rivière Arnoux (376 mg/l) et dans le ruisseau Ouest (230 mg/l) dépassent légèrement la directive D019 qui est de 160 mg/l. La dureté totale n'a pas été évaluée pour les échantillons du secteur du parc à résidus. L'*acidité totale* est très élevée dans le secteur du parc à résidus (5 468 mg/l) et dans la rivière Arnoux (1 387 mg/l). Pour cette analyse, les ions métalliques hydrolysables (Fe, Mn, Al) peuvent avoir causé des interférences puisque les conditions d'analyse ne permettaient pas de traiter les échantillons au peroxyde.

Le *carbone total* est élevé dans les zones inondables (24,6 mg/l). Cet apport en carbone provient probablement des résidus de bois retrouvés dans l'eau par la construction des barrages de castors. Les résultats sont plus faibles dans le parc à résidus (12,9 mg/l), dans la rivière Arnoux (12,8 mg/l) et dans le ruisseau Ouest (3,1 mg/l).

Les résultats des teneurs en *nitrates* ne semblent pas problématiques pour l'ensemble des secteurs ($< 2\text{ mg/l}$) et ne dépassent pas la directive D019 qui est de 10 mg N/l . Cependant, les résultats des teneurs en nitrates peuvent avoir été sous-évalués en raison d'un manque de résine ou d'une agitation (temps de contact) inadéquate lors de l'analyse.

Les résultats des *MES* sont élevés dans la rivière Arnoux (113 mg/l) et dans le secteur du parc à résidus (50 mg/l). Ces valeurs dépassent la directive D019 qui est de 25 mg/l . Les *MES* diminuent pour les échantillons éloignés du parc à résidus, pour les échantillons du ruisseau Ouest (11 mg/l) et dans les zones inondables (29 mg/l). La valeur moyenne pour les zones inondables est probablement surestimée par l'échantillon E443 (93 mg/l) qui a été recueilli près d'un barrage de castor. Les résultats des *MES* peuvent avoir été sous-évalués puisque au moment de l'analyse, des matières solides s'étaient déposées au fond des contenants et ce, même si toutes les précautions nécessaires avaient été prises lors de l'échantillonnage. Cette observation confirme qu'il y a beaucoup de *MES* dans l'eau de la rivière Arnoux. Les *solides totaux dissous (TDS)* fluctuent beaucoup et sont très élevés dans la rivière Arnoux ($1\ 637$), élevés dans le secteur du parc (978) et dans le ruisseau Ouest (949). Les *TDS* diminuent pour les échantillons éloignés du parc à résidus et dans les zones inondables (70).

Les échantillons de sédiments montrent des valeurs de *pH* acides dans la rivière Arnoux ($4,4$), dans le ruisseau Ouest ($4,8$) et dans le secteur du parc à résidus ($4,5$). Le *pH* est plus élevé dans les zones inondables ($6,3$). Les échantillons de sols/résidus possèdent des valeurs de *pH* plus acides que pour les échantillons de sédiments, affichant des *pH* de $2,4$ pour le secteur du parc à résidus et de $3,9$ pour le secteur de la rivière Arnoux. L'*azote total* et le *phosphore total* ont été analysés dans les échantillons de sols/résidus et de sédiments. Les résultats d'azote total montrent des valeurs élevées pour le ruisseau Ouest ($5\ 604\ \mu\text{gN/g}$), les zones inondables ($3\ 251\ \mu\text{gN/g}$), la rivière Arnoux ($1\ 702$

$\mu\text{gN/g}$) et sont un peu plus faibles pour le parc à résidus ($205 \mu\text{gN/g}$). Le *phosphore total* montre des valeurs élevées pour les zones inondables ($607 \mu\text{gP/g}$) et plus faibles pour le ruisseau Ouest ($326 \mu\text{gP/g}$), la rivière Arnoux ($305 \mu\text{gP/g}$) et pour le parc à résidus ($110 \mu\text{gP/g}$). Le fer étant présent en quantité appréciable dans les échantillons de résidus, les résultats du phosphore total doivent être interprétés avec prudence puisque le fer peut causer des interférences lors de l'analyse.

3.4.7 Géochimie des échantillons liquides et solides

Les feuilles de résultats des métaux lourds pour les échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments ainsi que les graphiques associés sont présentés dans Bédard et al. (1997). Le rapport présente également les graphiques des valeurs moyennes, maximum et minimum pour tous les paramètres d'analyses et une comparaison avec la réglementation.

Le tableau 3.10 présente les résultats moyens des échantillons pour les analyses des métaux lourds. La valeur moyenne des résultats donne la moyenne de tous les résultats d'analyse pour un métal dans un secteur particulier. Par exemple, la valeur moyenne de la concentration de cuivre pour les 7 échantillons recueillis dans le secteur de la rivière Arnoux est de $2,14 \text{ mg/l}$.

Les métaux lourds analysés pour les échantillons d'eau sont : le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le fer (Fe), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'aluminium (Al).

Tableau 3.10 : Résultats moyens des concentrations en métaux pour l'ensemble des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac montrant une comparaison avec les valeurs tirées de la réglementation

Paramètres	Parc à résidus	Rivière Arnoux	Ruisseau Ouest	Zones inondables	Normes
Échantillons d'eau					D019 (1)
Cuivre (mg/l)	13,9	2,14	0,10	0,0059	0,30
Zinc (mg/l)	45,2	10,1	0,81	0,018	0,50
Fer (mg/l)	1 355	297	11	0,71	3
Plomb (mg/l)	0,25	0,086	0,03	0,005	0,2
Cadmium (mg/l)	0,153	0,029	0,0005	0,005	n.a.
Aluminium (mg/l)	70,7	15,3	12,6	0,3	n.a.
Échantillons de sédiments					Niveau 3 (2)
Cuivre (mg/l)	1 740	1 219	190	59	86
Zinc (mg/l)	770	1 848	400	133	540
Fer (%)	16,5	18,1	2,9	3,2	n.a.
Plomb (mg/l)	75	54	16	12	170
Cadmium (mg/l)	n.d.	4,7	0,9	1,27	3
Nickel (mg/l)	0,5	3,9	35	37,3	61
Soufre (%)	10,2	5,61	1,55	0,16	n.a.
K ₂ O (%)	1,51	1,23	1,14	1,87	n.a.
Échantillons de sols/résidus					Critère C (3)
Cuivre (mg/l)	1 205	1 002	n.d.	n.d.	500
Zinc (mg/l)	4 062	3 046	n.d.	n.d.	1500
Fer (%)	16,4	20,4	n.d.	n.d.	n.a.
Plomb (mg/l)	235	143	n.d.	n.d.	1000
Cadmium (mg/l)	11,9	13,8	n.d.	n.d.	20
Nickel (mg/l)	4,3	10,3	n.d.	n.d.	500
Soufre (%)	8,1	5,4	n.d.	n.d.	0,2
K ₂ O (%)	1,45	1,20	n.d.	n.d.	n.a.

n.a. = non applicable

n.d. = non disponible

(1) = Directive D019 sur les industries minières (MENVIQ, 1989)

(2) = Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Environnement Canada et MENVIQ, 1992)

(3) = Politique de réhabilitation des terrains contaminés (MENVIQ, 1988) mise à jour en 1998 avec la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998)

Le *cuivre* est élevé dans le secteur du parc à résidus (13,9 ppm) et dans la rivière Arnoux (2,14 ppm). Ces valeurs dépassent la directive D019 sur les industries minières qui est de 0,30 ppm et celle du CCME (paramètre dépassant les recommandations pour la protection de la qualité de la vie aquatique et d'eau douce du Conseil Canadien des Ministres en Environnement) qui est de 0,005 ppm.

La concentration en *zinc* est élevée dans le secteur du parc à résidus (45,2 ppm), dans la rivière Arnoux (10,1 ppm) et dans le ruisseau Ouest (0,81 ppm). Ces valeurs dépassent la directive D019 qui est de 0,50 ppm et celle du CCME qui est de 0,03 ppm.

La concentration en *fer* est élevée dans le secteur du parc à résidus (1 355 ppm), dans la rivière Arnoux (297 ppm) et dans le ruisseau Ouest (11 ppm). Ces valeurs dépassent la directive D019 qui est de 3,0 ppm et la recommandation du CCME qui est de 0,3 ppm.

La concentration en *plomb* est élevée dans le secteur du parc à résidus (0,25 ppm). Cette valeur dépasse la directive D019 qui est de 0,20 ppm et la recommandation du CCME qui est de 0,001 ppm. Les résultats d'analyses du plomb sont moins élevés dans la rivière Arnoux, (0,086 ppm), dans le ruisseau Ouest (0,0005 ppm) et dans les zones inondables (0,0005 ppm).

La concentration en *cadmium* montre des valeurs qui ne semblent pas problématiques (<0,15 ppm) pour l'ensemble des secteurs.

La concentration de l'*aluminium* est élevée dans le secteur du parc à résidus (70,7 ppm), dans la rivière Arnoux (15,4 ppm) et dans le ruisseau Ouest (12,6 ppm). Ces valeurs dépassent la recommandation du CCME qui est de 0,1 ppm. La figure 3.3 présente les résultats d'analyses des métaux lourds pour les échantillons d'eau de surface selon une échelle logarithmique.

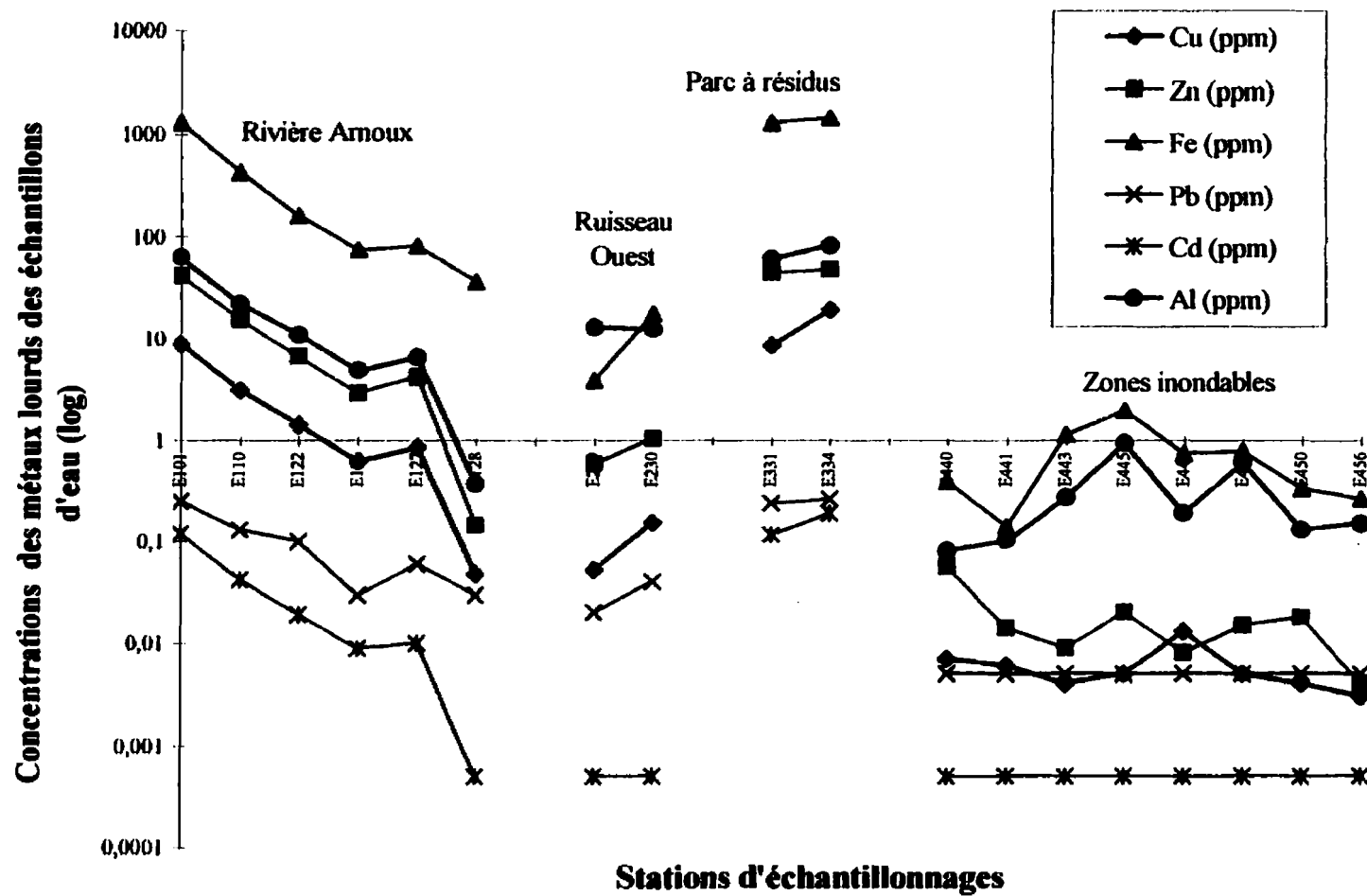


Figure 3.3: Résultats d'analyses de la concentration en métaux pour les échantillons d'eau de surface recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs)

Les métaux lourds analysés pour les échantillons de sédiments sont le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le fer (Fe), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), le K_2O et le soufre total (S). La figure 3.4 présente sur une échelle logarithmique, les résultats d'analyses des paramètres chimiques et des métaux lourds pour les échantillons de sédiments.

Pour les sédiments, la concentration en *cuivre* est élevée dans le secteur du parc à résidus (1 740 ppm), dans la rivière Arnoux (1 219 ppm) et dans le ruisseau Ouest (190 ppm). Ces résultats dépassent le niveau 2 (seuil d'effets mineurs) des critères retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du St-Laurent (Environnement Canada et MENVIQ, 1992) qui est de 28 ppm et le niveau 3 (seuil d'effets néfastes) qui est de 86 ppm. La concentration en *zinc* est élevée dans la rivière Arnoux (1 848 ppm) et dans le secteur du parc à résidus (770 ppm). Ces valeurs dépassent le niveau 2 qui est de 150 ppm et le niveau 3 qui est de 540 ppm. La concentration en *fer total* montre des valeurs moyennes de 18,1 % pour la rivière Arnoux, 16,5 % pour le parc à résidus, 3,2 % pour les zones inondables et 2,9 % pour le ruisseau Ouest. Les valeurs élevées des teneurs en Fe, Cu et Zn sont liées à la minéralogie des résidus miniers (pyrite (FeS_2), pyrrhothite (FeS), chalcopryrite ($CuFeS_2$), etc.).

La concentration en *plomb* est élevée dans le secteur du parc à résidus (75 ppm) et dans la rivière Arnoux (54 ppm). Ces valeurs dépassent le niveau 2 qui est de 42 ppm mais ne dépasse pas le niveau 3 qui est de 170 ppm. La concentration en *cadmium* est élevée dans la rivière Arnoux (4,7 ppm). Cette valeur dépasse le niveau 2 qui est de 0,9 ppm et le niveau 3 qui est de 3,0 ppm. Les résultats d'analyses du cadmium dans les autres secteurs ne semblent pas problématiques (<1,3 ppm). La concentration en *nickel* montre pour tous les échantillons analysés (<37 ppm) des valeurs sous le niveau 3, qui est de 61 ppm. Les résultats de K_2O sont faibles pour tous les secteurs (<1,9%). La teneur en *soufre total* montre des valeurs moyennes élevées dans le secteur du parc à résidus (10,2 %), dans la rivière Arnoux (5,61 %) et dans le ruisseau Ouest (1,55 %).

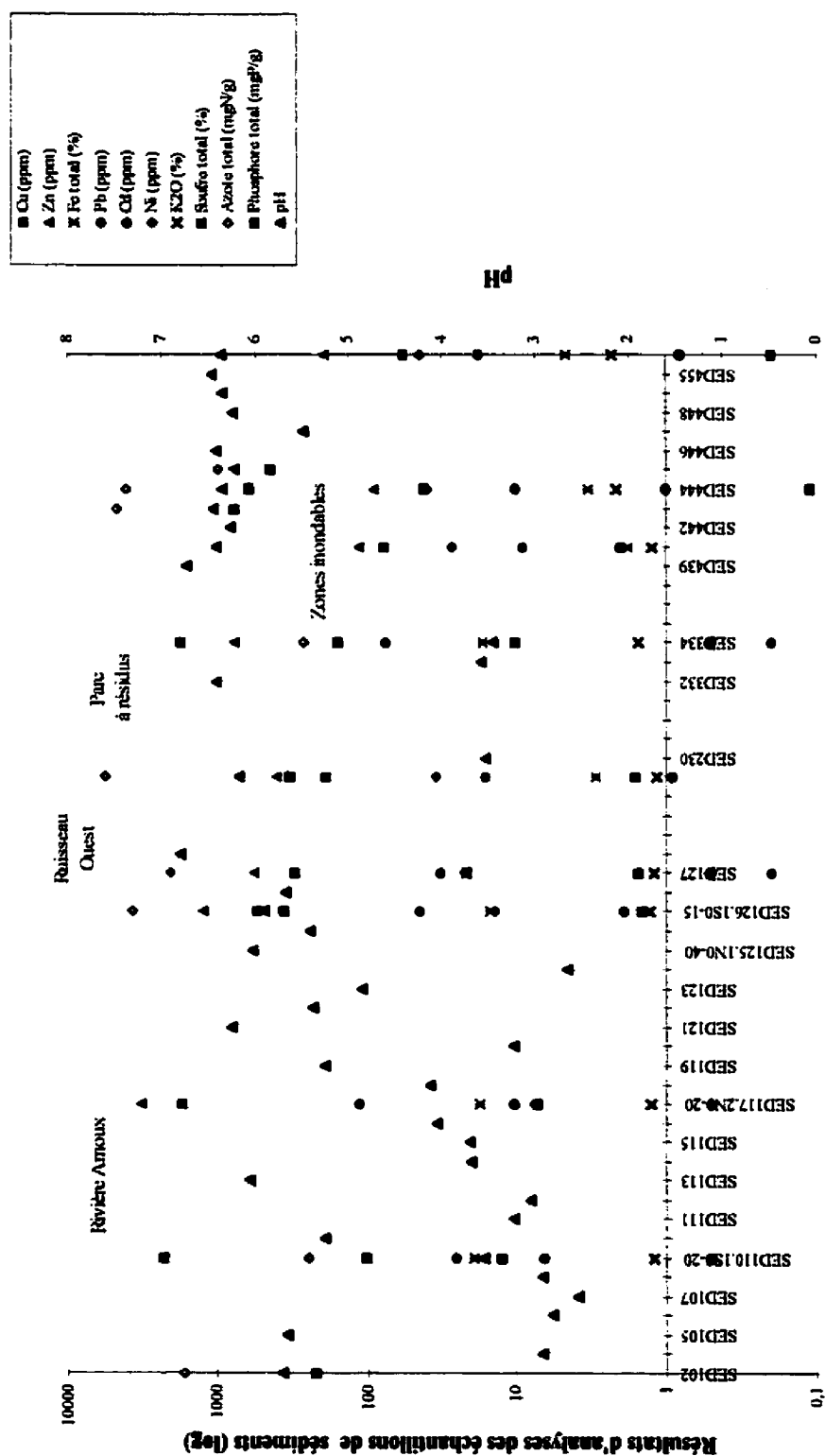


Figure 3.4: Résultats d'analyses des paramètres chimiques et de la concentration en métaux pour les échantillons de sédiments recueillis dans les 4 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs)

Les métaux lourds analysés pour les échantillons de sols/résidus sont le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le fer (Fe), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), le K_2O et le soufre total (S). La figure 3.5 présente sur une échelle logarithmique les résultats d'analyses des paramètres chimiques et des métaux lourds pour les échantillons de sol/résidus. La concentration en *cuivre* est élevée dans le secteur du parc à résidus (1 205 ppm) et dans la rivière Arnoux (1 002 ppm). Ces valeurs dépassent le critère B (seuil à partir duquel des analyses approfondies sont nécessaires) des critères de la Politique de réhabilitation de terrain contaminés du MEF (MENVIQ, 1988) qui est de 100 ppm et le critère C (seuil à partir duquel il peut y avoir nécessité d'une action correctrice dans un bref délai) qui est de 500 ppm. La concentration en *zinc* est très élevée dans le secteur du parc à résidus (4 062 ppm) et dans la rivière Arnoux (3 046 ppm). Ces valeurs dépassent le critère B qui est de 500 ppm et le critère C qui est de 1 500 ppm. La concentration en *fer total* montre des valeurs de 20,4 % pour la rivière Arnoux et de 16,4 % pour le parc à résidus. Les valeurs élevées des teneurs en Fe, Cu et Zn sont liées à la minéralogie des résidus miniers (pyrite (FeS_2), pyrrhothite (FeS), chalcoppyrite ($CuFeS_2$), etc.).

La concentration en *plomb* montre des valeurs de 235 ppm pour le parc à résidus et 143 ppm pour la rivière Arnoux. Ces valeurs ne dépassent pas le critère B qui est de 500 ppm et le critère C qui est de 1 000 ppm. La concentration en *cadmium* montre des valeurs de 13,8 ppm pour la rivière Arnoux et de 11,9 ppm pour le parc à résidus. Ces valeurs dépassent le critère B qui est de 5 ppm mais ne dépassent pas le critère C qui est de 20 ppm. La concentration en *nickel* montre des valeurs de 10,25 ppm pour la rivière Arnoux et de 4,3 ppm pour le parc à résidus. Ces valeurs ne dépassent pas le critère B qui est de 100 ppm et le critère C qui est de 500 ppm. Les résultats de K_2O montrent des valeurs de 1,45 % pour le parc à résidus et de 1,20 % pour la rivière Arnoux. Les teneurs en *soufre total* sont élevées dans le secteur du parc à résidus (8,1 %) et dans la rivière Arnoux (5,4 %). Ces valeurs dépassent le critère B qui est de 0,1 % et le critère C qui est de 0,2 %.

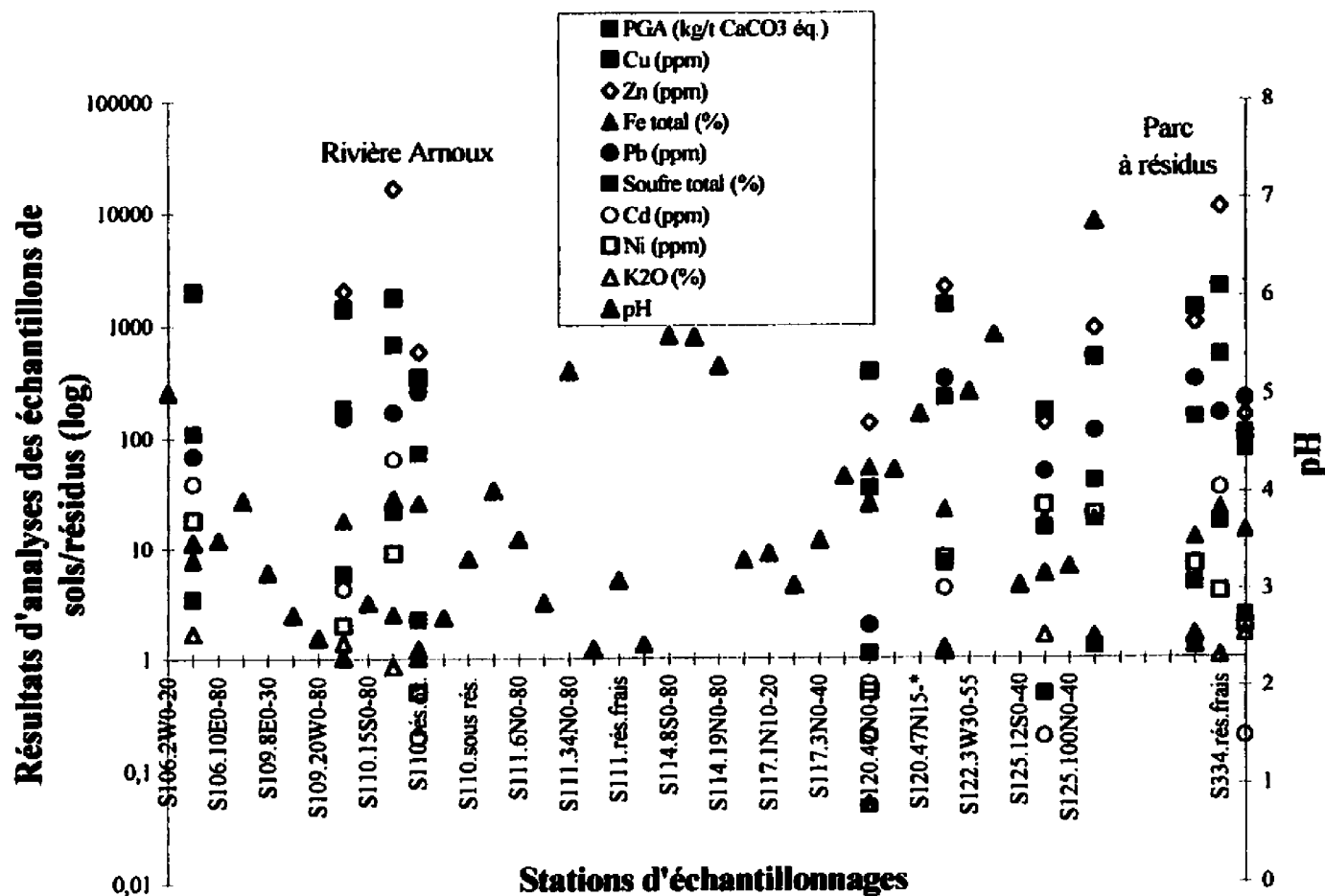


Figure 3.5: Résultats d'analyses des paramètres chimiques et de la concentration en métaux pour les échantillons de sols/résidus recueillis dans 2 secteurs d'échantillonnage du site Aldermac (voir texte pour l'identification des différents secteurs)

La majorité des résultats d'analyse pour les métaux lourds et pour les éléments chimiques dans les zones inondables respecte la réglementation ce qui montre que la contamination qui provient du parc à résidus ne semble pas affecter les zones inondables. Cependant, cette source de contamination affecte fortement les zones d'épanchement de la rivière Arnoux et du ruisseau Ouest. Il a été démontré par le MENV que le lac Arnoux et le lac Dasserat sont également affectés par cette contamination (Consor, 1995a).

3.4.8 Potentiel de génération d'acide

Les résultats de l'analyse du potentiel de génération d'acide (PGA) dans les échantillons de sols/résidus sont présentés au tableau 3.11.

Tableau 3.11 : Résultats d'analyses du potentiel de génération d'acide (PGA) pour les échantillons de sols/résidus recueillis dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (série 100) et dans le parc à résidus (série 300)

# Échantillon	Potentiel d'acidité (kg/t CaCO ₃ éq.)	Potentiel de neutralité	Potentiel de génération d'acide (kg/t CaCO ₃ éq.)
S106	109,06	---	109,06
S110	183,13	Négatif	183,13
S110.résidus frais	670,94	Négatif	670,94
S110.résidus oxydés	70,63	Négatif	70,63
S120	34,06	---	34,06
S122	223,13	Négatif	223,13
S125	15,00	---	15,00
S128	39,69	Négatif	39,69
S334	150,31	---	150,31
S334.résidus frais	534,06	Négatif	534,06
S334.résidus oxydés	76,25	Négatif	76,25

Le potentiel de génération d'acide (PGA) est très élevé dans le secteur du parc à résidus (série S300) et dans la rivière Arnoux (série S100). On peut voir que le potentiel de

génération d'acide des résidus frais de l'échantillon S110, recueilli dans la zone d'épanchement de la rivière Arnoux (671 kg/t $\text{CaCO}_3\text{éq.}$) est légèrement plus élevé que l'échantillon de résidus frais S334 recueilli dans le parc à résidus (534 kg/t $\text{CaCO}_3\text{éq.}$). Cette constatation confirme à nouveau le besoin réel de réhabilitation des zones d'épanchement du site Aldermac.

Dernières remarques

L'ensemble des résultats tirés de l'étude de caractérisation a fait ressortir les zones problématiques du site Aldermac et l'ampleur de la contamination. Pour la majorité des échantillons d'eau de sols/résidus et de sédiments recueillis dans la rivière Arnoux, dans le ruisseau Ouest et dans le secteur du parc à résidus; les résultats du pH, de la conductivité, des MES, des teneurs en sulfates et en métaux lourds dépassent la directive D019 (MENVIQ, 1989) sur les industries minières, les recommandations du CCME (CCME, 1987; 1991) et les critères B et C de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés (MENVIQ, 1988), mise à jour par la Politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998).

Les résultats des deux campagnes d'échantillonnage pourront être utilisés pour les prochaines étapes du projet; ils pourront être comparés aux résultats à venir. Les campagnes d'échantillonnage sur le terrain ont permis de prélever les matériaux nécessaires pour la réalisation des essais en colonne de laboratoire. Ces matériaux provenaient des zones d'épanchement de la rivière Arnoux (échantillon S110). Enfin, l'étude de caractérisation *in situ* a permis de fournir des informations pertinentes pour la réalisation du programme expérimental de laboratoire qui sera présenté dans le prochain chapitre.



Photographie 3.1 : Tarière mécanique utilisée pour l'échantillonnage des sols/résidus et pour le forage des tranchées (1996)



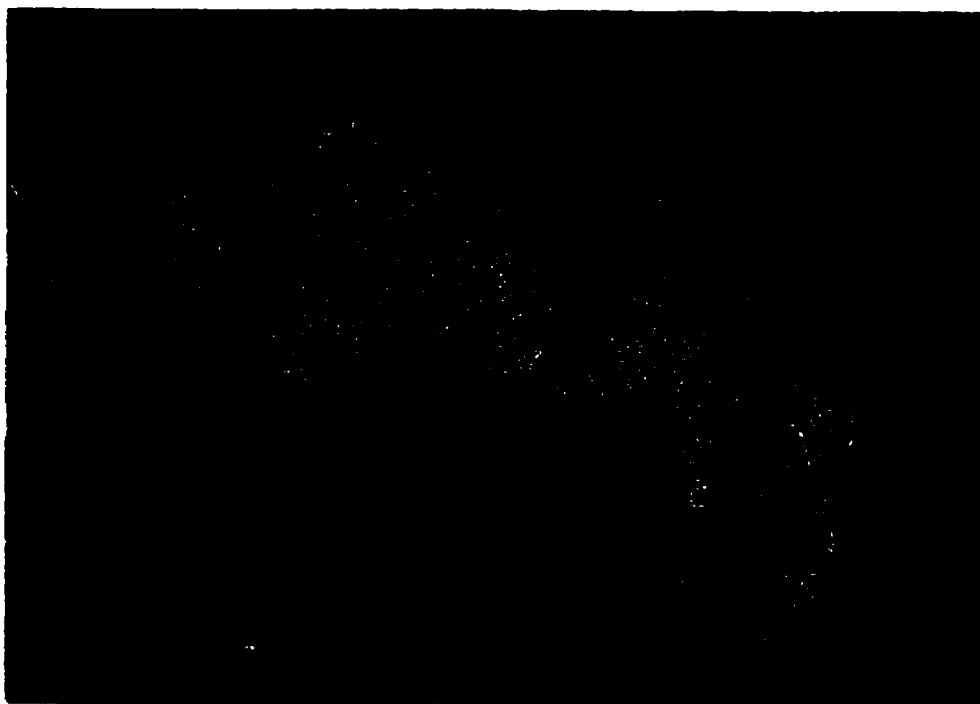
Photographie 3.2 : Benne Heckman utilisée pour l'échantillonnage des sédiments (novembre 1996)



Photographie 3.3 : pH mètre « Fisher scientific » utilisé pour l'analyse du pH et de la température des sols/résidus (octobre 1996)



Photographie 3.4 : pH mètre « Water quality checker U-10 » utilisé pour l'analyse des paramètres chimiques de l'eau de surface (1996)



Photographie 3.5 : Vue de la station d'échantillonnage des matériaux utilisés comme témoin pour le programme expérimental (1995)



Photographie 3.6 : Trous de forage qui ont permis de récupérer les matériaux nécessaires à la conception des colonnes de laboratoire (1996)

CHAPITRE IV

PROGRAMME EXPÉRIMENTAL DE LABORATOIRE

4.1 Introduction

Ce chapitre porte sur l'étude des matériaux sélectionnés comme étant les plus prometteurs pour le site Aldermac et sur l'évaluation de leur performance dans un programme expérimental de laboratoire pour la réduction du DMA. Les matériaux réactifs ont été choisis lors de la caractérisation sur le terrain et les matériaux de recouvrement, à partir des résultats de l'étude de pré-faisabilité et selon le mandat établi avec le MRN et le MENV.

Dans ce chapitre, on présente en premier lieu une description du dispositif expérimental. Par la suite, on présente l'identification des matériaux utilisés dans les montages et la méthodologie retenue pour faire les essais en laboratoire. La sélection des paramètres à analyser et des essais de laboratoire a été effectué en fonction des résultats de l'étude de caractérisation et des résultats tirés des études précédentes utilisant le même type de configuration (Aachib, 1997; Aubertin et al., 1995; 1999; Bussière et al., 1998). Les méthodes utilisées pour analyser l'eau de percolation et les échantillons solides ainsi que le contrôle de la qualité des analyses ont été conformes au guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol du MEF (MEF, 1990), à la directive D019 (MENVIQ, 1988), aux "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA et al., 1995) et au "Annual Book of ASTM Standards" (ASTM, 1988; ASTM, 1994; ASTM, 1996).

On présente ensuite une description de l'instrumentation des colonnes de laboratoire et les résultats des essais et analyses sont présentés à la fin du chapitre. Ils seront interprétés au chapitre 5 en fonction de l'efficacité des couvertures placées sur les résidus miniers générateurs d'acide. L'analyse visera à évaluer et à interpréter l'efficacité des matériaux utilisés comme couverture dans le programme expérimental; elle permettra d'identifier les solutions les plus prometteuses pour une éventuelle application à plus grande échelle sur les zones d'épanchement du site Aldermac.

4.2 Configuration des montages expérimentaux

Les montages expérimentaux ont été réalisés en collaboration avec les techniciens du laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique. Ils ont été conçus de manière à reproduire certaines conditions naturelles du terrain dont entre autres, les cycles de mouillage et de séchage. Afin de conserver l'intégrité du système, les appareils de mesures et les techniques d'échantillonnage utilisés ne doivent pas altérer le milieu d'étude et l'écoulement de l'eau de percolation dans les colonnes. Des précautions ont été prises pour satisfaire cette contrainte qui sera présentée un peu plus loin dans ce chapitre. Les essais en colonne se sont poursuivis pendant une période de 180 jours comprenant 5 cycles de mouillage/séchage de 28 jours et 2 cycles condensés de 17 jours à la fin des essais. Les cycles de 17 jours ont été plus courts afin d'accélérer certaines réactions dans les colonnes.

4.2.1 Dispositif expérimental

Les 6 colonnes de laboratoire utilisées dans le programme expérimental, fabriquées en plexiglas, sont de forme cylindrique avec un diamètre intérieur de 15,5 cm. La hauteur des colonnes varie entre 50 et 100 cm selon la nature de l'essai. De la graisse à vide a

été appliquée à l'intérieur des parois des colonnes pour assurer une bonne adhésion du matériau aux parois et pour limiter le passage de l'oxygène de l'air. Une valve de saturation et de drainage a été installée dans les résidus miniers à 10 cm à partir de la base des colonnes et une valve de drainage a été placée à la sortie pour recueillir l'eau de percolation. Pour les colonnes de contrôle (C3 à C6), une valve supplémentaire de saturation et de drainage a été installée à 10 cm de la base du matériau de recouvrement. Un disque de céramique poreuse « Soil Moisture 604D05-B.5M2 » (Soil Moisture Corp., 1989) ayant un AEV de 0,5 bar a été installé à la base des colonnes pour contrôler le drainage de l'eau et pour bloquer la migration des particules fines (MES) des matériaux de la colonne vers l'extérieur.

La nappe phréatique a été positionnée à la base des colonnes (environ 20 cm sous la valve de drainage) pour représenter les conditions de terrain (rivière et nappe phréatique près de la surface des sols/résidus). Le disque de céramique empêche également le passage de l'air, qui proviendrait de la valve du bas, d'atteindre les résidus.

Une plaque de plexiglas perforée a été installée au-dessus du disque de céramique poreuse pour protéger le disque de la surcharge du matériau placé au-dessus de la plaque. Un géotextile est placé sur la plaque perforée pour assurer le drainage de l'eau et pour empêcher la migration des particules fines des matériaux vers la plaque poreuse.

Des bouteilles d'échantillonnage en polyéthylène sont reliées à la base des colonnes par des tubes en tygon pour recueillir l'eau de percolation. Ces bouteilles étaient placées en permanence dans un réfrigérateur pour maintenir les échantillons d'eau à une température de 4°C, qui est la température recommandée par le ministère de l'Environnement (MEF, 1990) pour la conservation des échantillons. La figure 4.1 présente la schématisation d'une colonne de laboratoire type. Les détails concernant l'instrumentation des colonnes sont présentés un peu plus loin dans ce chapitre.

4.2.2 Conception et montage des colonnes de laboratoire

Pour le montage des colonnes de laboratoire, 30 cm de résidus miniers recueillis dans les zones d'épanchement du site Aldermac, ont été placés dans le fond des 6 colonnes de laboratoire en plusieurs couches de 3 à 4 cm (environ 1 000 g). Les résidus ont été densifiés de manière à obtenir un indice des vides semblable à celui retrouvé sur le terrain ($e \cong 1,00$).

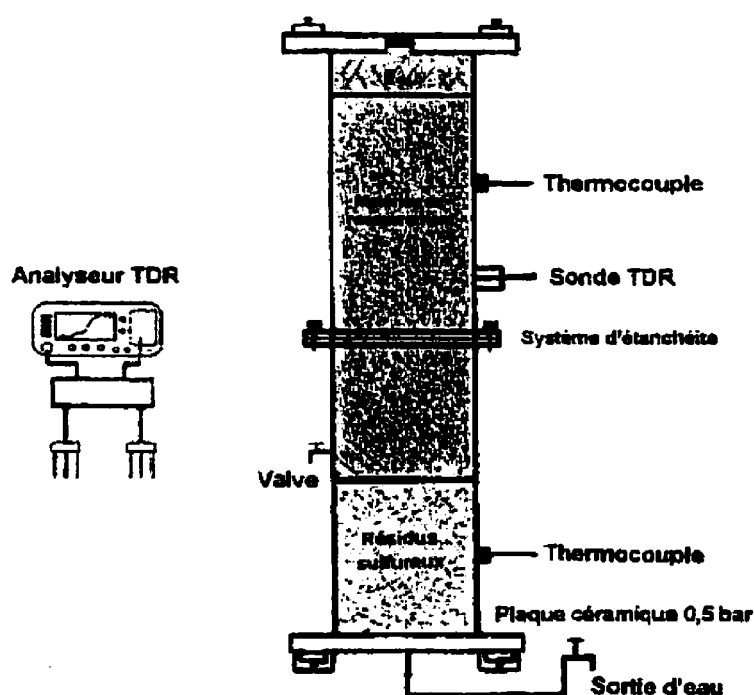


Figure 4.1: Schématisation d'une colonne de laboratoire type utilisée dans le programme expérimental

Les matériaux de recouvrement ont été installés au-dessus des résidus miniers dans les 6 colonnes par couches de 3 à 5 cm, qui contenait entre 500 à 1 000 g de matériaux selon leur densité relative. Ces matériaux ont été densifiés avec une énergie constante pour obtenir la densité désirée et propre à chacun des matériaux. Les colonnes ont par la

suite été saturées sous vide à partir de la valve de saturation située dans les résidus miniers, avec de l'eau distillée et désaérée. Pour les colonnes de contrôle avec matériaux de recouvrement (C3 à C6), la valve de saturation située dans les résidus miniers a été utilisée en premier pour faire la saturation des résidus et lorsque le niveau d'eau atteignait le matériau de recouvrement, cette valve était fermée et la saturation se poursuivait avec la valve située à la base du matériau de recouvrement. Cette manipulation permettait de protéger le matériau de recouvrement contre une éventuelle contamination de l'eau qui proviendrait des résidus miniers. Lorsque la saturation de la colonne entière était terminée, les valves de saturation étaient toutes fermées à l'exception de la valve de drainage située à la base des colonnes et reliée aux tubes d'échantillonnage. Cette valve était ouverte en permanence pour assurer le drainage constant de l'eau de percolation et pour procéder à l'échantillonnage pendant toute la durée des essais.

Le programme expérimental de laboratoire a été conçu et planifié de manière à reproduire le plus efficacement possible certaines conditions retrouvées sur le terrain. Pour obtenir un système qui soit le plus représentatif de la réalité, les conditions du milieu naturel doivent être considérées. Par exemple, une simulation de pluie est appliquée à la surface des colonnes. Pour évaluer la quantité d'eau à ajouter dans les colonnes et la fréquence des périodes de mouillage, des données météorologiques de la région de l'Abitibi-Témiscamingue ont été utilisées telles que: la température, l'humidité relative, les taux d'évaporation et de précipitation, la vitesse des vents, etc. À partir de ces informations, il est possible d'évaluer la quantité d'eau à ajouter dans les montages. Pour le site Aldermac, il a été déterminé qu'au début de chaque cycle, une quantité de 10 cm d'eau distillée (1 819 ml) serait incorporée au-dessus des colonnes de laboratoire. Cette quantité d'eau ajoutée correspond environ au volume des pores de la couche de résidus miniers, de sorte que l'eau recueillie pendant toute la durée d'un cycle correspond à la quantité d'eau interstitielle de la couche de résidus. La simulation

de pluie a été ajoutée aux colonnes à partir du deuxième cycle parce que l'eau utilisée pour la saturation au début des essais fournissait une quantité d'eau nécessaire au premier cycle. Lors de l'ajout d'eau, un géotextile était placé sur le matériau de recouvrement pour ne pas affecter l'intégrité du matériau en place.

La figure 4.2 présente le schéma du montage des 6 colonnes de laboratoire qui comprend l'épaisseur approximative des couches (gauche de la figure) et l'identification des matériaux qui composent chacune des colonnes. L'identification des épaisseurs des couches et la composition des matériaux sont présentés un peu plus loin dans ce chapitre.

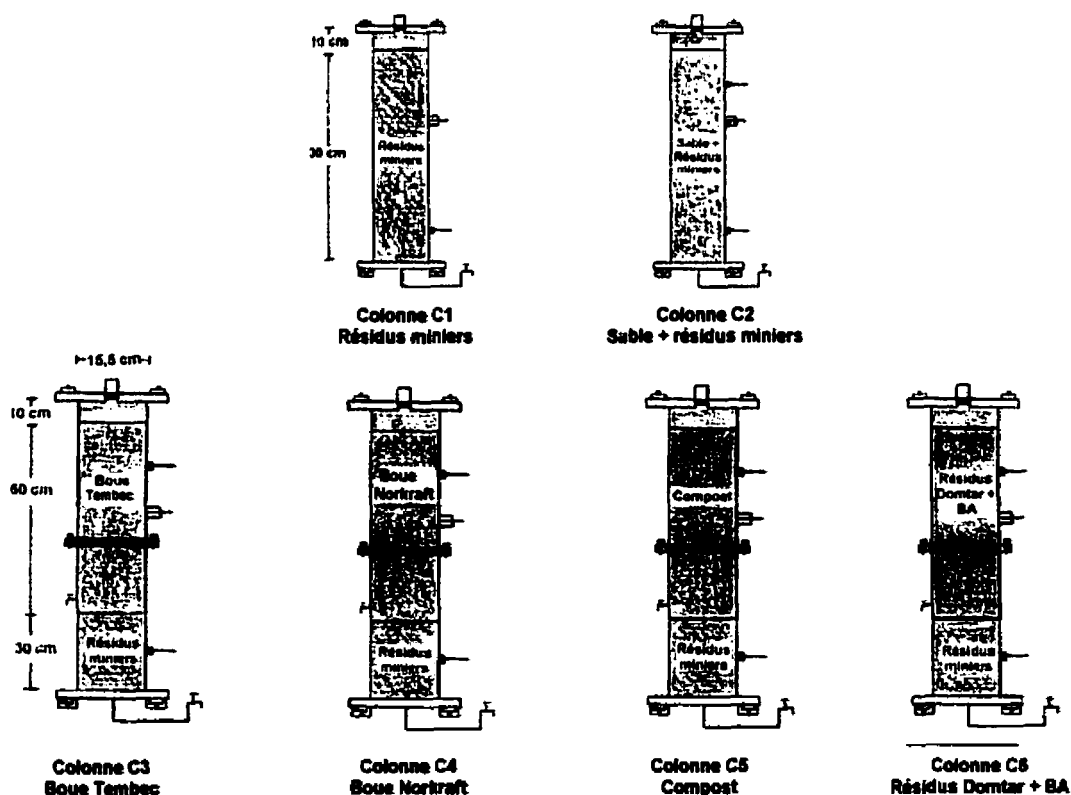


Figure 4.2: Schématisation des 6 colonnes de laboratoire montrant les différents matériaux utilisés

4.2.3 Instruments de mesure

Les instruments de mesure utilisés dans les montages expérimentaux ont été positionnés en fonction de l'information recherchée et des paramètres à analyser. Certains éléments ont été analysés directement dans les colonnes (température, teneur en eau) et d'autres ont été analysés dans l'eau de percolation, à la sortie des colonnes (pH, métaux lourds, etc.). Les instruments de mesures fournissent des informations localisées dans les matériaux. Les lectures sont recueillies rapidement comparativement à la dynamique du système pour ne pas nuire à la configuration. Les relevés étaient non destructifs pour le milieu et non perturbateurs de l'écoulement. Les instruments de mesure utilisés dans les colonnes de laboratoire sont des thermocouples de type T et des sondes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps).

Thermocouple de type T

Les colonnes étaient instrumentées de sondes thermocouple de type T, installées à 10 cm de la base des résidus miniers (C1 à C6) et à 50 cm de la base des matériaux de recouvrement (C3 à C6). Les sondes thermocouples sont fabriquées d'acier inoxydable et recouvertes de téflon. Elles permettent de détecter les variations de température dans les résidus et dans les matériaux de recouvrement.

Le taux de variation de la température peut fournir une indication de la réactivité des sulfures (Miller et al., 1990) puisque l'on sait que l'oxydation de la pyrite pour former de l'acide sulfurique et des sulfates ferreux est une réaction exothermique qui libère 1 440 kJ/mole de pyrite (Bennett et al., 1989). Une augmentation significative de la température indiquerait probablement une oxydation importante des sulfures dans les résidus miniers.

Sonde RDT

Les colonnes ont également été instrumentées avec des électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) fixées horizontalement à 15 cm de la base des résidus miniers (C1 et C2) et à 40 cm de la base des matériaux de recouvrement (C3 à C6). Une unité RDT du modèle « Soil Moisture Trase 6050X1 » (Soilmoisture Equipment corp. (1985) a été utilisée pendant toute la durée des essais pour mesurer la teneur en eau volumique dans les matériaux et pour suivre l'évolution du profil hydrique. Cette unité était reliée par un câble coaxial à des sondes RDT munies de trois électrodes espacées de 2,2 cm dans le plan vertical. Ces électrodes sont composées de tiges en aciers inoxydables de 4 mm de diamètre qui sont introduites dans les matériaux sur une longueur de 15 cm. La perturbation liée aux électrodes sur l'écoulement est négligeable puisque le diamètre des tiges est faible. (Aachib, 1997).

L'appareil permet ainsi d'obtenir des mesures de teneur en eau volumique apparente par une lecture directe sur l'écran de l'unité RDT. A cette mesure, on applique une correction pour obtenir une teneur en eau volumique réelle que l'on obtient à partir de la calibration des divers matériaux étudiés. Les résultats des teneurs en eau apparente sont présentés un peu plus loin dans ce chapitre et nous verrons dans le chapitre 5, la méthodologie utilisée pour obtenir les valeurs de teneur en eau réelle.

4.3 Identification et description des matériaux

L'utilisation des matériaux de revalorisation du domaine industriel dans une barrière de recouvrement s'avère être une alternative pratique et de plus en plus préconisée par le gouvernement et par les industries puisque ces matériaux ne sont pas utilisés et s'accumulent souvent à l'extérieur des usines. Cette alternative semble être pratique au niveau environnementale, sociale, technique et même économique pour ce projet.

Le tableau 4.1 présente une brève description de la composition et de la localisation des différents matériaux utilisés dans les colonnes de laboratoire.

Les matériaux ont été installés et densifiés dans 6 colonnes de laboratoire; on retrouve une colonne témoin (C1), une colonne d'épuisement bactérien (C2) et 4 colonnes de contrôle (C3 à C6). La colonne témoin est utilisée comme base de référence et de comparaison pour la détermination de la vitesse de génération d'acide et pour l'interprétation des différents éléments qui proviennent des essais.

Tableau 4.1: Description et identification de la localisation des matériaux utilisés dans les 6 colonnes (C1 à C6) pour le programme expérimental de laboratoire

No	Entreprise	Localisation	Description du matériau
C1	Aldermac	Zones d'épanchement	Résidus miniers
C2	Fournier L & Fils Inc.	Val d'Or (Abitibi)	Sable (5 % tamis 80 µm)
C3	Tembec Inc. Industrie papetière	Division Témiscaming (Témiscamingue)	Boues combinées (Procédé mécanique/sulfite- bisulfite)
C4	Norkraft Quévillon Inc. Industrie papetière	Lebel-sur-Quévillon (Abitibi)	Boues combinées (Procédé Kraft)
C5	Régie intermunicipale Argenteuil/Deux-Montagnes	Deux-Montagnes (Laurentides)	Compost de type A
C6	Domtar Inc. Industrie forestière	Complexe de sciage Malartic (Abitibi)	Résidus forestiers Écorces et copeaux de bois
C6	Station d'Épuration	Val d'Or (Abitibi)	Boues activées

Les colonnes de contrôle sont utilisées pour évaluer l'ampleur de la génération d'acide et la performance des matériaux de recouvrement. On présente dans ce qui suit, une brève description du rôle des matériaux et des objectifs reliés à chacune des colonnes.

4.3.1 Résidus miniers Aldermac

Le matériau utilisé à la base des 6 colonnes de laboratoire est un résidu miniers qui provient des zones d'épanchement de la rivière Arnoux. Ce matériau a été recueilli lors

des travaux de caractérisation *in situ* pendant la période du 12 au 20 octobre 1996. Le prélèvement des matériaux a été fait avec une tarière mécanique; il consistait en un matériau composite de 16 trous de forage, situé à 5 mètres perpendiculairement à la rivière Arnoux. Ce matériau provient de la zone d'épanchement temporairement inondable (ZT) de la rivière Arnoux, localisée à environ 1 000 mètres de l'exutoire du parc à résidus.

Les photographies 3.5 et 3.6 (voir fin du chapitre 3) montrent la station d'échantillonnage des résidus miniers sur le terrain. Cette station a été choisie parce qu'elle était représentative de l'ensemble des résidus déposés dans les zones d'épanchement. Pour leur utilisation dans le programme expérimental, les résidus ont été séchés puis mélangés pour assurer une bonne homogénéisation du matériau et ensuite, ils ont été incorporés à la base des 6 colonnes de laboratoire sur une épaisseur moyenne de 20 cm environ.

4.3.2 Colonne témoin (C1)

La colonne témoin (C1) est composée de résidus miniers seulement et a pour objectifs de reproduire en laboratoire certaines des conditions retrouvées sur le site Aldermac et de servir de base de comparaison aux 5 autres colonnes de laboratoire.

Une colonne d'une hauteur de 50 cm a été utilisée pour étudier le comportement des résidus miniers sulfureux provenant des zones d'épanchement du site Aldermac et recueilli lors des travaux de terrain. Cette colonne est exempte de matériau de recouvrement car elle a pour but de comparer l'effet de l'ajout d'une couverture sur la production d'acide par l'oxydation des minéraux sulfurés.

4.3.3 Colonne sable et résidus miniers (C2)

La colonne de mélange sable et résidus (C2) vise à provoquer un épuisement bactérien des sulfures présents dans les résidus miniers. Le mélange a été homogénéisé par brassage mécanique selon une proportion de 50% sable et 50% résidus miniers. Le sable provenait du fournisseur Fournier L et Fils Inc., une entreprise en construction de Val d'Or. Ce sable a été choisi parce qu'il possède une granulométrie semblable au sable retrouvé dans la carrière en exploitation localisée à proximité du site Aldermac. Le sable devrait également posséder une granulométrie appropriée pour permettre d'accélérer le processus d'épuisement des sulfures par les bactéries lorsqu'il est mélangé aux résidus miniers.

4.3.4 Colonne boue de papetière Tembec (C3)

Les matériaux utilisés dans la colonne C3 sont des boues combinées issues du procédé mécanique sulfite – bisulfite du complexe Témiscaming de la compagnie Tembec Inc. Tembec Inc. est une importante entreprise canadienne de produits forestiers dont les produits sont utilisés dans plus de 50 pays. Cette compagnie produit des pâtes à pourcentage élevé en cellulose alfa, des pâtes dissolvantes, des pâtes sans chlore à haut rendement, des pâtes kraft blanchies, du carton et bristol couchés, du bois d'œuvre de feuillus et de résineux, des panneaux à particules orientées, des poutres de placages de bois lamellées, des lignosulfates, des résines phénoliques, de l'éthanol, du papier journal et des papiers d'impression.

Le complexe de la Compagnie Tembec Inc. situé à Témiscaming fabrique de la pâte au bisulfite blanchie à partir de copeaux de bois résineux et de feuillus, de carton couché et de pâte chimio-thermomécanique blanchie. Plusieurs types de résidus sont générés par ces opérations de fabrication dont les résidus de traitement primaire et secondaire,

essentiellement organiques qui se retrouvent mélangés à la sortie de l'usine. Ces boues combinées contiennent en moyenne 60% de boues primaires et 40% de boues secondaires et sont déshydratées à 35% de siccité. La production journalière de ces boues correspond à 600 m³/jour dont 95% sont brûlées dans une chaudière à biomasse jumelée à un poste de cogénération pouvant produire 8 mega watt d'électricité (Tembec Inc., 1997). Les autres 30m³/jour de résidus organiques des traitements primaire et secondaire du complexe Tembec ne sont pas utilisés et pourraient éventuellement être employés comme matériaux de revalorisation; ces résidus seront donc étudiés comme matériaux de recouvrement dans la colonne C3.

4.3.5 Colonne boue de papetière Norkraft (C4)

Les matériaux utilisés pour la colonne C4 sont des boues combinées issues du procédé kraft de l'usine Norkraft Quévillon Inc. de la compagnie Domtar Inc. Domtar Inc. constitue l'un des principaux producteurs de produits forestiers, de pâtes, de papiers fins et d'emballages en Amérique du Nord. A partir de ses exploitations forestières et de ses établissements de fabrication du Québec et de l'Ontario, Domtar Inc. commercialise en Amérique du Nord plusieurs produits, notamment du bois d'œuvre, de la pâte commerciale, des papiers non couchés, des papiers d'impression et des papiers de spécialité. L'usine Norkraft Quévillon Inc. à Lebel-sur-Quévillon produit annuellement 260 000 tonnes de pâte kraft blanchie. La pâte kraft de résineux est utilisée dans la fabrication de divers papiers haut de gamme. Elle entre aussi dans la composition d'isolants pour conduits électriques et téléphoniques (Norkraft Quévillon Inc., 1997).

Le procédé kraft consiste d'abord à cuire les copeaux au lessiveur afin d'en extraire la lignine et de récupérer la cellulose qui est la fibre avec laquelle la pâte est fabriquée. Celle-ci possède alors une consistance de 10 à 12 % (pourcentage de matières solides)

et elle est de couleur brune ou écrue. Au cours de la cuisson, la liqueur blanche devient de la liqueur noire, c'est le cycle de la liqueur. La pâte écrue est ensuite lavée et tamisée pour enlever les nœuds et les incuits qui sont récupérés et cuits à nouveau. Il est ensuite nécessaire de blanchir la pâte et pour ce faire, des produits de blanchiment sont ajoutés comme le bioxyde de chlore. Une fois blanchie, la pâte est acheminée à la machine à pâte pour ensuite être pressée, asséchée, coupée et mise en ballots. Les graviers et le sable qui provient du tamisage sont envoyés au parc à déchets de même que les boues combinées de traitement qui sont composées de fibre de 15 à 40%.

Les résidus organiques des traitements primaire et secondaire du procédé kraft ont été utilisés comme matériau de recouvrement dans la colonne C4 puisque ces boues ne sont pas réutilisables dans le procédé et sont accumulées à l'extérieur alors qu'ils pourraient éventuellement être utilisés comme matériaux de revalorisation.

La campagne de caractérisation des résidus papetiers (CQVB, 1996) présente une revue détaillée de la quantification et de la qualification des différents types de résidus générés par l'industrie papetière. On y retrouve, entre autres, les résultats d'analyses des lixiviats pour les résidus de traitement primaire et secondaire issus du procédé kraft de l'usine Northkraft (Domtar Inc.), et issus du procédé mécanique/sulfite-bisulfite au complexe Témiscaming (Tembec Inc.).

Parmi les informations répertoriées, il est indiqué que le contenu en azote Kjeldhal et en phosphore total des boues de traitement primaire et secondaire est élevé; les résultats montrent des valeurs atteignant environ 60 000 mg/kg poids sec d'azote Kjeldhal pour les résidus de traitement secondaire et des valeurs de 20 000 mg/kg poids sec de phosphore total. La liste des résultats d'analyses et la revue détaillée de la caractérisation des résidus papetiers peuvent être consultées dans le rapport CVQB (1996).

4.3.6 Colonne compost (C5)

Le matériau utilisé pour la colonne C5 est un compost de type A provenant de l'unité de compostage de la Régie intermunicipale Argenteuil/Deux-Montagnes. Ce compost a été utilisé parce qu'il possédait des caractéristiques semblables à celui qui devait être produit par Les Transformeurs, à Rouyn-Noranda. Lors du montage des colonnes, le compost de Rouyn-Noranda n'était pas disponible et un projet de fabrication d'une unité de compostage était à l'étape de conception.

La composition du compost produit par la MRC d'Argenteuil-Deux-Montagnes consiste en de la matière putréfiable des résidus résidentiels et municipaux dont les intrants sont: du gazon, des feuilles, des résidus de jardinage, des résidus de cuisine, des rejets compostables de restaurant, de producteurs de tomate et de concombre de serre, de fleuristes, de marchés alimentaires, de fruiteries, etc. Ce compost de type A ne contient aucun pathogène ou polluant. Il ne contient pas de viande, de produits laitiers, d'huiles et de graisses ou de résidus papetiers (Gagné, 1997).

En 1997, Les Transformeurs de Rouyn-Noranda préparait un projet de fabrication d'une unité de compostage dont les objectifs du projet étaient les suivants : obtenir un compost de type A (pathogènes éliminés, pas de pollution par lixiviation, etc.), permettre une diminution de 80% du volume d'enfouissement, produire de 6 000 à 9 000 t/an de compost et utiliser ce compost pour le recouvrement de parc à résidus et autres applications utiles. L'unité de compostage produirait un compost composé de matières putréfiables des résidus résidentiels et municipaux dont les intrants seraient : des rejets de cuisine (4 500 t/an), des résidus verts (gazon, émondage) (2 500 t/an), des résidus de scieries (100 t/an), des résidus provenant du nettoyage des bassins de décantation (5 ou 10 ans, R-N, Beaudry, Évain, Cadillac) (100 t/an), des boues de fosses septiques (vidange au 2 ans pour 2500 chalets et 20% pop.) (<100 t/an), des rejets

d'épiceries et de la laiterie Dallaire (Monfette, 1997). Le dépôt de l'étude de faisabilité du projet a été fait au mois d'octobre 1997 et le début de la construction, qui était prévu pour l'année 1998 a été reporté pour la fin de l'année 2000 (Bart, 2000).

4.3.7 Colonne résidus forestiers Domtar et boues activées (C6)

Pour la colonne C6, deux types de matériaux ont été mélangés et homogénéisés, il s'agit d'écorces et de copeaux de bois de résidus forestiers; mélangés à des boues activées de station d'épuration. Les résidus forestiers utilisés sont des écorces et des copeaux de bois de résineux provenant du complexe de sciage de Malartic de la compagnie Domtar Inc. La compagnie Domtar Inc. compte deux complexes de sciage (Val d'Or et Malartic).

Le complexe de sciage de Val d'Or est en mesure de procéder à l'écorçage-tronçonnage, au séchage et au rabotage de la production et dont les copeaux produits sont acheminés à l'usine Norkraft Quévillon Inc. et les sciures et rabotures sont vendues en région.

Le complexe de sciage de Malartic est muni de deux chaînes de production et doté d'une capacité de séchage et de rabotage. Les résidus produits sont entreposés sur le terrain du MRN en arrière de la scierie (Domtar Inc., 1997). Depuis le mois de juin 1989, la production annuelle est de 35 à 40 000 tonnes métriques anhydres de résidus composés d'écorces de sapin (5%), d'épinette (50%) et de pin gris (45%) (Côté, 1997). Les résidus produits au complexe de sciage de Malartic semblent intéressants pour le recouvrement des résidus miniers puisqu'ils pourraient éventuellement être utilisés comme matériaux de revalorisation qui autrement, ne seraient pas utilisés. L'utilisation de ce matériau mélangé à des boues d'usine d'épuration des eaux usées semble être une possibilité intéressante pour la revalorisation de ces résidus.

Les matériaux mélangés aux résidus forestiers de la colonne C6 sont des boues activées provenant de la Station d'épuration de Val d'Or. L'usine de traitement des eaux usées de Val d'Or dessert une population de 25 000 personnes avec un débit moyen de 15 500 m³/d. Les eaux possèdent des charges moyennes de 1 900 kg/d DBO₅ et 1 500 kg/d de MES. L'usine de traitement compte 8 postes de pompage, un dégrilleur automatique, un dessableur gravitaire, des fossés d'oxydation prolongée, des aérateurs de type Rollox, un décanteur secondaire avec écumage et des filtres à bandes. Elle produit 3 types de boues : des boues épaissies (avant le filtre à bande), des boues recirculées et des boues activées (Fortier, 1997). L'utilisation des boues activées (BA) semblent être actuellement une option intéressante comme matériau d'amendement organique dans le recouvrement de la colonne C6. Elles seront utilisées comme source d'azote et seront combinées aux résidus forestiers du complexe de sciage de Malartic.

4.4 Description des essais en laboratoire

Les essais de minéralogie, de granulométrie, de perméabilité, les analyses chimiques, géochimiques et biologiques ont été réalisés en suivant les mêmes méthodes que celles qui ont été présentées au chapitre 3 lors de l'étude de caractérisation *in situ*. Les propriétés et les essais spécifiques reliés au programme expérimental seront présentés plus en détails ultérieurement.

Le tableau 4.2 présente la liste des méthodes et des appareils de mesure utilisés pour l'analyse des échantillons d'eau de percolation et des matériaux utilisés. L'instrumentation des colonnes et les méthodes d'essais spécifiques reliés au programme expérimental sont également présentés avec l'identification du laboratoire d'analyse. Pour les paramètres qui ont été mesurés avec un appareil de mesure relié à l'instrumentation des colonnes, on mentionne le nom de l'appareil utilisé et on inscrit "lecture directe" dans la colonne "laboratoire".

Tableau 4.2 : Liste des méthodes d'analyses et des appareils utilisés pour la caractérisation des échantillons d'eau de percolation et des matériaux utilisés dans les colonnes de laboratoire

Paramètres	Méthodes /Nom de l'appareil	Laboratoire
Échantillons d'eau		
pH	pH mètre Fisher Accumet910 (électrode # Fisher 13-620-104)	Environnement
Eh	Fisher Accumet910 / Méthode 2580 (APHA et al., 1995)	Environnement
Conductivité électrique	Conductivimètre CDM 83 avec électrode cdc 304 de type immersion / Méthode 2510-B (APHA et al., 1995)	Environnement
Microbiologie	Méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950)	BIOPRO
Sulfates	Turbidimétrie / Méthode 4500-SO ₄ ²⁻ -E (APHA et al., 1995)	Environnement
Dureté totale	Titrimétrie à l'EDTA / Méthode 1340-C (APHA et al., 1995)	Environnement
Carbone	Four à combustion catalysé (Dohrman DC-190)	Environnement
Acidité	Titrimétrie / Méthode 2310-B (APHA et al., 1995)	Environnement
Nitrates	Colorimétrie / Méthode Quickchem # 10-107-04-1-O (Lachat Instrument, 1992)	Environnement
DCO	Colorimétrie à reflux fermé Méthode 5220-C (APHA et al., 1995)	Environnement
DBO ₅	Méthode 2510-D (APHA et al., 1995)	Environnement
Métaux lourds	Absorption atomique à la flamme Méthode 3111-B (APHA et al., 1995)	Géochimie
Échantillons de sols/résidus/sédiments		
Température	Thermocouple de type T / Téflon 4.5"L 08441-04 EA (Cole Parmer Instrument Co)	Lecture directe
Teneur en eau massique	Séchage et calcul des poids	Hydrogéologie
Teneur en eau volumique	Sonde RDT / Modèle "Soil Moisture Trase 6050X1" (Soilmoisture Equipment Corp., 1985)	Lecture directe
pH	pH mètre Fisher Accumet910	Environnement
Minéralogie	Méthode semi-quantitative par diffraction aux rayons-X Diffractomètre Philips monochromateur (Bernier, 1998)	Géoberex Recherche
Granulométrie	Méthode D421, D422, D1140, D2217, E11 (ASTM, 1988)	Hydrogéologie
Proctor modifié	Méthode D-1557 (ASTM, 1994)	Hydrogéologie
Densité relative	Méthode D-854 (ASTM, 1992)	Hydrogéologie
	Pycnomètre à l'hélium (Micromeritics) AccuPyc 1330 V2.02 / Numéro de série: 2143	URSTM/ UQAT
Perméamètre à paroi rigide	Méthode D-2434 (ASTM, 1992)	Hydrogéologie
Cellules triaxiales	Méthode D-5084-90 (ASTM, 1992)	Hydrogéologie
Microbiologie	Méthode du nombre le plus probable (NPP) (Cochran, 1950)	BIOPRO
Azote total	Colorimétrie / Méthode Quickchem # 10-107-06-2-D	Environnement
Phosphore total	Colorimétrie / Méthode Quickchem # 10-115-01-1-C (Lachat Instrument, 1993)	Environnement
Respirométrie	Méthode 2510-D (APHA et al., 1995)	Environnement
Métaux lourds	Absorption atomique à la flamme (3111-B, APHA et al., 1995) (Spectromètre d'adsorption atomique Perkin Elmer 5000)	Géochimie

4.4.1 Propriétés de base des matériaux

Densité relative des grains

La densité relative des grains (D_r) a été évaluée au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique au début des essais sur les résidus miniers et sur les matériaux de recouvrement des colonnes C1 à C6. Un pycnomètre à vide a été utilisé en suivant la méthode D854 (ASTM, 1992).

La densité relative des grains pour les résidus miniers de la colonne C1 et pour le matériau de recouvrement de la colonne C6 a également été évaluée à la fin des essais au laboratoire de l'URSTM-UQAT à l'aide d'un pycnomètre à l'hélium (AccuPyc 1330 V2.02). Ce type de pycnomètre a l'avantage de donner des valeurs de densité relative plus précises que le pycnomètre à vide.

Teneur en eau massique

La teneur en eau gravimétrique a été évaluée sur les échantillons de résidus miniers (C1 à C6) et sur les matériaux de recouvrement (C3 à C6) au début et à la fin des essais. La méthode consiste à faire sécher les échantillons dans des verres de montre et à faire un calcul des poids avant et après séchage.

Au début des essais, les teneurs en eau sont mesurées pour chacune des couches de résidus miniers et de matériaux de recouvrement utilisée lors de la mise en place des matériaux. À la fin des essais, les échantillons ont été retirés des colonnes en couches d'épaisseur similaires à celles utilisées lors de la mise en place des matériaux; ceci pour tenir compte de la densité et la teneur en eau a été calculée pour chacune des couches de matériaux.

Essais de compactage

Des essais de compactage de type Proctor modifié ont été réalisés au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier sur les résidus miniers (C1) et sur le mélange sable et résidus miniers (C2). La méthode utilisée satisfaisait la norme D1557-méthode A (ASTM, 1994). Le protocole consiste à placer une quantité de sol dans un cylindre de métal qui occupera environ 20% du volume du moule lorsqu'il sera compacté. Le sol est ensuite compacté avec un marteau Proctor (25 coups) et lorsque les couches sont toutes compactées, l'échantillon est enlevé du moule et séché au four; cette procédure est recommencée pour un minimum de 4 fois avec un échantillon de teneur en eau plus faible. Les résultats de cet essai permettront de connaître la variation de la densité sèche en fonction de la teneur en eau du matériau.

4.4.2 Bilan hydrique

Le bilan hydrique est évalué en tenant compte des débits de percolation et des débits d'évaporation d'eau lors des essais en colonnes de laboratoire. Le débit de percolation correspond à la quantité d'eau récupérée à la base des colonnes de laboratoire. Les volumes d'eau recueillis dans les bouteilles de 1 litre ont été mesurés régulièrement pendant toute la durée des essais. Le débit d'évaporation représente la quantité d'eau évaporée et mesurée à partir d'une colonne d'évaporation, installée près des 6 colonnes de laboratoire.

4.4.3 Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques ont été réalisées au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier au début des essais sur les résidus miniers de la colonne C1 et sur le mélange sable/résidus miniers de la colonne C2. La méthodologie utilisée pour faire

les analyses granulométriques est la même que celle présentée lors de l'étude de caractérisation au chapitre 3.

4.4.4 Analyses minéralogiques

Les analyses minéralogiques ont été réalisées par Géoberex Recherche sur les résidus miniers des 6 colonnes recueillis à la fin des essais (Bernier, 1998). Les trois échantillons qui provenaient des colonnes C3 à C6 ont été retirés à différentes hauteurs dans les résidus miniers (2, 10 et 20 cm à partir de la surface). Pour les colonnes C1 et C2, les échantillons ont été recueillis en fonction des degrés d'oxydation des résidus miniers (surface, résidus oxydés et non oxydés). La méthode utilisée pour faire les analyses minéralogiques est la même que celle déjà présentée au chapitre 3 avec les différences suivantes. Les résidus miniers ont été analysés sans séparation granulométriques (entier). Le pH de rinçage des échantillons a été mesuré en mélangeant 10 g de résidus avec 10 ml d'eau (1 : 1). Un pH > 4,5 sera considéré circum neutre et un pH < 4,5 est acide. La valeur du pH de rinçage semblait intéressante puisqu'elle représente un indicateur du potentiel d'acidité ou du potentiel de neutralisation d'un échantillon de résidus miniers.

4.4.5 Essais de perméabilité

Les essais de perméabilité permettent de quantifier les débits d'écoulement de l'eau à travers le matériau analysé. Les essais de perméabilité ont été réalisés avec un perméamètre à paroi rigide et avec des cellules triaxiales au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier. Pour les essais au perméamètre à paroi rigide, un seul matériau a été analysé et il s'agit des boues combinées de la colonne C3 (boue de papetière Tembec). La méthode utilisée satisfaisait la norme D2434 (ASTM, 1992). La méthode utilisée pour faire la mise en place des échantillons dans les

perméamètres de plexiglass consiste à préparer 1 kg de matériau à une teneur en eau d'environ 10% que l'on place dans le perméamètre à paroi rigide en plusieurs couches (environ 10). Les couches sont ensuite densifiées à l'aide d'une masse à une teneur en eau inférieure à la teneur en eau optimale (w_{opt} obtenue lors des essais Proctor) pour empêcher les problèmes de liquéfaction. L'énergie imposée à l'échantillon varie de manière à obtenir un indice des vides qui se situe entre 0,5 et 1. Ensuite, on procède à la saturation de l'échantillon avec de l'eau désaérée et lorsque l'échantillon est saturé, on le place sous un gradient hydraulique d'environ 2, pendant 24 heures. On peut alors procéder aux essais de perméabilité (Bussière, 1993; Aachib, 1997).

Des essais en cellules triaxiales ont été réalisés sur les matériaux suivants : les résidus miniers (C1), le mélange sable et résidus miniers (C2), les boues de papetière Tembec (C3) et les boues de papetière Norkraft (C4). La méthode utilisée satisfaisait la norme D5084-90 (ASTM, 1992). Pour les lecteurs intéressés à obtenir plus de détails sur les méthodes utilisées, plusieurs auteurs décrivent les différents types d'essais de perméabilité (e.g. ASTM, 1992; Bussière, 1993; Ricard, 1994). Les essais de perméabilité pour les matériaux des colonnes C5 et C6 n'ont pas été réalisés car la composition des matériaux ne le permettait pas avec les méthodes disponibles.

4.4.6 Analyses microbiologiques

La méthodologie adoptée pour les analyses microbiologiques est la même que celle utilisée lors de l'étude de caractérisation qui a été présentée au chapitre 3. Les analyses microbiologiques ont été réalisées, au laboratoire BIOPRO de l'École Polytechnique, sur les échantillons de lixiviation et sur les matériaux récupérés dans les colonnes à la fin des essais. La présence de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* a été dénombrée dans l'eau de lixiviation. Pour l'analyse des échantillons solides, 4 types de bactéries seront dénombrés; la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* qui oxyde le fer et le soufre, les

bactéries *Thiobacillus thiooxidans* et *Thiobacillus thioparus* qui oxydent le soufre et les bactéries sulfato-réductrices qui réduisent le soufre. Lors de l'analyse et de l'interprétation des résultats, il sera utile de savoir que les pH optimaux de ces bactéries fluctuent entre 1,5 et 3,5 pour *Thiobacillus ferrooxidans*, entre 3,5 et 5 pour *Thiobacillus thiooxidans*, entre 5 et 7 pour *Thiobacillus thioparus* et > 5 pour sulfato-réducteurs (Shooner, 1997).

4.4.7 Demande biochimique en oxygène

Les analyses de la demande biochimique en oxygène ont été réalisées au laboratoire de génie de l'environnement de l'École Polytechnique selon la méthode 2510-D (APHA et al., 1995). La respirométrie est analysée sur les échantillons solides et la DBO₅ sur les échantillons liquides. L'appareil utilisé pour l'analyse de la respirométrie dans les échantillons solides est un respiromètre BODTrack de la compagnie HACH (HACH CIE, 1995) qui est placé dans un incubateur "Fisher modèle 307" maintenu à 20°C.

Le protocole d'analyse consiste à placer une portion de sol dans une bouteille sombre de 500 ml avec 95 ml d'une solution d'acétate de sodium de 10 g/l (source de carbone) avec un barreau magnétique. Les bouteilles sont ensuite placées dans l'appareil et raccordées par des bouchons et des tubes aux capteurs de pression de l'appareil. Les bactéries dans l'échantillon utilisent l'O₂ pour oxyder la matière organique dans la bouteille; l'air dans les bouteilles contient initialement 21% d'oxygène qui sert de réserve pour les bactéries.

Durant toute la période du test, le barreau magnétique tourne continuellement à l'intérieur des bouteilles et assure un transfert adéquat de l'oxygène vers le mélange. La consommation d'O₂ entraîne une chute de pression dans la bouteille et les capteurs de pressions traduisent cette chute de pression en DBO. La production de CO₂ est captée

par des trappes contenant de l'hydroxyde de lithium afin de ne pas fausser les valeurs de consommation d'O₂ (Bouchard, 1998).

La valeur finale donne la lecture de la DBO dans les sols. Pour l'analyse de la DBO₅ dans l'eau de lixiviation recueillie à la fin des essais, la méthode utilisée est la même que pour la respirométrie dans les échantillons solides avec la différence que la demande biochimique en oxygène (DBO₅) est mesurée après une période de 5 jours.

4.4.8 Demande chimique en oxygène

La méthode utilisée pour les analyses de la demande chimique en oxygène (DCO) est une méthode colorimétrique à reflux fermé, réalisée au laboratoire de génie de l'environnement de l'École Polytechnique. Cet essai d'une durée approximative de 3 heures est basé sur un principe de titrage et le calcul de la DCO se fait à l'aide de l'équation 4.1 (Brière, 1994):

$$DCO(mgO_2/l) = \frac{(a - b)N * 8000}{V} \quad (4.1)$$

avec:

- a = descente de la burette pour le témoin (ml)
- b = descente de la burette pour l'échantillon (ml)
- N = normalité du sulfate d'ammonium ferreux
- V = volume d'échantillon (ml)

Le sulfate d'ammonium ferreux est le produit utilisé pour faire le titrage et il doit être standardisé à tous les jours à l'aide d'une solution de dichromate de potassium. La procédure détaillée de la méthode 5220-C peut être consultée dans APHA et al., (1995).

4.4.9 Analyses chimiques et géochimiques des échantillons liquides et solides

Plusieurs éléments ont été analysés dans l'eau recueillie à la sortie des 6 colonnes de laboratoire pour étudier la qualité du lixiviat pendant toute la durée des essais. Les échantillons solides des matériaux qui composent les colonnes de laboratoire ont également été analysés à la fin des essais. La méthodologie utilisée pour réaliser les analyses chimiques et géochimiques est identique à celle du chapitre 3 et les méthodes d'analyses sont présentées au tableau 4.2.

4.5 Résultats d'essais

Les paramètres d'intérêt pour l'analyse de la performance des matériaux de recouvrement du programme expérimental sont: les propriétés de base des matériaux (composition minéralogique, granulométrie), les caractéristiques hydriques (conductivité hydraulique, courbes de rétention d'eau), les analyses chimiques et biologiques et les propriétés capillaires (coefficient de diffusion effectif de l'oxygène, degré de saturation). Les essais en colonne et la caractérisation des propriétés des matériaux de recouvrement permettent d'évaluer la performance des matériaux pour la réduction du DMA dans un système de recouvrement.

Ils permettent également d'étudier le comportement hydrique des barrières de recouvrement pendant les cycles de drainage et de séchage tandis que les modèles constitutifs et numériques permettent d'évaluer l'efficacité des systèmes de recouvrement. Les résultats des essais en colonne de drainage sont présentés dans ce qui suit et couvrent toute la durée de l'expérimentation. L'application des modèles mathématiques sera présentée dans le chapitre 5. Pour l'ensemble des graphiques de résultats qui sont présentés dans ce qui suit, les lignes verticales pointillées

correspondent à la séparation des cycles de lessivage (cycle 1 à 7) et les points d'échantillonnage ont été reliés entre eux par une ligne continue pour visualiser les tendances et non pour représenter une continuité.

4.5.1 Propriétés de base des matériaux

Le tableau 4.3 présente les résultats qui se rapportent au montage des colonnes de laboratoire et à certaines propriétés de base des matériaux. Les tableaux A4.1 à A4.6 (en annexe), présentent des détails supplémentaires sur les données utilisées pour le déroulement des essais lors du montage des colonnes C1 à C6. Les photographies 4.1 et 4.2 (à la fin du chapitre) présentent les 6 colonnes de laboratoire au début des essais.

Tableau 4.3 : Propriétés des matériaux utilisés lors du montage des colonnes de laboratoire

Colonnes	Indice des vides (e)	Porosité (n) (%)	Densité solide (D _r)	Proctor Modifié	Teneur eau (w) (%)	Épaisseurs Couches (cm)
C1 Résidus	1,002	50,01	3,196	1,969	11,61	25,0
C2 Résidus et sable	0,792	44,13	2,952	2,126	6,41	38,4
C3 Résidus	1,106	52,477	3,196	1,969	12,5	20,1
C3 Couverture	4,656	82,29	1,618	n.d.	198,3	61,4
C4 Résidus	1,091	52,17	3,196	1,969	13,3	20,0
C4 Couverture	7,695	88,46	1,618	n.d.	353,7	61,4
C5 Résidus	1,044	51	3,196	1,969	10,6	20,0
C5 Couverture	1,604	61,6	2,528	n.d.	51,3	64,3
C6 Résidus	1,049	51,2	3,196	1,969	11,7	20,0
C6 Couverture	6,439	86,5	1,9	n.d.	276,6	61,6

n.d. = non disponible

Pour la colonne C6, 30 cm de matériau de recouvrement ont été retirés de la colonne au début du cycle 5 pour faciliter le passage de l'eau de percolation à travers les matériaux. Les matériaux de recouvrement de cette colonne étaient très imperméables et ils ne permettaient plus à l'eau de percolation de traverser la colonne. En diminuant

l'épaisseur de ces matériaux de moitié, il a été possible de recueillir des échantillons d'eau. Les résultats des propriétés de base des matériaux présentées dans ce chapitre, seront utilisées pour l'interprétation des résultats et pour le calcul des degrés de saturation au chapitre 5.

Densité relative des grains

Les résultats de la densité relative des grains (D_r) évaluée dans le laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique pour les colonnes C1 à C6 montrent des valeurs de densité relative pour les résidus miniers pyriteux qui varient entre 2,952 et 3,196. Pour les matériaux de recouvrement, les valeurs sont beaucoup plus faibles, variant de 1,618 à 2,528. Ces valeurs ont été mesurées au début des essais avec un pycnomètre à vide. D'autres valeurs de D_r ont été mesurées à la fin des essais à l'URSTM-UQAT avec un pycnomètre à l'hélium; pour les résidus miniers de la colonne C1 et pour les matériaux de recouvrement de la colonne C6. Les résultats sont un peu plus faibles avec une valeur de D_r de 2,952 pour les résidus miniers de la colonne C1 comparativement au résultat de l'École Polytechnique qui était de 3,196. Le résultat de la densité relative pour le matériau de recouvrement de la colonne C6 est également plus faible ($D_r = 1,7451$) que celui de l'École Polytechnique ($D_r = 1,900$). La valeur plus élevée pour la colonne C1 au début des essais est probablement reliée au soufre qui était présent en grande quantité et qui a peut être surévaluer la valeur de D_r . La quantité de sulfates présents dans les résidus miniers au début des essais (École Polytechnique) étant plus élevée qu'à la fin des essais (URSTM/UQAT).

Teneur en eau massique

La teneur en eau massique a été mesurée au début et à la fin des essais. Pendant le montage des colonnes de laboratoire, les matériaux ont été installés et compactés par

couches de 3 à 4 cm. A la fin des essais, les colonnes de laboratoire ont été démontées en retirant des couches de 5 à 7 cm en moyenne. La teneur en eau massique des résidus miniers et des matériaux de recouvrement a été calculé pour toutes les couches de compaction et les résultats des teneurs en eau massique pour chaque type de matériaux sont présentés au tableau 4.4. Ces valeurs représentent une moyenne des résultats de w (%) pour chacune des couches. Le tableau présente également l'épaisseur totale des résidus miniers et des matériaux de recouvrement mesurés au début et à la fin des essais.

Tableau 4.4 : Valeurs des teneurs en eau massiques moyennes et de l'épaisseur des couches au début et à la fin des essais pour les résidus miniers et pour les matériaux de recouvrement des 6 colonnes de laboratoire

Colonnes		Épaisseur couches montage (cm)	w (%) Montage	Épaisseur couches démontage (cm)	w (%) Démontage
C1	Résidus	25	11,6	23,8	20,7
C2	Rés. et sable	38,4	6,42	37	19,8
C3	Résidus	20,1	12,5	19	34,2
	Couverture	61,4	198,3	63,5	286,7
C4	Résidus	20	13,3	20	34,1
	Couverture	61,4	353,5	41	472,1
C5	Résidus	20	10,6	19	29,2
	Couverture	64,3	51,3	65	49,9
C6	Résidus	20	11,6	19,5	27,6
	Couverture	61,6	276,6	31	332,6

On remarque que la teneur en eau massique (w) était plus élevée lors du démontage des colonnes pour tous les matériaux à l'exception du matériau de recouvrement de la colonne C5 qui montre une valeur w de 51,3% au montage et de 49,9% au démontage des colonnes. En général, pour l'ensemble des colonnes, la teneur en eau massique au démontage était de 1,5 à 3 fois plus élevée que pendant la mise en place des matériaux. Les résultats des teneurs en eau massiques (w) seront transformés en teneur en eau volumique (θ_w) à l'aide de la formule $\theta_w = w(1-n)D_r$ et l'interprétation de ces données sera présentée au chapitre 5.

Essais de compactage

Le tableau 4.5 présente les résultats qui se rapportent aux essais de compactage. Les tableaux A4.7 et A4.8 correspondent aux feuilles de calculs des essais Proctor modifié pour les colonnes C1 et C2 et les courbes des Proctor modifié sont présentées dans le bas de ces tableaux. Les essais de compactage pour les matériaux des boues de papetières et forestières (C3, C4 et C6) n'ont pas été réalisés parce que cette méthode était difficilement applicable à des matériaux poreux et/ou fibreux. La composition des matériaux utilisés, qui est fibreuse et non compactable, ne permettait pas d'obtenir des valeurs de teneur en eau optimale.

Tableau 4.5 : Résultats des essais de compactage pour les matériaux des colonnes C1 et C2 au début des essais

#	Teneur eau optimale (w_{opt}) (%)	Masse volumique Sèche (ρ_d) (kg/m ³)	Indice des vides (e)	Densité relative des grains (Dr)	Porosité n (%)
C1	14,6	1969,0	0,707	3,196	41,4
C2	9,6	2125,9	0,389	2,952	29,2

Les essais de compactage montrent que la teneur en eau optimale (w_{opt}) pour les résidus miniers (C1) est de 14,6 %, que la masse volumique sèche (ρ_d) est de 1969,0 kg/m³, ce qui correspond à un indice des vides (e) de 0,707 et une porosité de 41,4 %.

4.5.2 Bilan hydrique

Débit de percolation

Pour évaluer le débit de percolation, l'eau a été recueillie à des fréquences constantes et le tableau 4.6 présente le volume d'eau de percolation total récupéré à la base des colonnes pour chacun des cycles d'essais.

Tableau 4.6 : Volume d'eau de percolation récupéré à la base des 6 colonnes de laboratoire montrant le volume d'eau récupéré pour chacun des 7 cycles et le volume total récupéré pendant toute la durée des essais (dernière ligne)

Période	C1 (ml)	C2 (ml)	C3 (ml)	C4 (ml)	C5 (ml)	C6 (ml)
Cycle 1	0	510	1210	1565	1130	0
Cycle 2	1415	1000	1120	1680	895	0
Cycle 3	1108	920	1290	1587	1000	39
Cycle 4	1012	1348	1364	1653	961	20
Cycle 5	1149	1020	1401	1785	986	855
Cycle 6	1125	0	1361	1611	852	12
Cycle 7	1330	0	1076	1390	949	0
Volume total	7 140	4 800	8 820	11 270	6 770	930

La figure 4.3 présente les résultats des volumes d'eau cumulés récupérés à la base des 6 colonnes de laboratoire; la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle étant d'environ 1 819 ml.

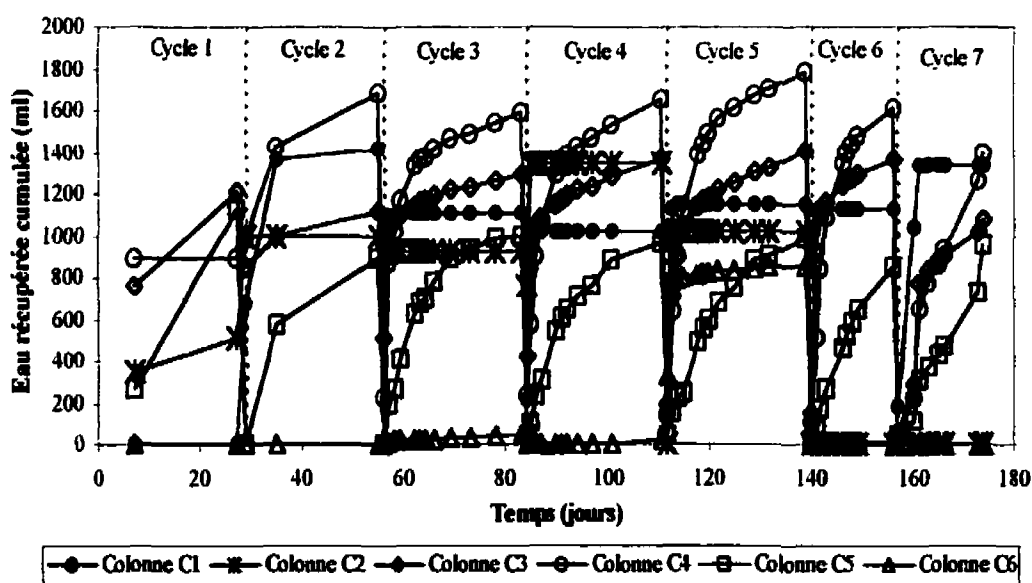


Figure 4.3 : Volume d'eau récupéré et cumulé à la base des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

On remarque que le volume d'eau récupéré augmente rapidement au début de chacun des cycles pour atteindre graduellement une valeur maximum à fin des cycles. Le volume d'eau de récupération le plus élevé se retrouve dans la colonne C4 tandis que pour la colonne C6, le volume d'eau de percolation est très faible. Pour la colonne C6, une petite quantité d'eau a été récupérée pendant les cycles 3 et 4. Cette observation est probablement due à la composition du matériau de recouvrement utilisé dans cette colonne. Les matériaux semblent très imperméables et bloquent le passage de l'eau ne lui permettant pas de traverser la colonne. Au début du cycle 5, 30 cm de matériau de recouvrement a été retiré de la colonne ce qui a permis à l'eau (855 ml) de s'écouler pour ensuite redevenir nulle au début du cycle 7.

On remarque d'autre part que pour la colonne C2, l'écoulement s'est arrêté complètement à la fin du cycle 5. Ce phénomène est probablement dû à la formation d'un précipité de type « hard pan », identifié visuellement, dans la colonne ce qui empêchait l'eau de traverser le matériau. Une étude géochimique des résidus de la colonne permettrait de confirmer la présence du « hard pan ». Les colonnes C1, C3 et C4 montrent les volumes de récupération les plus élevés et les plus stables entre chacun des cycles tandis que les colonnes C2, C5 et C6 présentent des volumes de récupération plus faibles et très variables. Les volumes de récupération d'eau dans les colonnes ont été utilisés pour faire le calcul des débits de percolation selon la méthode de calcul présentée au tableau 4.7.

Tableau 4.7 : Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan d'eau de percolation de la colonne C1 pour le deuxième cycle, avec le débit d'eau ponctuel (débit eau/jour) et le débit d'eau par cycle (débit eau/cycle)

Période	Temps (jour)	Volume eau percolation (ml)	Volume eau percolation cumulé (ml)	Débit eau/jour (ml/j)	Débit eau/cycle (ml/j)
Cycle 2	1	675	675	675	n.a.
	6	690	1365	115	n.a.
	21	50	1415	2,4	n.a.
Total	28	n.a.	1415	n.a.	50,5
n.a.	=	non applicable			

Le débit de percolation journalier (débit eau/jour) donne une valeur ponctuelle dans le temps et permet de suivre les variations des mesures pendant toute la durée des essais tandis que le débit de percolation par cycle (débit d'eau/cycle) donne une valeur moyenne pour un cycle complet. Le débit d'eau journalier permet de comparer les débits d'eau entre eux au début et à la fin de chacun des cycles. Il est calculé à partir du volume d'eau de percolation récupéré dans les bouteilles d'échantillonnage en fonction du temps de récupération dans le cycle. Le débit d'eau par cycle représente le débit d'eau de percolation moyen pour la durée d'un cycle complet. La figure 4.4 présente les résultats des valeurs de débits (ml/j) journaliers dans le graphique du haut (A) et les résultats des débits par cycles (ml/j) pour la moyenne de chacun des cycles sont présentés dans le graphique du bas (B).

Pour faire l'interprétation des débits d'eau de percolation, les 2 graphiques seront analysés ensemble puisque le graphique (A) permet de visualiser les débits journaliers de percolation et le graphique (B) permet de comparer les débits entre chaque cycle. Par exemple, les résultats de la colonne C4 au début du cycle 2 montrent des mesures de débit d'environ 1 000 ml/j dans le graphique (A); cette valeur correspond à l'eau récupérée pendant la première journée d'un cycle. Pour la même colonne et le même cycle, le graphique (B) montre une valeur de 60 ml/j; ce résultat est une valeur moyenne de débit pour le cycle 2 qui comprend l'ensemble des 28 jours du cycle.

L'interprétation des 2 graphiques indique que pour un volume d'eau total récupéré au bas de la colonne C4 de 1 680 ml, les premiers 1 000 ml ont été récupérés dans les premières journées du cycle 2 et les autres 680 ml se sont écoulés pendant les autres jours du cycle. La tendance générale pour les résultats du graphique (A) montrent que les colonnes C1 à C4 ont des débits très élevés au début de chacun des cycles qui peuvent atteindre jusqu'à 1 000 ml/j pour ensuite descendre à des valeurs très faibles à la fin des cycles (0 ml/j).

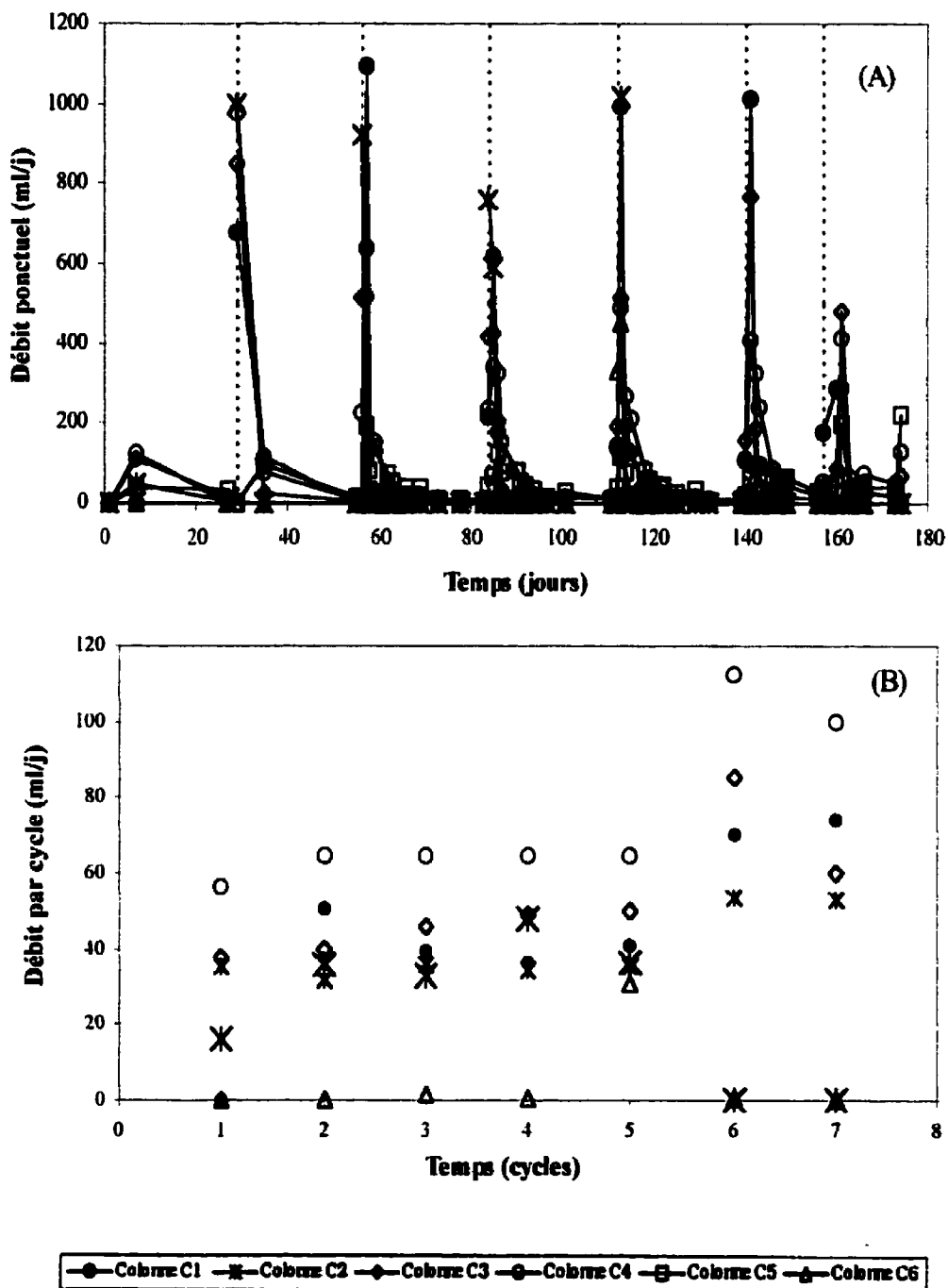


Figure 4.4 : Résultats des mesures de débit journalier pour toute la durée des essais (A) et des mesures de débit par cycle pour chacun des cycles (B) dans l'eau de percolation récupérée à la base des 6 colonnes de laboratoire

Pour les colonnes C5 et C6, les débits observés montrent un maximum de 198 ml/j pour C5 et 450 ml/j pour C6 ce qui indique que la récupération se fait aussi essentiellement au début des cycles (pendant les trois premiers jours). La tendance générale pour les résultats du graphique (B) montre que les taux de récupération sont similaires pendant les 5 premiers cycles et légèrement plus élevés pour les cycles 6 et 7. Cette observation est due à la durée des cycles qui est plus courte pour les cycles 6 et 7 (17 jours) comparativement au cycle 1 (32 jours) et aux cycles 2 à 5 (28 jours). Le débit de percolation par cycle mesuré sur un nombre de jours plus court (17 jours), est surestimé comparativement à un cycle de 28 jours. Les résultats du graphique (A) de la figure 5.6 montre que le volume d'eau de percolation maximum s'écoule en majeure partie au début du cycle et qu'il est très faible à la fin du cycle; le débit d'eau par cycle sera donc surévalué pour un cycle plus court.

Débit d'évaporation

L'évaluation du débit d'évaporation a été faite à l'aide d'une petite colonne d'évaporation située près des 6 autres colonnes de laboratoire. Les résultats qui proviennent de la colonne d'évaporation, présentés dans ce qui suit, correspondent à une évaporation maximale potentielle (EMP) puisque cette colonne tient compte de l'évaporation seule et ne considère pas la quantité d'eau qui traverse les colonnes. Il a été démontré que l'évaporation d'eau libre est plus élevée que l'évaporation d'eau dans des matériaux poreux (Wilson et al., 1994).

Pour l'analyse des résultats, il faudra considérer que les valeurs réelles d'évaporation d'eau des matériaux poreux sont probablement plus faibles que les valeurs obtenus avec la colonne d'évaporation. L'évaporation d'eau a été évaluée à partir des mesures prises sur une colonne d'évaporation dont les principales mesures et la méthode utilisée sont présentées au tableau 4.8.

Tableau 4.8 : Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan d'eau d'évaporation pour le deuxième cycle de la colonne C1, avec le débit d'eau ponctuel (débit eau/jour) et le débit d'eau par cycle (débit eau/cycle)

Période	Durée (j)	Eau ajoutée (cm)	Eau évaporée (cm)	Volume d'eau évaporé (ml)	Débit eau/jour (ml/j)	Débit eau/cycle (ml/j)
Cycle 2	2	10	0,4	73	37	n.a.
	6	10	0,7	127	21	n.a.
	7	10	1,4	255	36	n.a.
	6	10	0,4	73	12	n.a.
	6	10	1,1	200	33	n.a.
Durée totale	28	10	4	728	n.a.	26

n.a. = non applicable

La méthode de calcul du bilan d'eau d'évaporation est similaire à celle du bilan d'eau de percolation. Le débit d'évaporation journalier (ml/j) est une mesure ponctuelle calculée à partir du volume d'eau évaporé de la colonne d'évaporation en fonction du temps de récupération (durée) dans le cycle et le débit d'évaporation par cycle (ml/cycle) permet de calculer le bilan d'eau d'évaporation moyen pour la durée totale du cycle.

Pour le calcul du volume d'eau évaporé (ml), on considère que l'on ajoute 1 819 ml d'eau dans les colonnes ce qui correspond à 10 cm d'eau ajoutée dans la colonne d'évaporation.

Le tableau 4.9 présente les résultats de la EMP et de la hauteur d'eau cumulée dans la colonne d'évaporation et la figure 4.5 présente les graphiques correspondant. Cette figure présente les mesures des débits d'évaporation journaliers (ml/j) dans le graphique (A), les débits d'évaporation par cycles (ml/j) dans le graphique (B) et la hauteur d'eau d'évaporation cumulée dans le graphique (C).

Tableau 4.9 : Résultats des mesures de l'évaporation maximale potentielle (EMP) et de la hauteur d'eau cumulée pour la colonne d'évaporation

Période	Durée (j)	Eau ajoutée (ml)	Évaporation (cm)	Évaporation (ml)	EMP (ml/cycle)	Évaporation d'eau cumulée (cm)
Cycle 1	32	1819	5,6	1019	31	5,6
Cycle 2	28	1819	4	728	26	9,6
Cycle 3	28	1819	4	728	26	13,6
Cycle 4	28	1819	3,7	675	24	17,3
Cycle 5	28	1819	4	728	26	21,3
Cycle 6	17	1819	2,1	383	22	23,4
Cycle 7	17	1819	2,1	383	22	25,5

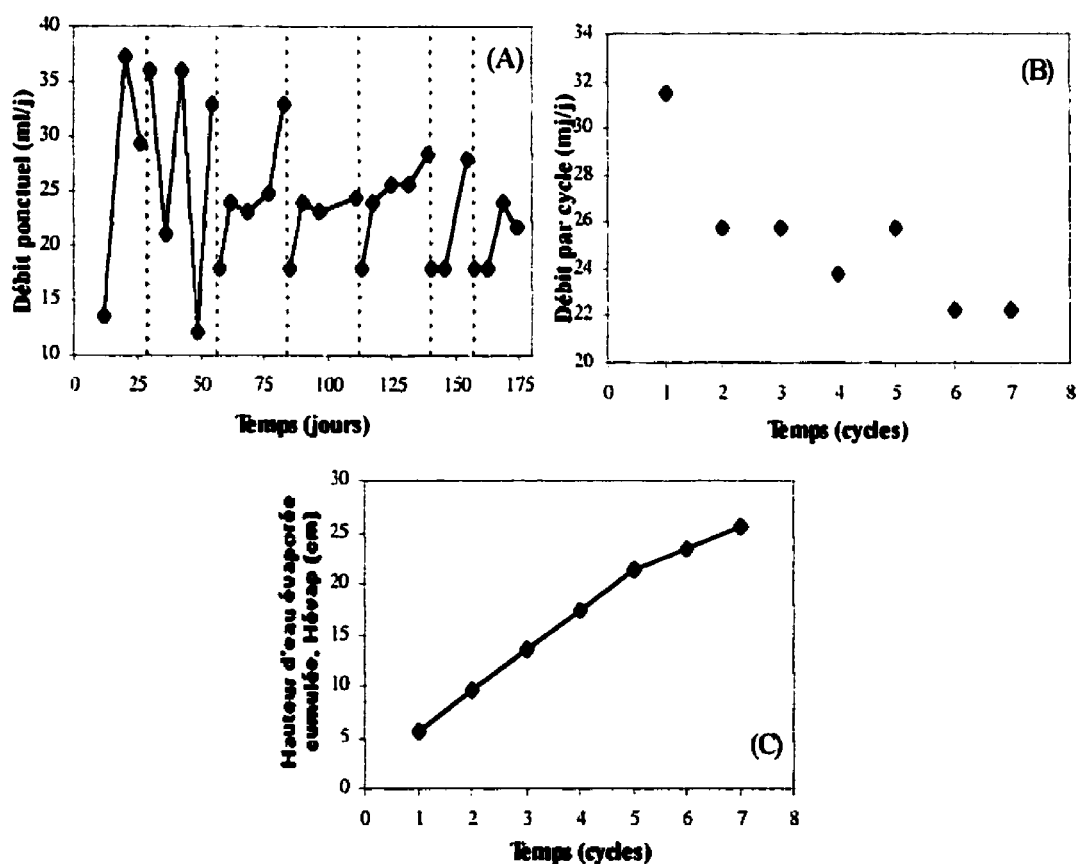


Figure 4.5 : Résultats des mesures de débit d'évaporation journalier pour toute la durée des essais (A), des mesures de débit d'évaporation par cycle (B) et de la hauteur d'eau d'évaporation cumulée (C) dans la colonne d'évaporation à chacun des cycles

Les résultats des mesures de débit d'évaporation journalier (ml/j) fluctuent pendant toute la durée des essais, variant de 12 à 36 ml/j. Les débits d'évaporation par cycle (ml/cycle) sont similaires pendant les cycles 2 à 5; plus élevés pour le cycle 1 et légèrement plus faibles pour les cycles 6 et 7. Ces variations sont dues à la durée des cycles qui était différente ce qui a permis à l'eau de s'évaporer plus ou moins selon leur durée respective. Par exemple, le cycle 1 s'est poursuivi pendant une période de 32 jours et les deux derniers cycles se sont déroulés pendant 17 jours, en comparaison avec 28 jours pour les cycles 2 à 5.

On considère la durée totale d'un cycle puisque le volume d'eau qui peut s'évaporer pendant 32 jours (945 ml) est plus grand que celui qui s'évapore pendant une période de 17 jours (356 ml).

Le graphique (C) indique que la hauteur d'eau évaporée et cumulée dans la colonne d'évaporation est d'environ 25 cm ce qui correspond à 4 550 ml d'eau évaporée pendant 180 jours d'essais. Pour les essais en colonne une certaine quantité d'eau traverse les colonnes et est récupérée à la base (eau de percolation) et une certaine quantité d'eau s'évapore (eau d'évaporation) (Wilson et al., 1994).

Bilan global

Le tableau 4.10 présente les résultats des bilans d'eau globaux pour les 6 colonnes de laboratoire, calculé à partir de la quantité d'eau incorporée dans les colonnes à chacun des cycles (1 819 ml) et des résultats des volumes d'eau de percolation (première colonne) et des volumes d'eau d'évaporation (deuxième colonne) pour la durée totale d'un cycle. Il s'agit de soustraire le volume d'eau total ajouté dans les colonnes (1819 ml) aux volumes de percolation et d'évaporation d'eau.

Les volumes de percolation d'eau (première colonne) ont été obtenus à partir des mesures de débits de percolation (tableau 4.8) et de la durée de percolation d'eau dans chacune des colonnes pour un cycle complet. Les volumes d'évaporation (deuxième colonne) ont été évalués à partir des mesures de débits d'évaporation (tableau 4.9) et de la durée de percolation d'eau dans les colonnes pour un cycle complet.

Les données détaillées des calculs et des mesures utilisées peuvent être retrouvées sur le CDROM disponible aux bureaux de Yves Comeau et de Michel Aubertin; et les résultats qui en découlent sont présentés au tableau 4.10.

Tableau 4.10: Résultats du bilan d'eau global calculé à partir des volumes d'eau de percolation et des volumes d'eau d'évaporation mesurés pour chacun des cycles d'essais

Col.	Cy- cle	Volume percolation (ml)	Volume évaporation (ml)	Bilan d'eau global (ml)	Col.	Volume percolation (ml)	Volume évaporation (ml)	Bilan d'eau global (ml)
C1	1	0	728	1091	C4	890	189	740
	2	1415	360	44		1680	51	86
	3	1108	437	274		1587	51	181
	4	1012	475	331		1653	48	118
	5	1149	462	207		1785	31	3
	6	1125	356	338		1611	44	164
	7	1256	356	207		1390	44	384
C2	1	510	945	364	C5	1130	599	91
	2	1000	514	304		895	514	410
	3	920	514	384		1000	566	253
	4	1348	452	19		961	571	287
	5	1020	514	285		986	617	216
	6	0	356	1463		852	356	611
	7	0	356	1463		949	356	514
C3	1	1210	599	11	C6	0	720	1099
	2	1120	540	159		0	720	1099
	3	1290	514	15		39	720	1060
	4	1364	452	3		20	720	1079
	5	1401	411	7		855	720	244
	6	1361	356	102		12	356	1451
	7	1076	356	387		0	356	1463

Les bilans d'eau globaux pour les colonnes C2 et C6 sont élevés comparativement aux autres colonnes de laboratoire parce que l'eau ne s'écoulait plus dans ces colonnes et demeurait stagnante au-dessus des matériaux. Cette observation explique également les résultats élevés des volumes d'évaporation d'eau de la colonne C6 car l'eau au-dessus des matériaux était disponible pour une évaporation plus grande pendant toute la durée du cycle. Le volume d'eau d'évaporation de la colonne C6 était plus grand que le volume d'eau récupéré à la base de cette colonne.

Pour les colonnes C1, C3, C4 et C5, l'eau de percolation s'écoulait en majeure partie au début du cycle et le volume d'eau disponible pour l'évaporation au-dessus des colonnes était plus faible pendant les autres jours du cycle. Par exemple pour la colonne C4, la quantité d'eau devenait parfois très faible 1 ou 2 jours, ce qui limitait l'évaporation et c'est ce qui explique les faibles résultats des volumes d'évaporation de cette colonne.

Les bilans les plus équilibrés se retrouvent dans les colonnes C3 et C4. L'eau ajoutée dans ces colonnes s'écoulait en majeure partie au travers des matériaux et une faible quantité d'eau demeurait à l'intérieur des matériaux. Pour les colonnes C1 et C5, les résultats des bilans montrent qu'un volume d'eau un peu plus élevé que pour les colonnes C3 et C4 reste dans les colonnes.

4.5.3 Résultats des instruments de mesure

Thermocouple de type T

Les valeurs de la température mesurées à l'aide des thermocouples installés dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement sont présentées à la figure 4.6 à la page suivante.

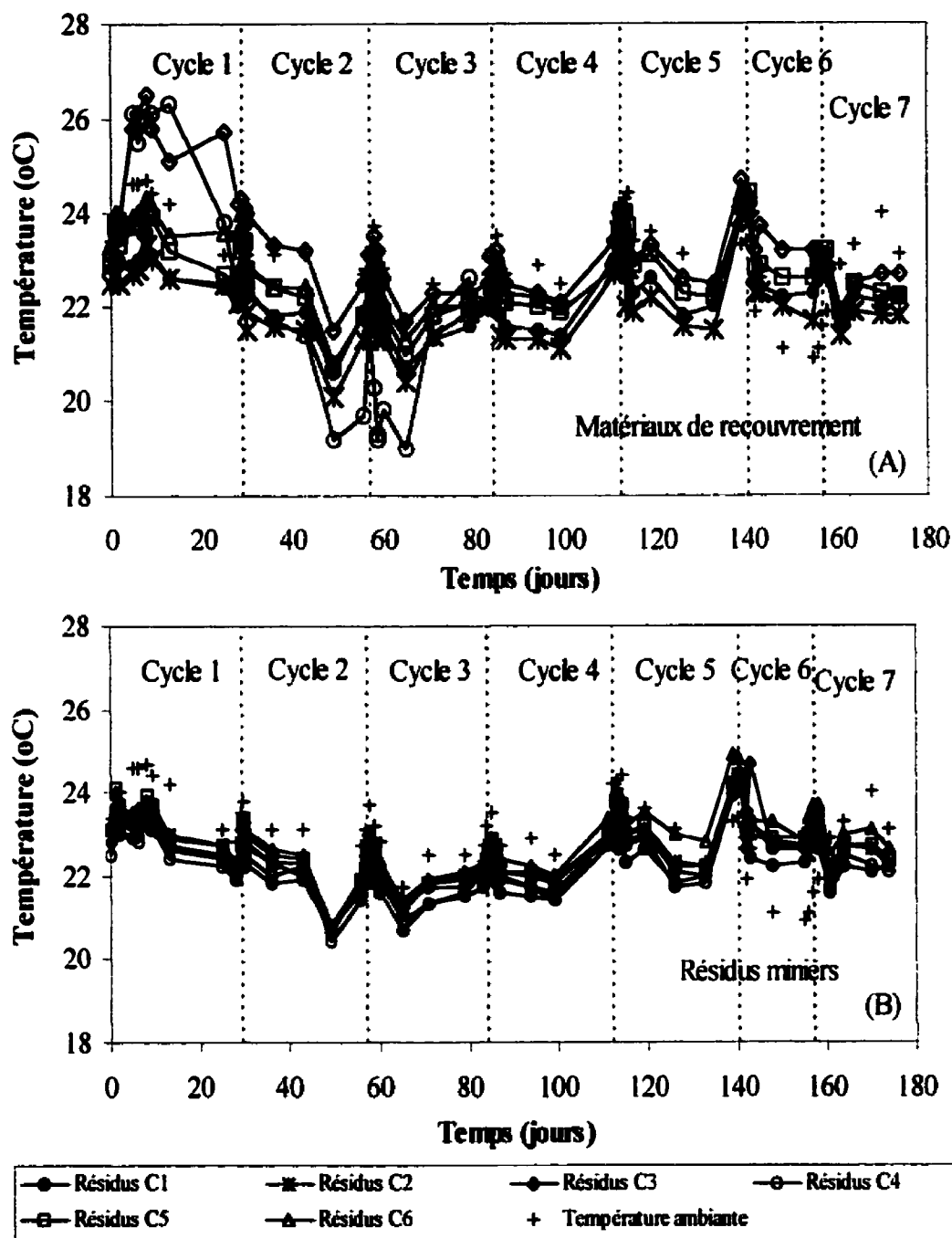


Figure 4.6 : Valeurs de la température mesurée à partir des thermocouples installés dans les matériaux de recouvrement (A) et dans les résidus miniers (B) des 6 colonnes de laboratoire, et valeurs de la température ambiante du laboratoire (+)

Les valeurs ont été prises pendant toute la durée des essais à l'exception du thermocouple installé dans les matériaux de recouvrement de la colonne C4. Ce thermocouple a été retiré de la colonne au début du cycle 4 parce que le matériau avait séché et que les valeurs de température fluctuaient beaucoup et n'étaient plus fiables. Pour les deux graphiques le signe (+) représente la valeur de la température ambiante du laboratoire.

La température dans les résidus miniers est demeurée assez stable pendant toute la durée des essais, variant entre 22 et 24°C. Les fluctuations des valeurs de température dans les résidus miniers suivent la température ambiante du laboratoire. Les valeurs de la température dans les matériaux de recouvrement montrent une plus grande échelle de variations, fluctuant entre 19 à 27°C. Cette observation est plus visible dans les boues de papetière (colonnes C3 et C4). Pendant le premier cycle, la température dans les matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4 a augmenté rapidement pour atteindre 27°C après 8 jours d'essais. Par la suite, la température a diminué graduellement jusqu'à atteindre 19°C après 49 jours pour la colonne C4. A partir de la fin du cycle 3 (jour 80), la température s'est stabilisée entre 22 et 24°C. Ces fluctuations de température sont possiblement dues aux réactions de décomposition des matériaux organiques qui étaient accentuées suite à la mise en place des matériaux et qui se sont stabilisées après environ 80 jours d'essais.

Sondes RDT

Les résultats des teneurs en eau volumique apparente (θ_w) des sondes RDT installés dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement sont présentés à la figure 4.7. Les données manquantes sont dues à des lectures illisibles de l'appareil Trase causées par des interférences reliées à : la composition physique des matériaux, à la teneur élevée en fer ou à la conductivité électrique trop élevée (Fancher, 1997).

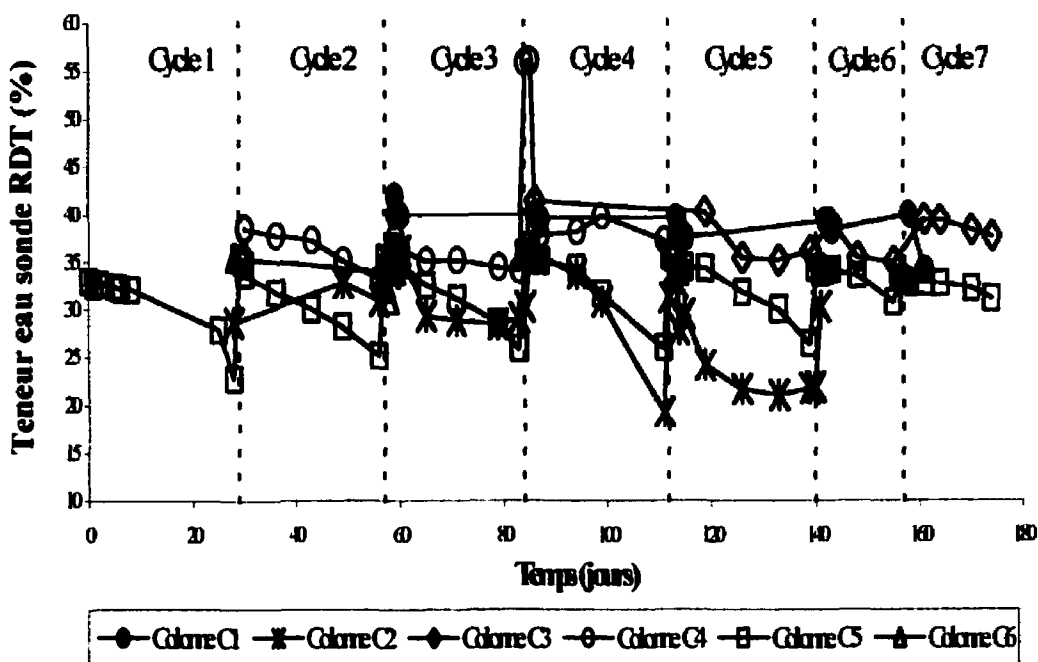


Figure 4.7 : Résultats des teneurs en eau apparente mesurées à partir des sondes RDT installées dans les résidus des colonnes C1 et C2 et dans les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6, à l'aide de l'appareil Trase à des fréquences déterminées pendant les 180 jours d'essais

Les résultats des sondes RDT donnent une valeur de θ_w (teneur en eau apparente) qui varie de 24 à 42% pour l'ensemble des colonnes. En général, la teneur en eau mesurée apparente est élevée au début des cycles (42%) et diminue graduellement pour atteindre 24% vers la fin des cycles. Les résultats des teneurs en eau apparentes varient entre 35,2 et 41,3% pour la colonne C3 (boues Tembec). Pour la colonne C4 (boues Norkraft), les résultats varient entre 34,1 et 38,6% avec un pic de 56% au début du cycle 4 (jour 85).

Les valeurs de θ_w de la colonne C5 (compost) varient entre 22,8 et 35,8%. Pour les matériaux des colonnes C1, C2 et C6, les résultats doivent être interprétés avec prudence puisque la composition des matériaux causait probablement des interférences lors de la lecture de l'appareil. Les résultats des teneurs en eau apparentes seront utilisés

dans le chapitre 5 pour confirmer les valeurs des teneurs en eau réelles déterminées à partir de la calibration des sondes RDT et des calculs des degrés de saturation.

4.5.4 Granulométrie

Les résidus miniers qui proviennent des zones d'épanchement du site Aldermac et qui ont été utilisés dans les 6 colonnes de laboratoire ont été classés comme des silts organiques (OH) dans le chapitre 3 selon la classification unifiée USCS et la méthode D-2487-85 (ASTM, 1988). Le tableau 4.11 rassemble tous les résultats qui se rapportent aux analyses granulométriques. Les valeurs des limites de liquidité et des limites de plasticité sont également présentées dans ce tableau et dans le chapitre 3. Les analyses granulométriques pour les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C5 ne sont pas disponibles car la composition fibreuse des matériaux ne permettait pas d'appliquer cette méthode.

Les feuilles de calculs des analyses granulométriques et les courbes granulométriques pour les résidus miniers (C1) et pour le mélange sable et résidus (C2) au début des essais sont présentées aux tableaux A4.9 et A4.10 (en annexe) pour les matériaux de la colonne C1 et aux tableaux A4.11 et A4.12 (en annexe) pour la colonne C2.

Tableau 4.11 : Résultats des analyses granulométriques pour les matériaux des colonnes C1 et C2 au début des essais

Matériau Colonne	D ₁₀ (mm)	D ₆₀ (mm)	C _u	Tamis #200 (< 80µm) (%)	< 2µm (%)	w _L (%)	w _p (%)
Rés.(C1)	0,0061	0,069	11,3	62,9	4,5	86,0	69,8
Sable (C2)	0,2	1,3	6,5	2	0	n.d.	n.d.
Sable et rés.(C2)	0,016	0,45	28,1	35	2,2	n.d.	n.d.
C _u	=	coefficient d'uniformité (D ₆₀ /D ₁₀)					
w _L	=	limite de liquidité					
w _p	=	limite de plasticité					
n.d.	=	non disponible					

Les analyses granulométriques des résidus miniers utilisés dans les montages montrent des valeurs de D_{10} de 0,0061 mm, $D_{60} = 0,069$ mm et $C_u = 11,3$ et les courbes indiquent que 62,9% des grains passent le tamis 200 (80 μm) avec un pourcentage de particules $< 2 \mu\text{m}$ est de 4,5%.

4.5.5 Minéralogie

Les échantillons utilisés pour les analyses minéralogiques ont été prélevés lors du démontage des colonnes. Les résultats détaillés de la minéralogie selon la méthode de diffraction aux rayons X peuvent être trouvés dans le rapport intitulé "Rapport d'analyses minéralogiques (DRX) sur des échantillons de résidus miniers utilisés lors d'essais en colonnes" qui a été produit par Bernier (1998); les principaux résultats sont présentés au tableau 4.12. Ce tableau présente les minéraux qui se retrouvent dans les échantillons avec une proportion de plus de 2% (limite de détection) ainsi que les résultats du pH de rinçage. Les proportions des minéraux identifiés sont présentées selon une échelle semi-quantitative.

Les minéraux identifiés ont été prélevés dans les différentes couches de résidus miniers prélevées dans les colonnes de laboratoire à la fin des essais. Les résidus identifiés (S) ont été recueillis à la surface des résidus, située à environ 18 cm de la base des colonnes. Les résidus (M) ont été prélevés au milieu des résidus, localisé à environ 10 cm de la base et les résidus (F) proviennent du fond, à environ 5 cm de la base des matériaux. Pour la colonne C2, des résidus frais (Fr) et oxydés (Ox) ont également été récupérés.

Les figures A4.1 à A4.6 en annexe présentent les graphiques de résultats de la minéralogie des échantillons pour les 6 colonnes de laboratoire. Les proportions des minéraux sont identifiées par des lignes verticales selon une échelle semi-quantitative.

Tableau 4.12 : Résultats d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X et pH de rinçage pour les résidus miniers recueillis à différentes profondeurs dans les 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais (tiré de Bernier, 1998)

Minéral	C1			C2			C3			C4			C5			C6			
	S	M	F	Fr	Ox	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
Quartz	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Albite	F	F	F	F	F	F	F	T	T	T	F	F	F	M	M	M	F	F	F
Orthose	F	F	F	F	T	F	T	T	T	T	T	T	T	M	M	M	M	M	M
Biotite	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Chlorite	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Amphibole	F	F	F	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Épidote		T	T			T	T					T	T						
Pyroxène										T		T	T		T				
Ankérite		T	T			T	T		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Pyrite	F	M	M	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Pyrrhotite		T	T	T		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T		T	T
Magnétite	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Goethite	T	T	T	T	T	T	T	F	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Jarosite	T	T	T	T	T	T	T		T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
Gypse		T	T	T	T	T	T		T	T	T	T	T			T			T
Lépidocrocite	P				P														
Hisingérite			P				P				P				P				P
Soufre	P																		
pH rinçage	2,17	2,46	2,51	2,43	2,4	2,52	2,74	5,45	5,33	4,93	4,72	4,52	4,55	5,14	3,06	3,24	2,4	3,33	2,62
A	=	abondant (30-50%)																	
M	=	moyen (10-30%)																	
F	=	faible (5-10%)																	
T	=	trace (<5%)																	
P	=	présence																	
S	=	échantillon récupéré à la surface des résidus																	
M	=	échantillon récupéré au milieu de la couche de résidus																	
F	=	échantillon récupéré dans le bas de la couche de résidus																	
Fr	=	résidus miniers frais																	
Ox	=	résidus miniers oxydés																	

Les principaux minéraux identifiés dans les résidus sont le quartz, l'albite et l'orthose. La présence de ces minéraux reflète la nature rhyolitique des roches retrouvées dans le secteur Aldermac. La présence de chlorite est due à la chloritisation des roches volcaniques lors de l'altération hydrothermale volcanogénique. L'épidote et le pyroxène sont identifiés comme des minéraux secondaires dans certains échantillons de résidus.

La pyrite est observée dans tous les échantillons et également dans les échantillons très oxydés de la colonne témoin, ce qui montre qu'elle n'a pas été complètement oxydée. Il est probable qu'en prolongeant la durée des essais, la pyrite en s'oxydant se retrouverait dans la colonne en quantité moindre. La jarosite n'a pas été identifiée dans le résidu frais à la base de la colonne C3 et à la surface de la colonne C5, ce qui peut être dû à un pH relativement élevé (5,45 et 5,14) (Bernier, 1998).

Les valeurs du pH de l'eau de rinçage obtenu lors de la réalisation des analyses minéralogiques donne une indication du taux d'acidité du milieu. Les pH de rinçage les plus acides ont été remarqués dans les échantillons de la colonne témoin, C1 (pH=2,17 à 2,51) et de la colonne sable et résidus, C2 (pH=2,4 à 2,74). Les valeurs de pH de l'eau de rinçage montrent que l'acidité des colonnes C1 et C2 est décroissante en profondeur. Les résidus en surface ont été plus oxydés que ceux situés à la base des colonnes. Les résidus des colonnes des boues Tembec, C3 (pH=4,93 à 5,45) et des boues Norkraft, C4 (pH=4,52 à 4,72) montrent un pH de rinçage circum neutre et les valeurs de pH sont décroissantes en profondeur. Cette observation montre la possibilité que les boues aient tamponné le pH des résidus pour l'amener à des valeurs circum neutre (pH entre 4,5 et 7).

La colonne de recouvrement de compost (C5) semble avoir tamponnée les résidus à la surface, près de l'interface entre les résidus et le compost (pH=5,14) tandis que les échantillons recueillis au milieu (pH=3,06) et à la base (pH=3,24) de la colonne ont donné des pH de rinçage acide. La colonne C6 possède également des pH de rinçage acide (pH=2,4 à 3,3) à cause de la composition des matériaux qui se retrouvent dans cette barrière. Le mélange de copeaux de bois et de boues activées semble provoquer une réaction qui acidifie le milieu. Les valeurs du pH de l'eau de rinçage obtenues par les analyses minéralogiques se comparent aux valeurs de pH du lixiviat mesuré pendant

toute la durée des essais. Les résultats de pH de l'eau de percolation sont présentés plus loin dans ce chapitre.

4.5.6 Essais de perméabilité

Le tableau 4.13 présente les résultats qui se rapportent aux essais de perméabilité. Les tableaux A4.13 à A4.20 en annexe correspondent aux feuilles de calculs des essais en cellules triaxiales pour les matériaux des colonnes C1 à C4 et le tableau A4.21 présente la feuille de calcul pour les essais de perméabilité au perméamètre à paroi rigide pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3.

Tableau 4.13 : Résultats des essais de perméabilité en cellules triaxiales pour les résidus des colonnes C1 et C2 et pour les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6 et résultat de l'essai de perméabilité au perméamètre à paroi rigide pour les matériaux de la colonne C3

Colonnes		e	Perméamètre à paroi rigide (cm/s)	Cellules triaxiales (cm/s)
C1	Essai #1	0,980	n.d.	$1,06 \times 10^{-4}$
	Essai #2	1,035	n.d.	$7,43 \times 10^{-5}$
C2	Essai #1	0,554	n.d.	$7,81 \times 10^{-5}$
	Essai #2	0,637	n.d.	$2,67 \times 10^{-4}$
C3	Essai #1	3,418	n.d.	$1,03 \times 10^{-3}$
	Essai #2	4,468	$8,26 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-9}$
C4	Essai #1	4,580	n.d.	$1,44 \times 10^{-8}$
	Essai #2	4,330	n.d.	$1,28 \times 10^{-8}$
n.d. =		non disponible		

Les essais de perméabilité en cellules triaxiales ont été réalisés en duplicata sur les résidus miniers des colonnes C1 et C2 et sur les matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4. Les résultats pour la colonne témoin (C1) montre une conductivité hydraulique (k) de $1,06 \times 10^{-4}$ cm/s avec un indice des vides (e) de 0,980 pour le premier essai tandis que le deuxième essai montre une conductivité hydraulique de $7,43 \times 10^{-5}$ cm/s et un indice des vides de 1,035. La conductivité hydraulique du

matériau de la colonne C2 a donné $7,81 \times 10^{-5}$ cm/s pour le premier essai et $2,67 \times 10^{-4}$ cm/s pour le deuxième essai. Les deux essais en cellules triaxiales présentent des résultats reproductibles pour les résidus miniers (C1) et pour le mélange sable/résidus de la colonne C2.

Pour le matériau de recouvrement de la colonne C3, les deux essais en cellules triaxiales sont très variables montrant des résultats de $1,03 \times 10^{-5}$ cm/s pour le premier essai et $1,00 \times 10^{-9}$ cm/s pour le deuxième essai tandis que l'essai au perméamètre à paroi rigide a donné $8,26 \times 10^{-3}$ cm/s. Ces résultats doivent être interprétés avec prudence car la composition du matériau n'était pas assez stable pour donner une valeur précise de conductivité hydraulique. Puisque les résultats de conductivité hydraulique pour le matériau de recouvrement de la colonne C3 sont trop variables, on utilisera les résultats des essais de perméabilité sur des résidus de désencrage effectués par Cabral et al. (1996).

Ces essais ont été effectués avec des cellules oedométriques et au perméamètre à paroi rigide et les résultats de conductivité hydraulique variaient entre 7×10^{-7} et $1,7 \times 10^{-8}$ cm/s. Les résidus de désencrage proviennent de l'industrie papetière et il s'agit de matériaux fibreux et spongieux qui peut atteindre 60% de teneur en matière organique. Les résultats de Cabral seront considérés pour les valeurs de conductivité hydraulique des boues de papetière (C3) puisque la composition de ces deux matériaux est semblable. Les détails sur la composition des résidus de désencrage ont été présentés au chapitre 3 et les détails sur la composition des boues combinées de la colonne C3 ont été présentés au début de ce chapitre. Les essais en cellules triaxiales pour le matériau de la colonne C4 ont donné $1,44 \times 10^{-8}$ cm/s pour le premier essai et $1,28 \times 10^{-8}$ cm/s pour le deuxième essai. Ces résultats sont plus stables que ceux de la colonne C3 et peuvent être considérés représentatifs.

4.5.7 Analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques ont été réalisées sur les échantillons d'eau de percolation et les matériaux à la fin des essais pour les 6 colonnes de laboratoire. Les principaux résultats sont présentés en fonction de la bactérie comptée. La figure 4.8 présente les résultats de décompte de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* dans l'eau de percolation récupérée à la fin des essais. L'échelle utilisée est une échelle logarithmique.

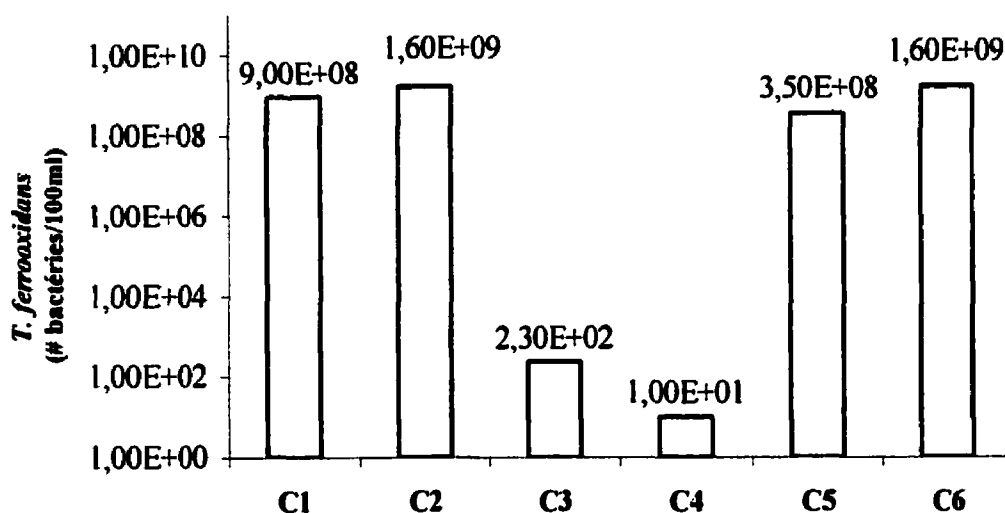


Figure 4.8 : Résultats du dénombrement de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* présente dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais

Pour la colonne témoin, le nombre de bactérie compté est de 9×10^8 bactéries/100ml, ce qui montre que l'activité de cette bactérie est importante dans les résidus miniers. Pour les colonnes C2, C5 et C6, la tendance est similaire à la colonne témoin avec des résultats de $1,6 \times 10^9$ bactéries/100ml pour la colonne C2, $3,5 \times 10^8$ bactéries/100ml pour la colonne C5 et $1,6 \times 10^9$ bactéries/100ml. Pour les colonnes C3 et C4 on

remarque une diminution de la présence de cette bactérie. Le nombre de *Thiobacillus ferrooxidans* présent dans l'eau de percolation de la colonne C3 est de 230 bactéries/100ml et pour la colonne C4, le résultat est de 10 bactéries/100ml. Ces résultats sont dus en partie à une augmentation du pH dans ces colonnes au-dessus de la zone de prolifération maximum de cette bactérie qui est pH = 1,5 à 3,5 typiquement.

Pour l'analyse des bactéries dans les échantillons solides, 4 types de bactéries ont été dénombrés dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement. La figure 4.9 présente les résultats d'analyses microbiologiques dans les matériaux à la fin des essais. Les résultats du dénombrement des bactéries sont représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans l'échantillon soit : dans les résidus miniers ou dans les matériaux de recouvrement. L'épaisseur (axe de gauche) correspond aux dimensions respectives d'une colonne de laboratoire. Par exemple, pour un échantillon de résidus miniers recueilli à 10 cm de la base des colonnes, les résultats du dénombrement des bactéries sont inscrits sur le graphique à l'épaisseur "10".

Pour l'analyse des résultats du dénombrement de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* qui est active à des pH acides ($< 3,5$), il y a $2,97 \times 10^5$ bactéries/g sol dans les résidus miniers de la colonne C1. La colonne C2 montre un résultat de $2,48 \times 10^6$ bactéries/g sol ce qui est plus élevé que dans la colonne témoin. Ce résultat était prévisible puisque l'objectif de cette colonne était d'obtenir un épuisement des sulfures par les bactéries qui permettent d'accélérer l'oxydation des résidus miniers.

Les colonnes C3 et C4 montrent des résultats plus faibles de 1 220 bactéries/g sol pour C3 et 86 bactéries/g sol pour C4. Pour la colonne C5, le résultat est similaire au témoin avec $7,34 \times 10^5$ bactéries/g sol ce qui ne montre pas d'amélioration significative. La colonne C6 présente les résultats les plus faibles avec 21 bactéries/g sol.

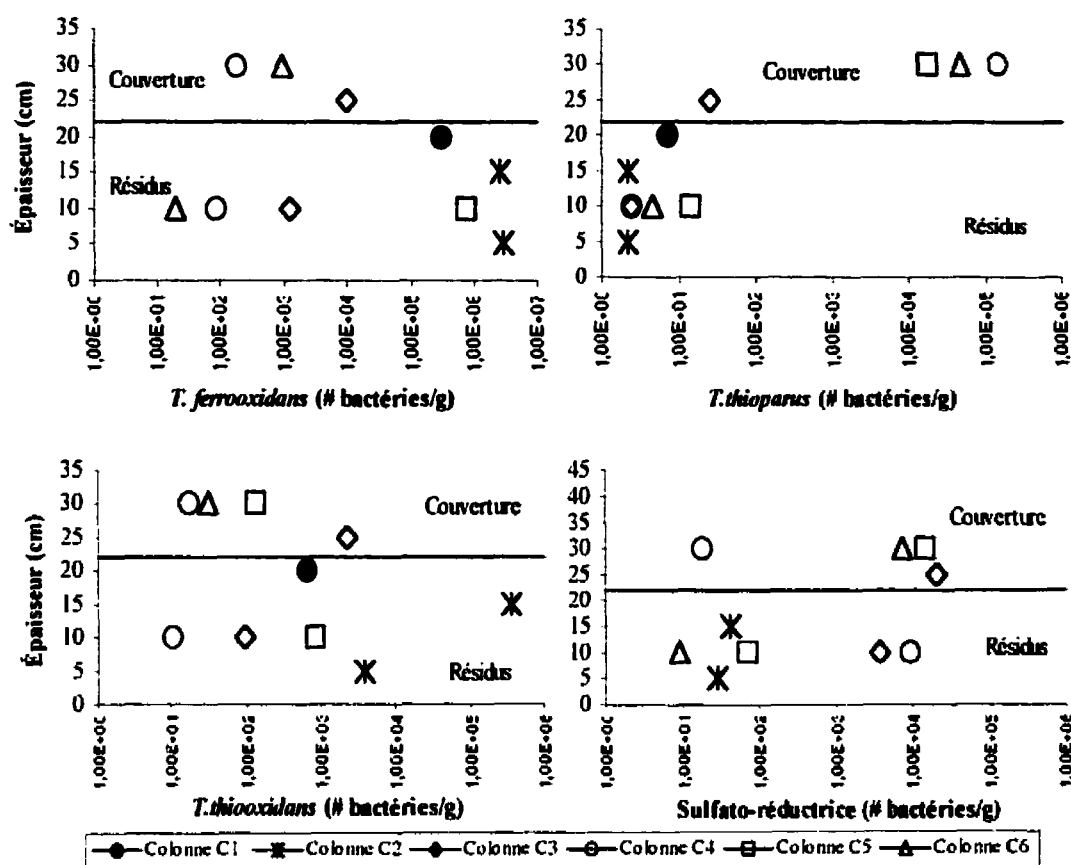


Figure 4.9 : Résultats du décompte de 4 différents types de bactéries présentes dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux

Pour la bactérie *Thiobacillus thiooxidans* qui est active à des pH acides (< 5), il y a 650 bactéries/g sol dans les résidus miniers de la colonne C1. La colonne C2 montre un résultat de $3,61 \times 10^5$ bactéries/g sol ce qui est très élevé comparativement à la colonne témoin. Les colonnes C3 et C4 montrent des résultats de 98 bactéries/g sol pour C3 et 10 bactéries/g sol pour C4 ce qui est faible comparativement au témoin. Pour les résidus de la colonne C5, le résultat est pratiquement similaire au témoin avec 856 bactéries/g sol. Aucune bactérie *T. Thiooxidans* n'a été détectée dans l'échantillon de résidus miniers la colonne C6.

Pour la bactérie *Thiobacillus thioparus* qui est active à des pH presque neutres (< 7), il y a 7 bactéries/g sol dans les résidus miniers de la colonne C1. Les colonnes C2 à C5 montrent des résultats similaires qui varient entre 1,47 et 2,52 bactéries/g sol tandis que pour la colonne C6, il y a 4,57 bactéries/g sol. Les résultats sont similaires pour les 6 colonnes puisque cette bactérie prolifère à des pH presque neutres et que le pH des résidus miniers ne se situent pas dans cette plage de valeurs de pH.

La présence de la bactérie sulfato-réductrices qui est active à des pH acides à neutre (> 5), n'a pas été détectée dans la colonne C1. Cette observation était prévisible puisque cette bactérie est réductrice du soufre et que dans les résidus miniers de la colonne témoin, c'est l'oxydation du soufre qui domine.

La colonne C2, C5 et C6 montrent de faibles résultats avec 42 bactéries/g sol pour C2, 71 bactéries/g sol pour C5 et 9 bactéries/g sol pour C6. Les résultats pour les résidus miniers des colonnes C3 et C4 montrent des valeurs de 3 910 bactéries/g sol pour C3 et 9 200 bactéries/g sol pour C4. Ces résultats indiquent que cette bactérie est présente en nombre élevé dans les colonnes C3 et C4 et qu'elle peut favoriser une plus grande réduction du soufre des résidus miniers.

4.5.8 Demande biochimique en oxygène

Pour les résultats d'analyse de la demande biochimique en oxygène (DBO), on présente d'abord, les résultats de BDO₅ dans les échantillons d'eau de percolation et ensuite, les résultats de la respirométrie dans les échantillons de résidus miniers.

La figure 4.10 à la page suivante présente les résultats de DBO₅ dans l'eau de percolation pour toute la durée des essais.

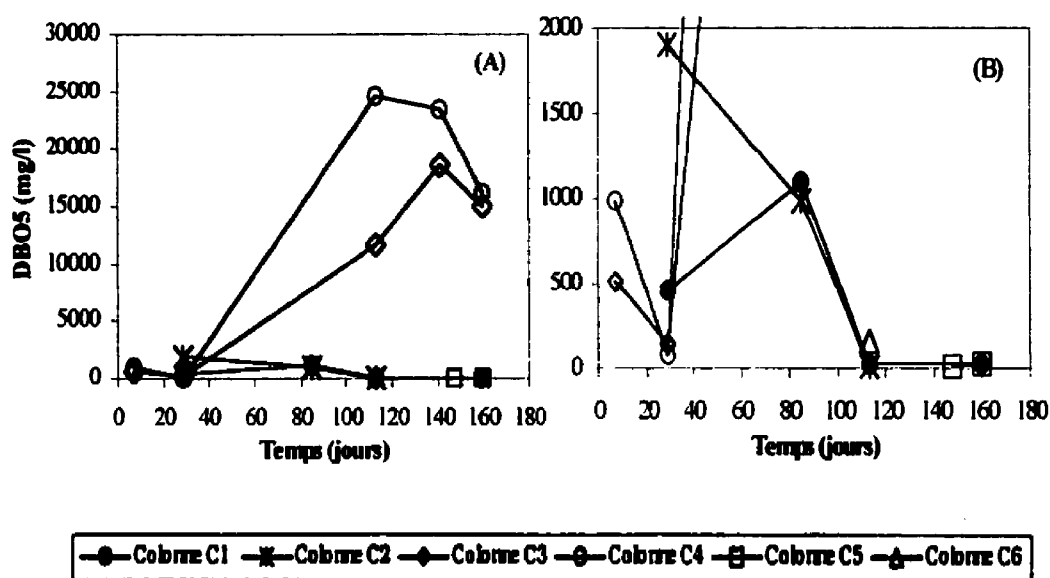


Figure 4.10 : Résultats d'analyses de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) mesurés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais; échelle 0-30 000 mg/l dans le graphique (A) et échelle 0-2 000 mg/l dans le graphique (B)

Pour la colonne C1, les valeurs de DBO₅ fluctuent entre 24 et 1 090 mg/l. La colonne C2 présente des résultats assez similaires qui varient entre 9 et 1 900 mg/l. Pour les colonnes C3 et C4, on remarque une augmentation considérable de la DBO₅ au jour 113 et par la suite, les résultats demeurent élevés. Pour la colonne C3, les résultats passent de 150 à 18 600 mg/l et pour C4, ils varient de 84 à 24 500 mg/l. Ces résultats montrent que la matière organique présente dans les matériaux de recouvrement engendrait une demande biochimique en oxygène qui devenait appréciable à partir du 113^e jour (fin du cycle 4).

L'augmentation de la DBO₅ peut être provoquée par l'oxydation des composés organiques biodégradables par les micro-organismes présents dans les matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4. Les micro-organismes entraînent une

consommation d'oxygène, ce qui permet au milieu d'exercer une demande biochimique d'oxygène élevée. La mesure d'une DBO_5 élevée est confirmée par le contenu de l'eau de percolation des colonnes C3 et C4, qui est riche en matières organiques biodégradables. Les effets de cette matière organique (quantité d'oxygène consommé) sont plus prononcés à partir de la fin du cycle 4. Pour la colonne C5, les deux résultats ont donné 15 et 29,3 mg/l et pour C6, le résultat est de 156 mg/l. Le nombre de résultats disponibles dans les colonnes C5 et C6 est insuffisant pour apporter des explications significatives.

Les résultats de la *respirométrie* sont représentés sous forme de courbes qui indiquent un temps auquel correspond une valeur de consommation d'oxygène. C'est la valeur finale de la courbe qui est utilisée pour faire l'interprétation des résultats de respirométrie qui sont présentés à la figure 4.11.

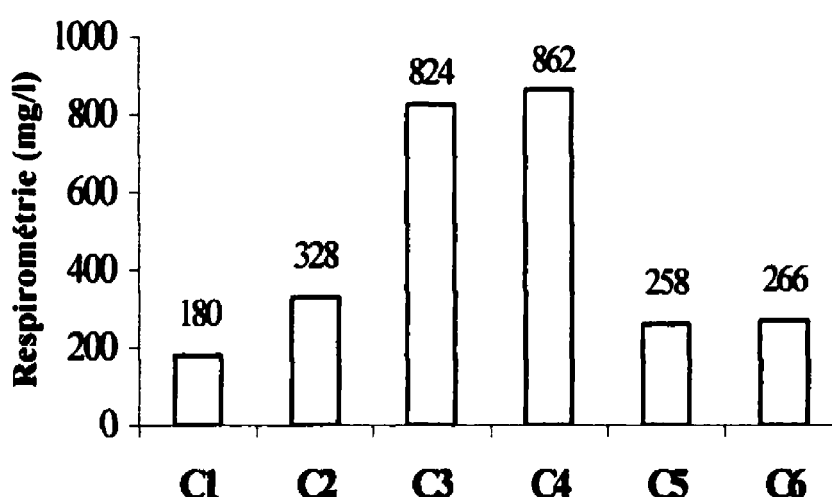


Figure 4.11 : Résultats d'analyses de la respirométrie pour les résidus miniers des colonnes C1 et C2 et pour les matériaux de recouvrement des colonnes C3 à C6 mesurés à la fin des essais

Pour les résultats de la respirométrie dans les résidus miniers, la colonne témoin (C1) montre une valeur de 180 mg/l. Pour les colonnes C2, C5 et C6, les résultats sont similaires et un peu plus élevés que C1 avec des valeurs de 328 mg/l pour C2 (sable), 258 mg/l pour C5 (compost) et 266 mg/l pour C6 (résidus Domtar + BA). Les résultats pour les colonnes C3 et C4 sont beaucoup plus élevés comparativement à la colonne témoin, avec des valeurs de 824 mg/l pour C3 (boues Tembec) et de 862 mg/l pour C4 (boues Norkraft). Ces résultats montrent que la demande biochimique en oxygène pour ces deux colonnes est très appréciable, ce qui supporte les résultats de DBO₅ obtenus dans l'eau de percolation.

4.5.9 Demande chimique en oxygène

La figure 4.12 présente les résultats de DCO dans l'eau de percolation pour toute la durée des essais.

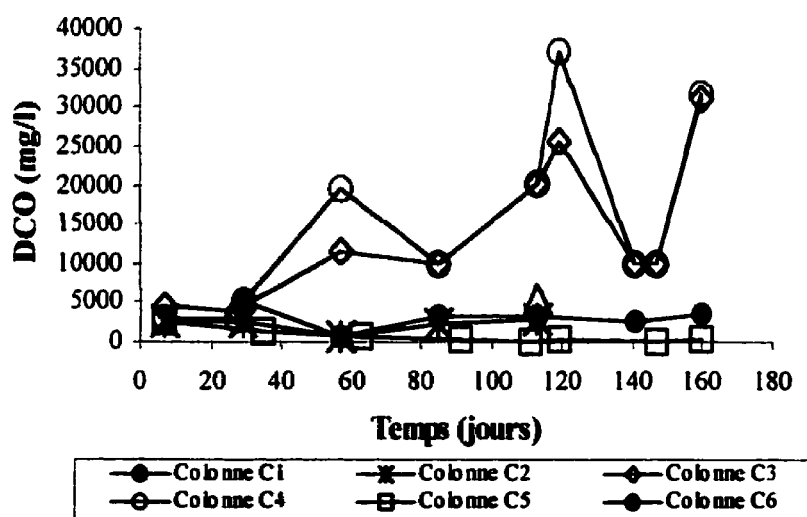


Figure 4.12 : Résultats d'analyses de la demande chimique en oxygène (DCO) mesurés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

Pour la colonne C1, les valeurs de DCO fluctuent entre 600 et 5 000 mg/l. La colonne C2 présente des résultats similaires qui varient entre 650 et 2 987 mg/l. Pour les colonnes C3 et C4, on remarque une augmentation considérable de la DCO au jour 113 (début du cycle 5) qui est suivie de grandes fluctuations. Pour la colonne C3, les résultats passent de 3 933 à 31 100 mg/l et pour C4, de 3 000 à 37 240 mg/l. Ces résultats montrent que la matière organique présente dans les matériaux de recouvrement créait une demande chimique en oxygène qui devenait appréciable à partir du 113^e jour. Cette augmentation serait due aux mêmes phénomènes que pour la DBO₅.

La DCO représente la mesure de consommation d'oxygène de toutes les matières organiques contenues dans les eaux qu'elles soient biodégradables ou non. Lorsque l'oxydation est effectuée sous l'action d'un oxydant puissant en milieu acide fort (H₂SO₄), la plupart des matières organiques sont oxydées en CO₂ et en H₂O. Ainsi, avec le temps l'oxydation augmente dans la couverture ce qui provoque une augmentation de la DCO. Pour la colonne C5, les résultats passent de 118 à 2 555 mg/l et pour C6, le résultat observé est de 5 447 mg/l ce qui est similaire à la colonne témoin.

4.5.10 Caractérisation chimique des échantillons liquides

Pour obtenir des informations sur la qualité de l'eau de percolation et des matériaux qui composent les colonnes de laboratoire, des échantillons d'eau ont été recueillis à la base des colonnes pendant toute la durée des essais. Le tableau 4.14 présente les résultats minimum et maximum des analyses de l'eau de percolation recueillie pendant toute la durée des essais. L'évolution des résultats et l'ensemble des données peuvent être retrouvés sur le CDROM disponible aux bureaux de Michel Aubertin et de Yves Comeau à l'École Polytechnique.

Tableau 4.14 : Résultats des analyses chimiques pour les échantillons d'eau de percolation montrant les résultats minimum et maximum mesurés pendant toute la durée des essais dans les 6 colonnes de laboratoire

No		pH	Eh (mV)	Cond. (μ mho/cm)	Salini- té (%)	Sulfates (mg/l)	Carbone (mgC/l)	NH ₃ - NH ₄ ⁺ (mgN/l)	TKN (mgN/l)	Ptot. (mgP/l)
C1	Min.	2,9	497	11 667	7	46 550	110	5,6	16	0,1
	Max.	3,5	617	27 000	18	97 334	347	21,3	31	1,37
C2	Min.	2,8	535	7 000	5	41 390	99	6,7	15	0,1
	Max.	3,5	619	24 000	21	58 630	274	7,8	33	1,1
C3	Min.	3,5	371	3 000	3	3 431	240	47	16	0,6
	Max.	5,1	547	22 000	15	82 776	10 803	549	586	4,6
C4	Min.	3,5	364	3 000	2,5	2 408	259	37	19	0,6
	Max.	5	535	13 000	10	52 626	14 472	473	534	9,2
C5	Min.	2,6	556	2 500	1,5	2 313	51	14,6	22	0,01
	Max.	3,3	723	19 000	13	47 712	736	76	88	0,9
C6	Min.	2,3	570	6 000	4	45 385	347	85	160	0,6
	Max.	3,2	687	25 500	17,5	106030	705	85	160	0,6

Les résultats d'analyses du pH, du Eh, de la conductivité électrique, des teneurs en sulfates et en métaux dissous seront présentés plus en détails parce qu'ils donnent des indications spécifiques sur la performance des couvertures pour la réduction du DMA.

Les figures 4.13 à 4.16 présentent les résultats de pH, de Eh, de la conductivité électrique et de la teneur en sulfates récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais. Les résultats des métaux lourds seront présentés un peu plus loin dans ce chapitre.

Le pH du lixiviat de la colonne témoin (C1) est demeuré constant pendant toute la durée des essais, oscillant entre 2,9 et 3,5. Le témoin est très acide et le rôle de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* peut être significatif. Pour la colonne C2, les valeurs de pH sont très similaires au témoin, variant entre 2,8 et 3,5. Le pH de 2,8 a été observé à la fin des essais ce qui donne une indication sur le rôle des bactéries actives à ces valeurs de pH.

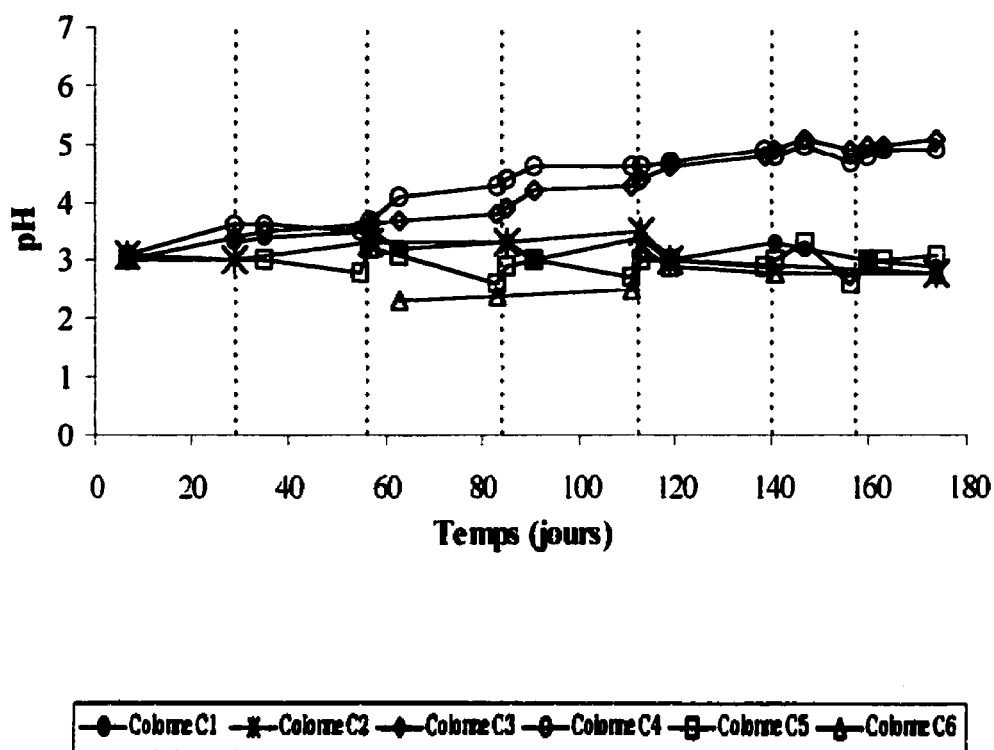


Figure 4.13 : Valeurs du pH mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais

Pour les colonnes C3 et C4, le pH a augmenté graduellement en débutant avec des valeurs de pH de 3 (C3) et 3,1 (C4) (résidus déjà oxydés) pour terminer avec des pH de 5,1 (C3) et 4,9 (C4). Cette augmentation continue du pH indique que l'échantillon est encore acide mais que la production de H^+ est considérablement ralenti. Cette diminution de $[H^+]$ indique probablement que la neutralisation de l'acide serait possible dans le temps ce qui réduirait également l'oxydation des sulfures. Il est possible que l'acidité des résidus miniers soit neutralisée par l'alcalinité présente dans l'eau de percolation qui traverse les matériaux de recouvrement à forte charge organique.

Pour les colonnes C5 (compost) et C6 (résidus Domtar, BA), le pH n'a pas subi de fluctuation majeure et il est demeuré acide variant entre 2,6 et 3,3 pour C5 et entre 2,4

et 3,2 pour C6. L'ajout du matériau de recouvrement pour les colonnes C5 et C6 semble avoir diminué le pH.

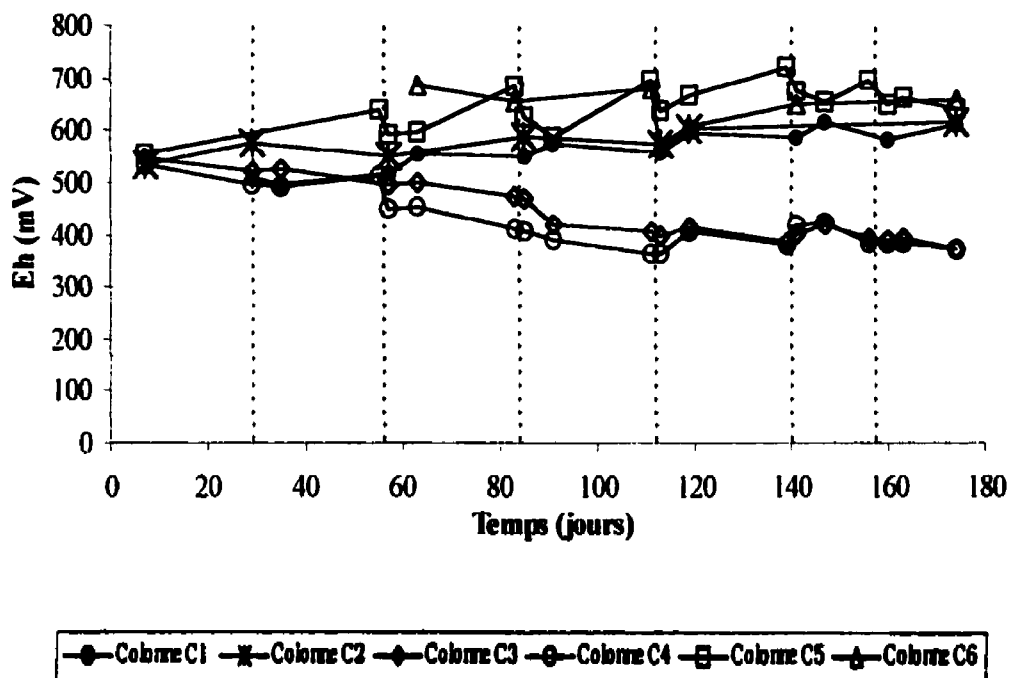


Figure 4.14: Valeurs du potentiel d'électronégativité (Eh) mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais

Le potentiel d'électronégativité (Eh) du lixiviat de la colonne témoin (C1) est demeuré assez stable pendant toute la durée des essais, variant entre 497 et 614 mV. Pour la colonne C2, le Eh est similaire au témoin et oscille entre 535 et 619 mV. Pour les colonnes C3 et C4, le Eh a diminué graduellement pendant toute la durée des essais; il a débuté avec des valeurs de 547 mV (C3) et 535 mV (C4) et terminé avec des valeurs 371 mV (C3) et 373 mV (C4).

Cette diminution du Eh indiquerait que l'échantillon a atteint des valeurs redox basses qui se situent sous le seuil de la génération d'acide et de l'oxydation du matériau. Pour

les colonne C5 (compost) et C6 (résidus Domtar, BA), le Eh n'a pas subi de fluctuations majeures et est demeuré élevé, variant entre 556 et 699 mV pour C5 et entre 570 et 687 mV pour C6.

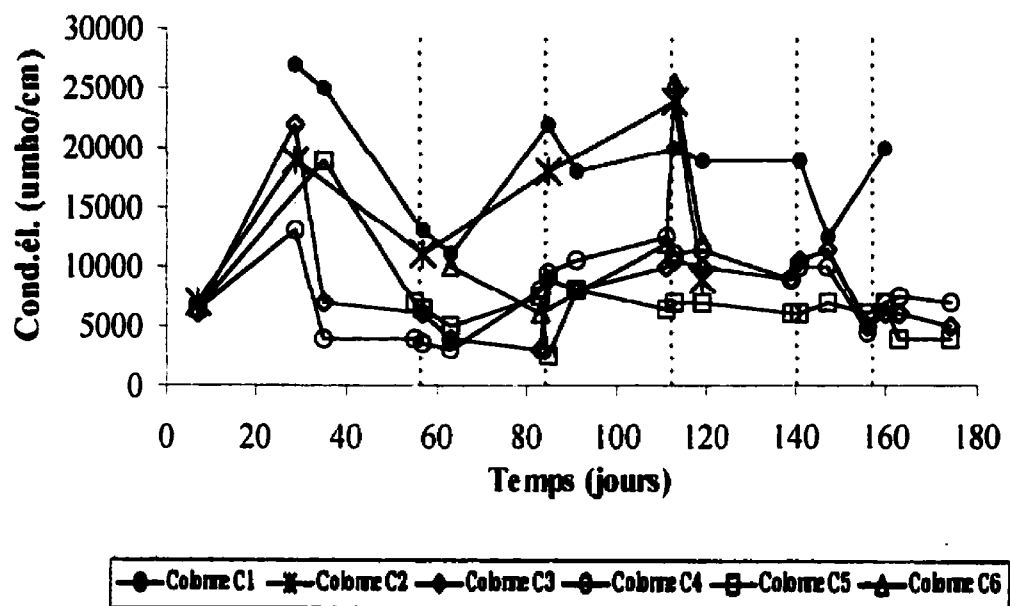


Figure 4.15: Valeurs de la conductivité électrique mesurées dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais

La *conductivité électrique* du lixiviat de la colonne témoin (C1) fluctue entre 11 000 et 27 000 $\mu\text{mho/cm}$. Une augmentation de la conductivité est visible à la fin cycle 3 (jour 57) qui se poursuit jusqu'à la fin du cycle 4 (jour 113). Une autre augmentation de la conductivité a été constatée à la fin du cycle 1 (jour 28) mais elle était moins marquée que celle des cycles 3 et 4. Ces périodes d'augmentation de la conductivité électrique indiquent peut être une augmentation de la génération d'acide et de la solubilité des métaux dans la colonne témoin puisque l'on sait que la conductivité électrique est une mesure qui représente l'aptitude des ions en solution à conduire un courant électrique. Pour la colonne C2 (résidus et sable), les valeurs de conductivité sont un peu plus basses que le témoin, variant entre 7 000 et 24 000 $\mu\text{mho/cm}$. La conductivité fluctue

entre 3 000 $\mu\text{mho/cm}$ et 11 500 $\mu\text{mho/cm}$ pour la colonne C3 et entre 3 000 et 13 000 $\mu\text{mho/cm}$ pour la colonne C4. Un pic de 22 000 $\mu\text{mho/cm}$ pour la colonne C3 est visible à la fin du cycle 1 mais il serait dû à la présence de matières résiduelles issues de l'oxydation préalable. Pour les colonnes C5 (compost) et C6 (résidus Domtar, BA), la conductivité électrique variait entre 2 500 et 19 000 $\mu\text{mho/cm}$ pour C5 et entre 6 000 et 25 500 $\mu\text{mho/cm}$ pour C6. La valeur de 25 500 $\mu\text{mho/cm}$ a été mesurée à la fin du cycle 4. Les résultats de conductivité électrique ont suivi des tendances similaires pour les 6 colonnes où les augmentations ont été remarquées à la fin du cycle 1 et pendant le cycle 4 qui correspond au lessivage des produits résiduels. Les résultats les plus faibles ont été observés dans les colonnes C3 (3 000 $\mu\text{mho/cm}$), C4 (3 000 $\mu\text{mho/cm}$) et C5 (2 500 $\mu\text{mho/cm}$).

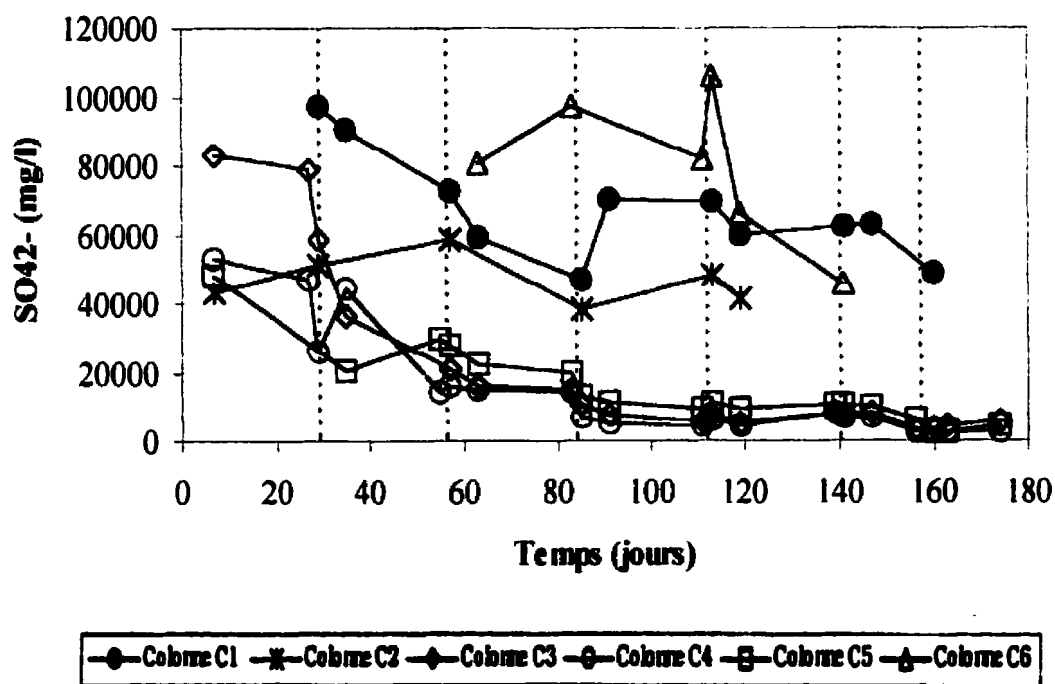


Figure 4.16 : Résultats d'analyses de la teneur en sulfates mesurée dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais

La teneur en *sulfates* du lixiviat de la colonne témoin (C1) a diminué légèrement du début à la fin des essais, passant de 97 334 à 48 906 mg/l. La diminution de la teneur en sulfates peut être produite par des précipitations à l'intérieur de la colonne. Par exemple, les résultats d'analyses minéralogiques (voir tableau 4.12) montrent des traces de jarosite ($\text{KFe}_3^{2+}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) et de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) dans les résidus miniers. Une légère augmentation de la teneur en sulfates est visible au cycle 4. Cette augmentation suit probablement un accroissement de la génération d'acide dans les résidus puisque les sulfates proviennent de l'oxydation complète des minéraux sulfurés.

Pour la colonne C2, les teneurs en sulfates fluctuent entre 39 444 et 58 630 mg/l et ne semblent pas suivre de tendance particulière en comparaison avec les autres colonnes. Cette observation dans la fluctuation des teneurs en sulfates suppose que le processus de génération d'acide ne se fait pas à la même vitesse dans cette colonne comparativement aux autres. En effet, la génération d'acide est probablement accélérée par une oxydation plus rapide des résidus qui sont mélangés au sable et permettent plus facilement le passage de l'oxygène de l'air à travers les matériaux.

Les résultats pour les colonnes C3 (boues Tembec), C4 (boues Norkraft) et C5 (compost) suivent une tendance similaire avec une diminution pendant toute la durée des essais. Les teneurs en sulfates de la colonne C3 passent de 82 776 à 2 993 mg/l. Pour la colonne C4, les résultats passent de 52 626 à 2 408 mg/l et pour la colonne C5, les teneurs en sulfates passent de 47 712 à 2 313 mg/l. La diminution de la teneur en sulfates montre qu'il y a diminution du taux d'oxydation des sulfures et une diminution de la génération d'acide. Une période d'essais plus longue aurait possiblement permis d'observer une diminution continue des teneurs en sulfates dans l'eau de percolation. Pour la colonne C6 (résidus Domtar + BA), les teneurs en sulfates étaient très élevées, variant entre 45 385 et 97 428 mg/l avec un pic de 106 030 mg/l à la fin du cycle 4 (jour

113). Ces résultats indiquent un potentiel de génération d'acide plus élevé que dans la colonne témoin.

Les résultats des teneurs en sulfates ont été transformés en sulfates cumulés à partir de la quantité d'eau de percolation qui a traversé les colonnes et des concentrations en sulfates (mg/l) pendant toute la durée des essais. Les résultats d'analyse des sulfates cumulés dans l'eau de percolation sont présentés à la figure 4.17. Ceux-ci donnent une indication du taux d'oxydation des sulfures présents dans les résidus miniers.

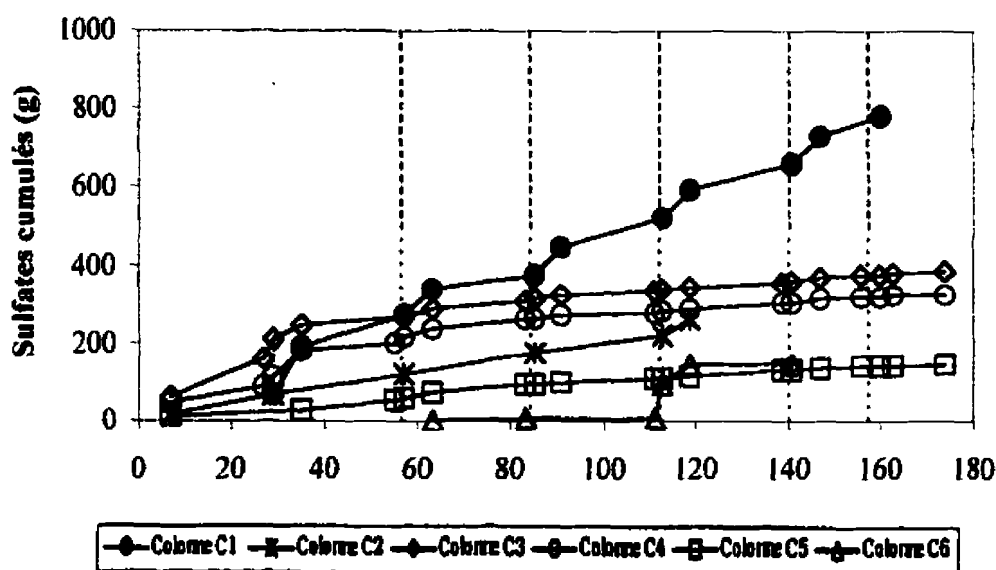


Figure 4.17 : Quantités des sulfates cumulées (g) et récupérées dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais; mesurées à partir des teneurs en sulfates (mg/l) et des volumes d'eau de percolation (l)

Le graphique indique un taux d'oxydation des sulfures plus élevé dans la colonne témoin (C1) que dans les colonnes avec matériaux de recouvrement (C3 à C6). Après 160 jours d'essais, la quantité totale de sulfates récupérée dans l'eau de percolation de la colonne témoin a atteint environ 2 à 3 fois celle obtenue dans les colonnes avec

matériaux de recouvrement. On remarque que la pente des derniers cycles de la colonne C1 semble augmenter de façon significative tandis que pour les colonnes C3, C4 et C5, la pente tend plutôt à se stabiliser.

Les résultats des autres paramètres d'analyses chimiques sont présentés à la figure A4.7 en annexe. Parmi les paramètres analysés mentionnons: la salinité, le carbone total, le phosphore total, le $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$, l'azote total, la dureté totale, l'acidité totale et l'acidité due aux acides minéraux. Ces résultats sont présentés pour information au lecteur et fournissent des renseignements complémentaires qui confirment les tendances observées au chapitre 3.

4.5.11 Géochimie des échantillons liquides

La présence des métaux lourds dans les échantillons d'eau de percolation permet de déterminer le taux de mise en solution et d'épuisement du métal comparativement à son contenu métallique original. Les phénomènes de solubilisation et de précipitation des métaux lourds en fonction du pH (qui comprend la précipitation des métaux secondaires) doivent être considérés dans l'analyse des résultats du taux de production d'acide.

L'analyse minéralogique a permis de détecter les métaux secondaires qui proviennent des résidus miniers et le tableau 4.15 présente les résultats minimum et maximum des teneurs en métaux dans l'eau de percolation échantillonnée pendant toute la durée des essais. L'évolution et l'ensemble des données expérimentales peuvent être retrouvés sur le CDROM rattaché au présent document.

Les graphiques des résultats d'analyses des métaux lourds les plus significatifs pour le site Aldermac sont présentés à la figure 4.18.

Tableau 4.15 : Résultats des concentrations en métaux mesurés dans les échantillons d'eau de percolation montrant les valeurs minimum et maximum analysées pendant toute la durée des essais

No		Fe (mg/l)	Cu (mg/l)	Zn (mg/l)	Pb (mg/l)	Cd (mg/l)	Ni (mg/l)	Mg (mg/l)	Mn (mg/l)
C1	Minimum	1 864	0,162	896	0,67	2,57	1,63	362	30
	Maximum	27 840	68	4279	1,61	16,9	11,5	1812	352
C2	Minimum	1 396	0,219	937	0,51	3,23	3,29	519	46
	Maximum	17 250	7,43	2678	1,44	10,4	8,6	1225	300
C3	Minimum	245	0,087	1,2	1,44	0,107	0,09	194	27
	Maximum	21 530	3,47	4603	0,23	18,4	6,91	1770	233
C4	Minimum	346	0,043	8,4	0,24	0,069	0,15	81	97
	Maximum	16 690	3,35	3259	1,36	13,6	5,47	1325	242
C5	Minimum	1 355	0,07	18	0,13	0,069	0,187	276	4
	Maximum	13 740	2,62	3370	0,68	13,9	6,18	1653	292
C6	Minimum	1 946	0,148	1592	1,42	4,22	5,88	1772	273
	Maximum	2 310	0,231	2762	1,63	10,4	7,81	2412	347

No		Co (mg/l)	Ag (mg/l)	Al (mg/l)	Li (mg/l)	Cr (mg/l)	Ca (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	Sr (mg/l)
C1	Min.	13,4	0,001	636	0,67	0,407	348	7,9	2,7	0,368
	Max.	43,9	0,228	2233	1,52	1,84	750	112	41	0,609
C2	Min.	12,9	0,001	628	0,075	0,238	429	2,7	5,5	0,255
	Max.	38,3	0,167	1734	1,2	0,749	787	22	33	0,453
C3	Min.	0,264	0,001	0,23	0,073	0,103	329	0,6	8,6	0,3
	Max.	33,2	0,185	2543	2,04	0,669	5320	1042	883	7,54
C4	Min.	0,398	0,001	1,16	0,044	0,108	394	1,6	8,6	0,331
	Max.	28	0,142	1573	1,53	0,361	6270	585	507	8,6
C5	Min.	0,255	0,001	1,49	0,08	0,045	384	1,8	7,3	0,339
	Max.	28,8	0,149	2090	2,22	0,523	748	954	94	1,9
C6	Min.	34,4	0,001	500	1,23	0,045	545	49	73	n.d.
	Max.	47	0,001	892	1,6	0,523	620	55	74	n.d.

n.d. = non disponible
 Min. = résultat minimum
 Max. = résultat maximum

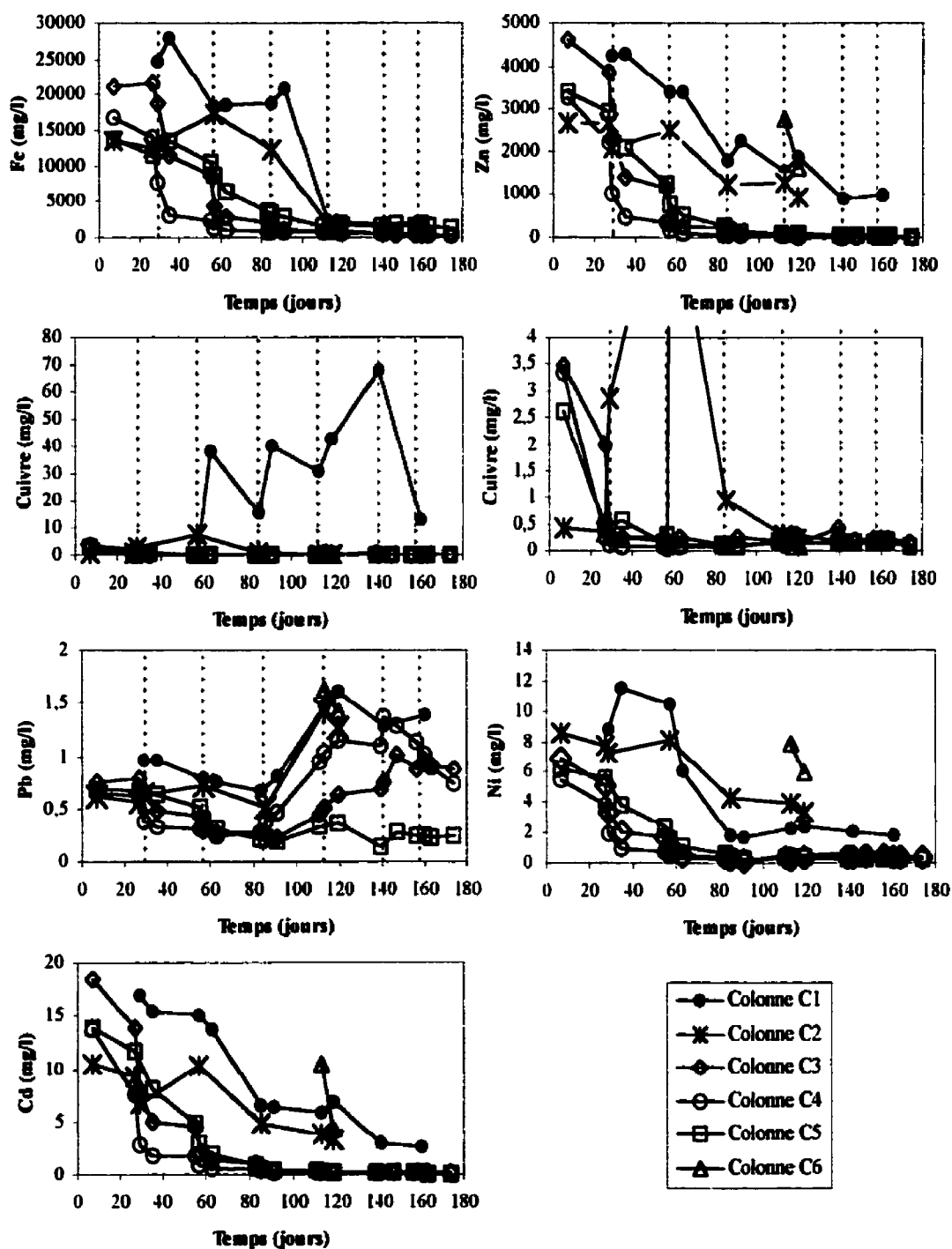


Figure 4.18 : Résultats d'analyses de la concentration en métaux mesurée dans les échantillons d'eau de percolation pendant toute la durée des essais

Pour les résultats des métaux lourds, le fer (Fe), le zinc (Zn) et le cuivre (Cu) sont présentés plus en détails. La teneur en *fer* du lixiviat de la colonne témoin (C1) est très élevée pendant les 90 premiers jours et diminue à la fin du cycle 4 (jour 113) tout en demeurant toujours élevée. Les résultats passent de 27 840 mg/l à 1 864 mg/l. La libération des concentrations élevées en fer montre qu'il y a eu probablement un premier largage de ce métal pendant les trois premiers cycles. Ce largage peut être produit par une oxydation antérieure du fer avant la mise en place des résidus miniers sulfureux dans la colonne et leur saturation. Une période d'essais plus longue aurait probablement permis de visualiser une deuxième période de largage du fer dans la colonne témoin tel qu'observé par Aachib (1997).

La diminution de la teneur en fer peut aussi être produite par des précipitations à l'intérieur de la colonne. Par exemple, les résultats d'analyses minéralogiques (voir tableau 4.12) montrent la présence de pyrite (FeS_2) en quantité moyenne (10-30%) dans les résidus miniers ainsi que des traces de pyrrhotite (FeS), de jarosite ($\text{KFe}_3^{2+}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) et de goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$). Pour la colonne C2, les teneurs en fer suivent la même tendance mais avec des valeurs plus basses, variant de 13 460 à 1 396 mg/l.

Les colonnes C3 (boues Tembec) et C4 (boues Norkraft) se comportent de manière assez semblable et présentent des résultats de teneurs en fer qui diminuent continuellement pendant toute la durée des essais. Les teneurs en fer de la colonne C3 passent de 21 530 mg/l (période de largage du fer) à 245 mg/l. Pour la colonne C4, les résultats varient de 16 690 mg/l (largage) à 346 mg/l. Les teneurs en fer passent de 13 740 à 1 355 mg/l pour la colonne C5 et de 2 310 mg/l à 1 946 mg/l pour la colonne C6. Les résultats des colonnes C5 et C6 ne semblent pas présenter d'amélioration significative comparativement à la colonne témoin.

La teneur en *zinc* du lixiviat de la colonne témoin (C1) augmente légèrement au début de chaque cycle et diminue ensuite jusqu'au cycle suivant ce qui représente une période de largage du zinc dans ce matériau. La tendance générale des résultats montre une certaine diminution de la teneur en zinc qui passe de 4 279 à 896 mg/l. Pour les colonnes C3 à C6 une période de largage plus visible que dans la colonne C1 semble s'être produite à partir du premier cycle jusqu'au deuxième cycle (jour 57). Pour la colonne C2 (sable et résidus), les teneurs en zinc suivent une tendance similaire à la colonne témoin avec des résultats qui varient entre 2 678 à 937 mg/l.

Les colonnes C3 (boues Tembec), C4 (boues Norkraft) et C5 (compost) se comportent de la même manière avec une diminution pendant toute la durée des essais. On constate que la plus grande diminution s'est produite après la période de largage (jour 57). Les teneurs en zinc de la colonne C3 passent de 4 603 mg/l (période de largage du zinc) à 1,2 mg/l, ce qui correspond à une baisse appréciable par rapport à la colonne témoin. Pour la colonne C4, les résultats passent de 3 259 mg/l (largage) à 8,5 mg/l et pour la colonne C5, les résultats varient de 3 370 mg/l (largage) à 17,8 mg/l. Ces résultats montrent que l'application des matériaux de recouvrement dans ces trois colonnes a contribué à faire diminuer considérablement la teneur en zinc dans les eaux de percolation des résidus miniers. Pour la colonne C6, les teneurs en zinc passent de 2 762 à 1 592 mg/l, ce qui ne représente pas d'amélioration comparativement à la colonne témoin.

La teneur en *cuivre* du lixiviat de la colonne témoin (C1) montre une tendance générale un peu différente de celle du fer et du zinc. L'augmentation de la teneur en cuivre en solution débute au début du cycle 2 (jour 57) et se poursuit en fluctuant jusqu'à la fin du cycle 5 (jour 141). Par la suite, la teneur en cuivre subit une baisse considérable jusqu'à la fin des essais (jour 174). Les périodes de largage du cuivre semblent déphasées par rapport à celles constatées pour le fer et le zinc. Les teneurs en cuivre varient de 0,209

mg/l au début des essais pour atteindre des valeurs de 68 mg/l (jour 141). Les plus grandes teneurs en cuivre sont observées pendant les périodes de largage qui apparaissent aux cycles 3 (jour 63), 4 (jour 91) et 6 (jour 141). Pour les colonnes avec matériaux de recouvrement, la période de largage la plus marquée s'est produite à partir du premier cycle jusqu'au deuxième cycle (jour 57). Pour la colonne C2 (sable), les teneurs en cuivre fluctuent de 0,219 à 2,85 mg/l avec un pic de 7,43 mg/l au jour 57. Ce pic montre une période plus marquée de largage du cuivre dans cette colonne.

Les colonnes C3 (boues Tembec), C4 (boues Norkraft) et C5 (compost) se comportent de manière similaire avec une diminution continue pendant les 180 jours d'essais. On constate que la plus grande diminution s'est produite après la période de largage (jour 57). Les teneurs en cuivre de la colonne C3 passent de 3,47 mg/l (période de largage du cuivre) à 0,087 mg/l, ce qui correspond à une baisse appréciable comparativement à la colonne témoin. Pour la colonne C4, les résultats varient de 3,35 mg/l (largage) à 0,06 mg/l. Pour la colonne C5, les résultats passent de 2,62 mg/l (largage) à 0,07 mg/l. Pour la colonne C6, les deux résultats disponibles donnent des valeurs de 0,148 mg/l et 0,231 mg/l; le nombre d'échantillon recueilli est insuffisant pour permettre d'apporter des explications significatives.

Les autres résultats d'analyses des concentrations en métaux qui auront tendances à augmenter en milieu acide sont présentés à la figure A4.8 (en annexe) où les éléments analysés sont: le magnésium, le manganèse, le cobalt, l'argent, l'aluminium, le lithium et le chrome. Les résultats des concentrations en métaux qui auront tendances à augmenter en milieu basique sont présentés à la figure A4.9 (en annexe) et les éléments analysés sont: le calcium, le potassium, le sodium et le strontium. Ces résultats sont présentés pour information au lecteur intéressé d'obtenir des renseignements complémentaires qui pourront être utilisés dans des études subséquentes.

4.5.12 Caractérisation chimique des échantillons solides

Pour obtenir des informations sur la qualité des matériaux utilisés dans les colonnes de laboratoire, des échantillons solides ont été recueillis dans les matériaux à la fin des essais. Les graphiques de résultats du pH, du phosphore total et de l'azote total sont présentés à la figure 4.19. Ils sont représentés graphiquement en fonction de la localisation des échantillons dans les matériaux à différentes élévations.

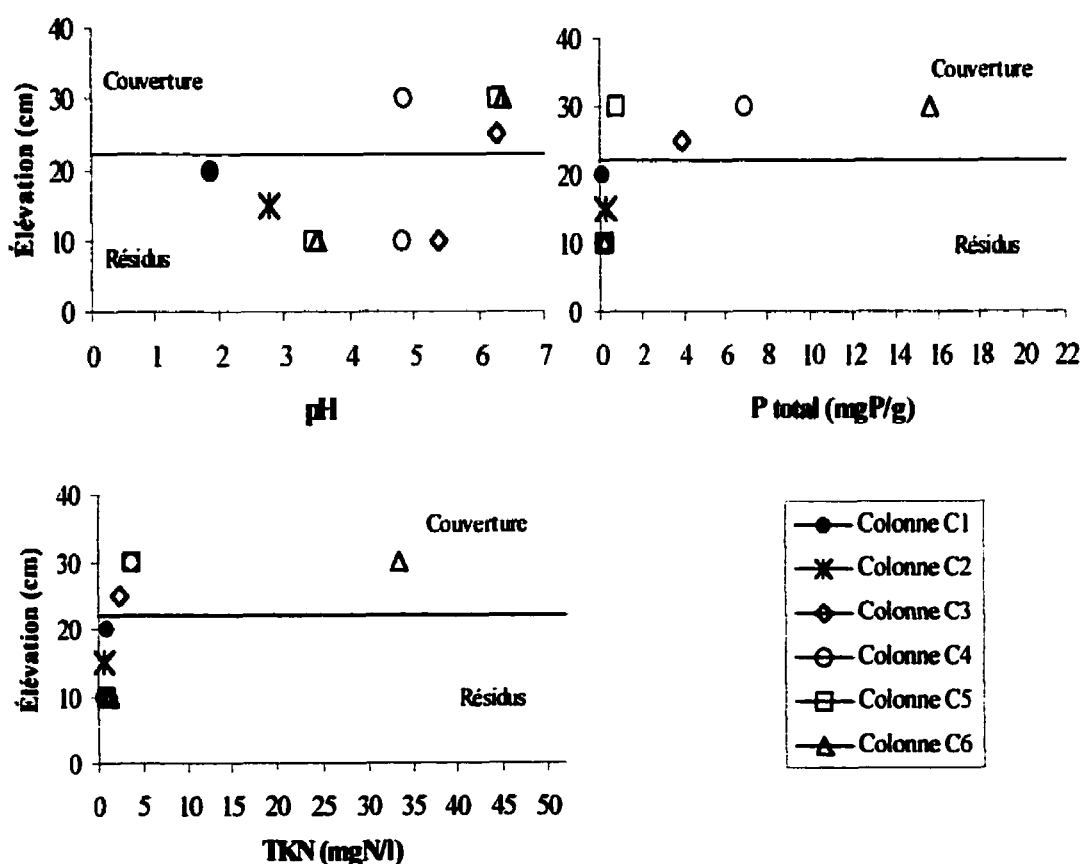


Figure 4.19 : Résultats d'analyses chimiques dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement analysés à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux

L'élévation zéro correspond à la base des matériaux et la hauteur varie de 50 à 100 cm selon les colonnes; 50 cm pour C1 et C2 et 100 cm pour C3 à C6. La démarcation entre les résidus miniers et les matériaux de recouvrement est représentée par une ligne continue à l'élévation de 22 cm.

Pour les valeurs de *pH* mesurées à la fin des essais, on remarque que le *pH* le plus acide est celui du résidu minier de la colonne témoin (C1) avec un *pH* de 1,9. Les résidus miniers sont très acides et le rôle de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* peut alors être très significatif. Pour la colonne C2 (résidu et sable), le *pH* est assez similaire au témoin, avec un résultat de 2,8. Pour les colonnes C3 et C4, le *pH* des résidus miniers est plus élevé avec des résultats de 5,4 pour C3 et 4,8 pour C4. Cette augmentation indique que l'échantillon est encore acide mais que la neutralisation de l'acide peut être possible.

Les *pH* des résidus miniers pour les colonnes C5 (compost) et C6 (résidu Domtar, BA) sont de 3,4 pour C5 et 3,5 pour C6. Le *pH* des matériaux de recouvrement sont plus élevés que ceux des résidus miniers pour les 4 colonnes. Les *pH* des matériaux de recouvrement montrent des valeurs de 6,3 pour la colonne C3; 4,9 pour la colonne C4; 6,3 pour la colonne C5 et 6,4 pour la colonne C6.

Dans les résidus miniers de la colonne témoin, le *phosphore total* est très faible avec 0,05 mgP/g et pour les résidus miniers des colonnes C3 à C6, les résultats ressemblent à ceux de la colonne témoin variant entre 0,19 et 0,22 mgP/g. Les tendances retrouvées pour le *phosphore total* dans les résidus miniers sont similaires à celles des résultats de l'*azote total* qui est de 0,86 mgN/g pour C1.

Les colonnes C3 et C4 affichent une valeur moyenne de 1,00 mgN/g. Puisque le *phosphore* et l'*azote* sont des nutriments bénéfiques pour le maintien de la matière

organique, ils sont présents en quantité appréciables dans les matériaux de recouvrement. En effet, les colonnes C3, C4 et C6 montrent des teneurs élevées en nutriments dans les matériaux de recouvrement comparativement aux autres matériaux. On remarque que les matériaux de la colonne C6 possèdent les valeurs les plus élevées avec 15,6 mgP/g et 33,5 mgN/g. Les résultats du phosphore total sont également élevés dans les colonnes C3 (3,9 mgP/g) et C4 (6,96 mgP/g). Pour la colonne C5, les résultats sont plus faibles en nutriments affichant des valeurs de 0,74 mgP/g et 3,83 mgN/g.

4.5.13 Géochimie des échantillons solides

Le tableau 4.16 présente les résultats de la moyenne des teneurs en métaux dans les échantillons de résidus miniers (R) et dans les matériaux de recouvrement (C) à la fin des essais; les graphiques correspondants sont présentés à la figure 4.20. La localisation des échantillons prélevés dans les colonnes est identifiée par l'élévation sur l'axe des abscisses dans les graphiques de la figure 4.20.

En général, les tendances remarquées dans le tableau 4.16 et les graphiques de la figure 4.20 indiquent que les teneurs en métaux (Fe, Cu, Zn et S) des échantillons de la colonne C2 (résidus miniers et sable) sont très faibles comparativement aux résultats des métaux dans les résidus miniers des autres colonnes. Ces résultats étaient prévisibles puisque les matériaux de la colonne C2 sont composés d'un mélange de résidus miniers (50%) et de sable (50%) tandis que pour les autres colonnes, ce sont des résidus miniers (100%) qui composent la base des colonnes (0 à 22cm). La teneur en métaux lourds étant plus élevée dans les résidus miniers que dans le sable utilisé pour cette colonne, les faibles résultats de la colonne C2 s'expliquent et doivent être traités séparément. Les teneurs en métaux (Fe, Cu, Zn et S) de la colonne témoin (C1) montrent les résultats les plus élevés. Les concentrations en métaux augmentent considérablement en profondeur ce qui suppose une oxydation en surface.

Tableau 4.16 : Teneurs en métaux lourds dans les résidus miniers (R) et dans les matériaux de recouvrement (C) retirés des 6 colonnes de laboratoire lors du démontage des essais

No.		Fe	Cu	Zn	Pb	S	Co	Cr	Cd
C1	R	21,7	2 084	3 817	187	9,2	107	29	11,8
C2	R	11,5	928	2 103	102	3,3	53	23	7
C3	R	16,3	1 738	4 572	141	7,4	89	28	17,5
	C	1,3	539	2 001	24	n.d.	26	12	11
C4	R	25,2	1 916	4 792	190	9,7	124	30	15
	C	0,3	103	1 290	13	n.d.	6	36	10,4
C5	R	23,5	1 960	4 958	193	9,6	121	30	15,5
	C	0,8	23	120	9	n.d.	4	12	1,07
C6	R	26,2	1 956	5 796	195	10	124	34	18,7
	C	1,9	3 863	320	52	n.d.	25	27	1,5
No.		Al	Ca	K	Na	Mg	Mn	Ni	Li
C1	R	0,42	0,24	0,16	0,033	0,45	238	19	4,3
C2	R	0,48	0,34	0,12	0,036	0,42	298	16,7	3,9
C3	R	0,45	2,32	0,09	0,05	0,35	334	21,7	3
	C	0,15	9,5	0,04	0,078	0,10	581	16,4	0,58
C4	R	0,48	0,65	0,16	0,036	0,48	293	22	4,7
	C	0,23	5,3	0,17	0,12	0,16	1 573	47	1
C5	R	0,42	0,35	0,16	0,023	0,43	265	20,7	3,4
	C	0,30	0,83	0,10	0,01	0,35	128	8	3
C6	R	0,58	0,39	0,17	0,03	0,57	403	24	5,3
	C	0,57	2,7	0,16	0,04	0,30	1 528	22,7	2,6

R = résidus miniers
 C = matériaux de recouvrement
 n.d. = non disponible

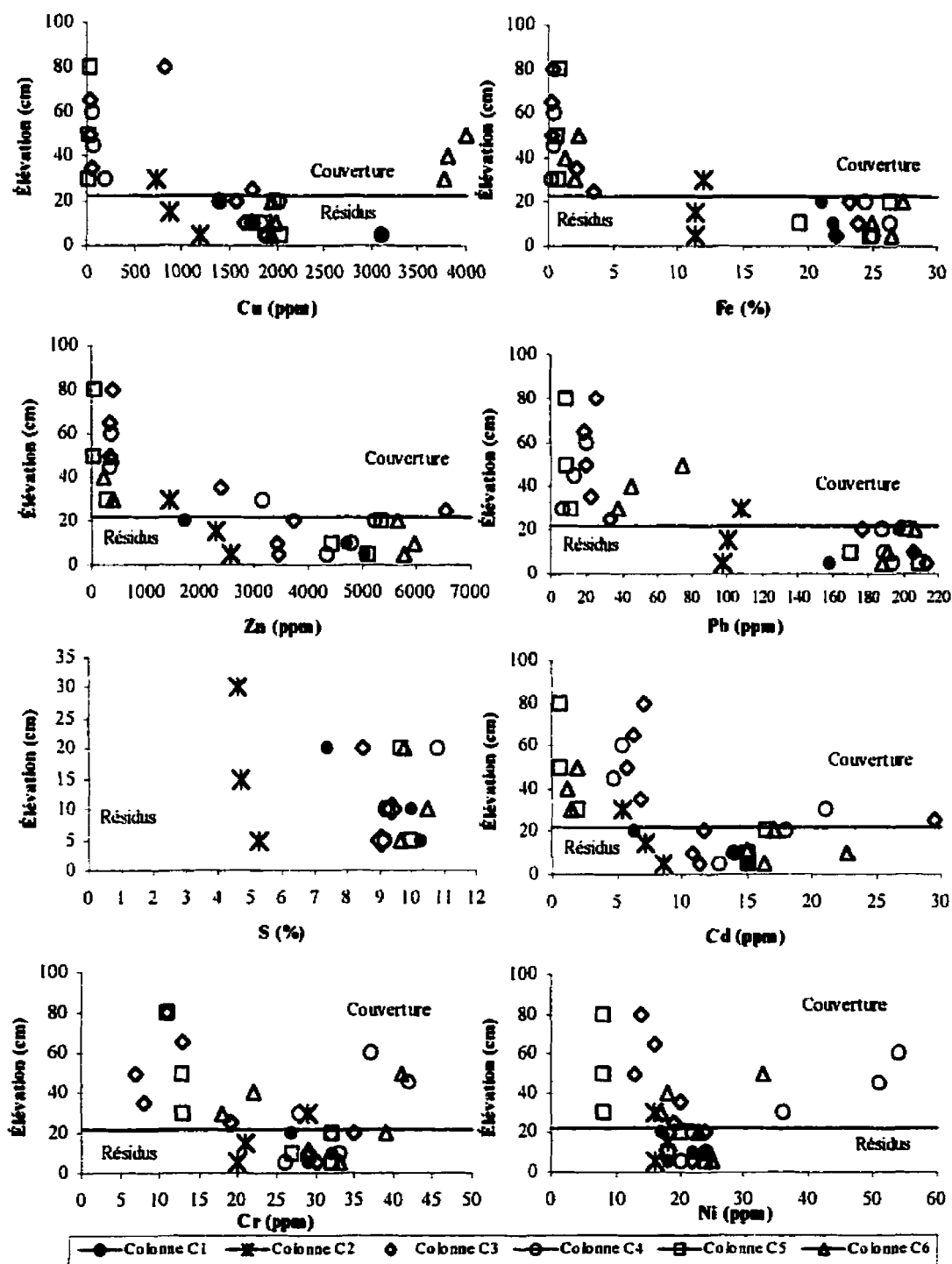


Figure 4.20 : Résultats des concentrations en métaux dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement analysés à la fin des essais; représentés graphiquement en fonction de leur localisation dans les matériaux

Pour la colonne C3, les teneurs en métaux ne fluctuent pas beaucoup en fonction de l'élévation mais diminuent légèrement en profondeur. La colonne C4 est celle qui présente les plus faibles teneurs en métaux dans les résidus miniers en fonction de la profondeur. Les colonnes C5 et C6 montrent des résultats élevés sans fluctuations importantes en fonction de la hauteur de prise d'échantillon.

La figure A4.10 en annexe présente les résultats d'analyses des teneurs en métaux lourds pour les éléments suivants: le cobalt, le magnésium, le manganèse, le lithium, l'aluminium, le calcium, le potassium et le sodium. Ces résultats sont présentés pour information au lecteur et ne seront pas discutés en détails puisqu'ils ne semblent pas problématiques pour le site Aldermac.

4.5.14 Observations visuelles des colonnes de laboratoire

Des observations sur les caractéristiques physiques des matériaux utilisés dans les essais en colonne ont été notées pendant toute la durée des essais. Ces observations consistent en une évaluation qualitative des mesures de hauteur des matériaux en différentes périodes au cours des essais. Les données mesurées sont les suivantes : l'épaisseur apparente des matériaux, les mesures de niveau d'eau au-dessus du matériau, la mesure de retrait des matériaux et le front de résidus oxydés. La figure 4.21 présente la schématisation des informations mesurées sur une colonne de laboratoire.

Le niveau du matériau représente la hauteur du résidus miniers (pour C1 et C2) ou du matériau de recouvrement (pour C3 à C6) en comparaison à la hauteur initiale, mesurée lors du montage des colonnes. Cette mesure est calculée par rapport à la surface du matériau (hauteur initiale) qui correspond au point zéro. Une valeur négative signifie que le matériau s'est consolidé et qu'il se retrouve à un niveau inférieur à la hauteur qui avait été mesurée au début des essais.

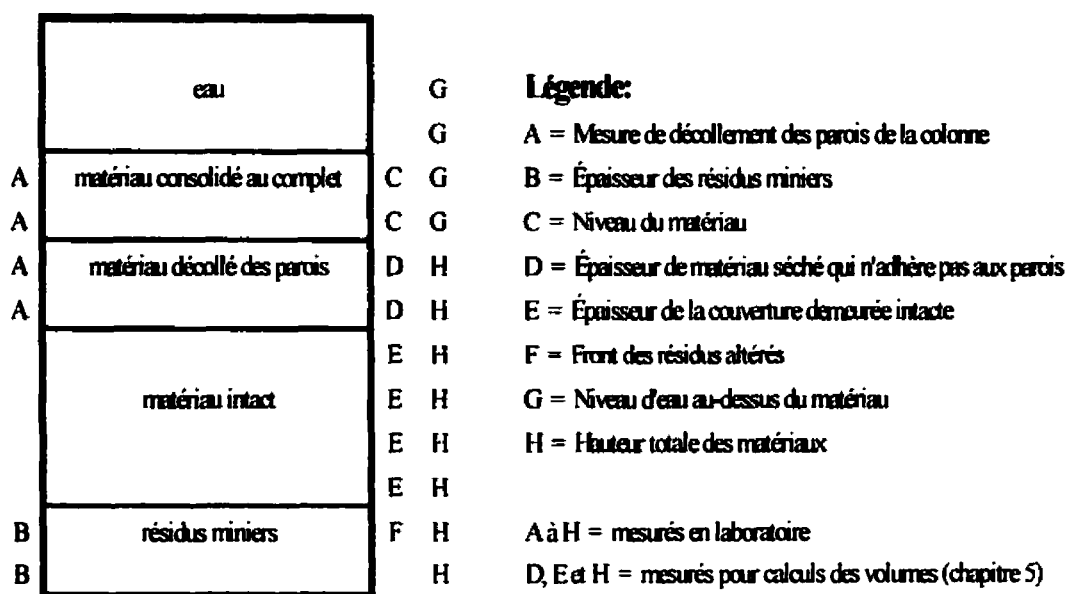


Figure 4.21 : Représentation schématique des hauteurs de matériaux mesurées sur les 6 colonnes de laboratoire à des fréquences déterminées pendant toute la durée des essais

Le niveau d'eau au-dessus du matériau correspond à la hauteur d'eau à la surface du matériau en place. Cette hauteur est calculée par rapport à la surface du matériau (mesure ponctuelle) qui correspond au point zéro. Une valeur positive signifie qu'il y a de l'eau à la surface du matériau.

La mesure de retrait représente l'épaisseur du matériau qui s'est contracté et qui a décollé des parois de la colonne; elle est calculée par rapport à la surface du matériau (hauteur initiale) qui correspond au point zéro. Par exemple, une valeur de 3 cm signifie qu'il y a 3 cm de matériau (hauteur) qui n'adhère plus aux parois de la colonne soit parce que le matériau s'est consolidé ou pour d'autres raisons.

La mesure du front des résidus altérés correspond à l'épaisseur identifiée visuellement des résidus miniers qui a subi l'effet de l'oxydation. Cette mesure correspond à l'épaisseur des résidus sulfureux qui possède une couleur jaunâtre.

Les données mesurées sur les colonnes de laboratoire seront utilisées pour faire les estimations des volumes de matériaux consolidés dans les calculs de la porosité qui seront présentés au chapitre 5. Le tableau 4.17 présente les observations visuelles du comportement et de l'état physique des matériaux. On remarque que pour certaines colonnes, aucune observation n'est inscrite, ce qui signifie qu'aucun changement spécifique n'a été observé et que l'apparence visuelle du matériau est demeurée stable. Les photographies 4.3 à 4.10 (fin du chapitre) présentent une observation visuelle des colonnes de laboratoire pendant les essais (11 mars 1998) et à la fin des essais (5 mai 1998). Il est intéressant de porter une attention particulière sur l'évolution de l'état des matériaux dans les 6 colonnes de laboratoires.

Les essais réalisés avec la colonne témoin (C1) qui était composée uniquement de résidus miniers se sont bien déroulés pendant toute la durée de l'expérimentation; le drainage était bon et les matériaux ne se sont pas consolidés. La surface des résidus en contact avec l'oxygène de l'air s'est altérée graduellement pour atteindre une profondeur d'environ 14 cm après 180 jours d'essais; cette partie altérée correspond à la zone avec précipités.

Les essais avec la colonne de mélange sable et résidus miniers (C2) se sont bien déroulés pendant les 5 premiers cycles et à partir du 139^e jour, la formation d'une couche de précipités qui s'apparente à un « hard pan » près de la surface du matériau empêchait l'eau de percolation de traverser la colonne. La surface des résidus en contact avec l'oxygène de l'air s'est altérée très rapidement pour atteindre une profondeur de 19 cm à la fin des essais.

Tableau 4.17 : Description des caractéristiques physiques et des changements observés dans les matériaux des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

No.	Date	Observations pendant toute la période des essais (30/11/97 au 05/05/98)
C2	11/11/97	Des résidus oxydés sont déjà très visibles de 0 à 8 cm à partir de la surface
C3		Changement de couleur du matériau de recouvrement de brun à noir à 10 cm de la base du matériau
C4		Le recouvrement présente des zones de couleur blanche au-dessus des résidus miniers
C5		Le matériau décolle des parois des colonnes sur toute la longueur
C3	25/11/97	Formation de 5 champignons blancs (0 à 12 cm de hauteur) à la surface du matériau de recouvrement
C4		Le matériau de recouvrement sèche et décolle des parois dans le haut de la colonne. Formation de champignons fins et courts (2 cm) à la surface du matériau et moisissures noirs au niveau de la valve de saturation du matériau de recouvrement
C5		Petites gouttelettes d'évaporation sur toute la longueur du matériau de recouvrement et formation de deux chemins préférentiels
C6		Formation d'un front de moisissures à 10 cm du haut de la colonne
C1	9/12/97	Front de résidus oxydés visible de 2 à 4 cm de la surface
C3		Pendant la période de mouillage, le matériau de recouvrement gonfle et il y a une formation de petits champignons verts et ronds
C4		Pendant la période de mouillage, le matériau ne gonfle presque pas et sèche rapidement
C5		Le matériau de recouvrement adhère à 70% de la paroi pendant le mouillage
C6		Pendant la période de mouillage, l'eau demeure à la surface et ne s'écoule plus
C2	06/01/98	Résidus oxydés visibles autour du thermocouple
C3		Prolifération de champignons; à la surface il y a plusieurs espèces de champignons de couleur brun, jaune, blanc et au-dessus des résidus, les moisissures sont de couleur noir
C4		Le recouvrement sèche et commence à décoller du thermocouple (retrait du thermocouple)
C6		L'eau qui ne s'écoule pas dans la colonne est noire et contient de fortes odeurs
C1	17/02/98	Le front de résidus oxydés s'uniformise
C3		Strates de champignons jaunes et blancs visibles dans le haut de la colonne
C4		Moisissures blanches autour de la sonde RDT et mauvaises odeurs
C5		Plusieurs chemins préférentiels dans le matériau de recouvrement
C2	17/03/98	Formation d'une couche de précipités « hard pan » sur le dessus du matériau
C3		L'eau ne s'écoule plus et reste à 15 cm sous la surface du recouvrement et présence de moisissures noires
C4	07/04/98	Retrait de la sonde RDT car une tige de la sonde est à l'air libre
C3	29/04/98	Strates très larges de moisissures noires à la surface des résidus miniers

La colonne de recouvrement avec les boues de papetière Tembec (C3) a démontré une activité mycologique intense par une formation de plusieurs espèces de champignons et moisissures. Le matériau subissait des étapes de gonflement et de rétrécissement à chaque période de mouillage/drainage mais retrouvait sa forme originale à la fin des cycles. Le matériau de recouvrement a légèrement gonflé puisque la hauteur de la surface du matériau est passé de 81,5 à 82,5 cm pendant toute la durée des essais.

La colonne de recouvrement avec des boues de papetière Norkraft (C4) a démontré une activité mycologique un peu moins prononcée que dans la colonne C3 mais tout de même présente par la formation de quelques espèces de champignons et moisissures. Le matériau subissait de très grands changements de volume lors des périodes de mouillage/drainage. À tous les nouveaux cycles, le matériau gonflait légèrement jusqu'au moment où l'eau de drainage avait traversé la colonne et à partir de ce moment, le matériau se consolidait beaucoup. La consolidation du matériau de recouvrement de C4 était plus importante que C3. La hauteur de la surface du matériau de la colonne C4 est passée de 83,9 à 61 cm pendant la durée des essais.

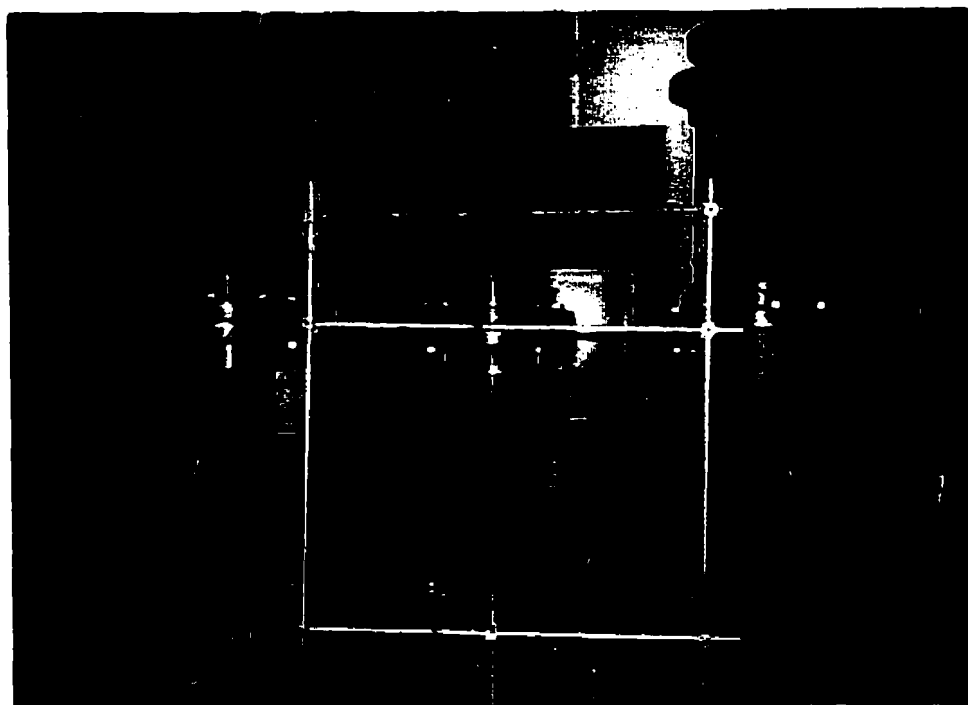
Pour la colonne de compost (C5), les résidus ont demeuré en place (84,3 à 84 cm) mais le matériau avait tendance à s'assécher et décoller légèrement des parois pendant les cycles de drainage. La formation de plusieurs chemins préférentiels d'écoulement a été remarquée sur l'épaisseur total du matériau de recouvrement. Dans la colonne de résidus papetiers Domtar Inc. et de boues activées (C6), les matériaux ne se sont pas comportés comme les autres au niveau du drainage. Au début du cycle 5, 30 cm de matériau de recouvrement a été retiré de la colonne parce que l'eau de percolation ne traversait plus la colonne et ne pouvait pas être échantillonnée. Cette observation suppose que le matériau de recouvrement était très imperméable et bloquait le passage de l'eau. Il a été démontré dans le chapitre 1 que l'eau est une des trois composantes

essentielles à la formation du DMA et que l'élimination de ce composé permettrait de limiter le DMA.

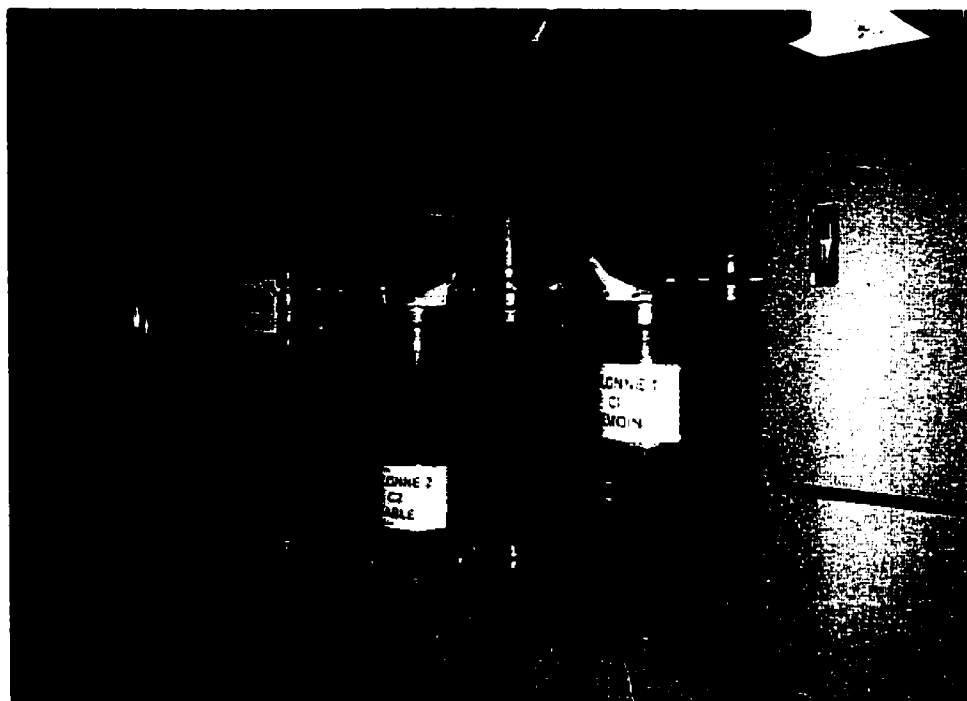
L'ensemble des résultats tirés du programme expérimental a fait ressortir des informations pertinentes sur le comportement et la performance des matériaux de recouvrement utilisés en colonnes de laboratoire. Ces résultats et ceux tirés de l'étude de caractérisation seront analysés plus en détails dans le prochain chapitre. Quelques modélisations mathématiques préliminaires, l'utilisation de diagrammes de phase, des calculs de bilans et une interprétation complémentaire des résultats obtenus dans les 4 premiers chapitres permettront de faire une synthèse de l'ensemble des résultats. Les choix qui seront déterminés comme étant applicables au site Aldermac pourront faire l'objet d'études subséquentes.



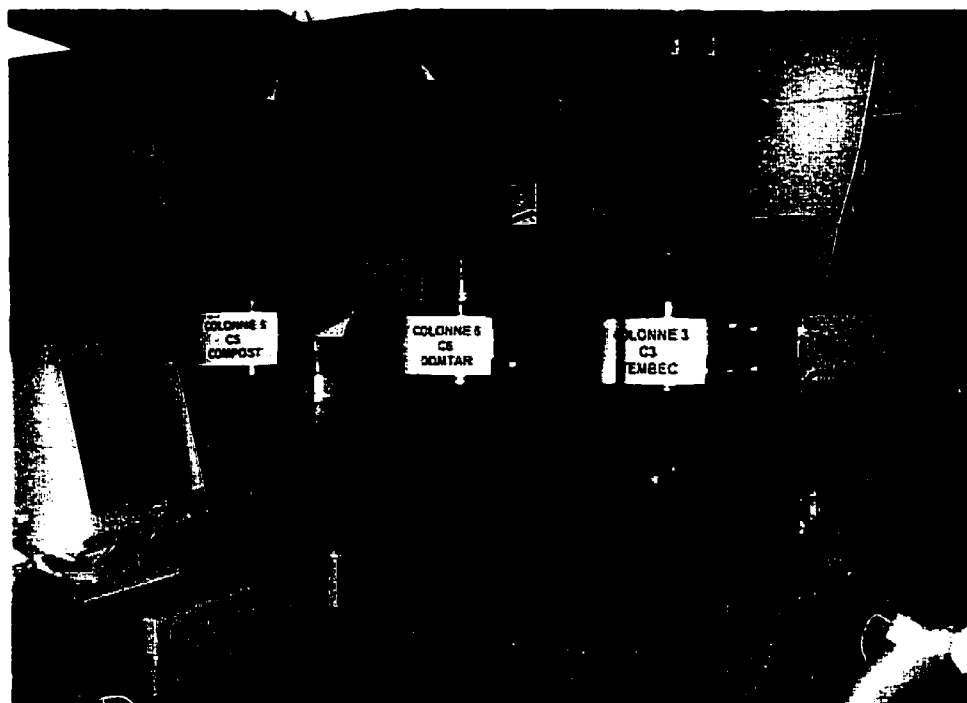
Photographie 4.1 : Vue de face des 6 colonnes d'essais cinétiques et de la colonne d'évaporation (début des essais, novembre 1997)



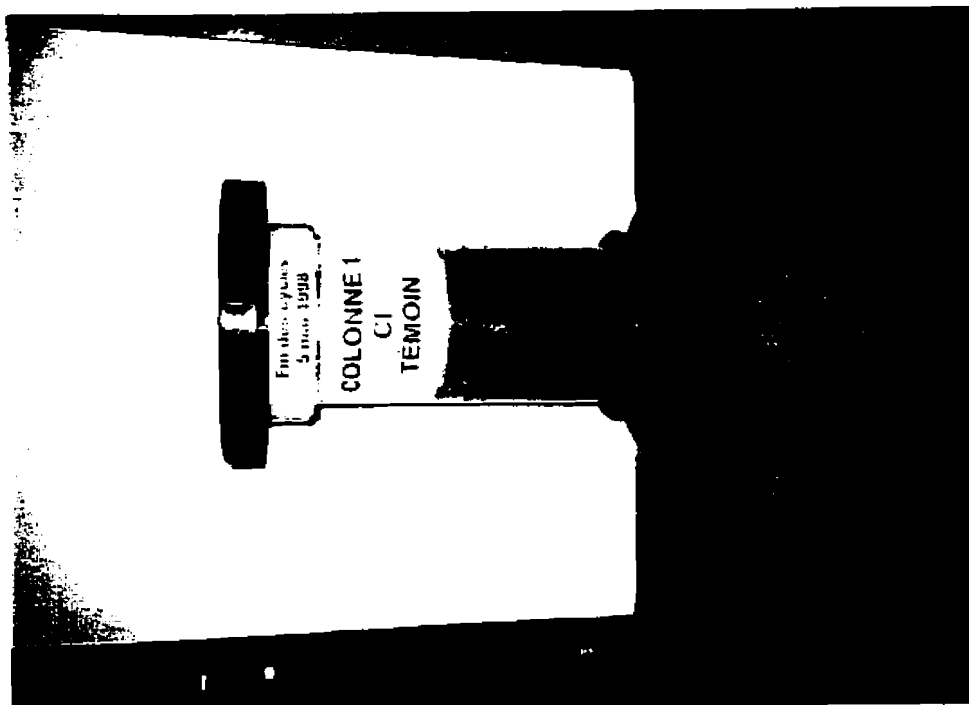
Photographie 4.2 : Vue arrière des colonnes de laboratoire (photographie prise au début des essais, novembre 1997)



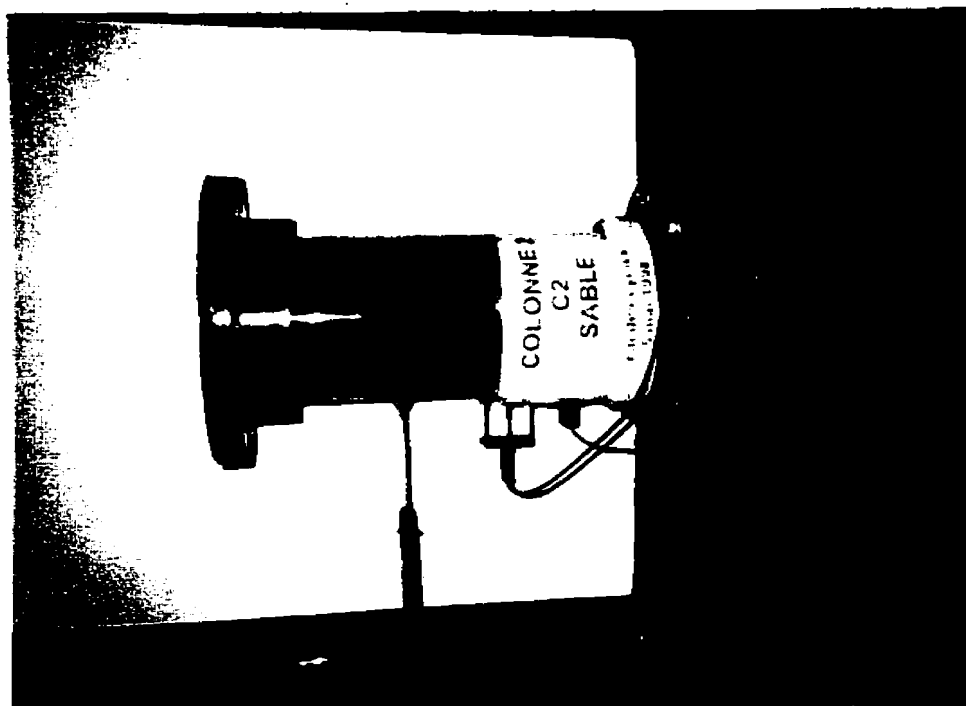
Photographie 4.3 : Vue de face des 6 colonnes d'essais cinétiques (11 mars 1998)



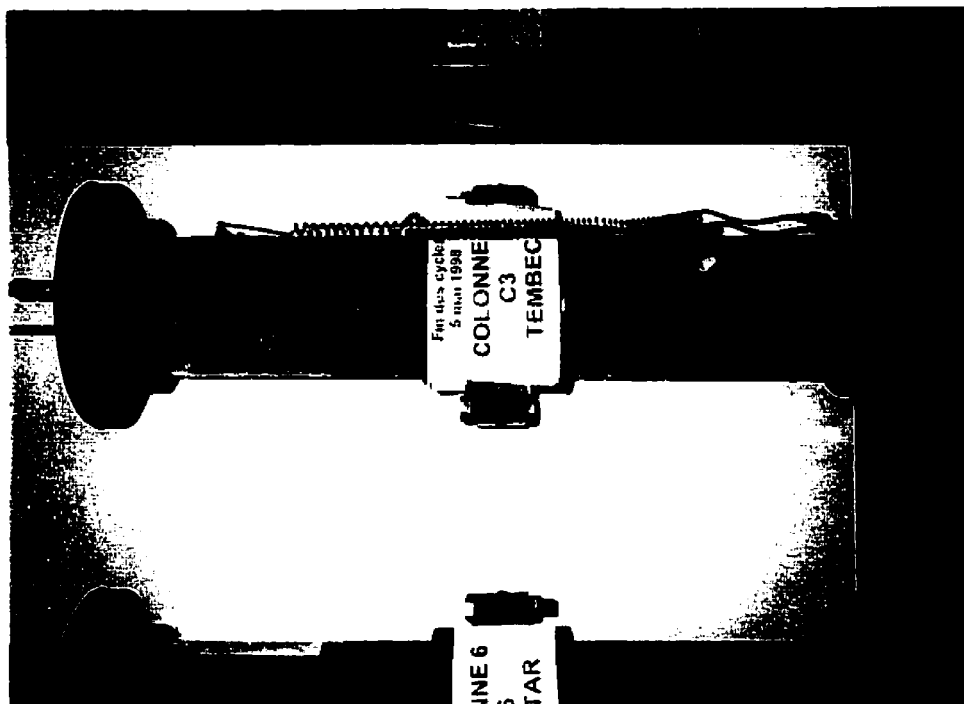
Photographie 4.4 : Vue arrière des 6 colonnes d'essais cinétiques (11 mars 1998)



Photographie 4.5 : Colonne C1 à la fin des essais (5 mai 1998)



Photographie 4.6 : Colonne C2 à la fin des essais (5 mai 1998)



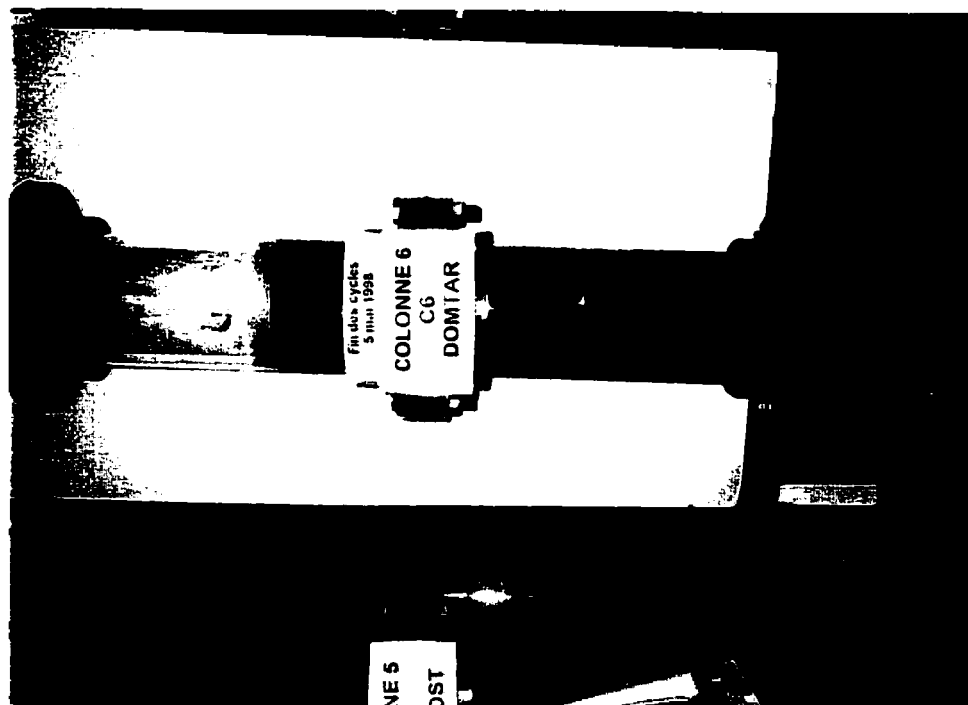
Photographie 4.7 : Colonne C3 à la fin des essais (5 mai 1998)



Photographie 4.8 : Colonne C4 à la fin des essais (5 mai 1998)



Photographie 4.9 : Colonne C5 à la fin des essais (5 mai 1998)



Photographie 4.10 : Colonne C6 à la fin des essais (5 mai 1998)

CHAPITRE V

SYNTHÈSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS : BILANS, MODÉLISATION MATHÉMATIQUE ET ANALYSE ÉCONOMIQUE

On présente dans ce chapitre une synthèse et l'interprétation des résultats obtenus de l'étude de caractérisation et du programme expérimental de laboratoire, présentés dans les chapitres 3 et 4. On utilisera pour cela divers outils incluant des modèles mathématiques, des diagrammes de phase, des calculs de bilans ainsi que diverses autres méthodes d'analyses qualitatives. Une analyse sommaire des coûts de réhabilitation et une synthèse de l'ensemble des résultats permettent aussi de dégager les informations pertinentes issues de cette étude préliminaire. Enfin, des recommandations seront proposées afin de poursuivre les études pour d'éventuels travaux de réhabilitation sur le site Aldermac et sur d'autres sites similaires.

5.1 Caractérisation du site

La contamination des zones d'épanchement du site Aldermac provient du déversement de résidus miniers du parc en direction de la rivière Arnoux qui s'est produit dans les années 1940. La présente étude *in situ* ainsi que l'étude de caractérisation, réalisée par Consor en 1994 et présentée au MEF en 1995 (Consor, 1995a), ont permis de faire une évaluation relativement exhaustive des caractéristiques des zones d'épanchement en aval du site minier Aldermac.

Les résultats montrent que la plupart des échantillons d'eau, de sols/résidus et de sédiments dépassent les exigences de la réglementation provinciale et fédérale. Cette contamination est sévère aux abords du parc à résidus et s'atténue progressivement pour les échantillons éloignés du parc. Les résultats des analyses de laboratoire, qui

proviennent des 2 campagnes d'échantillonnage réalisées sur le terrain, ont aussi permis d'évaluer et de cibler les paramètres d'intérêt pour la configuration du programme expérimental de laboratoire. Les résultats fournis par le MEF et ceux tirés de la caractérisation sur le terrain réalisée par l'auteure (voir chapitre 3) sont résumés dans ce qui suit.

5.1.1 Conditions hydrologiques

L'étude de caractérisation des échantillons d'eau prélevés sur le site Aldermac indique que la rivière Arnoux a un pH d'environ 3 et un potentiel d'électronégativité de 462 mV. La conductivité électrique est élevée affichant des valeurs moyennes de 2,1 mS/cm et les teneurs en sulfates sont d'environ 1 270 mg SO_4^{2-} /l. Les teneurs en métaux lourds indiquent que les échantillons d'eau de la rivière contiennent des concentrations relativement élevées en fer (297 ppm), en cuivre (2,1 ppm) et en zinc (10,1 ppm). La plupart des échantillons d'eau analysés dans les zones d'épanchement du site Aldermac dépassent les valeurs maximales prescrites par la directive D019 sur les industries minières.

Les résultats de l'étude de caractérisation *in situ* montrent que la contamination de l'eau qui sort du parc à résidus continue de se faire ressentir dans les zones d'épanchement du site Aldermac, et ce parfois sur de grande distance (lac Arnoux et lac Dasserat). Les travaux de mitigation réalisés par le MEF en 1995 et 1996 ont permis de restreindre le volume d'eau qui atteint le parc mais n'ont pas empêché l'eau qui sort du parc d'être contaminée. La qualité de l'eau des échantillons provenant des zones inondables (zones en amont du site) est bonne et montre que la contamination provient essentiellement du parc à résidus et non d'autres sources potentielles de contamination.

5.1.2 Sédimentologie et évaluation qualitative des zones d'épanchement

Les résultats de l'étude de caractérisation des sols/résidus et des sédiments dans les zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac indiquent qu'il y a des résidus miniers sur les berges de la rivière Arnoux sur une distance de plus de 3,3 km à partir de l'exutoire du parc à résidus vers le lac Arnoux; cela représente un volume approximatif de 141 000 m³ de résidus miniers et de sols contaminés. Les sédiments sont contaminés sur plus de 9 km dans la rivière Arnoux. Les échantillons de sédiments de la rivière Arnoux montrent des pH de 4,4 et contiennent des teneurs moyennes élevées en fer (18,1%), en cuivre (1 220 ppm), en zinc (1 850 ppm) et en soufre (5,6%). La plupart des échantillons de sédiments dépassent les critères B et C de la Politique de réhabilitation des sols contaminés (MENVIQ, 1988), mise à jour en 1998 avec la nouvelle Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998). Les sédiments des zones inondables sont les seuls qui respectent la réglementation.

5.1.3 Minéralogie et pédologie

Les échantillons de sols/résidus des zones d'épanchement de la rivière Arnoux affichent des pH d'environ 3,9 dans l'eau de lavage des échantillons. Les teneurs en métaux lourds montrent des concentrations moyennes élevées en fer (20,4%), en cuivre (1 002 ppm), en zinc (3 046 ppm) et en soufre (5,4%), et la plupart des échantillons de sols/résidus dépassent les critères B et C du MEF. Le potentiel de génération d'acide (PGA) des résidus frais recueillis dans le parc à résidus miniers est élevé (530 kg CaCO₃/t) et possède un faible potentiel de neutralisation; tel que montré par l'étude minéralogique de Bernier (1997). Le potentiel de génération d'acide (PGA) des résidus frais provenant des zones d'épanchement de la rivière Arnoux est un peu plus élevé

avec 670 kg CaCO_3/t . La minéralogie des résidus remaniés provenant des zones d'épanchement Aldermac indique divers degrés d'oxydation selon leur emplacement sur le site; les différences étant provoquées par les périodes de crue et d'étiage des eaux.

Comparaison entre les résidus miniers frais et oxydés

La figure 5.1 présente une comparaison entre la minéralogie des résidus miniers frais et des résidus miniers oxydés échantillonnés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (S110). La ligne zéro correspond au point neutre et la comparaison se fait à partir du résidu frais. Par exemple, un minéral dont l'identification est présentée dans le haut du graphique se retrouve en plus grande quantité dans le résidu miniers frais tandis qu'un minéral dont l'identification est présentée dans la partie basse du graphique se retrouve en majeure partie dans les résidus miniers oxydés.

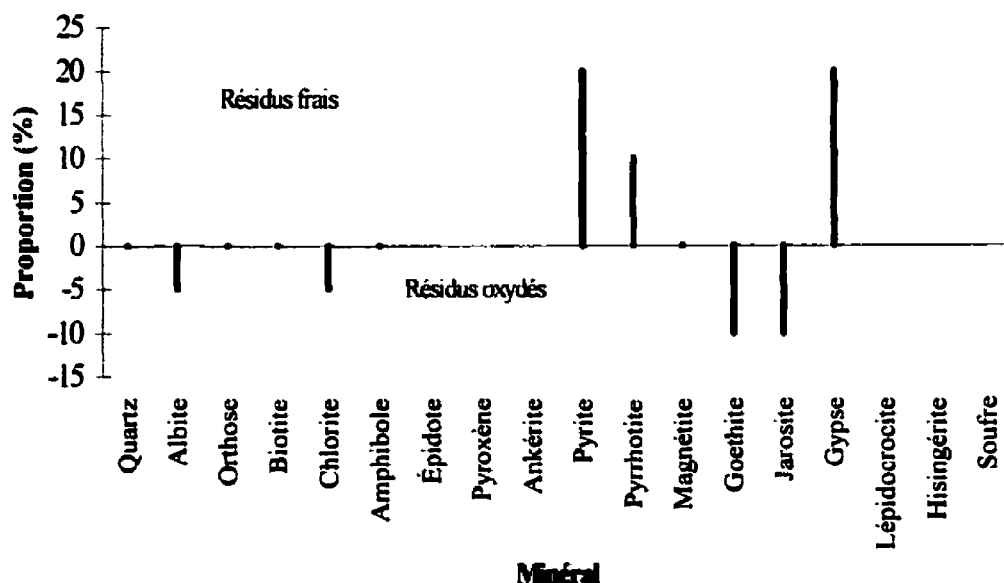


Figure 5.1b: Comparaison des résultats d'analyses minéralogiques entre les résidus miniers frais et oxydés échantillonnés dans les zones d'épanchement de la rivière Arnoux (S110) lors de l'étude de caractérisation du site Aldermac (Bernier, 1997)

Les principaux changements remarqués se situent au niveau de la pyrite et de la pyrrhotite qui n'apparaissent pas dans les résidus oxydés; de la goethite et de la jarosite qui sont présents majoritairement dans les portions plus oxydés des résidus ainsi que du gypse qui se retrouve surtout dans les résidus miniers frais. La goethite et la jarosite se développent sous forme de petites concrétions de couleur rouille distribuées dans les résidus moins oxydés. Une analyse par diffraction des concrétions a permis de démontrer qu'il s'agissait d'un mélange de goethite, jarosite, quartz et de minéraux argileux (Bernier, 1998).

5.1.4 Préparation du programme de laboratoire

L'étude de caractérisation a permis d'obtenir des informations sur la qualité des eaux, des sols/résidus et des sédiments provenant des zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac. Ces informations ont été utilisées pour la planification et la conception du programme expérimental de laboratoire ainsi que pour la sélection des paramètres à analyser.

Pour le choix des matériaux utilisés dans les essais en colonne, une revue de littérature des techniques de réhabilitation applicables au Québec et une étude de pré-faisabilité ont permis d'identifier une dizaine de techniques disponibles (Bédard et al., 1997). Les choix ont été établis en fonction des résultats de cette étude et selon le mandat confié par le MRN qui était d'utiliser des matériaux qui possédaient un potentiel de revalorisation pour des résidus industriels de l'Abitibi-Témiscamingue. Les matériaux utilisés étaient composés de résidus de l'industrie papetière et forestière, du compost et des boues activées d'usine d'épuration, qui ont été employés dans des essais en colonnes de laboratoire. On présente dans ce qui suit l'interprétation des résultats du programme expérimental à l'aide de méthodes analytiques, de bilans, de diagrammes de phase et de modèles mathématiques.

5.2 Interprétation des résultats du programme expérimental

Les essais cinétiques en colonne de drainage (décrits au chapitre 4) permettent d'étudier le comportement hydrique et géochimique des matériaux dans les barrières de recouvrement pendant les cycles de drainage et de séchage. Ces essais permettent d'évaluer et de comparer l'efficacité des systèmes de recouvrement.

Pour l'ensemble des paramètres analysés, les résultats de mesure du pH, du Eh, de la conductivité électrique, des analyses biologiques, des teneurs en sulfates et en métaux dissous dans l'eau de percolation, récupérée à la base des colonnes, seront utilisés pour faire l'interprétation des résultats du programme expérimental. On présente dans ce qui suit, les outils utilisés à partir des données recueillies lors des étapes précédentes (chapitre 3 et 4); et employés pour faire l'interprétation des résultats.

5.2.1 Diagramme Eh-pH (pe-pH)

Les réactions d'oxydoréduction (redox) se définissent par un transfert d'électrons entre des espèces qui peuvent avoir des valences différentes, c'est-à-dire des réactions mettant en action des minéraux et des solutions contenant des métaux de transition (comme Fe, Mn et Cr) omniprésents dans les eaux de DMA. On représente généralement ces réactions à l'aide du diagramme de potentiel chimique Eh-pH (ou pe-pH) qui permet de montrer la stabilité relative de plusieurs espèces minérales et ioniques (Aubertin et al., 2000b).

Les champs de stabilité du diagramme Eh-pH (pe-pH) sont limités par la stabilité de l'eau. Les champs sont en fait des zones de prédominance d'une espèce donnée (ex. Fe^{2+}) lorsque la concentration de l'espèce fait plus de 50% de la concentration totale. Chaque espèce est présente partout dans le diagramme de référence à certaines valeurs

d'activités mais leur prédominance est applicable seulement à un champs de stabilité spécifique (Bernier, 2000). Les lignes de séparation du graphique représentent les conditions de pe-pH où deux espèces sont en concentrations égales. Le terme « pe » exprime le redox comme étant l'activité des électrons (e^-) en solutions et le terme « Eh » est utilisé pour désigner l'échelle hydrogène comme référence des potentiels d'électrodes (Bernier, 2000).

Le diagramme de stabilité utilisé pour ce projet est le diagramme Eh-pH relatif aux systèmes Fe-H₂O-CO₂. Il montre les phases aqueuses et solides pour le fer dans un système avec des activités de K, SO₄ et Fe qui correspondent à celles retrouvées dans l'eau de percolation d'un résidu minier (e.g. Appelo et Postma, 1993; Aachib, 1997; Aubertin et al., 1999c). Les lignes de séparation pour le diagramme Eh-pH relatif aux systèmes Fe-H₂O-CO₂ définissent les champs tracés pour les activités Fe=10^{-4.05}, K=10⁻³ et SO₄=10⁻² (Aachib, 1997).

Les diagrammes de stabilité pour les 6 colonnes de laboratoire sont présentés à la figure 5.2. Ces diagrammes permettent d'identifier les espèces aqueuses dominantes et de vérifier la position des réactions d'hydrolyses. Les réactions d'hydrolyses sont verticales car elles dépendent du pH; une seule réaction est horizontale et dépend du pe (réduction du Fe³⁺ en Fe²⁺). Les réactions qui dépendent du pH et du pe sont représentées par une pente sur le graphique (Aubertin et al., 2000b).

Les espèces aqueuses dominantes des diagrammes pour les 6 colonnes de laboratoire sont : Fe²⁺, FeOH²⁺ et Fe(OH)₃. Pour le diagramme Eh-pH(Fe) du lixiviat de la colonne témoin (C1), l'espèce aqueuse dominante mesurée se retrouve sous la forme Fe²⁺ à proximité de la limite Fe²⁺/Fe(OH)²⁺. Le fer ferreux (Fe²⁺) ne semble pas s'être oxydé en fer ferrique (Fe³⁺) et il est possible que se soit la formation de la jarosite (Fe(OH)²⁺) qui ait limité cette transformation.

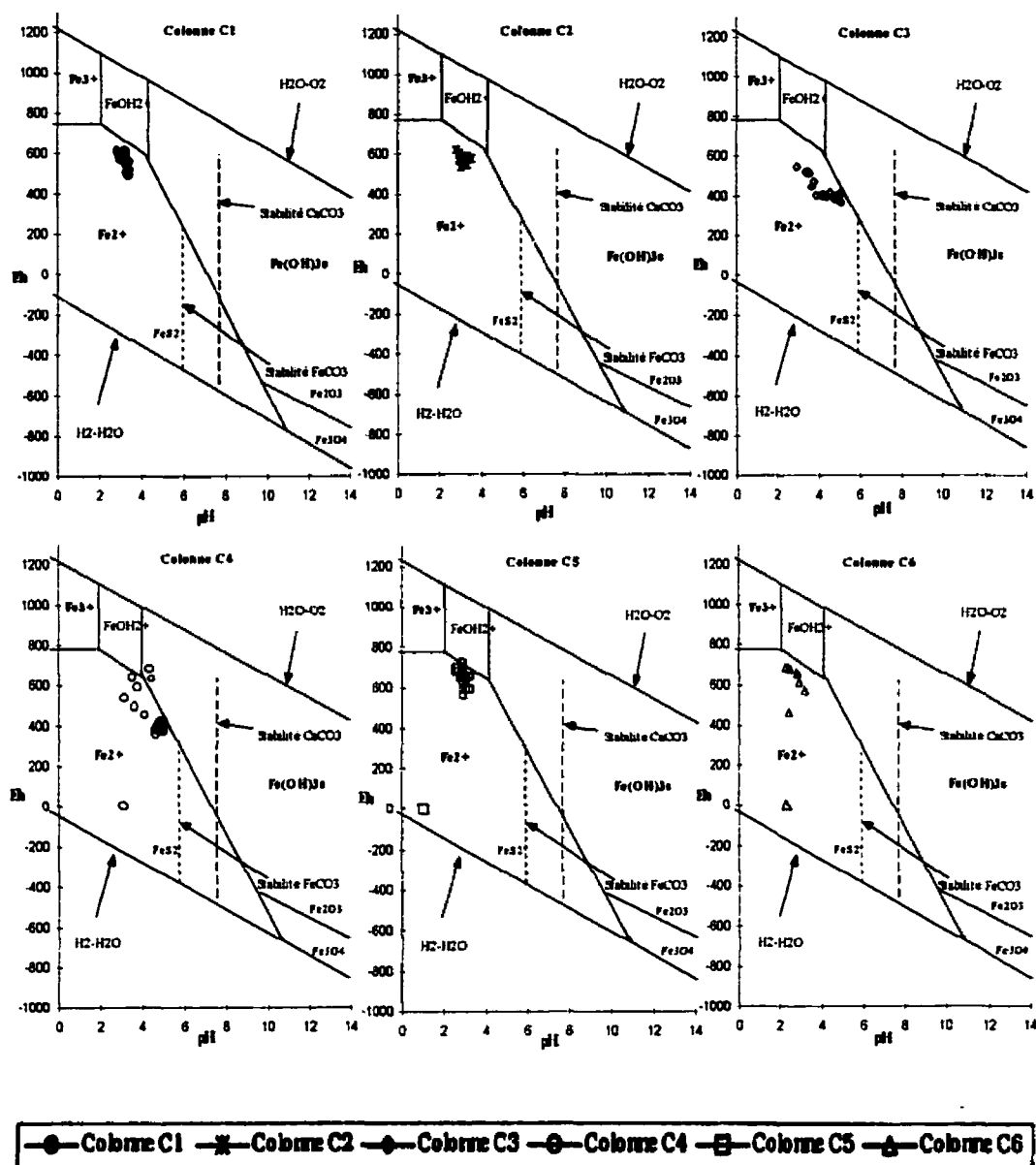


Figure 5.2 : Caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation pour les 6 colonnes de laboratoire représentées dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[\text{Fe}^{3+}] = [\text{Fe}^{2+}] = 10^{-6}$ M, selon les valeurs du pH et du Eh récupérées dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais (inspirée de Aubertin et al., 1999c)

Pour les colonnes C2 et C6, les résultats sont similaires à la colonne témoin et le fer se retrouve sous la forme de fer ferreux (Fe^{2+}) en solution dans l'eau de percolation. Pour les colonnes C3 à C5, le fer se retrouve sous forme Fe^{2+} mais on remarque que les résultats tendent légèrement vers différentes formes de fer ($\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$; $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$).

Pour les colonnes C3 et C4 le fer semble avoir été précipité sous forme d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$) et pour la colonne C5, le fer semble peu mobile et se retrouve sous forme de jarosite ($\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$). Les diagrammes des colonnes C3 et C4 permettent de bien visualiser les réactions d'hydrolyses verticales qui passent du Fe^{2+} au $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$. Ces résultats montrent que le fer évolue vers une forme stable de précipité et qu'il y a probablement des précipitations à l'intérieur des colonnes. D'ailleurs, les résultats d'analyses minéralogiques (voir tableau 4.12) montrent la présence de pyrite (FeS_2) en quantité moyenne (10-30%) dans les résidus miniers ainsi que des traces de pyrrhotite (FeS), de jarosite ($\text{KFe}_3^{2+}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) et de goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$). Les résultats obtenus pour les colonnes C3 et C4 sont similaires à certains résultats présentés dans Aachib (1997) et Aubertin et al. (1999c).

5.2.2 Résultats des analyses biologiques

Le tableau 5.1 présente les résultats minimum et maximum de la caractérisation biologique. Le rapport DBO_5/DCO a été calculé à partir des résultats de DBO_5 et de DCO mesurés dans l'eau de percolation, présentés au chapitre 4. Ce rapport permet d'obtenir des informations sur la nature de la consommation d'oxygène dans les résidus miniers, l'objectif étant de savoir si la consommation de l'oxygène est majoritairement chimique ou biologique.

Un rapport $\text{DBO}_5/\text{DCO} > 1$ de l'eau de percolation recueillie signifie que la consommation d'oxygène est majoritairement biologique et pour un rapport

$DBO_5/DCO < 1$, la consommation d'oxygène serait plutôt d'origine chimique. On remarque que les colonnes C1, C2 et C6 montrent un rapport $DBO_5/DCO < 1$ ce qui signifie que la consommation d'oxygène semble majoritairement chimique.

Pour les colonnes C3, C4 et C5, la consommation d'oxygène est plutôt d'origine biologique. En général, pour l'ensemble des colonnes, la valeur de la DCO est plus élevée que la valeur de la DBO_5 parce que la DCO est une mesure de toutes les matières contenues dans les eaux qu'elles soient biodégradables ou non tandis que la DBO_5 considère seulement les matières organiques biodégradables. En comparant les deux résultats, on obtient une indication de la proportion de matière organique biodégradable ou non.

Tableau 5.1 : Résultats d'analyse de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) montrant une comparaison entre les deux résultats (rapport DBO_5/DCO) pour les échantillons d'eau de percolation, pour toute la durée des essais; et résultat de la respirométrie pour les matériaux récupérés dans les 6 colonnes de laboratoire à la fin des essais

No.		DCO (mg/l)	DBO_5 (mg/l)	Rapport DBO_5/DCO	Respirométrie (mg/l)
Matrice		Eau	Eau	Eau	Sol
C1	Minimum	600	21,7	0	n.a.
	Maximum	5 000	1 090	0,33	180
C2	Minimum	650	9	0	n.a.
	Maximum	2 987	1 900	0,73	328
C3	Minimum	3 933	150	0	n.a.
	Maximum	31 100	18 600	1,88	824
C4	Minimum	3 000	84	0	n.a.
	Maximum	37 240	24 500	2,39	862
C5	Minimum	118	15	0	n.a.
	Maximum	2 555	29,3	2,39	258
C6	Minimum	5 447	156	0	n.a.
	Maximum	5 447	156	0,13	266
n.a.	=	non applicable			
Minimum	=	résultat minimum			
Maximum	=	résultat maximum			

5.2.3 Bilan ionique

Un bilan ionique permet de distinguer les ions positifs et les ions négatifs recueillis dans l'eau de percolation à partir des résultats des teneurs en métaux lourds récupérées à la fin des essais. Il est possible de faire un bilan ionique en mesurant les concentrations des principaux ions en solution. Le tableau 5.2 présente la liste des ions positifs et négatifs mesurés au laboratoire de géochimie analytique de l'École Polytechnique et utilisés pour calculer le bilan ionique. Ce tableau présente également la liste des ions positifs et négatifs qui peuvent se retrouver en différentes quantités dans l'eau de percolation qui n'ont pas été mesurés.

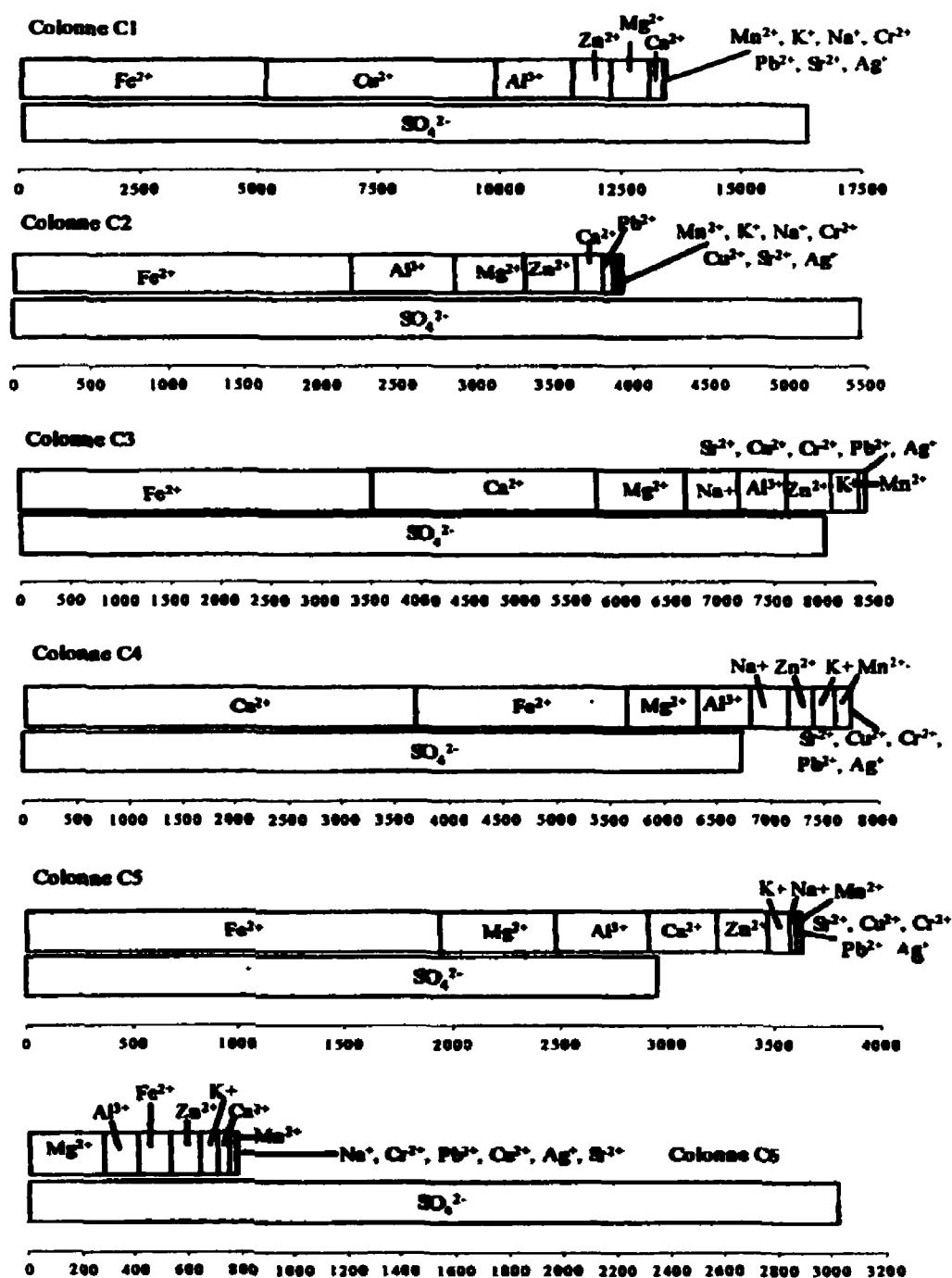
Tableau 5.2 : Liste des principaux ions qui peuvent être présents dans l'eau de percolation montrant les ions qui ont été mesurés et ceux qui n'ont pas été mesurés lors des analyses de laboratoire

Ions	Mesurés	Non mesurés
Cations	Ca^{2+} , Mn^{2+} , Mg^{2+} , Cr^{2+} , Cu^{2+} , Sr^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{2+} , Pb^{2+} , Al^{3+} , Ag^{+} , K^{+} , Na^{+}	NH_4^{+} , H^{+}
Anions	SO_4^{2-}	S^{2-} , HPO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-}$, HCO_3^{-} , NO_3^{-} , HS^{-} , Cl^{-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} , NO_2^{-} , OH^{-}

Le bilan ionique a été calculé à la fin des essais pour l'ensemble des 6 colonnes de laboratoire selon la méthode de calcul présentée au tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Méthode de calcul utilisée pour faire le bilan de l'ion calcium récupéré dans l'eau de percolation de la colonne C1 pendant toute la durée des essais

Ions	Durée	Volume H_2O (l)	Ca (mg/l)	Ca (g)	Ca cumulé (g)	Moles Ca	Méq ionique cumulé (g)
Ca^{2+}	Cycle 1	0,675	356	0,240	0,240	0,00601	0,0120
	etc.						
	Cycle 7	1,040	702	0,730	5,440	0,0183	0,272



Ions récupérés dans l'eau de percolation (méq./l)

Figure 5.3 : Schématisation des bilans ioniques par des diagrammes à barres de la masse cumulative des cations et des anions (méq./l) récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais (jusqu'au jour 180)

On remarque sur la figure 5.3 et par le résultat du bilan (Σ cations/ Σ anions) au tableau 5.4 que les bilans ne sont pas équilibrés parfaitement. Cette inégalité entre la somme des ions positifs et négatifs est probablement due à la présence de certains ions qui n'ont pas été mesurés dans l'eau de percolation et qui sont listés au tableau 5.2. Néanmoins, ces diagrammes permettent de visualiser les tendances globales.

Les résultats montrent que la quantité d'ions négatifs des colonnes C1, C2 et C6 est plus élevée que la quantité d'ions positifs alors que l'inverse est constaté pour les colonnes C3, C4 et C5. La contribution des ions négatifs provient essentiellement du SO_4^{2-} , ce qui signifie que cet ion est présent en proportion élevée comparativement à l'ensemble des ions qui se retrouvent dans l'eau de percolation pour les colonnes C1, C2 et C6.

Les résultats de la colonne C6 doivent toutefois être interprétés avec prudence puisque le volume d'eau de percolation recueilli était faible, ce qui peut diminuer la précision des résultats. Cette observation est également applicable pour la colonne C2. L'eau de percolation ne s'écoulait plus à partir du cycle 5 pour cette colonne et le bilan a été calculé pour le total des 5 cycles disponibles.

Les valeurs des principaux ions retrouvés dans les lixiviats suite à une acidification du milieu ainsi que les principaux ions neutralisants sont présentés au tableau 5.5 avec leur proportion respective comparativement au bilan total.

Dans ce tableau, la somme des ions Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} (associés à un milieu acide) représente 80% du bilan total pour la colonne C1 et la plus faible proportion a été constatée dans la colonne C4 avec 29%.

La colonne C3 montre une proportion de 47% d'ions Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} .

Tableau 5.5 : Résultats de la somme des ions Fe^{2+} , Cu^{2+} et Zn^{2+} et de la somme des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} récupérés dans l'eau de percolation pendant toute la durée des essais et calculés à partir des résultats totaux des anions et des cations

No.	Ion	Résultats (méq./l)	$\Sigma(\text{Fe}^{2+}, \text{Cu}^{2+}, \text{Zn}^{2+})$ (mg CaCO_3/l)	% $\Sigma(\text{Fe}^{2+}, \text{Cu}^{2+}, \text{Zn}^{2+})$ / $\Sigma\text{Cations}$	$\Sigma(\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+})$ (mg CaCO_3/l)	% $\Sigma(\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+})$ / $\Sigma\text{Cations}$
C1	+	13 189	10 507	80	1 042	8
	-	16 298				
C2	+	3 860	2 470	64	618	16
	-	5 463				
C3	+	8 278	3 903	47	3 047	37
	-	7 990				
C4	+	7 592	2 164	29	4 250	56
	-	6 725				
C5	+	3 568	2 140	60	834	23
	-	2 952				
C6	+	767	228	30	322	42
	-	3 019				

La somme des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} (neutralisants) représente seulement 8% du bilan dans la colonne témoin tandis que pour les colonnes C3 et C4, les proportions sont plus élevées avec 37% pour C3 et 56% pour C4. Ces résultats montrent qu'il existe probablement un potentiel résiduel de neutralisation des résidus miniers installés sous les matériaux de recouvrement.

Tassé et al. (1996) et Elliot et al. (1997) discutent de la capacité de neutralisation de l'eau de percolation, générée par différents matériaux organiques et utilisés comme recouvrement de sites générateurs de DMA.

5.2.4 Concentration en métaux lourds

L'analyse des métaux cumulés dans l'eau de percolation a été faite à partir des résultats des teneurs en métaux et des volumes d'eau de percolation pour chacune des colonnes dont les principaux résultats sont présentés à la figure 5.4.

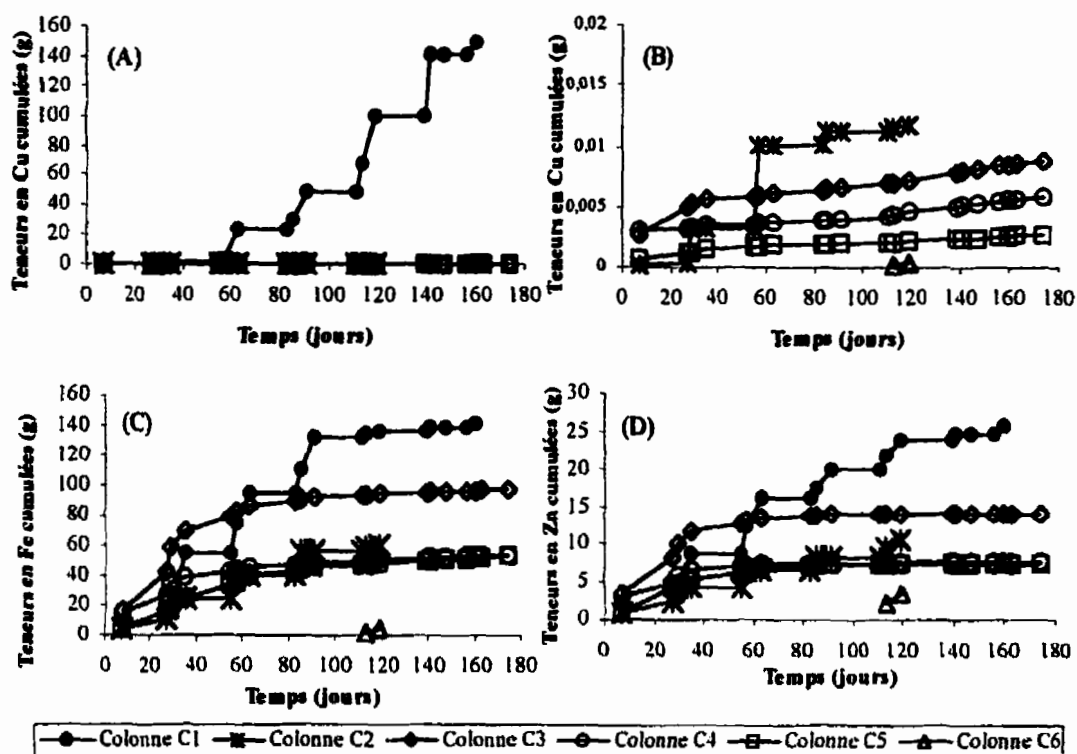


Figure 5.4 : Résultats des concentrations en métaux lourds cumulés et récupérés dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais; montrant les résultats pour le cuivre (A et B) à des échelles différentes (0-160 et 0-0,02 mg/l) ainsi que les résultats pour le fer (C) et de zinc (D)

Ces résultats montrent des concentrations cumulée (obtenues à partir des concentrations mesurées) en métaux lourds (Cu, Fe et Zn) plus élevées dans la colonne témoin que dans les colonnes avec matériaux de recouvrement (surtout C3 et C4). Après 160 jours d'essais, la quantité totale de cuivre récupérée dans l'eau de percolation de la colonne témoin (150 g) a atteint environ 30 000 fois celle obtenue dans les colonnes avec matériaux de recouvrement ($\approx 0,005$ g).

La quantité totale de fer récupérée dans l'eau de percolation de la colonne témoin (140 g) était environ 3 à 4 fois plus élevée que dans les colonnes avec recouvrement (≈ 40 g,

produit surtout au début des essais) et pour le zinc, la quantité cumulée était environ 4 à 5 fois plus grande dans la colonne témoin. A la fin des essais, les tendances générales et la pente des courbes montrent que pour les colonnes C1 et C2, les teneurs en métaux fluctuent beaucoup et continuent d'évoluer en augmentant continuellement tandis que pour les colonnes C3, C4 et C5, les résultats sont plus stables et n'évoluent presque plus. Les teneurs en fer fluctuent beaucoup pour des pH acides (≈ 3) et c'est ce qui est remarqué dans les colonnes C1 et C2.

Pour les colonnes C3 et C4, les teneurs en fer (< 250 mg/l) dans l'eau de percolation diminuent progressivement en fonction de l'augmentation du pH (> 4). Les deux seuls résultats de la colonne C6 ne permettent pas de tirer de conclusion valable.

5.2.5 Diagramme de solubilité du fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$)

Le comportement des métaux en solution dépend de la spéciation chimique, i.e. des espèces ioniques et moléculaires qu'ils vont former. L'hydrolyse des ions métalliques se produit lorsqu'ils se combinent au groupement OH^- , selon le pH, pour former des complexes aqueux cationiques $\text{M}(\text{OH})^{1+}$, anioniques $\text{M}(\text{OH})^{1-}$, ou encore neutres $\text{M}(\text{OH})$ (où M est un ion métallique). Les réactions d'hydrolyse peuvent modifier la chimie des eaux de drainage minier et la solubilité des métaux (Aubertin et al., 2000b).

La figure 5.5 présente les résultats expérimentaux des teneurs en fer pour les 6 colonnes de laboratoire, placés sur le diagramme de solubilité du fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), en fonction du pH (à $T = 25^\circ\text{C}$). Le diagramme de référence a été tiré de SRK (1989) et inspirée de Stumm et Morgan (1981).

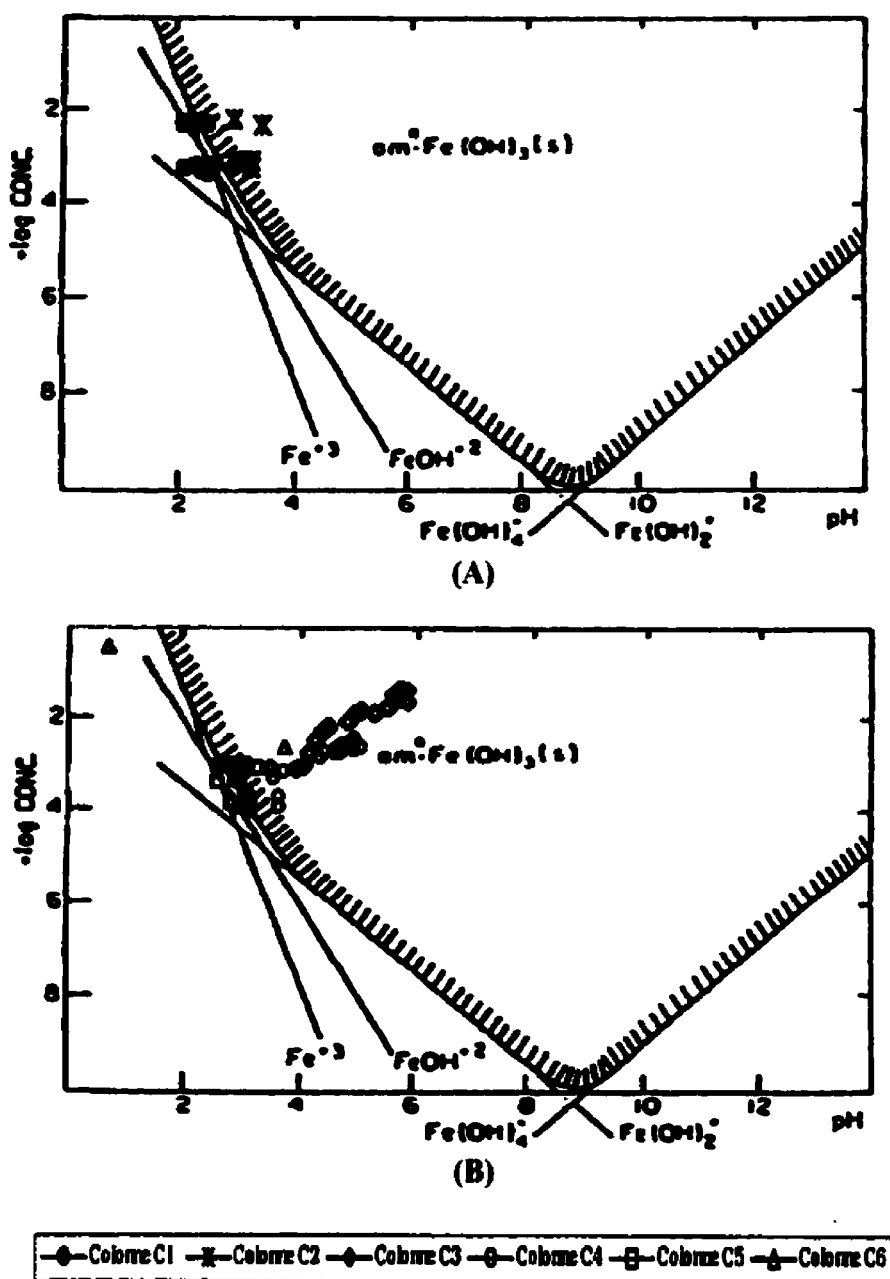


Figure 5.5 : Résultats expérimentaux des teneurs en fer, placés sur le diagramme de solubilité du fer (Fe(OH)_3) pour les colonnes C1 et C2 (A) et C3 à C6 (B), en fonction du pH (à $T = 25^\circ\text{C}$) (tirée de SRK, 1989 et inspirée de Stumm et Morgan, 1981)

Les teneurs en fer récupérées dans l'eau de percolation et positionnées sur les diagrammes de solubilité du fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) montrent que pour les colonnes C1, C2 et C5, le fer se retrouve principalement sous la forme $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ tandis que pour les colonnes C3 et C4, le fer se retrouve surtout sous forme d'hydroxyde ferrique $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Les résultats obtenus à l'aide des diagrammes de solubilité s'apparentent à ceux obtenus lors de l'analyse des diagrammes Eh-pH (pe-Fe), qui ont été présentés au début du chapitre.

Les résultats de la colonne C6 sont difficilement interprétables dû au nombre restreint de valeurs mesurées. Il semble que pour les colonnes C3 et C4, on est en présence d'un phénomène de coprécipitation. La coprécipitation se produit lorsque les métaux mis en solution, suite à une dissolution de minéraux primaires, sont incorporés avec des minéraux saturés qui précipitent (ex. $\text{Fe}(\text{OH})_3$) formant ainsi des solutions solides. Les métaux coprécipités peuvent toutefois être remis en solution par des mécanismes de dissolution (e.g. Perkins et al., 1995; Aubertin et al., 2000b). La coprécipitation est un mécanisme majeur à prendre en considération pour contrôler les concentrations des métaux dans le DMA.

5.2.6 Degré de saturation

Dans un système de recouvrement, l'écoulement implique souvent des conditions hydriques non saturées qui peuvent affecter considérablement l'efficacité d'une barrière de recouvrement. Pour réduire le passage de l'oxygène, la couche de matériau de recouvrement devrait être en mesure de maintenir un haut degré de saturation sur une longue période de temps sans alimentation en eau.

Le degré de saturation des matériaux lors des essais en colonnes a été déterminé par calcul à l'aide des données recueillies lors des essais du programme expérimental de laboratoire (notamment en fonction des teneurs en eau apparente mesurées au RDT).

Le tableau 5.6 à la page suivante présente les résultats des valeurs des degrés de saturation des résidus miniers et des matériaux de recouvrement, au début et à la fin des essais. Ce tableau présente également certaines propriétés de base des matériaux ainsi que les données et les formules utilisées pour faire les calculs des degrés de saturation. Pour cette méthode, on considère que la nappe phréatique est positionnée à la base des colonnes.

Les résultats des degrés de saturation des résidus miniers et des matériaux de recouvrement au début et à la fin des essais sont calculés à partir des résultats de la teneur en eau volumique (θ_w) (déduite de la teneur en eau massique (w)) et de la porosité (n).

Pour cette méthode de calcul, on considère que la densité des grains solides (D_r) est demeurée constante du début à la fin des essais tandis que la teneur en eau massique (w), la teneur en eau volumique (θ_w) et la porosité (n) changent. Les teneurs en eau massique, les teneurs en eau volumique et la porosité au début des essais ont été présentés dans le chapitre 4 et ces valeurs sont reportées dans le tableau 5.6.

La porosité à la fin des essais ($n_f = (H_T - H_s) / H_T$) a été déterminée à partir des hauteurs de matériaux mesurées dans les colonnes de laboratoire. Le H_s total demeure constant au début et à la fin des essais tandis que le « H_s » effectif et le H_T changent. Le H_T est mesuré directement sur les colonnes. Le H_s final ($H_s \text{ final} = H_s \text{ initial} \cdot (H_s / H_T)$) est mesuré à partir du « H_s » effectif, qui représente la portion des matériaux en contact avec les parois de la colonne, et du H_T à la fin des essais.

Tableau 5.6 : Résultats des calculs des degrés de saturation des résidus miniers et des matériaux de recouvrement pour les 6 colonnes de laboratoire, au début et à la fin des essais, montrant certaines propriétés des matériaux et les formules utilisées pour faire les calculs

		D_r	w	n_d	H_T	H_s	n_f	θ_w	$S(\%)$
RM début	C1	3,196	0,116	0,500	25	12,5		0,185	37
	C2	2,952	0,064	0,441	38,4	21,5		0,106	24
	C3	3,196	0,125	0,525	20,1	9,55		0,190	36
	C4	3,196	0,133	0,522	20	9,56		0,203	39
	C5	3,196	0,106	0,51	20	9,80		0,166	33
	C6	3,196	0,117	0,512	20	9,76		0,183	36
RM fin	C1	3,196	0,207		23,8	12,5	0,475	0,347	73
	C2	2,952	0,198		37	21,5	0,419	0,340	81
	C3	3,196	0,342		20	9,55	0,523	0,521	100
	C4	3,196	0,341		20	9,56	0,522	0,521	100
	C5	3,196	0,292		19	9,80	0,484	0,482	100
	C6	3,196	0,276		19,5	9,76	0,499	0,442	89
C début	C3	1,618	1,98	0,823	61,4	10,87		0,568	69
	C4	1,618	3,54	0,885	61,4	7,06		0,660	75
	C5	2,528	0,513	0,616	64,3	24,69		0,498	81
	C6	1,900	2,77	0,865	61,6	8,32		0,710	82
C fin	C3	1,618	2,87		63,5	10,87	0,829	0,794	96
	C4	1,618	4,72		41	4,720 (*)	0,884	0,878	100
	C5	2,528	0,548		65	24,69	0,620	0,526	85
	C6	1,900	3,33		31	4,187 (*)	0,865	0,854	100

RM = résidus miniers

C = matériaux de recouvrement

D_r = densité des grains solides

w = teneur en eau massique

n_d = porosité au début des essais

n_f = porosité à la fin des essais = $V_v/V_T = H_v/H_T = (H_T - H_s)/H_T$

H_T = hauteur totale de matériau

H_s = hauteur des solides

V_s = volume des solides = $H_s \cdot A$

A = aire de la colonne = $176,6 \text{ cm}^2$

θ_w = teneur en eau volumique ($w(1-n)D_r$)

S = degré de saturation (θ_w/n) $\times 100$

(*) = évaluation de H_s pour les colonnes C4 et C6 où :

H_s finale = H_s initiale \cdot (« H_s »/ H_T)

« H_s » = hauteur du matériau en contact avec les parois de la colonne

Le « H_s » effectif doit être corrigé à partir des observations (retrait du matériau (C4) ou enlèvement du matériau (C6)). Les teneurs en eau volumique ($\theta_w = (w(1-n)D_r)$) et les degrés de saturation ($S = (\theta_w/n)$) ont été calculés par la suite selon la porosité (n_r) et les teneurs en eau massique (w) au démontage.

Les résultats montrent que pour l'ensemble des colonnes, le degré de saturation des résidus miniers au début des essais est faible variant de 25 à 40%. On remarque cependant que les degrés de saturation sont plus élevés à la fin des essais pour atteindre des saturations de 100% dans les résidus miniers des colonnes C3, C4 et C5. Cela est dû à leur AEV élevé et aussi à la pression de gaz négative qui peut être créée dans les colonnes. Pour les matériaux de recouvrement, les degrés de saturation ont également augmentés comparativement au début des essais dans les 4 colonnes avec recouvrement et plus particulièrement pour les colonnes C3 et C4. Au début des essais les degrés de saturation des matériaux de recouvrement fluctuaient entre 69 et 82% et à la fin des essais, ils variaient entre 85 et 100%.

Les degrés de saturation les plus élevés ont été remarqués dans les colonnes C3 (96%), C4 (100%) et C6 (100%) dans la portion n'ayant pas subi de retrait. L'augmentation des degrés de saturation observée dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4 explique en partie la faible génération d'acide montrée par les résultats de pH qui ont été présentés au chapitre 4.

Les valeurs des teneurs en eau volumique (θ_w) calculées dans les matériaux de recouvrement à la fin des essais pour la colonne C3 (79%) et pour la colonne C5 (53%), peuvent être utilisés pour confirmer les résultats de la calibration des sondes RDT. La figure 5.6 présente les résultats de calibration des sondes RDT et la position de la teneur en eau volumique calculée à la fin des essais pour les colonnes C3 et C5.

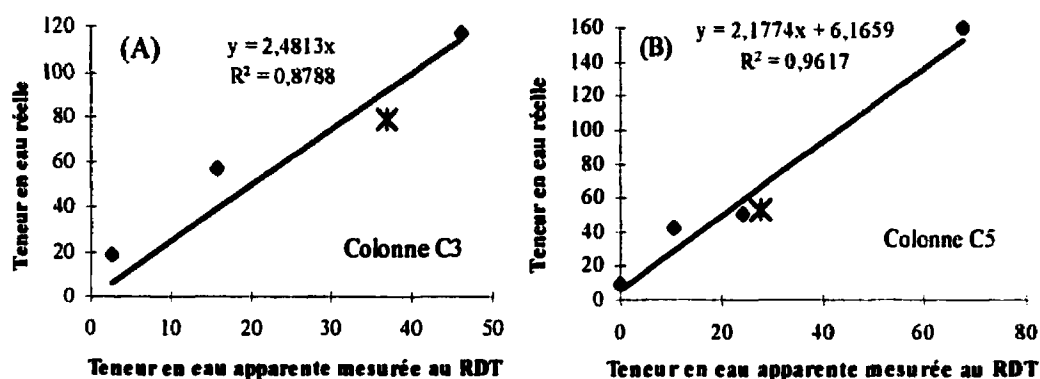


Figure 5.6 : Résultats de la calibration des sondes RDT pour les boues Tembec (A) et pour le compost (B); et valeur de la teneur en eau volumique mesurée à la fin des essais (*)

Les résultats de la calibration des sondes RDT pour les matériaux des colonnes C3 et C5 permettent de déterminer la teneur en eau réelle des matériaux à partir des résultats de la teneur en eau apparente. Les teneurs en eau apparente ont été mesurées par les sondes RDT installées dans les matériaux de recouvrement, présentés au chapitre 4. Les résultats montraient que la teneur en eau apparente à la fin des essais était de 37% pour la colonne C3 et de 28% pour la colonne C5. À l'aide de ces résultats et des résultats des teneurs en eau volumique calculée au tableau 5.6, les points (*) correspondant ont été positionnés sur la figure 5.6. On peut voir sur le graphique (A) que pour la colonne C3, le point qui correspond à une teneur en eau apparente de 37% et une teneur en eau volumique réelle de 79%, est proche de la droite de calibration des sondes RDT.

Pour la colonne C5, le point qui correspond à une teneur en eau apparente de 28% et une teneur en eau volumique réelle de 53% s'approche également de la droite de calibration. La position des points (*) sur la figure 5.6 confirme effectivement que les résultats de la calibration des sondes RDT (droite) pour les matériaux des colonnes C3 et C5 et les résultats de la teneur en eau volumique réelle peuvent être considérés comme fiables. La calibration des sondes RDT pour les matériaux des colonnes C1, C2,

C4 et C6 n'a pas été réalisée à cause des problèmes de disponibilité et de composition des matériaux.

5.2.7 Rétention d'eau et écoulement non saturé

La détermination des courbes de rétention d'eau $\Psi(\theta_w)$ des matériaux permet de quantifier l'état de l'écoulement dans un système (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993; Aachib, 1997). Les courbes de rétention d'eau d'un milieu poreux peuvent être tracées à partir de modèles mathématiques définissant la relation entre la succion Ψ et la teneur en eau volumique θ_w . Dans notre étude, les courbes de rétention d'eau des résidus miniers et des matériaux de recouvrement ont été tracées à partir du modèle Kovacs modifié (Aubertin et al., 1998) et/ou du modèle de van Genuchten (van Genuchten, 1980); ce travail a été effectué en collaboration avec Mostafa Aachib, actuellement professeur à l'École Hassania des travaux publics (Maroc).

Les résultats de Cabral et al. (1996), présentés en annexe, ont été utilisés dans les calculs puisque la composition des résidus de désencrage s'apparente aux matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4. A l'aide des courbes de rétention d'eau, des profils hydriques de drainage ont été tracés avec le logiciel HYDRUS pour pouvoir prédire le comportement de la couverture à long terme. On présente dans ce qui suit les données nécessaires à l'utilisation des modèles mathématiques et les principaux résultats obtenus.

Modèles Kovacs modifié et van Genuchten

Les formules et les données de base nécessaires à l'utilisation du modèle Kovacs modifié ont déjà été présentées dans le chapitre 2 (voir section 2.6.1); le modèle van-

Genuchten-Mualem (van Genuchten, 1980) est aussi présenté dans le chapitre 2 (voir section 2.6).

La courbe typique de rétention d'eau pour les résidus miniers évaluée à partir des modèles Kovacs modifié (Aubertin et al., 1998) et van Genuchten (1980) est présentée à la figure 5.7.

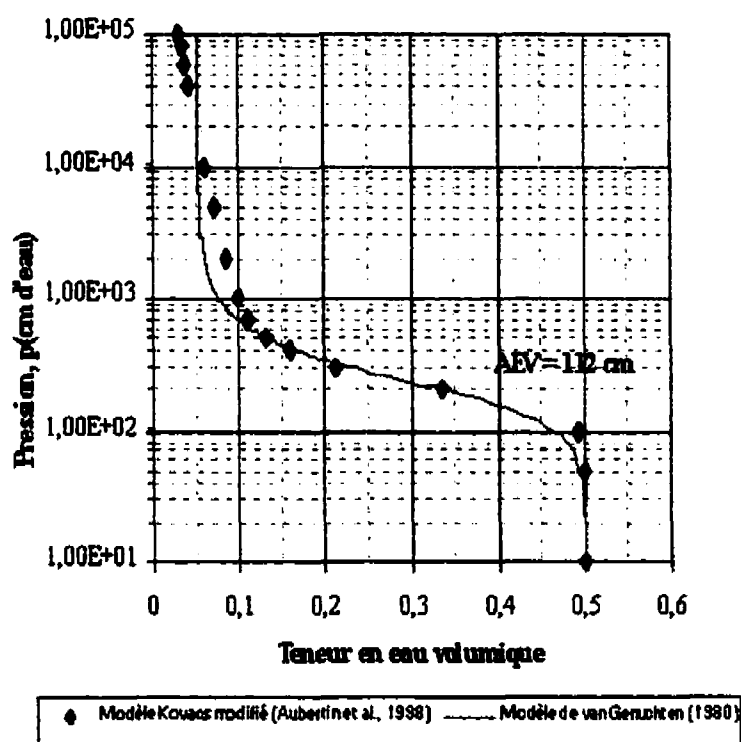


Figure 5.7: Courbe typique de rétention d'eau pour les résidus miniers qui composent les colonnes de laboratoire calculée à partir des modèles Kovacs modifié (Aubertin et al., 1998) et van Genuchten (1980)

L'équation 2.13 du modèle de van-Genuchten (1980) a été utilisée pour tracer la courbe de rétention d'eau des résidus miniers à l'aide des données suivantes: θ_r (0,054), θ_s (0,50), α (0,005 cm^{-1}) et n (2,8407). Pour obtenir les points correspondant au modèle

Kovacs modifié, les équations 2.16 à 2.21 ont été utilisés avec les constantes suivantes: $a=0,006$ et $m=0,14$. Les autres détails sur les données nécessaires à la construction des courbes de rétention ont été présentés dans le chapitre 2 (section 2.6). Les résultats montrent que la pression d'entrée d'air des résidus miniers ($AEV=\psi_a$) correspond à environ 112 cm.

Les courbes de rétention d'eau des matériaux de recouvrement évaluées à partir du modèle van Genuchten (1980) et des données expérimentales tirées de Cabral et al. (1996) sont présentées à la figure 5.8.

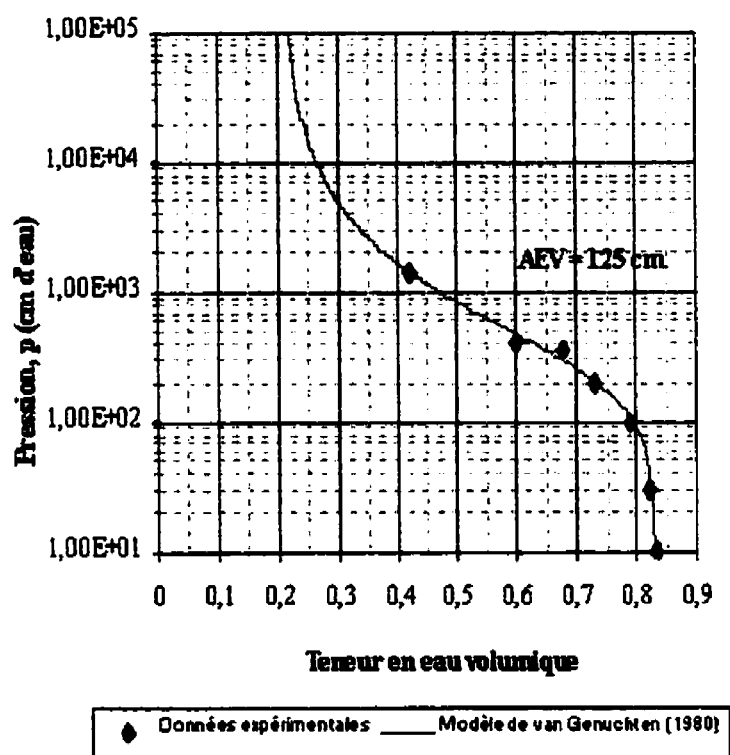


Figure 5.8: Courbe typique de rétention d'eau pour les matériaux de recouvrement qui composent les colonnes de laboratoire calculée à partir du modèle van Genuchten (1980) et des données expérimentales tirées de Cabral et al. (1996)

Les données nécessaires à la construction des courbes de rétention d'eau des résidus de désencrage tirées de Cabral et al. (1996) sont présentées à la figure A5.1 (en annexe); cette figure présente les résultats de deux essais qui ont été effectués en laboratoire avec des cellules de translation d'axe (Fredlund et Rahardjo, 1993).

Ces résultats ont été utilisés parce que la composition de ces matériaux s'apparentait à celles des matériaux utilisés dans ce projet dont les principales différences ont été présentées dans les chapitres 2 et 4. Les équipements disponibles à l'École Polytechnique ne permettaient pas de déterminer cette courbe pour des matériaux aussi compressibles.

Pour les matériaux de recouvrement, les données utilisées pour l'application du modèle de van Genuchten (1980) sont: θ_r (0,205), θ_s (0,83), α (0,0034 cm⁻¹), et n (1,6689). Les résultats montrent un AEV d'environ 125 cm.

On remarque aussi dans les figures 5.7 et 5.8 que la teneur en eau volumique est plus élevée dans les matériaux de recouvrement comparativement aux résidus miniers.

Les courbes de conductivité hydraulique pour les résidus miniers et les pour matériaux de recouvrement ont été tracées à partir du modèle van-Genuchten-Mualem (van Genuchten et al., 1980) qui a été présenté dans le chapitre 2 (voir section 2.6.3). Les courbes correspondantes sont présentées à la figure 5.9.

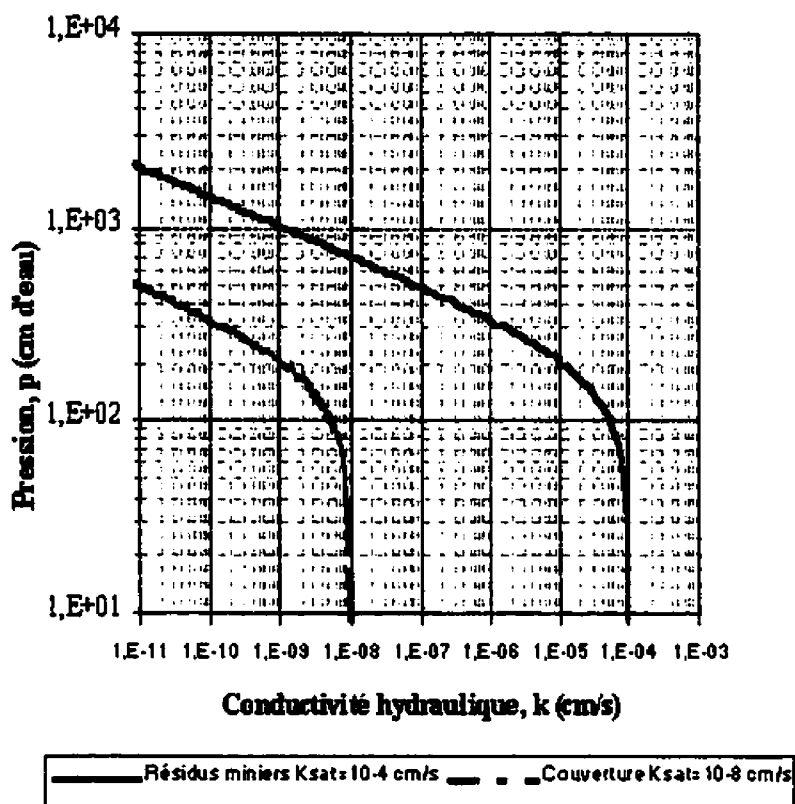


Figure 5.9: Courbes de conductivité hydraulique non saturées pour les résidus miniers (bleu) et pour les matériaux de recouvrement (rouge) calculées à partir du modèle van Genuchten-Mualem (van Genuchten, 1980)

Ces résultats sont basés sur une conductivité hydraulique saturé (k_s) de 1×10^{-4} cm/s pour les résidus miniers et de 1×10^{-8} cm/s pour les matériaux de recouvrement, ce qui correspond à des valeurs qui se rapprochent des résultats de la littérature pour de tels matériaux.

Programme HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991)

Les essais en colonnes de laboratoire consistent à drainer sous l'action de la gravité un système bicouche.

Les caractéristiques hydriques des matériaux utilisés pour les simulations numériques avec HYDRUS sont présentées dans le tableau 5.7.

Tableau 5.7: Valeurs des paramètres caractérisant les résidus miniers et les matériaux de recouvrement utilisés

Matériau	θ_r	θ_s	$\alpha \text{ (cm}^{-1}\text{)}$	n	AEV (cm)	$k_s \text{ (cm/s)}$
Résidus miniers	0,054	0,50	0,005	2,8407	112	1×10^{-4}
Matériaux de recouvrement	0,205	0,83	0,0034	1,6689	125	1×10^{-8}

Le code numérique du programme est en FORTRAN-77 utilisant la méthode des éléments finis (MEF) avec solutions linéaires de type Galerkin et schéma implicite dont les hypothèses et limitations ont été présentées au chapitre 2 (section 2.6.3). Pour cette méthode, on considère que la nappe phréatique est positionnée en profondeur.

Le drainage est simulé en considérant une condition de flux nul à la surface et de pression nulle à la base. Les 85 cm de profondeur du système couverture-résidus miniers sont discrétisés en 170 éléments de même dimension correspondant à un espacement nodal de 0,5 cm. Les tolérances de convergence absolue et relative concernant la pression sont de 1 cm et 1%, respectivement.

Le drainage est simulé durant une période de 28 jours par cycle, chaque cycle utilisant les conditions initiales générées par le cycle précédent. La nappe est supposée loin en dessous du système simulé.

La figure 5.10 présente les résultats de la hauteur d'eau drainée cumulée pour la colonne C4, déterminés par simulation avec HYDRUS en comparaison avec les quantités d'eau de percolation récupérées à la base de la colonne (voir chapitre 4).

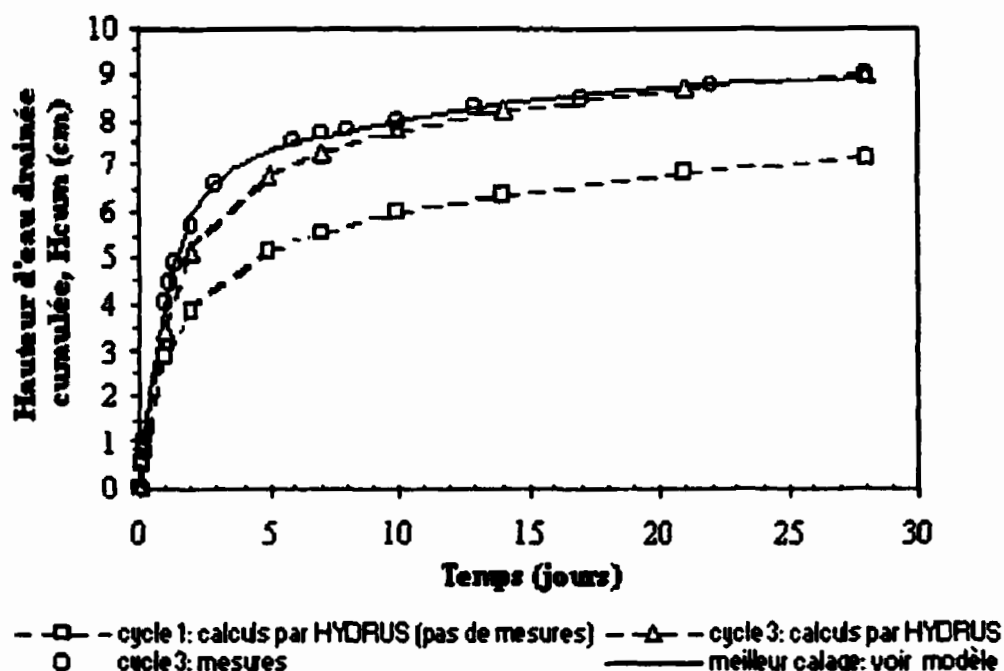


Figure 5.10 : Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture de la colonne C4 en fonction du temps (valeurs après 28 jours de drainage libre) montrant les résultats des données expérimentales et des calculs par HYDRUS (tirée de Aachib, 1999)

Faute de mesures suffisantes, le deuxième cycle de drainage n'a pas été présenté sur cette figure. Il en est de même pour le premier cycle où l'on présente uniquement la courbe calculée. Il faut noter que la courbe calculée pour le cycle 2 est identique à celle du cycle 3. Pour celui-ci, la hauteur d'eau cumulée à la base de la colonne C4, après 28 jours de drainage libre, est de 8,022 cm, soit 1 413 cm³ (ou ml) pour une colonne de 15 cm de diamètre, ce qui s'approche des valeurs mesurées (1 587 ml).

En 28 jours, on atteint presque le palier qui marque la fin du drainage. Rappelons que les 10 cm d'eau ne sont rajoutés qu'à la fin du premier cycle (début cycle 2).

La différence de hauteur d'eau cumulée entre le cycle 1 et 3 est due à l'ajout d'eau au-dessus des colonnes pour le cycle 3; d'où un volume d'eau plus élevé à la sortie que pour le cycle 1.

La figure 5.11 à la page suivante présente les résultats des profils de saturation (A et C) et des profils de pression (B et D) pour les résidus miniers (RM) et pour les matériaux de recouvrement (RD). Dans cette figure, les graphiques (A) et (B) représentent les résultats des simulations sans évaporation pendant le premier cycle et les graphiques (C) et (D) ont été construits pour le cycle 3 avec évaporation.

Les premiers résultats des simulations avec HYDRUS (A) et (B) ne tiennent pas compte de l'évaporation. La nappe est alors positionnée en profondeur. On peut constater que les résidus miniers créent un certain effet de barrière, en se drainant, ce qui aide la couverture à rester presque totalement saturée.

On peut aussi noter que la couverture perd un peu d'eau à sa base à cause de la succion créée dans les résidus.

Les résultats des simulations (C) et (D) tiennent compte de l'évaporation de l'eau rajoutée en surface de la couverture.

L'effet de barrière capillaire des résidus miniers est légèrement plus faible que pour les 2 autres simulations quoique les matériaux de recouvrement conservent un haut niveau de saturation. On peut voir également que la couverture perd une quantité plus grande d'eau à sa base lorsqu'il y a évaporation augmentant ainsi la succion créée par le drainage des résidus miniers.

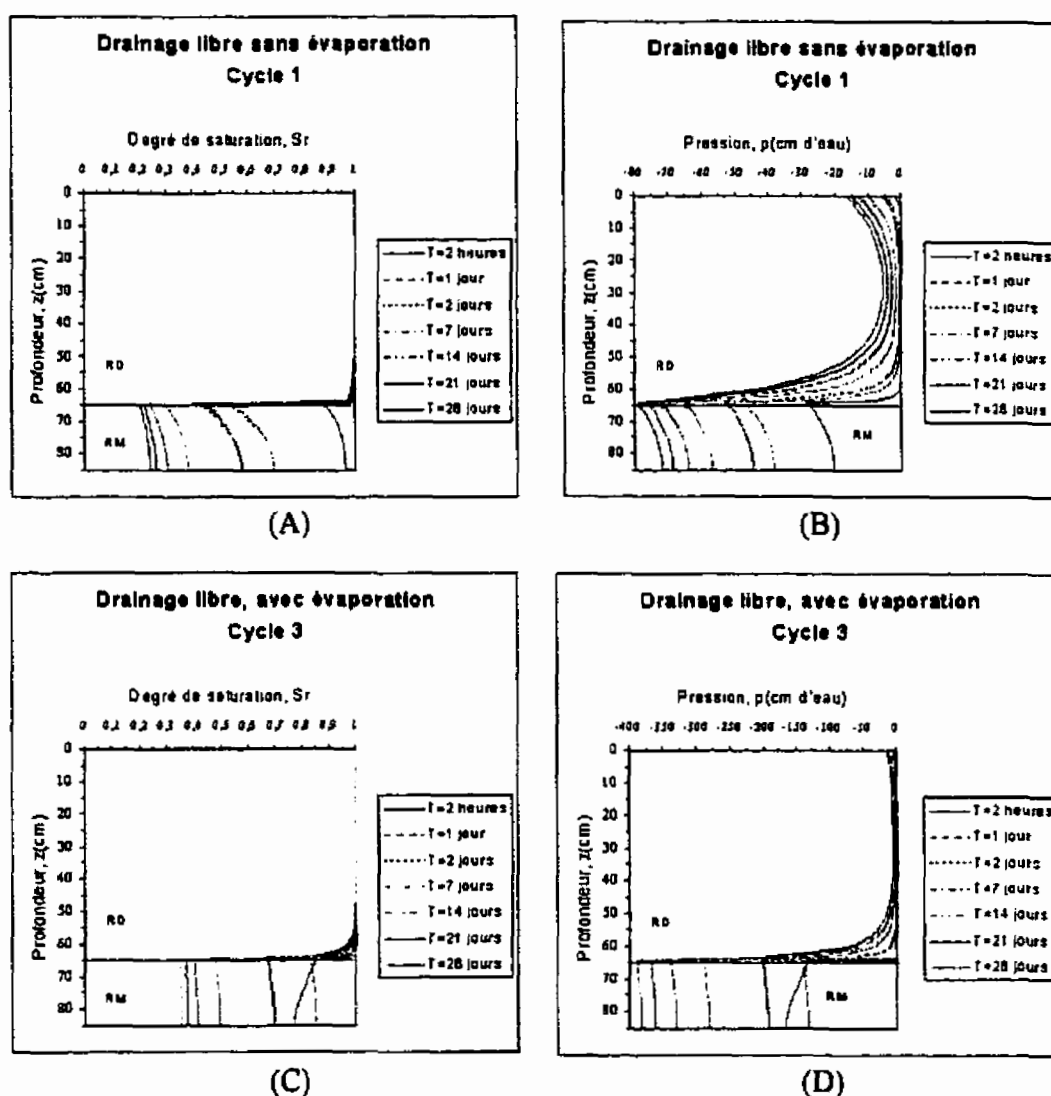


Figure 5.11: Résultats des simulations calculées avec HYDRUS montrant les profils de saturation (A) et de pression (B) des résidus miniers (RM) et des matériaux de recouvrement (RD) pour un drainage libre sans évaporation (Cycle 1); et les profils de saturation (C) et de pression (D) pour un drainage libre avec évaporation (Cycle 3) (tirée de Achib, 1999)

Les résultats des simulations par HYDRUS (figure 5.11) montrent que les résidus se désaturent graduellement pendant un même cycle pour atteindre des valeurs de degré de

saturation plus faibles de 20 à 30 %, à la fin du cycle. Ces résultats sont un peu différents de ceux observés au tableau 5.6, où les résidus demeurent presque complètement saturé à la fin des essais. Cette différence est probablement due au positionnement de la nappe phréatique : elle était positionnée en profondeur pour les simulations avec HYDRUS (figure 5.11) et à la base des colonnes pour les calculs des degrés de saturation (tableau 5.6).

Pour les matériaux de recouvrement, les résultats des simulations avec HYDRUS montrent que les matériaux demeurent presque complètement saturés pendant les essais avec des valeurs de degré de saturation qui s'approchent de 100% et c'est ce qui était également observé pour les calculs des degrés de saturation du tableau 5.6.

5.2.8 Méthode d'analyse O₂-Sulfates

Comme il a été démontré dans la section 2.7, l'installation d'un capteur à oxygène au-dessus des colonnes de laboratoire permet d'obtenir le taux d'oxydation d'un système de recouvrement. Ce taux d'oxydation peut également être estimé selon la méthode d'analyse O₂-Sulfates (Bussière et al, 1998). On présente dans ce qui suit, les résultats des calculs de la production des sulfates (chapitre 4) et des flux d'oxygène (déduits des teneurs en SO₄²⁻). La méthode et les données utilisées pour faire les calculs des taux de production de sulfates et des flux d'oxygène sont présentées au tableau 5.8.

Tableau 5.8 : Méthode de calcul des taux de sulfates produits et des flux d'oxygène équivalents évaluée à partir des teneurs en sulfates et des volumes d'eau de percolation récupérés à la base de la colonne C1 pendant le deuxième cycle (28 jours)

Durée	Surface de la colonne (m ²)	Volume d'eau (l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mole)	Sulfates production (mole/m ² /an)	Flux O ₂ équiv. (9:4) (mole/m ² /an)	Flux O ₂ équiv. (2:1) (mole/m ² /an)
28	0,018869	1,365	90 406	1,285	888	1998	1776

Pour le calcul des flux d'oxygène, les moles de sulfates ont été transformées en moles d'oxygène en posant deux hypothèses. La première hypothèse considère que 2 moles d'oxygène consommées produisent une mole de sulfate (2:1). Cette hypothèse tient compte de l'oxydation causée par d'autres réactifs que la pyrite et s'applique pour les taux de production inférieurs à 150 moles d'O₂/m²/an. La deuxième hypothèse considère que 9 moles d'oxygène consommées produisent 4 moles de sulfates (9:4 ou [2.25:1]) et elle s'applique pour les taux de production supérieurs à 150 moles d'O₂/m²/an (Elberling et Nicholson, 1996; Bussière et al., 1998). Les deux hypothèses ont été utilisées et les résultats seront déterminés en suivant l'hypothèse correspondante aux prémisses qui viennent d'être mentionnées. Le tableau 5.9 présente une synthèse des résultats des taux de sulfates produits et des flux d'oxygène calculés selon leur rapport de flux correspondant (9 :4 ou 2 :1 selon les colonnes).

Tableau 5.9: Résultats des calculs des taux de sulfates produits et des flux d'oxygène équivalents, évalués à partir de la méthode O₂-SO₄²⁻ montrant les résultats maximum et minimum mesurés pendant toute la durée des essais dans les 6 colonnes de laboratoire

No.		Taux SO ₄ ²⁻ mesuré (mole/m ² /an)	Flux O ₂ (9 :4) calculé (mole/m ² /an)	Flux O ₂ (2 :1) calculé (mole/m ² /an)
C1	Max.	888	1 998	n.a.
	Min.	366	824	n.a.
C2	Max.	388	873	n.a.
	Min.	304	683	n.a.
C3	Max.	359	808	n.a.
	Min.	30	n.a.	59
C4	Max.	181	408	n.a.
	Min.	24	n.a.	47
C5	Max.	189	424	n.a.
	Min.	30	n.a.	60
C6	Max.	27	n.a.	55
	Min.	3,6	n.a.	7

n.a. = non applicable
 Max. = résultat maximum
 Min. = résultat minimum

Les résultats des colonnes C1 et C2 montrent un flux d'oxygène supérieur à 800 moles d' $O_2/m^2/an$, ce qui est très élevé. Pour les colonnes C3 à C6, les flux d'oxygène ont baissé considérablement comparativement à la colonne témoin. Il est à noter cependant que les valeurs de flux d'oxygène obtenus pour les colonnes C1 à C6 sont plus élevées que celles des CEBC traditionnelles (Aubertin et al., 1999c). Les graphiques de résultats pour les taux de production des sulfates (A) et pour les flux d'oxygène (B et C) sont présentés à la figure 5.12. Cette figure présente également une comparaison graphique des deux méthodes de calculs (9 : 4 et 2 : 1) pour la colonne témoin (D).

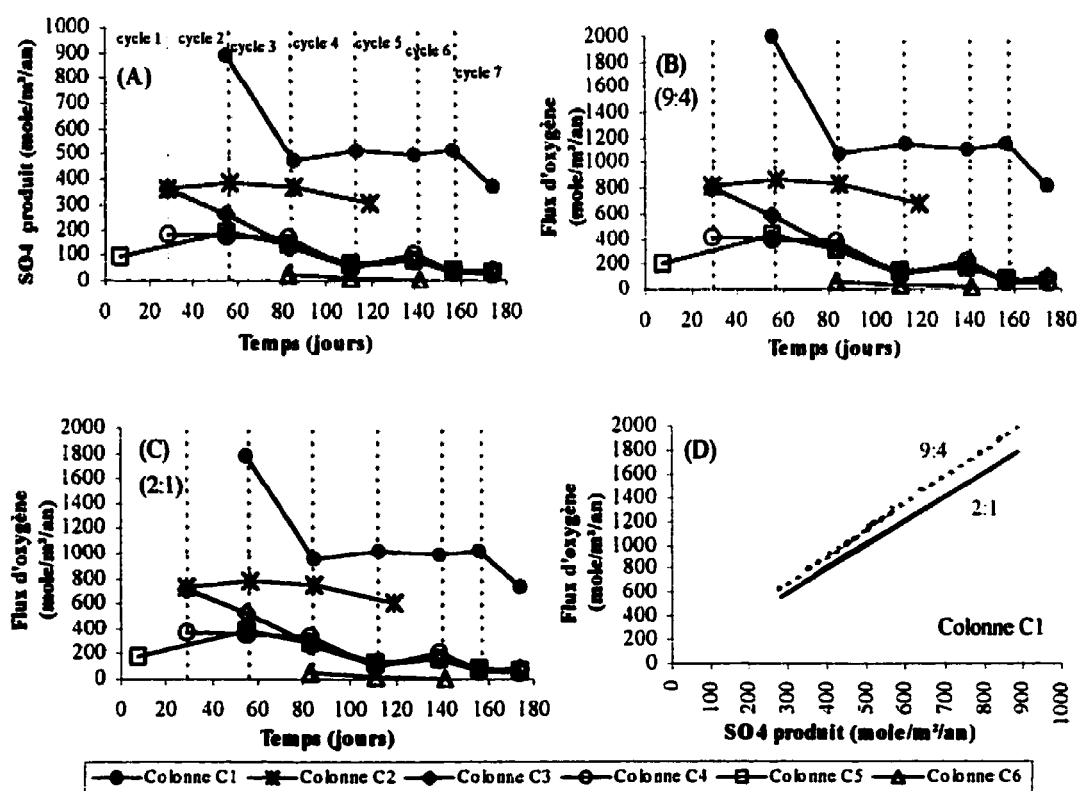


Figure 5.12 : Valeurs des quantités de sulfates produits (A) et des flux d'oxygène équivalents montrant les résultats des flux d'oxygène pour le rapport (9 : 4) (B) et pour le rapport (2 : 1) (C), évalués à la fin de chacun des cycles d'essais (durée de 28 jours ou 17 jours); le graphique (D) présente une comparaison des résultats pour les deux rapports de flux

Les taux de production des sulfates (A) de la colonne témoin (C1) ont augmenté et diminué à deux reprises pendant toute la durée des essais, variant de 888 à 280 moles/m²/an.

On remarque que la première augmentation au début du cycle 2 (jour 35) était rapide et élevée (pic à 888 moles/m²/an). Par la suite, les taux de production des sulfates ont diminué jusqu'au début du cycle 4 (jour 85), et c'est à ce moment qu'a débuté la deuxième augmentation, plus faible que la précédente. L'augmentation de la production de sulfates indique probablement une augmentation de génération d'acide dans les résidus de la colonne C1 (témoin). Pour la colonne C2 (sable et résidus), les taux de production des sulfates suivent la tendance de la première augmentation en même temps que la colonne témoin et demeurent constants par la suite, les résultats varient de 388 à 107 moles/m²/an.

Les colonnes C3 (boues Tembec), C4 (boues Norkraft) et C5 (compost) se comportent de manière similaire entre elles en diminuant pendant toute la durée des essais. Les taux de production des sulfates augmentent légèrement à la fin du cycle 1 (jour 29) et à la fin du cycle 5 (jour 139). Les résultats de la colonne C3 passent de 808 à 59 moles/m²/an. Pour la colonne C4, les résultats passent de 408 à 47 moles/m²/an et pour la colonne C5, les taux de production passent de 424 à 60 moles/m²/an. Les résultats semblent élevés comparativement à d'autres études (Aubertin et al., 1996c; 1999a) mais dans le cas présent, c'est l'évolution des résultats qui sera analysée.

La diminution des taux de production des sulfates dans les colonnes C3 et C4 signifie qu'il y a probablement une diminution du taux d'oxydation des sulfures et ainsi une diminution de la génération d'acide. Une analyse complète de la minéralogie des résidus aurait permis de vérifier la présence de précipités de sulfates dans les matériaux puisque la formation de ces précipités peut engendrer une sous estimation du flux

d'oxygène. Pour la colonne C6 (résidus Domtar + BA), les teneurs en sulfates fluctuent entre 596 moles/m²/an (pic au jour 113) et 4 moles/m²/an. Le nombre restreint de résultats pour cette colonne ne permet pas d'évaluer avec certitude l'effet de ce matériau de recouvrement sur le taux de production des sulfates.

5.3 Analyse économique préliminaire

Une composante importante dans le choix d'une technique de réhabilitation est l'aspect économique. Le scénario choisi doit être économiquement avantageux comparativement aux autres techniques efficaces qui peuvent être appliquées. On présente dans ce qui suit, une brève analyse des aspects économiques applicables au site Aldermac.

Le modèle de prédiction des coûts utilisé pour faire l'analyse des aspects économiques pour les différents scénarios de réhabilitation du site Aldermac est le modèle d'Évaluation des Coûts de Restauration (ECR) développé par Bussière et al. (1998). Ce modèle est construit avec un chiffrier Excel, constitué d'équations empiriques et de données de base du site à l'étude. La précision des résultats obtenus à partir de ce modèle a été estimée à environ 20 à 35%, ce qui correspond à la précision donnée habituellement par une étude de pré-faisabilité.

Le modèle ECR a été élaboré à partir de données provenant de la littérature, de cas documentés non publiés et/ou de valeurs estimées provenant des discussions avec des gens d'expérience en industrie et il a été validé partiellement par des cas réels portant sur différentes options de restauration appliquées au Québec (Bussière et al., 1998, 1999; Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 1999). Le modèle sera utilisé comme un outil d'évaluation préliminaire qui permettra de guider les choix vers le meilleur scénario de réhabilitation du site Aldermac. L'étape subséquente consistera en une

évaluation complète de la faisabilité technique des divers scénarios de réhabilitation ainsi que des bénéfices environnementaux qui en découlent. Cette étape pourra être effectuée par une firme de consultants spécialisés dans ce domaine.

La technique utilisée pour contrôler la production du drainage minier acide (DMA) qui sera considérée dans cette analyse consiste en l'installation d'une couverture de matériaux organiques. L'élaboration des différents scénarios de réhabilitation sera effectuée à partir de cette technique avec l'ajout de certaines variantes telles que: le transport des matériaux provenant des zones d'épanchement, la construction de digues et la protection contre l'érosion. Les données de bases nécessaires à l'élaboration du modèle ECR sont présentées dans ce qui suit.

Les coûts associés à l'installation d'une couverture sont essentiellement ceux de transport et de mise en place des matériaux dont les paramètres utilisés pour déterminer les coûts consistent en (Bussière et al., 1998):

- les épaisseurs de chacune des couches de la couverture;
- les distances pour le transport des matériaux;
- les coûts associés à la revégétation du site;
- les coûts associés à l'épandage de matériaux alcalins;
- les coûts associés au nivellement du parc.

Les coûts associés à la construction des digues et des ouvrages connexes sont déterminés à l'aide des éléments suivants (Bussière et al., 1998):

- les dimensions de la digue (longueur; largeur interne, externe et de la crête);
- le pourcentage du volume de la digue occupé par chacun des matériaux (matériau filtrant, matériau imperméable et matériau de retenu);
- les angles des pentes de la digue (côté interne et externe);
- les distances pour le transport des différents matériaux.

Le chiffrer permet également d'incorporer des montants dans une section appelée « Autres coûts ». Ces coûts, qui doivent être considérés parce qu'ils peuvent représenter une partie importante des coûts totaux, consistent en (Bussière et al., 1998; Aubertin et al., 1999c):

- des travaux d'ingénierie, de surveillance et de contrôle de la qualité;
- l'achat de terrains et de droits de passage;
- la recherche de bancs d'emprunt et la construction de chemin de transport;
- la préparation du site (fondations, etc.);
- la pose d'un évacuateur de crue et de structures de contrôle des eaux;
- la construction de fossés, de tranchées, de ponts et de route d'accès au site;
- les travaux d'aménagement du site;
- l'instrumentation et le suivi après construction.

Pour le projet Aldermac, les « Autres coûts » ont été estimés à 35% des coûts globaux ce qui correspond à l'estimation donnée habituellement par les firmes de consultants spécialisées. Le détail de ces coûts devra être étudié et validé par la personne responsable de la réhabilitation du site avant de procéder à une restauration. Lorsque tous les éléments sont introduits dans le modèle ECR, les coûts unitaires de construction peuvent être calculés, comme on pourra le constater dans la section qui suit.

5.3.1 Étude des différents scénarios de réhabilitation

Pour évaluer les coûts globaux des différents scénarios de réhabilitation, certaines données doivent être introduites dans le modèle ECR. Ces valeurs consistent en des renseignements généraux sur le site dont entre autres; la superficie totale du parc à résidus qui est de 53 hectares pour le parc Aldermac. Les montants inscrits dans le

chiffrier proviennent de cas réels (Amyot et Vézina, 1996) et de demande de prix auprès des fournisseurs. Les différents scénarios de réhabilitation proposés sont présentés dans ce qui suit.

Scénario 1: Recouvrement des zones d'épanchement avec une couverture de matériaux organiques

Le scénario 1 considère le recouvrement des zones d'épanchement du parc à résidus Aldermac avec une couverture de matériaux organiques appliquée sur le parc à résidus qui couvre une superficie estimée à environ 20 hectares. Avant la mise en place des couches de la couverture, une quantité de 3 000 tonnes de matériaux organiques (poussières et granules de calcite (CaCO_3)) est incorporée aux résidus miniers par hersage sur une épaisseur de 30 cm. L'augmentation du pH du milieu favorisera la croissance des bactéries sulfato-réductrices qui permettront de précipiter les métaux sous forme de sulfures métalliques. Les épaisseurs des différentes couches utilisées dans la modélisation sont les suivantes :

- 0,3 m de sable grossier pour la couche de support du bas;
- 0,5 m de matériaux organiques au centre pour la couche de traitement;
- 0,3 m de sable grossier pour la couche de surface utilisée comme couche drainante et de protection.

Une couche superficielle de 10 cm, constituée de matériaux organiques est appliquée à la surface de la couverture pour favoriser la revégétation. Pour les matériaux inorganiques utilisés pour la construction de la couverture sont tous disponibles dans un rayon de moins de 5 km de la superficie à restaurer. En ce qui concerne les matériaux organiques de la couche de traitement qui sera placée au centre de la couverture, les coûts ont été considérés nuls car on suppose ici que les matériaux organiques provenant des industries de l'Abitibi-Témiscamingue seraient disponibles sans frais puisque le projet favorise l'utilisation de résidus possédant un potentiel de revalorisation pour le

secteur industriel. Malgré cette supposition, il est possible que des coûts soient associés aux transports des matériaux.

Le tableau 5.10 présente les principales données entrées dans le chiffrier ECR et les résultats obtenus pour les coûts de construction de la couverture de matériaux organiques sur les zones d'épandement de la rivière Arnoux qui se chiffrent à environ 1,8 millions de dollars.

Tableau 5.10 : Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts du recouvrement des zones d'épandement de la rivière Arnoux avec une couverture de matériaux organiques selon le modèle ECR (Bussière et al., 1998)

Superficie à restaurer (ha)		20			
Couverture organique			1		
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0,3	3	5,6061	336 366 \$	16 818 \$
Couche fine					
Matériaux organiques	0,5		0		
Argile ou till			7,6071	0 \$	0 \$
Résidus miniers			3,6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0,3	3	5,6061	336 366 \$	16 818 \$
Couche anti intrusion biologique			4,4622	0 \$	0 \$
Couche pour végétation			7,5666	0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	10000			200 000 \$	10 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	100	3000		300 000 \$	15 000 \$
	Coûts unit. (\$/m²)	Qté déplacée (m²)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement	2	75000		150 000 \$	7 500 \$
	% du coût global			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	35%			462 956 \$	23 148 \$
Total				1 785 688 \$	89 284 \$
Arrondi				1 786 000 \$	89 300 \$

À ces coûts, il faudra ajouter les coûts de construction du chemin qui permettra d'accéder aux zones d'épandement et qui se chiffrent à 30 000\$ tel que démontré plus loin dans le scénario 3.

Scénario 2: Recouvrement du parc à résidus avec couverture de matériaux organiques

Pour le deuxième scénario, on analyse le recouvrement du parc à résidus avec une couverture de matériaux organiques sur le parc qui couvre une superficie de 53 hectares. Le tableau 5.11 présente les coûts de construction de la couverture pour le parc à résidus qui se chiffrent à environ 3,9 millions de dollars.

Tableau 5.11 : Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts du recouvrement du parc à résidus miniers Aldermac avec une couverture de matériaux organiques selon le modèle ECR (Bussière et al., 1998)

Superficie à restaurer (ha)	53				
Couverture organique	1				
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0,3	1	4,8435	770 117 \$	14 531 \$
Couche fine					
Matériaux organiques	0,5		0		
Argile ou till			7,6071	0 \$	0 \$
Résidus miniers			3,6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0,3	1	4,8435	770 117 \$	14 531 \$
Couche anti intrusion biologique			4,4622	0 \$	0 \$
Couche pour végétation			7,5666	0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	10000			530 000 \$	10 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	100	6000		600 000 \$	11 321 \$
	Coûts unit. (\$/m²)	Qté déplacée (m²)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	2	100000		200 000 \$	3 774 \$
	% du coût global			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	35%			1 004 582 \$	18 954 \$
Total				3 874 815 \$	73 110 \$
Arrondi				3 875 000 \$	73 100 \$

Le chiffrer ne permet pas de calculer les coûts associés au rehaussement du niveau des digues déjà existantes; la stabilité de ces digues pourront être étudiées par des consultants spécialisés en géotechnique car il est possible que des coûts supplémentaires doivent être ajoutés pour le rehaussement des digues.

Scénario 3: Collecte et transport des résidus des zones d'épanchement vers le parc à résidus et recouvrement complet du parc à résidus avec couverture de matériaux organiques

Le scénario 3 consiste au déblaiement des résidus miniers provenant des zones d'épanchement de la rivière Arnoux, au transport et à la mise en place des matériaux dans la partie nord du parc à résidus. Des coûts de construction d'un chemin permettant d'accéder aux zones d'épanchement doivent être prévus. Les résidus déplacés dans le parc seront recouverts d'une couverture de matériaux organiques qui se chiffrent à 3,9 millions de dollars, démontré dans le scénario 2. La quantité de matériaux à déplacer a été estimée à 150 000 m³, tel qu'évaluée précédemment au chapitre 3. Le tableau 5.12 présente les coûts généraux associés au transfert des résidus miniers provenant des zones d'épanchement vers le parc à résidus qui se chiffrent à environ 1 million de dollars.

Tableau 5.12 : Estimation des coûts de transport des matériaux provenant des zones d'épanchement de la rivière Arnoux vers le parc à résidus miniers Aldermac; montrant les volumes de matériaux à déplacer et les coûts associés au déblaiement, au transport et à la mise en place des matériaux

Description	Quantité/Volume	Coûts	Total
Déblaiement/Transport/Mise en place	150 000 m ³	4 \$/m ³	750 000 \$
Construction chemin	5 km	6 000 \$/km	30 000 \$
Autres coûts (35%)	---	---	255 500 \$
Total	---	---	1 035 500 \$

Scénario 4: Recouvrement complet du parc à résidus et des zones d'épanchement avec couverture de matériaux organiques

Pour le scénario 4, les zones d'épanchement de la rivière Arnoux seront recouvertes d'une couverture de matériaux organiques qui a été évaluée à 1,8 millions tel que démontré par le scénario 1. Le parc à résidus sera également recouvert sur une

superficie de 53 hectares, où les coûts de construction ont été calculés à 3,9 millions de dollars, tel que démontré par le scénario 2. À ces coûts il faut ajouter les coûts de construction du chemin qui permettra d'accéder aux zones d'épanchement et qui se chiffrent à 30 000\$, tel que démontré dans le scénario 3.

5.3.2 Comparaison des scénarios de réhabilitation pour le site Aldermac

Le tableau 5.13 présente une comparaison des coûts pour les différents scénarios de réhabilitation étudiés.

Tableau 5.13 : Comparaison des coûts associés aux 4 scénarios de réhabilitation évalués à l'aide du chiffrer ECR et de demande de prix auprès des fournisseurs pour le site minier Aldermac

Scénario	Titre abrégé	Couverture organique (\$)	Construction chemin (\$)	Collecte et transport (\$)	Total (\$)
Scénario 1	Recouvrement ZE	1 786 000	30 000	---	1 800 000
Scénario 2	Recouvrement du parc à résidus	3 875 000	---	---	3 900 000
Scénario 3	Transport résidus ZE et recouvrement parc	3 875 000	---	1 035 500	4 910 000
Scénario 4	Recouvrement ZE et parc à résidus	5 661 000	30 000	---	5 700 000

Le scénario 1 permet d'atténuer la contamination en aval du site mais ne permet pas de régler le problème à la source. Le parc à résidus demeurera une source importante de contamination. Le scénario 2 a l'avantage de limiter la quantité d'eau qui atteindra la rivière Arnoux mais ne permet pas de limiter complètement la contamination de l'eau lorsque celle-ci atteindra les zones d'épanchement de la rivière Arnoux. Les scénarios 3 et 4 sont plus dispendieux mais s'avèrent être les plus efficaces pour limiter la contamination du site. Le meilleur choix technico-économique pour la réhabilitation du site Aldermac semble être le scénario 3; il permet de limiter la contamination du parc à

résidus et des zones d'épanchement à des coûts modérés. Les coûts totaux pour la réhabilitation des zones d'épanchement et du parc à résidus miniers Aldermac s'élèvent à environ 86 000\$/hectares. Ces coûts s'apparentent à ceux calculés pour la restauration du site Terrains Aurifères (Abitibi-Témiscamingue) à l'aide d'un recouvrement multicouche. Les coûts complets de fermeture ont été estimés à 93 500\$/ha (Ricard et al., 1997b) et les coûts du recouvrement multicouche se sont élevés à 65 000\$/hectares (Ricard et al., 1999). Parmi les 4 scénarios évalués, le scénario 3 a été choisi comme la solution de réhabilitation la plus applicable pour le site Aldermac et représente la meilleure option technique et économique.

5.4 Synthèse des résultats et recommandations préliminaires

Une étude de caractérisation des zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac a été menée par deux campagnes d'échantillonnage sur le terrain et par l'analyse des échantillons en laboratoire. Cette étude a permis d'obtenir des informations sur la qualité des eaux, des sols/résidus et des sédiments du site Aldermac. Le tableau 5.14 présente les principaux résultats d'analyses des échantillons d'eau et de sols/résidus recueillis à une station représentative de la zone d'épanchement de la rivière Arnoux (S110). Lors de l'échantillonnage sur le site, un volume supplémentaire de sols/résidus a été recueilli à cette station. Ces résidus ont été utilisés pour le programme expérimental de laboratoire où environ 20 cm de résidus ont été incorporés à la base des 6 colonnes de laboratoire.

Il a été démontré au chapitre 3 que pour la plupart des échantillons recueillis dans la rivière Arnoux, dans le ruisseau Ouest et dans le secteur du parc à résidus, les valeurs associées au pH, à la conductivité, aux MES, aux teneurs en sulfates et en métaux lourds dépassaient la directive D019 sur les industries minières (MENVIQ, 1989), les recommandations du CCME (CCME, 1987; 1991) et les critères B et C de la Politique

de réhabilitation des terrains contaminés (MENVIQ, 1988), mise à jour par la nouvelle Politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 1998).

Tableau 5.14 : Principaux résultats d'analyses des échantillons d'eau et de sols/résidus recueillis à la station de la zone d'épanchement de la rivière Arnoux, utilisée pour le programme expérimental

Paramètres/Analyses	Eau	Sols/résidus
pH	2,8	3,9
Eh	462	n.d.
Conductivité (mS/cm)	2,12	n.d.
Sulfates (mg SO_4^{2-} /ml)	1 267	n.a.
MES	113	n.a.
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i> (#bactéries/100 ml ou 10 g sol sec)	$1,4 \times 10^6/100\text{ml}$	$2,97 \times 10^5/10\text{g}$
<i>Thiobacillus thiooxidans</i> (# bactéries/ 10 g sol sec)	n.d.	$1,76 \times 10^4/10\text{g}$
Sulfato-réductrice (# bactéries/ 10 g sol sec)	n.d.	350/10g
Conductivité hydraulique (k) (cm/s) Formule Kozeny-Carman	n.a.	$5,55 \times 10^{-5}$
Conductivité hydraulique (k) (cm/s) Modèle Pavchich modifié	n.a.	$2,93 \times 10^{-6}$
Conductivité hydraulique (k) (cm/s) Cellules triaxiales	n.a.	$9,02 \times 10^{-5}$
Granulométrie (Tamis 200)	n.a.	86,2
Classification des sols (ASTM, 1988)	n.a.	Silt organique avec sable
Limites d'Atterberg	n.a.	$w_L = 86,0$; $w_p = 69,8$ $I_p = 16,2$
Minéralogie des résidus frais	n.a.	Quartz = A; Pyrite = M Gypse = M
Minéralogie des résidus oxydés	n.a.	Quartz = A
Cuivre (ppm)	2,14	1002
Fer (ppm)/(%)	297 ppm	20,4 %
Zinc (ppm)	10,1	3046

A	=	abondant
M	=	moyen
n.a.	=	non applicable
n.d.	=	non disponible
w_L	=	limites de liquidité
w_p	=	limite de plasticité
I_p	=	indice de plasticité

Les résultats pour l'échantillon de la rivière Arnoux qui sont présentés au tableau 5.14 dépassent également les normes en vigueur. La qualité de l'eau et des sédiments dans les zones inondables indique que la contamination des zones d'épanchement du site Aldermac provient du parc à résidus plutôt que d'autres sources potentielles de contamination. Les résultats d'analyses des 56 échantillons prélevés lors de la caractérisation *in situ* ont permis d'obtenir des informations spécifiques qui ont été utilisées pour la planification du programme expérimental de laboratoire.

Le programme expérimental en laboratoire, d'une durée de 180 jours, a permis d'évaluer l'efficacité des matériaux comme barrière de recouvrement pour limiter le problème du drainage minier acide (DMA). L'évaluation des propriétés physico-chimiques, hydrogéologiques et bactériologiques ont permis de statuer sur l'utilisation des matériaux organiques dans une couverture de recouvrement. Les principaux résultats obtenus pour les 6 colonnes de laboratoire à l'étude sont présentés au tableau 5.15. On y retrouve certaines propriétés de base des matériaux qui composent les colonnes et les principaux résultats d'analyses de l'eau de percolation récupérée à la base des colonnes de laboratoire; analysés au début et à la fin des essais.

La colonne témoin (C1) était composée de résidus miniers et n'était pas recouverte par une couverture. Le drainage était constant dans cette colonne et les résultats ont supporté les hypothèses du départ; la colonne a permis de reproduire en laboratoire certaines conditions de terrain retrouvées sur le site Aldermac et elle a été utilisée comme base de comparaison pour les 5 autres colonnes de laboratoire. Pendant toute la durée des essais, le pH des résidus de la colonne témoin fluctuait autour de 3,0 et le potentiel d'électronégativité (Eh), autour de 500 mV. Ces résultats mettent en évidence les mécanismes d'oxydation de la pyrite : le mécanisme d'oxydation chimique en présence d'oxygène et le mécanisme d'oxydation biologique par la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* dont l'activité est optimale à un pH d'environ 3,0.

Tableau 5.15 : Principaux résultats des essais réalisés lors du programme expérimental de laboratoire pour certaines propriétés des matériaux et pour l'analyse de l'eau de percolation des 6 colonnes évaluées au début et à la fin des essais

Analyses	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Propriétés des matériaux qui composent les colonnes (début des essais)						
Indice des vides (e)	1,002	0,792	R = 1,106 C = 4,656	R = 1,091 C = 7,695	R = 1,044 C = 1,604	R = 1,049 C = 6,439
Porosité (n) (%)	50,01	44,13	R = 52,48 C = 82,29	R = 52,17 C = 88,46	R = 51,00 C = 61,60	R = 51,20 C = 86,50
Densité solides (D _r)	3,196	2,952	R = 3,196 C = 1,618	R = 3,196 C = 1,618	R = 3,196 C = 2,528	R = 3,196 C = 1,900
Épaisseurs des couches (cm)	25,0	38,4	R = 20,1 C = 61,4	R = 20,0 C = 61,4	R = 20,0 C = 64,3	R = 20,0 C = 61,6
Teneur en eau (w) (%)	11,6	6,42	R = 12,5 C = 198,3	R = 13,3 C = 353,5	R = 10,6 C = 51,3	R = 11,6 C = 276,6
Granulométrie (% Tamis 200)	62,9	35,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Perméabilité (cm/s)	$9,02 \times 10^{-5}$	$1,73 \times 10^{-4}$	$5,15 \times 10^{-6}$	$1,36 \times 10^{-8}$	n.d.	n.d.
Résultats d'analyses de l'eau de percolation (début des essais)						
pH	2,9	2,8	3,5	3,5	2,6	2,3
Eh (mV)	497	535	371	364	556	570
Conductivité (µmho/cm)	27 000	24 000	22 000	13 000	19 000	25 500
Sulfates (mg/l)	97 334	58 630	82 776	52 626	47 712	106 030
Cuivre (mg/l)	68	7,43	3,47	3,35	2,62	0,231
Fer (mg/l)	27 840	17 250	21 530	16 690	13 740	2 310-
Zinc (mg/l)	4 279	2 678	4 603	3 259	3 370	2 762
Propriétés des matériaux qui composent les colonnes (fin des essais)						
Épaisseurs des couches (cm)	23,8	37,0	R = 19,0 C = 63,5	R = 20,0 C = 41	R = 19 C = 65	R = 19,5 C = 31
Teneur en eau (w) (%)	20,7	19,8	R = 34,2 C = 286,2	R = 34,1 C = 472,1	R = 29,2 C = 49,9	R = 27,6 C = 332,6
Minéralogie	Quartz = A Pyrite = M	Quartz = A	Quartz = A	Quartz = A	Quartz = A Albite = M	Quartz = A Albite = M
Résultats d'analyses de l'eau de percolation (fin des essais)						
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	9×10^8 /100 ml	$1,6 \times 10^9$ /100 ml	$2,3 \times 10^2$ /100 ml	$1,0 \times 10^1$ /100 ml	$3,5 \times 10^8$ /100 ml	$1,6 \times 10^9$ /100 ml
pH	3,5	3,5	5,1	5	3,3	3,2
Eh (mV)	617	619	547	535	723	687
Conductivité (µmho/cm)	11 667	7 000	3 000	3 000	2 500	6 000
Sulfates (mg/l)	46 550	41 390	3 431	2 408	2 313	45 385
Cuivre (mg/l)	0,162	0,219	0,087	0,043	0,07	0,148
Fer (mg/l)	1 864	1 396	245	346	1 355	1 946
Zinc (mg/l)	896	937	1,2	8,4	18	1 592

R = résidus miniers; C = matériaux de recouvrement; A = abondant; M = moyen et n.d = non disponible

Les teneurs en sulfates et en métaux lourds (Cu, Fe et Zn) étaient très élevées comparativement aux résultats des colonnes avec matériaux de recouvrement (C3 et C4). Les teneurs en fer ont augmenté au début des essais pour ensuite diminuer graduellement. Cette baisse est probablement due à l'effet de la jarosite, un précipité visible par sa couleur jaunâtre qui a été détecté par les analyses minéralogiques. Ce précipité de jarosite enveloppe les particules de pyrite et réduit la surface d'exposition à l'oxydation de la pyrite.

L'effet de la jarosite se manifeste lorsque le pH augmente légèrement et que les concentrations en fer et en sulfates diminuent. Lorsque la jarosite est partiellement lessivée, l'activité bactérienne reprend, le pH diminue tandis que la conductivité et les teneurs en sulfates et en fer total augmentent. Ce processus se poursuit jusqu'à ce que la pyrite soit oxydée au complet (Aachib, 1997).

À la fin des essais, l'épaisseur de la zone oxydée des résidus miniers de la colonne témoin était d'environ 14 cm. Une période d'essais plus longue (>180 jours) aurait possiblement permis d'observer une oxydation plus complète de la pyrite dans la colonne témoin.

Les résultats obtenus avec la colonne C2 qui était composée d'un mélange proportionnel de sable et de résidus miniers (C2) ont partiellement supporté l'hypothèse du départ qui était de favoriser un épuisement bactérien des sulfures présents dans les résidus miniers. Ce phénomène a été observé pendant les 5 premiers cycles (jusqu'au 139^e jour). Le sable possédait une granulométrie appropriée pour accélérer le processus d'épuisement des sulfures lorsqu'il était mélangé aux résidus miniers. Cependant, à partir du sixième cycle, la formation d'une couche indurée de type « hard pan » près de la surface des résidus empêchait l'eau de percolation de traverser la colonne ce qui

limitait les réactions d'oxydation. Cette observation montre qu'il n'est pas facile d'épuiser les sulfures par oxydation en laboratoire.

Quatre colonnes (C3 à C6) avec matériaux de recouvrement ont été évaluées pour vérifier leur efficacité dans la réduction du DMA; les matériaux des colonnes C3 et C4 ont montré les résultats les plus encourageants dans l'atteinte de cet objectif. Les matériaux utilisés dans ces colonnes étaient composés de boues de traitement primaire et secondaire de l'industrie papetière.

Les matériaux de la colonne C3 provenaient de la compagnie Tembec Inc. (Division Témiscaming) et les matériaux de la colonne C4 provenaient de la compagnie Domtar Inc. (Norkraft Quévillon Inc.). Au cours des essais, le pH du lixiviat des deux colonnes a augmenté tandis que la conductivité, les teneurs en sulfates et en métaux lourds ont diminué considérablement comparativement à la colonne témoin. Il est possible que l'acidité des résidus pour les colonnes C3 et C4 ait été neutralisée par l'alcalinité de l'eau de percolation des matériaux de recouvrement.

Les matériaux de recouvrement des colonnes C5 et C6 ont montré des résultats moins intéressants pour la réduction du DMA. Le pH était acide pendant toute la durée des essais atteignant parfois des valeurs de pH plus faibles que celles de la colonne témoin. Les teneurs en sulfates et en métaux lourds montraient des résultats similaires à ceux de la colonne témoin.

La colonne C5 était composée de compost qui provenait de la Régie intermunicipale Argenteuil-Deux-Montagnes. Ce compost a été utilisé parce qu'il possédait des propriétés semblables au compost qui devait être produit à Rouyn-Noranda (Les Transformeurs) lors du montage des essais. Les matériaux de la colonne C6 étaient composés d'un mélange de copeaux de bois provenant de l'industrie forestière Domtar

Inc. (Complexe de sciage Malartic) et de boues activées de la station d'épuration des eaux de Val-d'Or.

Pour la colonne C6, il a été difficile d'évaluer la qualité de l'eau de percolation puisque le matériau de recouvrement bloquait le passage de l'eau et ne lui permettait pas de traverser la colonne. En ce sens, il serait intéressant d'évaluer l'efficacité de ce matériau comme couverture imperméable à l'eau. Des essais supplémentaires pourraient être faits avec les matériaux de la colonne C6 pour étudier le passage de l'eau à travers ces matériaux et pour obtenir des informations supplémentaires qui permettraient d'appuyer leur utilisation pour limiter le passage de l'eau.

Pour faire l'interprétation des résultats de l'étude de caractérisation et du programme expérimental, nous avons utilisé des modèles mathématiques, des diagrammes de phase, des calculs de bilans et diverses autres analyses qualitatives dont les principaux résultats sont présentés au tableau 5.16.

Les résultats montrent que les matériaux des colonnes C3 et C4 sont ceux qui présentent le meilleur potentiel pour la réduction du DMA : les degrés de saturation étaient élevés, les taux de sulfates produits ont diminué considérablement et le fer représenté dans les diagrammes Eh-pH (Fe) se retrouvait sous une forme stable de précipité ($\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$). Pour ces 2 colonnes, les bilans ioniques montrent que la somme des ions de fer, cuivre et zinc est faible comparativement à la colonne témoin.

Les résultats du rapport DBO_5/DCO semblent démontrer que la consommation d'oxygène est d'origine biologique et qu'il y a un processus de dégradation organique. Les résultats des simulations mathématiques avec HYDRUS pour les profils de saturation et de pression montrent que les matériaux de recouvrement des colonnes C3 et C4 ont conservé un haut degré de saturation pendant toute la durée des essais.

Tableau 5.16 : Principaux résultats d'analyses de l'interprétation des résultats tirés de l'étude de caractérisation et du programme expérimental de laboratoire et évalués à l'aide de bilans, de modélisations mathématiques et autres analyses qualitatives

Analyses	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Diagramme Eh-pH (pe-Fe)	Fe ²⁺	Fe ²⁺	Fe(OH) _{3(s)}	Fe(OH) _{3(s)}	Fe(OH) _{3(s)}	Fe ²⁺
Bilan ionique (%Cations/%Anions)	81%	71%	104%	113%	121%	25%
%Σ(Fe ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺) /Σ Cations	80	64	47	29	60	30
%Σ(Ca ²⁺ , Mg ²⁺)/Σ Cations	8	16	37	56	23	42
Rapport DBO ₅ /DCO	0,33	0,73	1,88	2,39	2,39	0,13
Degré de saturation (début des essais)	37	24	R = 36 C = 69	R = 39 C = 75	R = 33 C = 81	R = 36 C = 82
Degré de saturation (fin des essais)	66	74	R = 99 C = 99	R = 99 C = 99	R = 90 C = 86	R = 84 C = 99
Cond. hydraulique (cm/s) Mualem-van Genuchten	1 x 10 ⁻⁴	n.d.	1 x 10 ⁻⁸	1 x 10 ⁻⁸	n.d.	n.d.
AEV (cm) Mualem-van Genuchten	112	n.d.	125	125	n.d.	n.d.
Taux SO ₄ ²⁻ (mole/m ² /an) (début des essais)	888	388	359	181	189	27
Taux SO ₄ ²⁻ (mole/m ² /an) (fin des essais)	366	304	30	24	30	4
Flux O ₂ (mole/m ² /an) (début des essais)	1 998	873	808	408	424	55
Flux O ₂ (mole/m ² /an) (fin des essais)	824	683	59	47	60	7
R =	résidus miniers					
C =	matériaux de recouvrement					
n.d. =	non disponible					

L'interprétation des résultats tirés de l'étude de caractérisation et du programme expérimental de laboratoire montrent que les matériaux des colonnes C3 et C4 offrent le meilleur potentiel pour la réduction du DMA. Des études supplémentaires en colonnes et/ou des essais pilotes en cellules *in situ* (comme au site Manitou, Aubertin et al., 1999c) permettraient d'obtenir des informations supplémentaires pour l'application

de ces matériaux dans un système de recouvrement applicable pour le site Aldermac. Des essais sur le terrain permettraient aussi de comparer les résultats à ceux obtenus dans le programme expérimental pour les matériaux des colonnes C3 et C4 qui ont donné des résultats qui méritent une attention particulière. Il s'agit donc de poursuivre les travaux de recherche pour faire l'évaluation des ces matériaux et pour vérifier leur application à plus grande échelle pour la réhabilitation du site minier Aldermac et éventuellement pour d'autres sites aux caractéristiques similaires.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'étude de caractérisation *in situ* et le programme expérimental de laboratoire ont permis d'obtenir des informations sur les principales caractéristiques associées aux zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac et sur leur éventuelle réhabilitation à l'aide d'une couverture formée de matériaux organiques. L'utilisation des matériaux organiques dans une barrière de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA) semble être une alternative prometteuse au niveau technique, économique et environnemental.

Divers matériaux peuvent entrer dans la conception d'une couverture organique selon les conditions du site et la disponibilité des matériaux. L'utilisation des matériaux qui possèdent un potentiel de revalorisation industrielle a été envisagée parce qu'elle est un atout pour l'industrie qui doit disposer de ces matériaux ainsi que pour le ministère de l'Environnement (MENV) et le ministère des Ressources naturelles (MRN) qui collaborent à la restauration des sites miniers. En Abitibi-Témiscamingue, différents types de rejets industriels sont disponibles pour être utilisés pour la réhabilitation des sites d'accumulation de rejets sulfureux. Il s'agit de vérifier lesquels de ces matériaux peuvent être employés dans un système de recouvrement efficace pour limiter le DMA.

Le système doit être conçu de façon à pouvoir restreindre la pénétration de l'oxygène et/ou de l'eau vers les résidus miniers pour limiter l'oxydation des sulfures; ceci semble possible à l'aide d'une barrière de recouvrement composée de matériaux organiques. Tremblay (1996c) présente des profils d'oxygène dans des empilements de résidus forestiers où la consommation d'oxygène restait efficace jusqu'à 30 à 40 ans après leur accumulation, ce qui démontre qu'une limite peut être rencontrée dans la réactivité des résidus.

L'étude de caractérisation du parc à résidus miniers Aldermac a été réalisée à l'aide de 2 campagnes d'échantillonnage sur le terrain et par les analyses en laboratoire des échantillons. Cette étude a permis d'obtenir des informations sur la problématique du site et sur les caractéristiques typiques associées aux zones d'épanchement dont la principale différence qui permet de distinguer les zones d'épanchement des autres aires d'accumulation de rejets miniers est reliée aux caractéristiques physiques (épaisseur des résidus, contact avec le milieu environnant, présence de matériaux organiques, etc.).

Les résultats des essais et des analyses évalués lors du programme expérimental de laboratoire ont montré que les matériaux de recouvrement qui semblent avoir été les plus efficaces pour la réduction du DMA sont ceux des colonnes C3 (boues papetières Tembec) et C4 (boues papetières Norkraft). Les matériaux utilisés dans la colonne C3 étaient des boues de traitement primaire et secondaire issues du procédé mécanique sulfite-bisulfite du complexe Témiscaming (Tembec Inc.) et les matériaux utilisés dans la colonne C4 étaient des boues de traitement primaire et secondaire dérivées du procédé kraft de l'usine Norkraft Quévillon Inc. (Domtar Inc.). Les 2 usines sont localisées en Abitibi-Témiscamingue.

Les résultats des analyses de l'eau de percolation des colonnes C3 et C4 ont montré une augmentation graduelle du pH et une diminution des teneurs en sulfates et en métaux lourds pendant toute la durée des essais. Le nombre de bactéries ferroxydantes a également diminué considérablement dans l'eau de percolation et dans les matériaux pour ces 2 colonnes. Il est possible que les produits de dégradation de la matière organique qui percolent au travers des résidus miniers aient inhibé la croissance et le métabolisme des bactéries ferroxydantes. Une analyse des produits de dégradation permettrait de comprendre les phénomènes d'inhibition des bactéries retrouvées dans les matériaux. Les résultats du rapport DBO_5/DCO montrent la présence d'un processus de dégradation biologique de la matière organique. Des essais spécifiques reliés à la

consommation d'oxygène par biodégradation organique, devraient être étudiés davantage pour améliorer les connaissances des différentes phases de dégradation et des processus de dégradation aérobie et anaérobie spécifiques à ces matériaux. De plus, il est recommandé de faire des essais pour déterminer la réactivité, le taux d'épuisement et la durée de vie des matériaux organiques dans une barrière de recouvrement. Les résultats des simulations mathématiques montrent que de tels matériaux possèdent un haut degré de saturation.

Pour améliorer notre compréhension des différents phénomènes impliqués dans les couvertures de matériaux organiques, les efforts devraient porter sur les aspects suivants. La capacité tampon des matériaux est une propriété importante à considérer lorsque l'on étudie l'effet du contact entre l'eau de percolation des matériaux de recouvrement et l'eau des pores des résidus miniers. Par exemple, l'alcalinité due aux acides organiques volatils (matière organique) peut participer au tamponnement du pH; le pouvoir tampon de l'eau de percolation peut ainsi favoriser la neutralisation de l'acidité résiduelle avec un recouvrement organique. Il peut cependant survenir un problème de contamination organique des eaux de surface et souterraines si la matière organique n'est pas complètement consommée. Cette problématique pourrait être analysée par la suite.

Des essais spécifiques reliés au passage de l'eau à travers les matériaux de recouvrement et à l'évaluation des degrés de saturation devraient également être étudiés davantage. Les informations tirées de ces travaux, permettraient d'appuyer l'hypothèse suivante : la neutralisation des résidus miniers acides, par l'alcalinité de l'eau de percolation des matériaux organiques des colonnes C3 et C4, est une fonction complémentaire des matériaux de recouvrement. Les autres fonctions des matériaux de recouvrement sont de limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers par une capacité élevée de rétention d'eau, lorsque la couche demeure saturée (barrière

physique à la migration de l'oxygène); et par biodégradation de la matière organique (barrière consommatrice d'oxygène).

Des essais pourraient être effectués en parcelles expérimentales sur le terrain pour évaluer certains facteurs, comme les effets climatiques et l'influence de la géométrie du terrain dans un contexte tridimensionnel (Aubertin et al., 1996c); l'influence de la crue et de l'étiage des eaux dans une zone d'épanchement pourrait également être étudiée. Les matériaux de recouvrement pourraient être recouverts d'un matériau plus stable, être installés dans une barrière fixe ou encore être mélangés à des matériaux stabilisateurs. D'autres possibilités peuvent être étudiées pour la réhabilitation des zones d'épanchement telles que : la construction de marécage, l'utilisation de micro-organismes ou de plantes qui réduisent les teneurs en métaux, l'élaboration d'étang anaérobie, la stabilisation des berges, etc. Ces éléments pourraient être incorporés dans l'élaboration d'un programme de réhabilitation pour le site Aldermac avec une évaluation des aspects économiques.

Les travaux de recherche ont montré une fois de plus que les essais cinétiques en colonnes de laboratoire représentent une méthode relativement peu coûteuse et facile d'application qui permet de quantifier et de qualifier les performances des couvertures de recouvrement proposées. Ce projet a permis d'améliorer les connaissances sur l'utilisation de certains types de matériaux organiques ayant un potentiel de revalorisation industrielle et sur l'application de ces matériaux dans une barrière de recouvrement pour une éventuelle réhabilitation dans une zone d'épanchement, notamment celle du parc à résidus miniers Aldermac.

RÉFÉRENCES

AACHIB, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA*. Thèse de doctorat, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

AACHIB, M. (1999). Simulation BEDSIM (rapport non publié), École Hassania des travaux publics.

AACHIB, M. et AUBERTIN, A. (1999). Gas diffusion through variably saturated porous media with application to oxygen barrier. (soumis pour publication).

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, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

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 Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, USA, April 24-29, U.S. Bureau of Mines Special Publication SP 06A-94, 2 : 128-137.

AACHIB, M., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1998). Étude en laboratoire de la performance d'un système de recouvrement multicouche sur des rejets miniers. *Une vision de l'avenir : A vision for the future*. Palais des congrès de Montréal, Québec, Canada, 3-7 mai 1998, 100^e Congrès Annuel de l'ICM, Programme technique, CD-ROM, 8 pages.

ADAM, K., KOURTIS, A., GAZEA, B. et KONTOPOULOS, A. (1997). Evaluation of Static Tests Used to Predict the Potential for Acid Drainage Generation at Sulphide Mine Sites. *Transaction of the Institution for Mining and Metallurgy, Section A, Mineral Industry*, 106 : A1-A8.

AGNEW, M. et TAYLOR, G. (2000). Laterally Extensive Surface Hardpans of Acid Rock Drainage. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1337-1346.

AKIN, J.ED. (1986). *Finite Element Analysis for Undergraduates*. Academic Press Inc., (London) LTD, ISBN 0-12-047655-8, 319 pages.

ALDERSON, W.P. et MACKAY, A.A. (1930). The Aldermac Mine, Rouyn, Quebec : Copper, Sulphur and Iron to be Produced From the Ore of this Mine. *Canadian Mining Journal* 1930, 51 : 1190-1193.

ALLISON, J.D., BROWN, D.S. et NOVO-GRADAC, K.J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/3-91/021, 105 pages.

ALPERS, C.N., BLOWES, D.W., NORDSTROM, D.K. et JAMBOR, J.L. (1994). Secondary Minerals and Acid Mine-water Chemistry. *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of sulfide Mine-Waste*. J.L. Jambor et D.W. Blowes (eds), Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, Special Volume 22 : 247-270.

AMYOT, G. et VÉZINA, S. (1996). L'inondation : solution efficace au drainage minier acide du parc Solbec. *NEDEM 1996. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier*, Université du Québec, Rouyn-Noranda, 2 : 67-87.

ANDERSON, J., DAVIS, A. et BYRNS, C. (2000). Acid Leach Pond Closure via Demonstrated Natural Attenuation. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 733-742.

ANDERSON, M.E., SCHARER, J.M. et NICHOLSON, R.V. (1999). The oxygen consumption Method (OCM) : A new technique for quantifying Sulphide oxidation rates in waste rock. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*, Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 3 : 1133-1142.

ANON. (1987). Le traitement des eaux usées provenant de l'exploitation des mines et de la préparation du minerai. Environnement Canada, Conservation et Protection, Direction des Programmes Industriels, Division des Opérations Minières et Métallurgiques, Rapport SPE 2/MM/3, 92 pages.

APELLO, C.A.J. et POSTMA, D. (1993). *Geochemistry Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema Publishers.

APHA, AWWA, WEF. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 19^{ième} édition, Washington, D.C. USA.

ASTM. (1988). Annual Book of ASTM Standards. Section 4, Construction. American society for testing and materials 1988. Volume 04.08, Soil and Rock, Building Stones, Geotextiles, Easton, U.S.

ASTM. (1991). Standard Methods for Particle Size Analysis of Soils.

ASTM. (1992). Annual Book of ASTM. Soil and Rock; Dimension stone; Geosynthetic, Volume 04.08, Section 4. Easton, U.S.

ASTM. (1994). Annual Book of ASTM Standards. Section 4, Construction. American society for testing and materials 1994. Volume 04.08, Soil and Rock (I) D420-D4914, Easton, U.S.

ASTM. (1996). Annual Book of ASTM Standards. Section 4, Construction. American society for testing and materials 1996. Volume 04.09, Soil and Rock (II) D4943-latest, Geotextiles, Easton, U.S.

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*, Bouchard, M.A., Bérard, J. et Delisle, C.E, (éds), 12 : 139-152.

AUBERTIN, M., AACHIB, M. et AUTHIER, K. (2000a). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, Elsevier, 18 : 215-233.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P. et BUSSIÈRE, B. (1996c). Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide : études en laboratoire et *in situ*. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Presses de l'ENPC, Paris, 181-199.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., JOANÈS, A-M., MONZON, M. et AUTHIER, K. (1999a). Évaluation du flux d'oxygène à travers les matériaux de recouvrement. *Colloque annuel APGGQ*, Rouyn-Noranda, Canada, 19-30.

AUBERTIN, M., AUTHIER, K., JOANÈS, A-M., MONZON, M. et AACHIB, M. (1999b). Gas diffusion through a GCL. *Conf. Geosynthetics 1999*, Boston, USA. CD ROM.

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., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L. (2000b). Environnement et gestion des rejets miniers. Min 3313, Presses internationales de Polytechnique, à paraître sur CD ROM.

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., CHAPUIS, R.P. et AACHIB, M. (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). *Géoconfine 93*, Arnould, Barrès & Côme (éds), Balkema, 299-308.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MONZON, M., JOANÈS, A-M., GAGNON, D., BARBERA, J-M., AACHIB, M., BÉDARD, C. et CHAPUIS, R.P. (1999c). Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II : essais en place. Rapport final soumis au Ministère des Ressources naturelles, Projet C.D.T. P1899, École Polytechnique de Montréal, Rapport MEND/NEDEM 2.22.2c.

AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1991). Considérations hydrogéologiques pour l'entreposage de résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. *Compte-rendus du Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par l'activité minière*, Montréal, 3 : 1-22.

AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1996). Contrôles hydrogéologiques de la contamination par les résidus. Notes de cours GML6106 (non publiées), Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

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, Projet C.D.T. P1622, École Polytechnique de Montréal, Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BOUCHENTOUF, A. et BUSSIÈRE, B. (1997). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. *Proceedings of 4th ICARD*, Vancouver, 2: 731-746.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. et AACHIB, M. (1992). Projet de recherche concernant l'évaluation des barrières sèches construites à partir des résidus miniers alcalins. Rapport d'avancement soumis au Centre de Recherches Minérales, Projet C.D.T. P1622, École Polytechnique de Montréal, 2: 125 pages.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., ST-ARNEAULT, C., BARBERA J.M. et CÔTÉ, M. (1991). Caractérisation environnementale du ruisseau Vauze sur le site Norbec, pour la conception d'aménagements correcteurs. *Comptes rendus de la deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides*, Montréal (NEDEM '91), 1 : 269-282.

AUBERTIN, M., MONZON, M., CHAPUIS, R.P. et RICARD, J.F. (1998b). Application du modèle Kovacs modifié à la courbe de rétention d'eau. *Comptes rendus du 8^{iem} Congrès International de AIGI*, 21-25 septembre 1998, Vancouver, Canada. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, D.Moore et O.Hungr (eds), ISBN 90-5410-990-4, 2315-2319.

AUBERTIN, M., RICARD, J.F. et CHAPUIS, R.P. (1998a). A predictive model for the water retention curve: Application in tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35 : 55-69.

AVRAMTCHEV, L. et LEBEL-DROLET, S. (1979). Production minérale au Québec au 1^{er} janvier 1979. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Rapport DPV-727.

BALL, J.W., NORDSTROM, K. et RUNKEL, R.L. (2000). Reactive and Non-Reactive Transport Modeling for Wightman Fork, Summitville Mine, Colorado : Application of the OTIS/OTEQ Model to a Low-Flow Synoptic Study. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 125-134.

BARRETT, T.J., CATTALANI, S., CHARTRAND, F. et JONES, P. (1991). Massive sulfide deposits of the Noranda area, Quebec. II. The Aldermac Mine. *Canadian Journal of Earth Sciences*, Published by The National Research Council of Canada, 28 : 1301-1327.

BART, M.J. (2000). Chargé de projet, Les Transformeurs, Communication personnelle.

BATHE, K.-J. (1982). *Finite Element Procedures in Engineering Analysis*. Prentice-Hall, Civil engineering, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632, ISBN 0-13-317305-4, 735 pages.

BATHE, K.J. et WILSON, E.L. (1976). *Numerical methods in finite element analysis*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, ISBN 0-13-627190-1, 528 pages.

BEAR, J. (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Ed. Dover Publications Inc.

BEAULIEU, S., ZAGURY, G.J., DESCHÊNES, L. et SAMSON, R. (2000). Bioactivation and bioaugmentation of a passive reactor for acid mine drainage treatment. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, 2000. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 533-537.

BECKETT, P.J., NEGUSANTI, J., PETERS, T., VINING, J., MILLER, J. et LAUTENBACH, W. (1995). The Sudbury regional land reclamation-tree and shrub enhancement. *Sudbury 95. Mining and the Environment - L'exploitation minière et l'environnement*, 3 : 1103-1111.

BECKETT, P.J., TISCH, B. et WILKINSON, F. (1999). Wetland plant establishment and growth in tailings engineered with water covers. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 2 : 691-702.

BÉDARD, I. (1996). Les zones d'épanchement de résidus miniers au Québec: Inventaire, caractérisation et restauration. Proposition de recherche (non publiée), École Polytechnique de Montréal, 42 pages.

BÉDARD, I., COMEAU, Y., AUBERTIN, M. et BUSSIÈRE, B. (1997). Projet de recherche concernant les zones d'épanchement du parc à résidus miniers Aldermac: étude des techniques de réhabilitation. Rapport d'avancement soumis au ministère des Ressources Naturelles, Projet C.D.T. P2160, École Polytechnique de Montréal, 159 pages.

BÉLANGER, M.C. et VILLENEUVE, R. (1996). Essais de traitement en unité pilote des eaux minières de East Sullivan avec des marais artificiels. *Colloque sur le programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier*, Rouyn-Noranda, 2 : 91-112.

BENNET, J.W., COMARMOND, M.J. et JEFFERY, J. (2000). Comparison of Sulfidic Oxidation Rates Measured in the Laboratory and the Field. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 1 : 171-180.

BENNET, J.W., HARRIES, J.R., PANTELIS, G. et RITCHIE, A.I.M. (1989). Limitations on pyrite oxidation rates in dumps set by air transport mechanisms. *International Symposium on Biohydrometallurgy*, Jackson Hole, Wyoming, August 13-18.

BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V. et BERNIER, L.R. (1998). Geochemical behavior of a multi-layered cover, composed of desulfurized mine tailings. *Tailings and Mine Waste '98*, A.A. Baljema, Rotterdam, 389-398.

BENZA AZOUA, M., KONGOLO, M. et BUSSIÈRE, B. (2000). Effect of the Granulometry on the Desulphurization Feasibility of Mine Tailings. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 853-861.

BERGERON, D. (1993). *Caractérisation environnementale d'un ruisseau contaminé par les résidus miniers en vue d'aménagements correcteurs*. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

BERNIER, L. (1997). Rapport d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X sur des échantillons de résidus remaniés; Mine Aldermac. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal, Géoberex Recherche.

BERNIER, L. (1998). Rapport d'analyses minéralogiques (DRX) sur des échantillons de résidus miniers de la mine Aldermac utilisés lors d'essais en colonnes. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal, Géoberex Recherche.

BERNIER, L. (2000). Diagramme eH-ph (pe-Fe). Environnement et gestion des rejets miniers, Chapitre 5, Min 3313, Préparé par M. Aubertin, B. Bussière, et B. Bernier (2000). Presses internationales de Polytechnique, à paraître sur CD ROM.

BIRO, C. et GEORGESCU, M. (2000). Natural regeneration of vegetation on the mining waste sites. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, 2000., A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 385-390.

BLOWES, D.W. et PTACEK, C.J. (1994). Acid-neutralization Mechanisms in Inactive Mine Tailings. *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of sulfide Mine-Waste*, Jambor et D.W. Blowes (eds), Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario. Special Volume 22 : 272-292.

BOREK, S.S., DVORAK, D.H. et EDENBORN, H.M. (1995). Ability of cheese whey to support bacterial sulfate reduction in mine water treatment systems. *Proceedings of Subbury '95 - Mining and the Environment*, Hynes, T.P. et Blanchette, M.C. (eds), CANMET, Ottawa, 3 : 879-885.

BOUCHARD, D. (1998). Technicien au laboratoire de génie de l'environnement, École Polytechnique de Montréal, Communication personnelle.

BOWLES, J.E. (1984). *Physical and Geotechnical Properties of Soils*. McGraw Hill Book Compagny, USA, 478 pages.

BRIÈRE, F.G. et BÉRON, P. (1994) *Chimie de l'environnement 1.562 - Manuel d'analyses physico-chimiques de l'eau*, École Polytechnique de Montréal.

BROOKS, R.H. et COREY, J.C. (1964). Hydraulic properties of porous medium. Colorado State University (Fort Collins), *Hydrology*, Paper 3.

BROWN, D.M. (1996). Reducing modeling uncertainty using ASTM ground-water modeling standards. *Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose zone) Modeling, ASTM STP 1288, American Society for Testing and Materials*, Ritchey, J.D. et Rumbaugh, J.O (eds), 24-41.

BURDINE, N.T. (1953). Relative permeability calculations from pore-size distribution data. *Trans. Am. Inst. Of Min. and Metallurgical and Pet. Engrs.*, 198 : 71-78.

BUSSIÈRE, B. (1993). *Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrière de recouvrement*. Mémoire de maîtrise, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques*. Thèse de doctorat, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B. (2000). Professeur UER des Sciences appliquées, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Communication personnelle.

BUSSIÈRE, B., BÉDARD, I. et IDRISSE, M. (2000b). Développement d'un outil d'optimisation pour la restauration de sites générateurs de DMA : application au site Aldermac. Rapport de l'URSTM-UQAT soumis au Conseil régional de développement de l'Abitibi-Témiscamingue (CRDAT), octobre 2000.

BUSSIÈRE, B. et AUBERTIN, M. (1999). Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage : an *in situ* experiment. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 1 : 19-28.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P. et CRESPO, R.J. (1995a). Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. *CAM'95, Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry*, Montréal, 853-862.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., BENZAAZOUA, M. et GAGNON, D. (1999). Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA. *Séminaire Mines écologiques présentés dans le cadre du congrès APGGQ 1999 : Les sciences de la terre : une vision planétaire*, Rouyn-Noranda, 1-27.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (2000a). An Investigation of Slope Effects on the Efficiency of Capillary Barriers to Control AMD. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 969-977.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIÈRE, J., BOIS, D. et SERVANT, S. (1998). Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources naturelles, URSTM, Rouyn-Noranda, Canada.

BUSSIÈRE, B. et LELIÈVRE, J. (1996). Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II. Rapport d'étape 3, Rouyn-Noranda, Canada.

BUSSIÈRE, B., LELIÈVRE, J., OUELLET, J. et BOIS, D. (1995). 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*, 1 : 59-68.

BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M. et BENZAAZOUA, M. (1997). 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.

CABRAL, A.R. (1988). *Réacidification des effluents traités d'un parc à résidus miniers après émission dans le milieu naturel*. Mémoire de maîtrise en Sciences Appliquées, Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

CABRAL, A.R., BURNOTTE, F. et LEFEBVRE, G. (1999b). Application of TDR Technology to water Content Monitoring of Capillary Barriers Made of Pulp and Paper Residues. *Geotechnical Testing Journal, American Society for Testing and Materials*, West Conshohocken, PA 19428-2959, 39-43.

CABRAL, A.R., LEFEBVRE, G., BURNOTTE, F., PROULX, M.F., RACINE, I. et AUDET, C. (1998). Developments in the use of deinking residues in cover systems for acid generating mine tailings. *Tailings and Mine Waste '98*, Balkema, Rotterdam, ISBN 905410922X, 379-388.

CABRAL, A.R., LEFEBVRE, G., PROULX, M-F. et ROBARTS, G. (1996). Utilisation des résidus de désencrage du papier comme matériau de recouvrement aux sites miniers produisant du DMA. *Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier*, Université du Québec, Rouyn-Noranda, Canada, 1 : 131-153.

CABRAL, A.R., LEFEBVRE, G., PROULX, M-F., ROBARTS, G., AUDET, C., LABBÉ, M. et MICHAUD, C. (1997). Use of deinking residues as cover material in the abandoned mine site. *Tailings and Mine Waste '97*, Balkema. Rotterdam, 257-266.

CABRAL, A.R., PANAROTTO, C.T., BURNOTTE, F., PASTORE, E. et LEFEBVRE, G. (1999a). Utilisation des résidus de désencrage du papier comme recouvrement pour le contrôle du DMA : Capacité de neutralisation de l'acidité résiduelle. *Congrès APGGQ*, Rouyn-Noranda, Canada, 31-44.

CANMET. (1989). Manual of methods used in the revegetation of reactive sulphide tailings basin. Mend project 2.24.1.

CANMET. (1996). Le réseau de biotechnologie appliqué aux minéraux et à l'énergie. Treizième réunion annuelle du Biominet, Bulletin du Biominet, No 35.

CANTY, M. (2000). Innovative in Situ Treatment of Acid Mine Drainage Using Sulfate-Reducing Bacteria. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1139-1147.

CARIGNAN, R. (1994). Introduction à l'écotoxicologie. Notes de cours BIO-3893, (non publiées), Université de Montréal.

CATTALANI, S., BARRETT, T.J. et CHARTRAND, F. (1995). Géologie et géochimie du gisement d'Aldermac, région de Rouyn-Noranda. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Secteur des mines, Rapport ET 9013.

CATTANEO, A. (1993). Phycologie. Notes de cours BIO-2331, (non publiées), Université de Montréal.

CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement) (1987). Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.

CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement) (1991). Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Rapport CCME-EPC-C534, Programme national d'assainissement des lieux contaminés.

CHAN, B.K.C. et DUDENEY, A.W.L. (2000). Greenhouse growth trials of perennial ryegrass in coalmine spoils. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, 2000, A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 391-399.

CHANEY, R.L. et HUNDEMANN, P.T. (1979). Use of peat moss columns to remove cadmium from wastewaters. *Journal WPCF*, 51, no1 : 17-21.

CHAPUIS, R.P. et MONTOUR, I. (1992). Évaluation de l'équation Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. *Comptes-rendus de la 45^e Conférence Canadienne de Géotechnique*, Toronto, 1-10.

CHEN, Y-W., BELZILE, N. et GOLDSACK, D.E. (1999). Passivation of pyrite oxidation by organic compounds. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*, Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 3 : 1063-1071.

CHILDS, E.C. et COLLIS-GEORGE, G.N. (1950). The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, 201 : 392-405.

CHTAINI, A., BELLALLOUI, BALLIVY, G., NARASIAH, S. et al. (1997). Faisabilité et démonstration de stabilisation de résidus miniers acides à l'aide de boues alcalines d'usines de pâtes et papier - Démonstration sur le terrain. En collaboration avec J. Lalancette et C. Bilodeau du groupe Entraco Inc. La restauration des sites miniers en Estrie – Excursion minière 1997, Ministère des Ressources naturelles, 173-187.

CIM Bulletin (2000). Paper mill biosolids : Use in Mine Reclamation. *CIM Bulletin*, 93, No 1041 : 24-25.

CLEMENT, T.P., WISE, W.R. et MOLZ, F.J. (1994). A physically based, two-dimensional, finite difference algorithm for modeling variably saturated flow. *Journal of Hydrology*, 161 : 71-90.

COCHRAN, W.G. (1950). Estimation of bacterial densities by means of the most probable number. *Biometric*, 6 : 105-116.

COCOS, I.A., ZAGURY, G.J. et SAMSON, R. (2000). Statistical design for reactive mixture selection in mine drainage treatment. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 543-557.

COLLIN, M. (1987). *Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transportation in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings*. Thèse de doctorat, Royal Institute of Technology, Suède.

COLLIN, M. et RASMUSON, A. (1988). A comparaison of gas diffusivity models for unsaturated media. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52 : 1559-1565.

COMEAU, Y. (1995). Biorestauration des sols contaminés, Notes de cours CIV6216 (non publiées), Département de génie civil-environnement, École Polytechnique de Montréal.

COMEAU, Y. (1996). Séminaires en environnement, Notes de cours CIV6213 (non publiées). Département de génie civil-environnement, École Polytechnique de Montréal.

CONSOR INC. (1995a). Rapport de caractérisation, Parc à résidus miniers Aldermac. Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune, Janvier 1995.

CONSOR INC. (1995b). Élaboration de scénarios de mesures de mitigation: Parc à résidus miniers Aldermac. Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune, Janvier 1995.

CÔTÉ, S. (1997). Complexe de sciage Malartic, Domtar Inc., Communication personnelle.

COUPAL, B., et LALANCETTE, J-M. (1976). The treatment of waste waters with peat moss. *Water Research*, Pergamon Press 1976, Printed in Great Britain, 10 : 1071-1076.

CQVB (Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse). (1993). Une nouvelle technologie pour le traitement des effluents contaminés: Le Biofiltre Médiaflex_{MC}, Biomasse Innovation, Fiche technique U-93-03.

CQVB (Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse). (1996). Campagne de caractérisation des résidus papetiers. Rapport synthèse, ISBN 2-551-17176-8, 208 pages.

CRANK, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. 2nd edition. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.

CRI (Coastech Research Inc.) (1989). Investigation of prediction techniques for acid mine drainage. Rapport final, Prepared for CANMET-MSL Division, Departement of Energy, Mines and Resources, Canada, MEND Project 1.16.1a, November 1989.

CRI (Coastech Research Inc.) (1991). Acid rock drainage prediction manual - A manual of chemical evaluation procedures for the prediction of acid generation from mine wastes. Prepared for CANMET-MSL Division, Departement of Energy, Mines and Resources, Canada, MEND Project 1.16.1b, March 1991.

DALLAIRE, C. (1998). Technicien au laboratoire de géochimie analytique, École Polytechnique de Montréal, Communication personnelle.

DELANEY, T., HOCKLEY, D. et SOLLER, D. (1997). Applications of methods for delaying the onset of acidic drainage. *Fourth International Conference of Acid Rock Drainage Proceedings*, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 2: 797-810.

DHATT, G. et TOUZOT, G. (1981). *Une présentation de la Méthode des Éléments finis*. Les Presses de l'Université Laval.

DOMTAR INC. (1997). Document explicatif de la compagnie Domtar Inc. Adresse internet : <http://www.domtar.com>.

DOUGLAS, R.J.W. et TREMBLAY, L.P. (1972). Géologie et Ressources Minérales du Canada. Partie A. *Série de la géologie économique N°1*, Commission Géologique du Canada. Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources Canada.

DRESSER, J.A. et DENIS, T.C. (1949). Geology of Quebec. *Economic Geology, volume III, Quebec Bureau of Mines : Geological Report 20*, 562 pages.

DUMARESQ, C. (1996). Rapport sur AQUAMIN. *Colloque sur le programme d'évaluation des techniques de mesures d'impacts en milieu aquatique, ÉTIMA 1996*. Université du Québec, Rouyn-Noranda, Canada, 3 : 122-131.

EGER, P., MELCHERT, G., ANTONSON, D., WAGNER, J. et FOLMAN, J. (2000). Creating Wetlands on Acid Generating Tailings-Maintenance Free Reclamation. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1149-1158.

EGER, P. et WAGNER, J. (1995). Sulfate reduction for the treatment of acid mine drainage; long term solution or short fix? *Proceedings of Subbury '95 - Mining and the Environment*, Hynes, T.P. et Blanchette, M.C (eds), CANMET, Ottawa, 2 : 515-524.

EGER, P., WAGNER, J. et MELCHERT, G. (1997). The use of a peat/limestone system to treat acid rock drainage. *Fourth International Conference on acid rock drainage*, Vancouver, B.C. Canada, May 31-June 6, 1195-1209.

ELBERLING, B. et NICHOLSON, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. *Water Resources research*, 32,6 : 1773-1784.

ELBERLING, 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.

ELLIOT, L.C.M., LIU, L. et STROGAN, S.W. (1997). Organic cover materials for tailings : Do they meet the Requirements of an effective Long Term Cover? *Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 1997, 811-824.

ENSLEY, B., DUSHENKOV, V., RASKIN, I. et SALT, D.E. (1995). Rhizofiltration: A new technology to remove heavy metals from aqueous streams. *New Remediation Technology in the Changing Environmental Arena*, Published by Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. Littleton, Colorado, 153-156.

ENVIRONNEMENT CANADA (1996a). Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada, AQUAMIN, Document justificatif II : Synthèses régionales, 92 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA (1996b). Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada : AQUAMIN, Rapport final, 137 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA et MENVIQ (1992). Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, 28 pages.

EPA (Environmental Protection Agency) (1983). Methods for chemical analysis of water and wastes, EPA-600/4-79-020.

EPA (Environmental Protection Agency) (1984). Review of in-place treatment techniques for contaminated surface soil – Volume 1 : Technical evaluation. Municipal Environment Research Laboratory, EPA/540/2-84/003a, Cincinnati.

EPA (Environmental Protection Agency) (1985). Guidance on Feasibility Studies under CERCLA, EPA/540/6-85/003.

EPA (Environmental Protection Agency) (1989). Guide for conducting treatability studies under CERCLA, Washington, EPA/540/2-89/058.

EPA (Environmental Protection Agency) (1994). Design, Operation, and Closure of Municipal Solid Waste Landfills, Seminar publication.

FANCHER, H. (1997). Soilmoisture, Communication personnelle.

FERGUSON, K.D. et ERICKSON, P.M. (1986). Pre-Mine Prediction of Acid Mine Drainage. *Environmental Impact and Management of Mine Tailings and Dredged Materials*. Salomans, W. et U. Forstner (eds), Springer Verlag, Heidelberg, RFA.

FERGUSON, K.D. et ERICKSON, P.M. (1987). Will it generate AMD? An Overview of Methods to Predict Acid Mine Drainage. *Proceedings of Acid Mine Drainage Workshop*, Halifax, Nova Scotia. March 23-26, Environnement Canada, 116-145.

FORD, R.C. (2000). Closure of Copper Heap Leach Facilities in Semi-Arid and Arid Climates : Challenges for Strategic Management of Acid Drainage. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1283-1289.

FORTIER, M. (1997). Responsable opérateur, Usine d'Épuration des eaux de Val d'Or, Communication personnelle.

FORTIN, D. (1999). Microbial sulfate reduction in active and abandoned mine tailings impoundments in the timmins AERA, Ontario, Canada. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 1 : 137-144.

FREDLUND, D.G., et RAHARDJO, H. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons Inc., New York.

FREDLUND, D.G. et XING, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31 : 521-532.

FREDLUND, D.G. XING, A. et HUANG, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31 : 533-546.

FREEZE, R.A. et CHERRY, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.

FRITZSCHE, K.W. (1925a). Prospecting in Northern Quebec. *Canadian Mining Journal*, 26: 687-693.

FRITZSCHE, K.W. (1925b). Prospecting in the Quebec Goldbelt, 1925 Student's Competition, Queen's University, Kingston, Ontario, 276-300.

FROSTAD, S., KLEIN, B. et LAWRENCE, R.W. (2000). Kinetic Testing 1 - Effects of Protocol Variable on Rates of Weathering. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1: 641-649.

FYTAS, K., BORDELEAU, D., SOTO, H. et EVANGELOU, B. (1996). Enrobage de la pyrite par des phosphates ferriques. *Colloque sur le programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier*, Rouyn-Noranda, 2 : 191-213.

FYTAS, K., BOUSQUET, P. et EVANGELOU, B. (2000). Silicate Coating Technology to Prevent Acid Mine Drainage. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 87-95.

GAGNÉ, L. (1997). Chargé de projet, Régie intermunicipale d'Argenteuil/Deux-Montages, Communication personnelle.

GAMMONS, C.H., DRURY, W.J. et LI, Y. (2000). Seasonal Influences on Heavy Metal Attenuation in an Anaerobic Treatment Wetland, Butte, Montana. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1159-1168.

GARDNER, W.R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from water table. *Soil Science*, 85 : 228-232.

GATIEN, A. (1998). Technicien au laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier, École Polytechnique de Montréal, Communication personnelle.

GÉOCON (1993). Preventing AMD by disposing of reactive tailings in permafrost. Rapport final MEND/NEDEM Project 6.1, 98 pages.

GERMAIN, D., TASSÉ, N. et DUFOUR, C. (2000). A Novel Treatment for Acid Mine Drainage, Using a wood-waste Cover Preventing Sulfide Oxidation. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 987-998.

GHERNA, R., PIENTA, P. et CÔTÉ, R. (1989). American type culture Collection, *Catalogue of bacteria and phages. 17th Edition*, Rockville, M.D. American Type Culture Collection.

GODWALDT, R.C., BIGGAR, D.C., SEGO, D.C. et FOGHT, J. (2000). AMD generation at sub-zero temperatures. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, 2000. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (éds.), ISBN 90-5809-085X, 557-563.

HACH CIE (1995). Fiche technique. P.O.BOX 389 Loveland Colorado, 80539, USA.

HILLEL, D. (1980). *Applications of Soil Physics*. Academic Press, New York.

HOLLINGS, P., HENDRY, M.J. et KIRKLAND, R.A. (2000). Quantification of Oxygen Consumption Rates for Gneissic Waste Rock Piles, Key Lake Uranium Mine, Northern Saskatchewan, Canada : Application of the Kinetic Cell Technique. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 163-169.

HORIBA LTD. (1991). Waterquality Checker U-10, Instruction manuel, code 0508010000 HK-2, #307073, Kyoto, Japan.

HUBLER, W.G. (1932). Pyrite Flotation at Aldermac, Quebec. *Annual General Meeting, Montreal, Quebec*, April 1932, 82-91.

JAMBOR, J.L. (1994). Mineralogy of Sulfide-rich Tailings and their Oxidation Products. *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of sulfide Mine-Waste*. J.L. Jambor et D.W. Blowes (eds), Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, Special Volume 22 : 59-102.

JAMBOR, J.L., DUTRIZAC, J.E. et CHEN, T.T. (2000). Contribution of Specific Minerals to the Neutralization Potential in static Tests. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 551-566.

JOANES, A-M. (1999). *Une analyse hydrogéochimique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide*. Mémoire de maîtrise. Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal.

JOHNSON, B., DZIURLA, M-A. et KOLMERT, A. (2000). Novel Approches for Bioremediation of Acidic, Metal-Rich Effluents Using Indigenous Bacteria. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1209-1217.

JONES, P.L. et HUNTER, A.D. (1990). The Aldermac mine area, Beauchastel Township, Quebec. The Plymetallic Belt of Northwestern Quebec : Summary of 60 Years of Mining Exploration. *Canadian Institute of Mining and Metallurgy; Symposium Poster Volume, Symposium de l'ICM*, Rouyn-Noranda, 30-35.

JÖNSSON, J. et LÖVGREN, L. (2000). Sorption Properties of Secondary Ion Precipitates in Oxidized Mining Waste. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. ISBN 0-87335-182-7, 1 : 115-123.

JORDAN, D., NEWCOMER, R. et MACKINNON, R. (1998). Geochemical transport modeling of tailing pore water. *Tailings and Mine Waste* 98, Colorado : 497-506.

KALIN, M. (1987). *Ecological Engineering for Gold and Base Métal Mining Operations in the Northwest Territories-Final Report*. Northern Affairs Program, Minister of supply and services Canada, 64 pages.

KALIN, M. et EVERDINGEN, V.R.O. (1989). Ecological engineering measures developed for acid generating waste-the close-out of a decant pond. *Proceeding of the international symposium on tailings and effluent management*, Halifax, August 20-24, 195-204.

KALIN, M., ROMANIN, B. et MALLORY, G. (1995). Ecological Engineering-A Decommissioning Technology. *New remediation Technology in the Changing Environmental Arena*, Published by Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. Littleon, Colorado, 71-76.

KALIN, M. et SMITH, M.P. (1997). Microbial acid reduction in sediments – Concepts and application. *Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, B.C., Canada, May 31-June 6, 1321-1334.

KALIN, M., SMITH, M.P. et FYSON, A. (1999). Maintenance-Free Microbial Treatment of AMD : Four Years of Performance. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 3 : 1153-1161.

KIM, H. et BENSON, C.H. (1999). Oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 1 : 183-192.

KLEINMANN, R.L.P. (1985). Treatment of acid mine water by wetlands. Control of Acid Mine Drainage. *Proceedings of a technology Transfer Seminar, Bureau of mines*, United states department of the interior, Information circular 9027, 48-52.

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.

KLEINMANN, R.L.P. et ERICKSON, P.M. (1983). Control of Acid Drainage from Coal Refuse Using Anionic Surfactants. U.S. Bureau of Mine Report of Investigations 8847.

KLEINMANN, R.L.P. et HEDIN, R. (1989). Biological treatment of mine water: an update. *Proceeding of the international symposium on tailings and effluent management*, Halifax, August 20-24, 173-179.

KOERNER, R.M. (1994). *Designing with geosynthetics*, 3rd Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

KOERNER, R.M., HALSE, Y.H. et LORD, A.E. (1990). Long-term durability and aging of geomembranes. Waste containment systems : Construction, regulation and performance, ASCE, *Geotech. spec. pub.*, 26 : 106-134.

KOOL, J.B. et VAN GENUCHTEN, M.T.H. (1991). HYDRUS : One-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake. U.S. Salinity Lab., USDA-ARS, Riverside, California.

KUNZE, R.J., UEHARA, G. et GRAHAM, K. (1968). Factors important in the calculation of hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Proceedings*, 32 : 760-765.

LACHAT INSTRUMENTS. (1992a). Nitrate Quickchem method #10-107-04-1-O. 6645 West Mill road Millwaukee, Wi 53218. USA.

LACHAT INSTRUMENTS. (1992b). TKN Quickchem method #10-107-06-2-D. 6645 West Mill road Millwaukee, Wi 53218. USA.

LACHAT INSTRUMENTS. (1993). Ptot Quickchem method #10-115-01-1-C. 6645 West Mill road Millwaukee, Wi 53218. USA.

LAPAKKO, K.A., EGER, A.P. et STRUDELL, J.D. (1986). Low cost removal of trace metals from copper-nickel mine stockpile drainage volume II, Trace metal sequestration by peat, other organics, tailings and soils : A literature Review. Bureau of Mines Open File Report 20B-87, Contract J0205047, Minnesota, Department of Natural Resources, 45 pages.

LAPAKKO, K.A. et WHITE, W.W. (2000). Modification of the ASTM 5744-96 Kinetic Test. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 1 : 631-639.

LEBEAU, M. (1998). *Modélisation de l'état hydrique dans les structures de chaussées en période estivale*. Mémoire de maîtrise, Département de génie civil, École Polytechnique de Montréal.

LEFEBVRE, M. (1995). Analyse de cas dans le cadre du programme AQUAMIN: Parc à résidus Aldermac. Enviréo Conseil Inc., Avril 1995, 22 pages.

LEHMANN, P., STAUFFER, F., HINZ, C., DURY, O. et FLÜHLER, H. (1998). Effect of hysteresis on water flow in sand column with a fluctuating capillary fringe. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33 : 81-100.

LEIJ, F.J., RUSSEL, W.B. et LESCH, S.M. (1997). Closed-form expressions for water retention and conductivity data. *Ground Water*, 35 : 848-858.

LEONG, E.C. et RAHARDJO, H. (1997). Review of soil-water characteristic curve equations. *Journal of Geotechnical et Geoenvironmental Engineering*, 123 : 1106-1117.

LI, M., CATALAN, L.J.J. et ST-GERMAIN, P. (2000). Rates of Oxygen Consumption by Sulphidic Tailings Under Shallow Water Covers – Field Measurements and Modelling. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 913-920.

LIN, Z. et HEBERT, R.B.J. (1997). Formation of Fe precipitated layers in a mill-tailings deposit : Barriers to metal mobilization. *Tailings and Mine Waste' 97*, Balkema, Rotterdam, ISBN 9054108576, 237-246.

MARCHAND, E.A. et SILVERSTEIN, J. (2000). Remediation of Acid Rock Drainage by Inducing Biological Iron Reduction. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1201-1207.

MARCOTTE, R. (1994a). Les aires d'accumulation de résidus miniers au Québec: évaluation des risques et coûts de restauration. Rapport de recherche présenté comme exigence partielle de la maîtrise en environnement, Université du Québec à Montréal, 78 pages.

MARCOTTE, R. (1994b). Pollution engendrée par le secteur minier au Québec: situation en 1993. Ministères des Ressources Naturelles, Service des Titres d'exploitation, Div. Environnement, 91 pages.

MARCOTTE, R. (2000). Ministère des Ressources naturelles du Québec. Communication personnelle.

MARTIAL, R. (1993). Problématique du parc à résidus miniers Aldermac. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, 24 pages.

MAYER, K.U., BENNER, S.G. et BLOWES, D.W. (1999). The reactive transport model MIN3P: application to acid mine drainage generation and treatment - Nickel Rim mine site, Sudbury, Ontario. *Proceedings of Sudbury'99, Mining and the Environment II*, 1 : 145-154.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (2000b). Simple hydraulic functions using basic tailings properties. *Congrès annuel 2000, 6^e Congrès spécial sur le génie de l'environnement de la SCGC et 2^e congrès de printemps de la gestion géoenvironnementale de la société canadienne de géotechnique*, London, Ontario, June 7-10, CD ROM, 7 pages.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. et BUSSIÈRE, B. (2000a). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. *53^e Conférence Canadienne de Géotechnique - La géotechnique à l'aube du 3^e millénaire*, Montréal, Canada, 15-18 octobre 2000, Article à paraître en octobre 2000, 8 pages.

McMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R. et AUBERTIN, M. (1997). Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation: conceptual to construction. *Proceedings of the 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processus, CIM-CMP*, Ottawa, 274-292.

McNEARNY, R.L. (2000). Effect of a one-time application of municipal biosolids on plant growth at a metal mine tailings impoundment, five years of results. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 481-488.

MECL (Montreal Engineering Company Limited) (1974). *Waste management investigation of the Aldermac and Bevcon abandoned mine sites*. Environmental Protection Service Environnement Canada, 35 pages.

MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune) (1990). Guide des méthodes de conservation et d'analyses des échantillons d'eau et de sol. Direction des laboratoires, 93 pages.

MEHTA, R. (2000). Development of a process to prevent acid generation from waste rock and mine tailings. *Proceedings of the sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste Energy and Mineral Production SWEMP 2000*, Alberta, Canada, May 30-June 2, A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, R.K. Singhal et A.K. Mehrotra (eds), ISBN 90-5809-085X, 577-580.

MENV (Ministère de l'Environnement) (1998). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Collections Terrains contaminés, 132 pages.

MENV (Ministère de l'Environnement) (2000). Résultats des analyses de laboratoire en fichier Access, Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1982a). Réaménagement du parc à déchets d'Aldermac : résultats du nivellement du canal projeté, Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1982b). Rapport N°3 : 110 sondages effectués en 1982 sur le tracé prévu du canal de dérivation. Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1982c). Rapport N°6 : 24 sondages effectués en 1982 dans le secteur de l'effluent final en vue d'un bassin de traitement des eaux. Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1983a). Rapport N°8 : Échantillonnage des résidus miniers en 1982. Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1983b). Rapport N°9 : 31 sondages effectués au nord-ouest du parc pour un fossé de dérivation. Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1985). Objet : Contrôle de la pollution – Résidus Aldermac, rapport préliminaire. Par Guy Duchesne, le 11 février 1985. Document de consultation privée.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1988). Politique de réhabilitation des terrains contaminés, 54 pages.

MENVIQ (Ministère de l'Environnement du Québec) (1989). Directive sur les industries minières, Directive 019.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J. et MURRAY, G.S.C. (1990). Identification and Management of Acid Generating Mine Wastes – *Procedures and Practices in South-East Asia and the Pacific Regions*. GAC/MAC Joint Annual Meeting, Acid Mine Drainage : *Designing for Closure*, Vancouver, B.C., Canada.

MILLINGTON, R.J. et SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. *Soil Science*, 57 : 1200-1207.

MONFETTE, P. (1997). Directeur général de la MRC Rouyn-Noranda et responsable de projet de l'unité de compostage, Les Transformeurs, Communication personnelle.

MONZON, M. (1998). *Étude en laboratoire des propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers utilisés comme barrière de recouvrement*. Mémoire de maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

MOO-YOUNG, H.K. et ZIMMIE, T.F. (1996a). Geotechnical properties of paper mill sludges for use in landfill covers. *Journal of Geotechnical Engineering*, ASCE, no9, 122 : 768-77.

MOO-YOUNG, H.K. et ZIMMIE, T.F. (1996b). Effects of freezing and thawing on the hydraulic conductivity of paper mill sludges used as landfill covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 33 : 783-792.

MORIN, K.A. et HUTT, N.M. (1997). *Environmental Geochemistry of Minesite Drainage : Practical Theory and Case Studies*. Minesite Drainage Assessment Group. MDAG Publishing, Vancouver, British Columbia, Canada, 333 pages.

MORINE, G.H., SPIGARELLI, S.A. et MINN, B. (1994). Ion exchange materials produced from hydrolyzed, debituminized, sulfonated peat. Bemidgi State University Foundation Patent number 5,314,638. Date of Patent May 24, 1994, 1-8.

MRN (Ministère des Ressource naturelles du Québec) (1999a). Bilan et faits saillants de l'industrie minière du Québec 1999, Brochure d'information.

MRN (Ministères des Ressource naturelles du Québec) (1999b). Rapport sur les activités d'exploration minières au Québec 1999, Brochure d'information.

MUALEM, Y. (1973). Modified approach to capillary hysteresis based on similiary hypotesis. *Water Resources Research*, 9 : 1324-1331.

MUALEM, Y. (1974). A conceptual model of hysteresis. *Water Resources Research*, 10 : 514-520.

MUALEM, Y. (1975). A dependant domain model of capillary hysteresis. *Water Resources Research*, 9 : 1324-1331.

MUALEM, Y. (1976a). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12 : 513-522.

MUALEM, Y. (1976b). Hysteretical models for prediction of the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12 : 1248-1254.

MUALEM, Y. (1977). Extension of the similarity hypothesis used for modeling the soil water characteristics. *Water Resources Research*, 13 : 773-780.

MUALEM, Y. (1984). A modified dependant-domain theory of hysteresis. *Soil Science*, 137 : 283-291.

MUALEM, Y. (1986). Hydraulic conductivity of unsaturated soils : Prediction and formulas. *Methods of Soil Analysis, Part I, 2nd Edition*, A Klute (ed.), Agron. Monogr. No. 9, ASA and SSSA, Madison, WI, 799-823.

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*, 26: 1-8.

NORKRAFT QUÉVILLON INC. (1997). Les matières premières : Des ressources à gérer. Brochure explicative de la compagnie (non publiée).

ORDONEZ, A., LOREDO, J. et PENDAS, F. (2000). Treatment of Mine Drainage Water Using a Combined Passive. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1121-1137.

PANAROTTO, C.T., CABRAL, A.R., BURNOTTE, F., PASTORE, E. et LEFEBVRE, G. (1999). Utilisation des résidus de désencrage du papier comme recouvrement pour le contrôle du DMA : capacité de neutralisation de l'acidité résiduelle. *Congrès APGGQ*, Rouyn-Noranda, Canada, 31-44.

PAYANT, S., ST-ARNAUD, L.C. et YANFUL, E. (1995). Evaluation of techniques for preventing acidic rock drainage. *Proceedings of Sudbury 95 - Mining and the environment*, Canmet, Ottawa, 2 : 485-494.

PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., ST-ARNAUD, L.C. et MYCROFT, J.R. (1995). Critical Review of Gechemical Processes and Geochemical models Adaptable for Prediction of Acidic Drainage from waste Rock. Mine Environment Neutral (MEND), Report 1.42.1.

PERRY, E.F. (1985) Overburden analysis : An evaluation of methods. *Proceedings 1985 Symposium on Surface Mining, Hydrology, Sedimentology and Reclamation*, Lexington (KY), 369-375.

PINEL-ALLOUL, B. (1994). Limnologie, Notes de cours BIO3839 (non publiées), Université de Montréal, 156 pages.

REDDY, J.N. (1993). *An introduction to the finite Element Method. Second Edition*, McGraw-Hill Inc.

RICARD, J.F. (1994). *Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers*. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

RICARD, J.F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R. et MCMULLEN, J. (1997a). Design and construction of a dry cover of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, 4 : 1515-1530.

RICARD, J.F., AUBERTIN, M. et GARAND, P. (1997b). Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de Les Terrains Aurifères, Québec, Canada. *Proceedings of the 20th Symposium on Wastewater, 9th Workshop on Drinking Water et 13th Eastern Canadian Conference on Watre Quality, Collection Environnement de l'Université de Montréal*, Delisle, C.E. et Bouchard, M.A. (eds), 10 : 291-305.

RICARD, JF., AUBERTIN, M., MCMULLEN, J., PELLETIER, P. et POIRIER, P. (1999). Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 1 : 155-164.

RICHARDS, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. *J. Physisc*, 1 : 318-333.

RIJTEMA, P.E. (1965). An analysis of actual evapotranspiration. Rep. 659, *Cent. For Agri. Publ. And Doc.*, Wageningen, Netherlands.

RITCEY, G. M. (1989). *Tailings management: Problems and Solution in the Mining Industry*, Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V, 970 pages.

RITCEY, G.M. (1991). Deep water disposal of pyritic tailings – a simulation for acid prediction. *Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides*, Montréal, 1 : 421-442.

RITCHIE, A.I.M. (1994). The waste Rock Environment. *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of sulfide Mine-Waste*. J.L. Jambor et D.W. Blowes (eds), Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, Special Volume 22 : 133-161.

SADAR, M. H. (1994). *Évaluation des Impacts Environnementaux (ÉIE)*. Carleton University Press pour Impact assessment centre, Carleton University, 154 pages.

SAHARAN, M.R., GUPTA, K.K., JAMAL, A. et SHEORAN, A.S. (1995). Management of acidic effluents from tailing dams in metalliferous mines. *Mine water and the environment*, 14, paper 7 : 85-94.

SAMSON, R. (1994). Les biotechnologies d'assainissement Notes de cours CIV 6213, (non publiées), Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal.

SANDERS, F., RAHE, J. et PASTOR, D. (1999). The mike horse mine, MT, integrated wetland treatment system : an update. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds), 2 : 591-600.

SCHARER, J.M., ANNABLE, W.K. et NICHOLSON, R.V. (1993). WATAIL 1.0 User's Manual, A tailings Basin Model to Evaluate Transient Water Quality of Acid Mine Drainage. University of Waterloo, June'93, 74 pages.

SCHARER, J.M., NICHOLSON, R.V., HALBERT, B. et SNODGRASS, W.J. (1994). A computer program to assess acid generation in pyritic tailings. In: *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*, Chapter 11, Blowes, D.W. and Alpers, C.N. (eds), American Chemical Society, Symposium Series 550, 132-152.

SCHIPPERS, A., JOZSA, P-G., GEHRKE, T., ROHWERDER, T. et SAND, W. (2000). Bacterial Metal Sulfide Degradation – Pathways, Inhibition Measures, and Monitoring. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., ISBN 0-87335-182-7, 1 : 75-82.

SEGERLIND, L.J. (1984). *Applied Finite Element Analysis*. John Wiley and Sons.

SENES CONSULTANTS LIMITED. (1994). Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. Final report, MEND project 2.20.1, CANMET.

SENES CONSULTANTS LIMITED et BEAK CONSULTANTS LIMITED (1988). Adaptation of the Reactive Acid Tailings Assessment Program (RATAP) to base metal tailings. CANMET DSS, no 15SW-2344-7-9208.

SHEARER, R.C., LETEY, J., FARMER, W.J. et KLUTE, A. (1973). Lindane diffusion in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 37 : 189-193.

SHOONER, F. (1997). Chercheur, BIOPRO, École Polytechnique de Montréal, Communication personnelle.

SIMUNEK, J., HUANG, K et VAN GENUCHTEN, M.TH. (1998). The HYDRUS code for simulation the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 6.0, Research Report No. 144, U.S. Salinity Laboratory, 142 pages.

SJÖBLOM, A. et ALLARD, B. (2000). Changes in Water Chemistry Along a River Receiving Treated AMD-The Influence of Different Kinds of Wetlands, Phase 1. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1185-1192.

SKOUSEN, J., SEXTONE, A., GARBUTT, K. et SENCINDIVER, J. (1995). Wetlands for treating acid mine drainage. Chapter 22, Passive treatment of acid mine drainage, Section 3, *Acid Mine Drainage – Control & Treatment, 1995*, 199-209.

SNC (SNC-LAVALIN ENVIRONNEMENT INC.) (1995). Parc à résidus miniers Aldermac : Travaux de mitigation, Rouyn-Noranda, Rapport de conception. Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune, Septembre 1995, N/Réf. 010816 (M-6087), V/Réf. 7610-08-01-70002-00.

SNC (SNC-LAVALIN ENVIRONNEMENT INC.) (1996). Parc à résidus miniers Aldermac : Travaux de mitigation, Rouyn-Noranda, Rapport conforme à l'exécution. Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune, Mars 1996, N/Réf. 011108 (M-6116), V/Réf. 7610-08-01-70002-00.

SNC (SNC-LAVALIN ENVIRONNEMENT INC.) (1997). Parc à résidus miniers Aldermac : Travaux de mitigation – Phase 2, Rouyn-Noranda, Rapport conforme à l'exécution. Présenté au Ministère de l'Environnement et de la Faune, Février 1997, N/Réf. 600635 (M-6185), V/Réf. 7610-08-01-70002-00.

SOBEK, A.A. (1987). The use of surfactants to prevent AMD in coal refuse and base metal tailings. *Proceedings of the Acid Mine Drainage Seminar*, Halifax, Environnement Canada, Catalogue EN 40-11-7/1987.

SOBEK, A.A., SCHULLER, W.A., FREEMAN, J.R. et SMITH, R.M. (1978). Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils. Report EPA-600/2-78-054, U.S. National Technical Information Report PB-280 495, 403 pages.

SOBOLEWSKI, A., GORMELY, L. et KISTRITZ, U. (1995). Copper removal from mine drainage by an experimental wetland at Bell copper mine. *Smithers, B.C.*, 683-691.

SOILMOISTURE EQUIPEMENT CORP. (1985). Trase - Instruments pour la mesure de la teneur en eau et des propriétés hydriques à partir de la réflectométrie dans le domaine du temps. Santa Barbara, CA 93105, Fiche technique.

SOILMOISTURE EQUIPEMENT CORP. (1989). Porous ceramics by Soilmoisture - Series 600. Santa Barbara, CA 93105, Fiche technique.

SPIEGLE, T. (1996). Travaux de mitigation au parc à résidus miniers Aldermac. Ministère de l'Environnement et de la Faune. La restauration des sites miniers en Abitibi - Excursion minière 1996, organisée par le ministères des Ressources naturelles, 4-8.

SPIEGLE, T. (2000). Ministère de l'Environnement (MENV), Communication personnelle.

SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1987). The Technology of Uranium Mill Tailings Disposal. Rapport préparé pour le programme national de recherche sur les résidus d'uranium, Énergie, Mines et Ressources Canada, Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie, Rapport 58903.

SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1988). Cover Technology for Acid Mine Drainage Abatement : Litterature Survey for Norwegian State Pollution Control Authority, Rapport 64702/1.

SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1989). Draft Acid Rock Technical Guide. B.C. AMD Task Force, Vol.1.

SRK (Steffen Robertson and Kirsten (B.C.) Inc.) (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. Une traduction française de « Draft Acid Rock Drainage Guide », 1989, Document traduit par le Centre de recherches minérales (CRM), Québec, 1-2.

ST-ARNAUD, L. (1996). Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments. Paper presented for the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 25-29, Pittsburgh PA and *NEDEM 1996. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier*, Université du Québec, Rouyn-Noranda, 2 : 3-11.

STROGAN, S.W. et WISEMAN, M.E. (1995). A comparaison of organic and inorganic covers for long term prevention or amelioration of acid mine drainage. *Proceedings of Subbury '95 - Mining and the Environment*. Hynes, T.P. et Blanchette, M.C (eds), CANMET, Ottawa, 2 : 555-563.

STUMM, W. et MORGAN, J.J. (1981). *Aquatic Chemistry*, 2^e édition. John Weilly and Sons. New York (NY).

TALBOT, P. (1997). Premier Tech, Communication personnelle.

TASSÉ, N. (2000). Efficient Prevention of Sulphide Oxidation by an organic Cover : For How Long can a Reactive Barrier be reactive. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 979-986.

TASSÉ, N. CYR, J., BEAUCHEMIN, S., GASSER et al. (1993). *Problématique de la revégétation des haldes minières à caractère neutre en présence de résidus forestiers*. Rapport final. Institut national de la recherche scientifique – Géoressources et F. Bernard inc., experts-conseils, Québec : ministère de l'Environnement, 1993, QEN/AE93-02/6.

TASSÉ, N., et GERMAIN, N. (1997). Prévention et traitement du drainage minier acide par un seul et même dispositif : La couverture de résidus forestiers du parc East Sullivan. *C.R. Rejets Industriels et Prévention de la Pollution, Collection Environnement de l'Université de Montréal*, 291-305.

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*, Université du Québec, Rouyn-Noranda, Canada, 1 : 105-128.

TAYLOR, R.W., IBEABUCHI, I.O., SISTANI, K.R. et SHUFORD, J.W. (1992). Heavy metals in the Environment. Accumulation of some metals by legumes and their Extracibility from acid mine spoils. *J. Environ. Qual.*, 21 : 176-180.

TEMBEC INC. (1997). Document explicatif de la compagnie Tembec inc. Adresse internet : <http://www.onlink.net/cybermall/tembec.htm>.

THOMAS, R.C., ROMANEK, C.S., COUGHLIN, D.P. et CROWE, D.E. (1999). Treatment of acid mine drainage using anaerobic constructed treatment wetlands : predicting longevity with substrate neutralization potentiel. *Proceedings of Sudbury 99, Mining and the Environment II - L'exploitation minière et l'environnement II*. Sudbury, Ontario, Canada, D. Goldsack, N. Belzile, P. Yearwood et G. Hall (eds). 2 : 449-458.

TIBBLE., P.A. et NICHOLSON, R.V. (1997). Oxygen Consumption on Sulphide Tailings and Tailings Covers : Measured Rates and Applications. *Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, May 31 – June 6, 647-661.

TIMMS, G.P. et BENNET, J.W. (2000). The Design and Use of Novel Devices for Measuring Oxygen Flux Through Covers on Sulfidic Waste Rock. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 841-849.

TREMBLAY, C. (1996c). Caractérisation de la biodégradation de vieux résidus ligneux entreposés en tas. Rapport présenté au service du développement minier, Ministère des Ressources naturelles du Québec, 251 pages.

TREMBLAY, G.A. (1996b). Dry covers technologies to reduce environmental liability from acid generating mine wastes. *Colloque sur le programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier*, Rouyn-Noranda, 1 : 197-207.

TREMBLAY, R. (1995). *La restauration des parcs à résidus du domaine public*, 33 pages.

TREMBLAY, R. (1996a). Ministère des ressources naturelles. Communication personnelle.

TUOVINEN, O.H. et KELLY, D.P. (1973). Studies of the Growth of *Thiobacillus ferrooxidans* in relation to the microbiological leaching of Sulphide ores, *Z. Allg. Mikrobiol.* 12 : 311-346.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44 : 892-898.

VAN GENUCHTEN, M. TH. LEIJ, F.J. et YATES, S.R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-91/065, 85.

WAYBRANT, K.R., BLOWES, D.W. et PTACEK, C.J. (1995). Selection of reactive mixtures for the pervention of acid mine drainage using porous reactive walls. *Proceedings of Subbury '95 - Mining and the Environment*. Hynes, T.P. et Blanchette, M.C (eds), CANMET, Ottawa, 3 : 945-953.

WHITE, W.W. et LAPAKKO, K.A. (2000). Preliminary Indications of repeatability and Reproducibility of the ASTM 5744-96 Kinetic Test for Drainage pH and Sulfate Release Rate. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 1 : 621-630.

WILDEMAN, T. et PAVLIK, M. (2000). Accumulation of Metals in a Natural Wetland that Receives Acid Mine Drainage. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1193-1200.

WILLIAMS, E.G., ROSE, A.W., PARIZEK, R.R. et WATERS, S.A. (1982). Factors Controlling the Generation of Acid Mine Drainage. Rapport présenté au Bureau of Mines, Research Grant G5105086, 256 pages.

WILSON, G.W., FREDLUND, D.G. et BARBOUR, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, 31 : 151-161.

WINTERHALDER, K. (1995). Approaches to engendering biodiversity in tailings revegetation. *Proceedings of Sudbury 95. Mining and the Environment - L'exploitation minière et l'environnement*, 3 : 1239-1248.

WOESSNER, W.W. et ANDERSON, M.P. (1996). Good model - bad model, understanding the flow modeling process. *Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose zone) Modeling, ASTM STP 1288, American Society for Testing and Materials*, Ritchey, J.D. et Rumbaugh, J.O (eds), 14-23.

WTW (1994a). Microprocessor pH-meter pH 323/325 Set, Instruction Manual, BA 12204/06.94/Zi.

WTW (1994b). Microprocessor Oxi-meter Oxi 323/325 Set, Instruction Manual, BA 22204/06.94/Zi.

WTW (1994c). Microprocessor Conductivity meter LF 323/325 Set, Instruction Manual, BA 52206/03.95/Pap.

WUNDERLY, M.D., BLOWES, D.W., FRIND, E.O. et PTACEK, C.J. (1996). Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: a numerical model. *Water Resources Research*, 32 : 3173-3187.

YANFUL, E.K. (1990). Recouvrement géologique pour contrôler le drainage minier acide. *Comptes rendus du Colloque sur la Réduction et le Drainage des Effluents Acides Générés par les Activités Minières*, 65-83.

YANFUL, E.K. et AUBÉ, B. (1993). Modeling moisture-retaining soil covers. *Proceedings of the Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering*, Montréal, 1 : 373-380.

ZALUSKI, M., TRUDNOWSKI, J., CANTY, M. et HARRINGTON BAKER, M.A. (2000). Performance of Field-Bioreactors with Sulfate-Reducing Bacteria to control Acid Mine Drainage. *Proceedings from the fifth International Conference on Acid Rock Drainage ICARD 2000*, Littleton, USA, Published by the Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., ISBN 0-87335-182-7, 2 : 1169-1175.

Z-TECH GEOGARD INC. (1996). Pour une variété de géomembranes imperméables et de système de revêtement. Fiche technique, 53 pages.

ANNEXE 1**RÉSULTATS ET DONNÉES COMPLÉMENTAIRES**

Tableau A4.5: Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C5

MONTAGE colonne # 5							DIAM.	15.17				Gs:	3.196	
							cm							
COMPOST							%EAU	10.6						
HAUTEUR DES SECTIONS				DIFF.	PDS	VOLUM	MASSE	MASSE	proctor	e	n	SATUR.		
				HAUT.	AJOUTE		VOLUM.	VOLUM.	1.969			%		
48.10				RESIDU MINIER ALDERMAC			HUMIDE	SEC						
44.90				3.20	1001.3	578.4	1.731	1.565	79.5	1.042	51.0	32.5		
41.70				3.20	1001.4	578.4	1.731	1.565	79.5	1.042	51.0	32.5		
38.50				3.20	1003.8	578.4	1.736	1.569	79.7	1.037	50.9	32.7		
35.40				3.10	1000.5	560.3	1.786	1.614	82.0	0.980	49.5	34.6		
32.20				3.20	1005.8	578.4	1.739	1.572	79.9	1.033	50.8	32.8		
29.00				3.20	1003.2	578.4	1.735	1.568	79.6	1.038	50.9	32.7		
28.10				0.90	269.4	162.7	1.656	1.497	76.0	1.134	53.2	29.9		
TOTALUX				20.0	6285.4	3614.9	1.730	1.565	79.5	1.044	51.0	32.5		
				COMPOST			W=%	51.3				Gs=	2.528	
HAUTEUR DES SECTIONS				DIFF.	PDS	VOLUM	MASSE	MASSE	proctor	e	n	SATUR.		
				HAUT.	AJOUTE		VOLUM.	VOLUM.				%		
24.70				3.40	900.0	614.5	1.465	0.968		1.611	61.7	16.6		
21.30				3.40	900.4	614.5	1.465	0.969		1.610	61.7	16.7		
18.00				3.30	903.5	596.5	1.515	1.001		1.525	60.4	17.6		
14.60				3.40	897.0	614.5	1.460	0.965		1.620	61.8	16.6		
11.20				3.40	899.0	614.5	1.463	0.967		1.614	61.7	16.6		
7.80	58.00			3.40	902.7	614.5	1.469	0.971		1.603	61.6	16.7		
	54.60			3.40	904.9	614.5	1.473	0.973		1.597	61.5	16.8		
	51.30			3.30	903.2	596.5	1.514	1.001		1.525	60.4	17.6		
	47.90			3.40	902.2	614.5	1.468	0.971		1.605	61.6	16.7		
	44.50			3.40	899.3	614.5	1.463	0.967		1.613	61.7	16.6		
	41.10			3.40	907.2	614.5	1.476	0.976		1.590	61.4	16.9		
	37.70			3.40	898.0	614.5	1.461	0.966		1.617	61.8	16.6		
	34.30			3.40	901.8	614.5	1.467	0.970		1.606	61.6	16.7		
	30.90			3.40	903.9	614.5	1.471	0.972		1.600	61.5	16.8		
	27.50			3.40	900.2	614.5	1.465	0.968		1.611	61.7	16.6		
	24.10			3.40	900.9	614.5	1.466	0.969		1.609	61.7	16.7		
	20.60			3.50	901.5	632.6	1.425	0.942		1.684	62.7	15.9		
	17.20			3.40	899.0	614.5	1.463	0.967		1.614	61.7	16.6		
	13.30			3.90	1030.4	704.9	1.462	0.966		1.616	61.8	16.6		
TOTALUX ou MOYENN				65.0	*****	*****	1.469	0.971		1.604	61.6	16.726		

Tableau A4.6: Propriétés des matériaux et configuration du montage lors de l'assemblage de la colonne C6

MONTAGE colonne # 8

date: 97-10-02

BOUE ACTIVE + COPEAUX BOIS

DIAM.	15.17			Gr:	3.196					
cm										
%EAU	11.7									
HAUTEUR DES SECTIONS	DIFF.	PDS	VOLUME	MASSE	proctor	e	n	SATUR.		
	HAUT.	AJOUTE		VOLUM.	VOLUM.	1.969		%		
47.60	RESIDU MINIER ALDERMAC			HUMIDE	SEC					
44.50		3.10	1004.4	560.3	1.793	1.605	81.5	0.992	49.8	37.8
41.30		3.20	1001.3	578.4	1.731	1.550	78.7	1.062	51.5	35.3
38.10		3.20	1003.7	578.4	1.735	1.553	78.9	1.058	51.4	35.4
34.90		3.20	1005.5	578.4	1.738	1.556	79.0	1.054	51.3	35.5
31.80		3.10	1000.2	560.3	1.785	1.598	81.1	1.000	50.0	37.4
28.60		3.20	1002.0	578.4	1.732	1.551	78.8	1.061	51.5	35.3
27.60		1.00	305.3	180.7	1.689	1.512	76.8	1.114	52.7	33.6
	TOTAUX	20.0	6322.4	3614.9	1.743	1.561	79.3	1.049	51.2	35.8

Tableau A4.7: Résultat de l'essai de compactage de type Proctor modifié (méthode D-1557, ASTM, 1994) pour les résidus miniers de la colonne C1, réalisé avant le début des essais

ESSAI PROCTOR

IDENTIFICATION: Mines Aldermac

	1	2	3	4	5	6
MOULE SOL COMPACTE	6355.6	6407.0	6474.3	6473.7	6318.0	6342.7
MOULE	4348.8	4350.3	4350.3	4350.3	4350.3	4350.3
PDS SOL COMPACTE	2006.8	2056.7	2124.0	2123.4	1967.7	1992.4
MASSE VOL. HUMIDE	2131.0	2184.0	2255.5	2254.9	2089.5	2115.7
MASSE VOL. SECHE	1758.7	1832.3	1968.6	1929.7	1870.1	1886.5
NO TARE	6	1	2	3	1	6
MASSE T.+SOL HUM.	2194.5	2250.9	2316.6	2328.3	2163.5	2175.4
MASSE T.+SOL SEC	1845.0	1920.5	2047.3	2022.5	1957.3	1960.8
MASSE EAU	349.5	330.4	269.3	305.8	206.2	214.6
MASSE TARE	194.4	199.5	199.6	207.9	199.7	194.8
MASSE SOL SEC	1650.6	1721.0	1847.7	1814.6	1757.6	1766.0
TENEUR EN EAU %	21.2	19.2	14.6	16.9	11.7	12.2
INDICE DES VIDES:	0.817	0.744	0.624	0.656	0.709	0.694
POROSITE: %	45.0	42.7	38.4	39.6	41.5	41.0

VOL. DU MOULE: 941.7 cm³

opt. proctor:

Gs: 3.196 teneur en eau opt. 14.6 % 1969.0 kg/m³

% SAT: 82.8 82.4 74.7 82.1 52.9

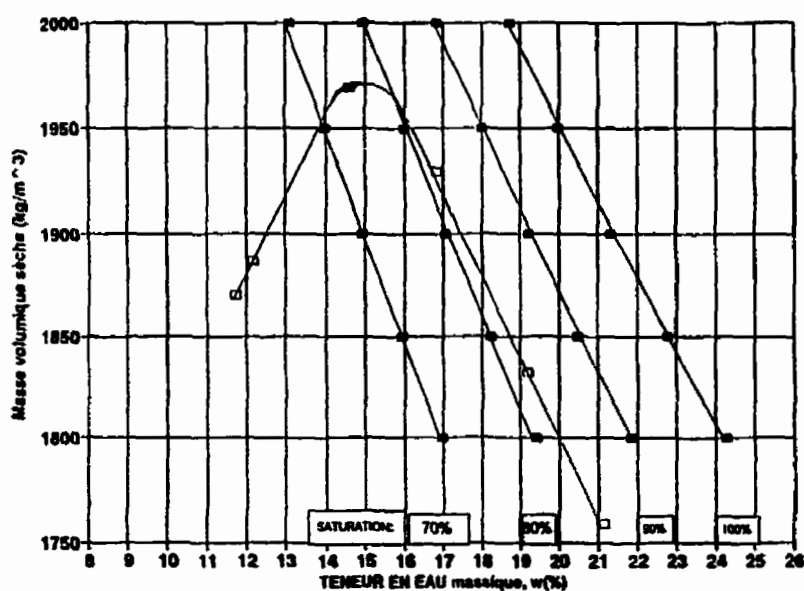


Tableau A4.8: Résultat de l'essai de compactage de type Proctor modifié (méthode D-1557, ASTM, 1994) pour les matériaux de la colonne C2, réalisé avant le début des essais

ESSAI PROCTOR

IDENTIFICATION: Mines Aldermac + 50% SABLE **DATE:** 97-06-18

	1	2	3	4	5
MOULE SOL COMPACTE	6422.8	6501.1	6543.1	6538.4	6507.7
MOULE	4348.2	4348.2	4348.2	4348.2	4348.2
PDS SOL COMPACTE	2074.6	2152.9	2194.9	2190.2	2159.5
MASSE VOL. HUMIDE	2203.0	2286.2	2330.8	2325.8	2293.2
MASSE VOL. SECHE	2077.3	2110.5	2125.9	2089.2	2029.2
NO TARE	17	20	17	20	217
MASSE T.+ SOL HUM.	2239.5	2332.8	2381.6	2366.6	2468.2
MASSE T.+ SOL SEC	2121.4	2167.5	2169.0	2144.4	2220.6
MASSE EAU	118.1	165.3	192.6	222.2	247.6
MASSE TARE	170.6	182.1	170.6	182.1	317.7
MASSE SOL SEC	1950.8	1985.4	1998.4	1962.3	1902.9
TENEUR EN EAU %	6.1	8.3	9.6	11.3	13.0
INDICE DES VIDES:	0.421	0.399	0.389	0.413	0.455
POROSITE: %	29.6	28.5	28.0	29.2	31.3

VOL. DU MOULE: 941.7 cm³

opt. proctor:

Gs: 2.952 teneur en eau opt.

9.6 %

2125.9 kg/m³

% SAT: 42.4

61.6

73.2

80.9

84.5

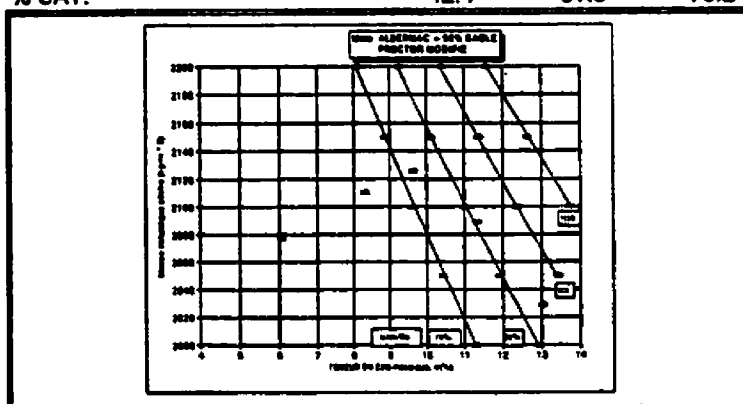


Tableau A4.9: Analyses granulométriques des résidus miniers de la colonne C1 évaluées avant le début des essais (essai 1)

ECOLE POLYTECHNIQUE Dépt. de Génie Minéral									
		ANALYSE GRANULOMETRIQUE							
IDENTIFICATION:		ALDERMAC					organique		
UTILISATION:		tx 3					Manipulateur: ct		
Granulométrie		TAMIS Pds Ret. % P					DATE: 97-02-20		
TENEUR EN EAU 109							ASTM: D 421 D 422 D 1140 D 2217 E 11		
Pds Sol.Hum. +Tare	721.3	25.000 0.00 100.0							
Pds Sol Sec + tare	585.0	20.000 0.00 100.0							
Pds Sol Sec	451.0	14.000 0.00 100.0							
Pds Tare	134.0	10.000 0.00 100.0							
% EAU	30.2	5.000 0.00 100.0							
MASSE UTILISEE	130.5	2.500 7.00 98.4							
Sédimentométrie	4	1.250 23.00 94.9							
Pds sol sec + tare	138.68	0.630 40.00 91.1							
Pds sol hum. + tare		0.315 4.00 88.3							
Pds tare	78.22	0.160 12.50 82.4							
Pds sol sec		0.080 40.90 62.6							
Pds sol hum.									
Pds UTIUSE:	SEC	60.460	Gs:	3.198	a=	0.891			
	hum.		k=	0.01140					
LAVAGE							D	% P	
							mm		
Pds sec + t.									
Pds tare									
Pds sol sec									
Hydrom.							25.00	100.0	
							20.00	100.0	
							14.00	100.0	
							10.00	100.0	
							5.00	100.0	
							2.500	98.4	
							1.250	94.9	
							0.630	91.1	
							0.315	88.3	
							0.160	82.4	
							0.080	62.6	
TEMP °C	T min	R	d R	R-dR	L				
22.9	0.5	38.5	3.5	35.0	9.812	0.0505		51.6	
	1	31.5		28.0	10.960	0.0377		41.3	
	2	25.8		22.3	11.895	0.0278		32.9	
	4	21.2		17.7	12.649	0.0203		26.1	
	8	17.3		13.8	13.289	0.0147		20.3	
	15	14.6		11.1	13.732	0.0109		16.4	
	30	11.8		8.3	14.191	0.0078		12.2	
	60	10.0		6.5	14.486	0.0056		9.6	
	120	8.0		4.5	14.814	0.0040		6.6	
	240	7.2		3.7	14.945	0.0028		5.5	
	339	6.8		3.3	15.011	0.0024		4.9	
	822	6.0		2.5	15.142	0.0015		3.7	
	1180	5.5		2.0	15.224	0.0013		2.9	

Tableau A4.10: Analyses granulométriques des résidus miniers de la colonne C1 évaluées avant le début des essais (essai 2)

ECOLE POLYTECHNIQUE										Dépt. de Génie Minéral	
ANALYSE GRANULOMETRIQUE											
IDENTIFICATION:		ALDERMAC						organique			
UTILISATION:		tx 7						Manipulateur: cf			
Granulométrie								DATE: 97-02-20			
Teneur en Eau		112		TAMIS		Pds Ret.		% P			
Pds Sol.Hum. +Tare		875.0		25.000		0.00		100.0			
Pds Sol Sec + tare		541.9		20.000		0.00		100.0			
Pds Sol Sec		416.6		14.000		0.00		100.0			
Pds Tare		125.3		10.000		0.00		100.0			
% EAU		31.9		5.000		0.00		100.0			
MASSE UTILISEE		115.8		2.500		11.40		97.3			
Sédimentométrie		3		1.250		31.60		92.4			
Pds sol sec + tare		141.14		0.630		48.20		86.4			
Pds sol hum. + tare				0.315		3.10		86.1			
Pds tare		78.44		0.160		10.60		80.3			
Pds sol sec				0.080		33.10		63.2			
Pds sol hum.											
PDS UTILISE:		SEC		Gs:		3.196		a=			
hum.				k=		0.01140		0.891			
LAVAGE										D	
Pds sec +										mm	
Pds tare											
Pds sol se											
Hydrom.										25.00	
152H										100.0	
151H										20.00	
										100.0	
										14.00	
										100.0	
										10.00	
										100.0	
										5.00	
										100.0	
										2.500	
										97.3	
										1.250	
										92.4	
										0.630	
										86.4	
										0.315	
										86.1	
										0.160	
										80.3	
										0.080	
										63.2	
TEMP °C	T min	R	d R	R-dR	L						
22.9	0.5	40.5	3.5	37.0	9.484	0.0496		52.6			
	1	33.3		29.8	10.665	0.0372		42.3			
	2	26.8		23.3	11.731	0.0276		33.1			
	4	21.3		17.8	12.633	0.0203		25.3			
	8	17.0		13.5	13.338	0.0147		19.2			
	15	14.7		11.2	13.715	0.0109		15.9			
	30	11.9		8.4	14.174	0.0078		11.9			
	60	10.2		6.7	14.453	0.0056		9.5			
	120	8.4		4.9	14.748	0.0040		7.0			
	240	7.3		3.8	14.929	0.0028		5.4			
	339	7.0		3.5	14.978	0.0024		5.0			
	822	5.8		2.3	15.175	0.0015		3.3			
	1180	5.4		1.9	15.240	0.0013		2.7			

Tableau A4.11: Analyses granulométriques des matériaux de la colonne C2 évaluées avant le début des essais (essai 1)

ECOLE POLYTECHNIQUE Dépt. de Génie Minéral										
		ANALYSE GRANULOMETRIQUE								
IDENTIFICATION:		ISABELLE BEDARD								
50% ALDERMAC + 50% SABLE							Manipulateur: A.G.			
Granulométrie		TAMIS			Pds Ret.	% P	DATE: 97-07-10			
TENEUR EN EAU 14							ASTM: D 421 D 422 D 1140 D 2217 E 11			
Pds Sol.Hum. +Tare	7196.4				25.000	0.00				100.0
Pds Sol Sec + tare	6534.0				20.000	0.00				100.0
Pds Sol Sec	5871.6				14.000	0.00				100.0
Pds Tare	662.4				10.000	5.30				99.9
% EAU	11.3				5.000	224.00				96.2
MASSE UTILISEE	481.3				2.500	30.70				90.0
Sédimentométrie	1				1.250	82.80				79.6
Pds sol sec + tare	82.06				0.630	137.10				68.8
Pds sol hum. + tare					0.315	197.70				56.7
Pds tare	32.10				0.160	249.20	46.4			
Pds sol sec					0.080	306.20	35.0			
Pds sol hum.										
PDS UTILISE:	SEC	Gs:		2.748	a=		0.980			
	hum.	k=		0.01258						
LAVAGE							D	% P		
Pds sec + L							mm			
Pds tare										
Pds sol sec										
Hydrom. 152H							25.00	100.0		
							20.00	100.0		
							14.00	100.0		
							10.00	99.9		
							5.00	96.2		
							2.500	90.0		
							1.250	79.6		
							0.630	68.8		
							0.315	56.7		
							0.160	46.4		
							0.080	35.0		
TEMP	T	R	d R	R-dR	L					
°C	min									
24.0	0.5	30.2	3.5	26.7	11.173	0.0594		31.4		
	1	23.3		19.8	12.305	0.0441		23.3		
	2	20.4		16.9	12.780	0.0318		19.9		
	4	15.0		11.5	13.666	0.0232		13.5		
	8	12.2		8.7	14.125	0.0167		10.2		
	15	10.5		7.0	14.404	0.0123		8.2		
	30	10.0		6.5	14.486	0.0087		7.7		
	124	7.1		3.6	14.962	0.0044		4.2		
	240	6.9		3.4	14.994	0.0031		4.0		
	360	5.7		2.2	15.191	0.0026		2.6		
	1333	4.7		1.2	15.355	0.0013		1.4		

Tableau A4.12: Analyses granulométriques des matériaux de la colonne C2 évaluées avant le début des essais (essai 2)

ECOLE POLYTECHNIQUE										Dépt. de Génie Minéral			
ANALYSE GRANULOMETRIQUE													
IDENTIFICATION:		ALDERMAC + 50% sable						organique					
UTILISATION:		tx 1						Manipulateur: cag					
Granulométrie			TAMIS			Pds Ret.		% P		DATE: 98-05-21			
TENEUR EN EAU			106							ASTM: D 421 D 422 D 1140 D 2217 E 11			
Pds Sol.Hum.+Tare		909.5		25.000		0.00		100.0					
Pds Sol Sec + tare		776.8		20.000		0.00		100.0					
Pds Sol Sec		649.1		14.000		0.00		100.0					
Pds Tare		127.7		10.000		0.00		100.0					
% EAU		20.4		5.000		18.70		97.1					
MASSE UTILISEE		315.5		2.500		24.40		92.5					
Sédimentométrie		5		1.250		61.00		81.2					
Pds sol sec + tare		136.97		0.630		98.50		69.7					
Pds sol hum. + tare				0.315		139.00		57.2					
Pds tare		78.40		0.160		172.60		46.9					
Pds sol sec				0.080		209.00		35.7					
Pds sol hum.													
Pds UTILISE:		SEC		58.570		Gs:		2.952		a= 0.940			
		hum.				k=		0.01214					
LAVAGE										D		% P	
Pds sec +										mm			
Pds tare													
Pds sol se													
Hydrom.										152H		25.00 100.0	
										151H		20.00 100.0	
												14.00 100.0	
												10.00 100.0	
												5.00 97.1	
												2.500 92.5	
												1.250 81.2	
												0.630 69.7	
												0.315 57.2	
												0.160 46.9	
												0.080 35.7	
TEMP °C		T min		R		d R		R-dR		L			
22.9		0.5		25.3		4.0		21.3		11.977		0.0594 34.2	
		1		21.4				17.4		12.616		0.0431 27.9	
		2		18.1				14.1		13.158		0.0311 22.6	
		4		14.2				10.2		13.797		0.0225 16.4	
		8		12.1				8.1		14.142		0.0161 13.0	
		15		11.0				7.0		14.322		0.0119 11.2	
		30		9.3				5.3		14.601		0.0085 8.5	
		60		7.0				3.0		14.978		0.0061 4.8	
		120		5.6				1.6		15.208		0.0043 2.6	
		306		4.9				0.9		15.322		0.0027 1.4	
		425		4.6				0.6		15.372		0.0023 1.0	
		1400		4.4				0.4		15.404		0.0013 0.6	

Tableau A4.13: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 1)

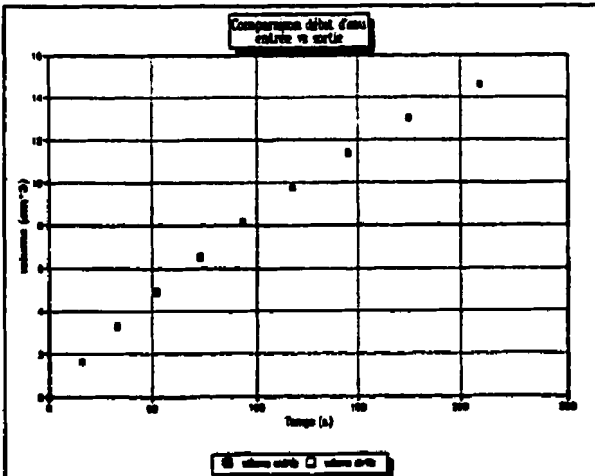
TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL							
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral							
Date de montage		97-02-14			Cellule No. 3		
Nom de l'échantillon:		ALDERMAC			Burette: 1		
Nom du fichier:		BEDARD/TX/SERIE1					
ASTM D-5084-90							
Géométrie				Masses (g)			
épaisseur initiale (cm.)		6.666		masse initiale humide (g)		522.2	
diamètre (cm.)		7.170		masse finale humide (g)		582.5	
surface (cm ²)		40.38		masse finale sèche (g)		447.5	
Volume (cm ³)		277.23		Gs		3.196	
Conditions de l'essai							
Degré de saturation final			mas. vol. hum. g/cm3		1.884		
			mas. vol. sec. g/cm3		1.614		
Par séchage (%)			98.4	Opt. Proctor g/cm3		1.970	
Teneur en eau initiale (%)			16.7	teneur eau opt. (%)		15.0	
Teneur en eau finale (%)			30.2	% opt. Proctor		81.9	
Calibration							
o/s tête	21.80	burette utilisée	large	0	section burette	0.325	
o/s base	17.90	med	1	petite	0	température	23.0
<div><div>Comparison débit d'eau entrée vs sortie</div><div>● débit entré □ débit sorti</div></div>							
Résultat de l'essai							
Pression (psi)							
cellule:				70			
in/out:				65			
Indice des vides:				0.980			
Cond. hydraul. cm/s				1.06E-04			
écart type				3.70E-07			
ind. reg.				1.000			

Tableau A4.13 (suite): Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 1) (suite)

FICHIER: BEDARD/TX/SERIE1

PAGE 2

DATE: 97-02-18

Cellule No. 3

ALDERMAC

Lectures								
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0.00	162.0	10.6	0	0	155.3	0.00	-	-
0.27	157.0	15.7	1.63	1.66	145.2	16.00	1.16E-04	1.08E-04
0.55	152.0	20.8	3.25	3.32	135.1	33.00	1.17E-04	1.09E-04
0.87	147.0	25.9	4.88	4.97	125.0	52.00	1.13E-04	1.05E-04
1.22	142.0	30.8	6.50	6.57	115.1	73.00	1.09E-04	1.01E-04
1.55	137.0	35.8	8.13	8.19	105.1	93.00	1.26E-04	1.17E-04
1.95	132.0	40.7	9.75	9.78	95.2	117.00	1.14E-04	1.06E-04
2.42	127.0	45.8	11.38	11.44	85.1	145.00	1.11E-04	1.03E-04
2.92	122.0	50.7	13.00	13.03	75.2	175.00	1.14E-04	1.06E-04
3.48	117.0	55.5	14.63	14.59	65.4	209.00	1.13E-04	1.06E-04

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

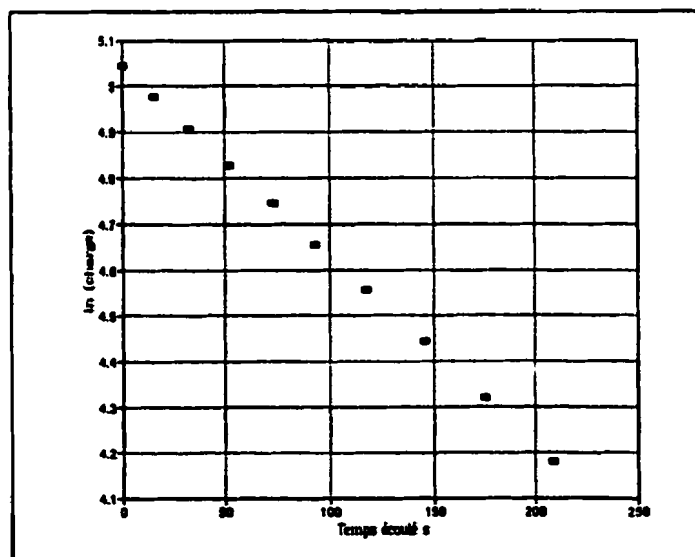
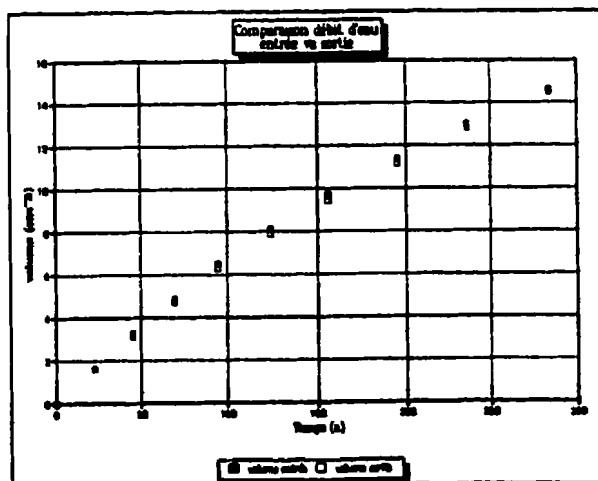


Tableau A4.14: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C1 (essai 2)

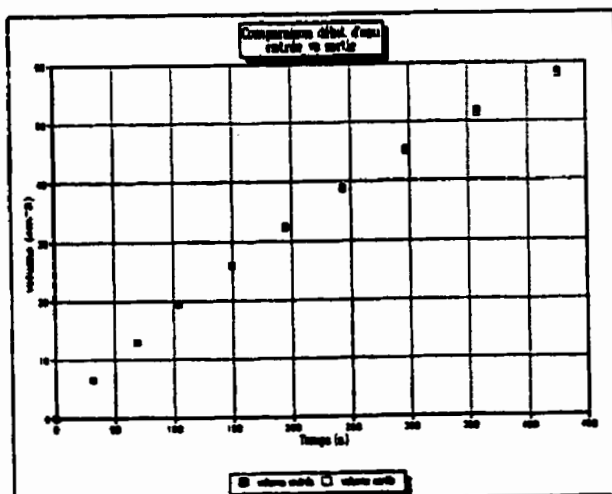
TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL					
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral					
Date de montage		97-02-14		Cellule No. 7	
Nom de l'échantillon:		ALDERMAC		Burette 2	
Nom du fichier:		BEDARD/TX/SERIE1			
ASTM D-5084-90					
Géométrie			Masses (g)		
épaisseur initiale (cm.)	6.385		masse initiale humide (g)	498.6	
diamètre (cm.)	7.180		masse finale humide (g)	535.7	
surface (cm ²)	40.49		masse finale sèche (g)	406.0	
Volume (cm ³)	258.52		Gs	3.196	
Conditions de l'essai					
Degré de saturation final		mas vol. hum. g/cm ³		1.929	
		mas vol. sec. g/cm ³		1.570	
Par séchage (%)		98.6		Opt. Proctor g/cm ³ 1.970	
Teneur en eau initiale (%)		22.8		teneur eau opt. (%) 15.0	
Teneur en eau finale (%)		31.9		% opt. Proctor 79.7	
Calibration					
o/s tête	22.30	burette utilisée	large	0	section burette 0.325
o/s base	20.90	med	l	petite	0
					température 23.0



Résultat de l'essai	
Pression (psi)	
cellule	70
in/out	65
Indice des vides	1.035
Cond. hydraul. cm/s	7.43E-05
écart type	2.51E-07
ind. reg.	1.000

Tableau A4.15: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 1)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL						
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral						
Date de montage		98-05-14			Cellule No. 1	
Nom de l'échantillon:		50% ALDERMAC + 50% sable			Burette 1	
Nom du fichier:		BEDARD/TX/SERIE1				
ASTM D-5084-90						
Géométrie			Masses (g)			
épaisseur initiale (cm.)		8.884	masse initiale humide (g)		698.8	
diamètre (cm.)		7.190	masse finale humide (g)		781.8	
surface (cm ²)		40.60	masse finale sèche (g)		649.1	
Volume (cm ³)		359.90	Gs		2.952	
Conditions de l'essai						
Degré de saturation final			mas. vol. hum. g/cm3		1.942	
			mas. vol. sec. g/cm3		1.804	
Par séchage (%)			94.8	Opt. Proctor g/cm3		2.126
Teneur en eau initiale (%)			7.7	teneur eau opt. (%)		9.6
Teneur en eau finale (%)			20.4	% opt. Proctor		84.8
Calibration						
o/s tête		21.80	burette utilisée		large	1
o/s base		17.90	med		0	section burette
			petite		0	température
						1.300
						23.0



Résultat de l'essai	
Pression (psi)	
cellule	70
in/out	65
Indice des vides	
	0.637
Cond. hydraul. cm/s	
	2.67E-04
écart type	1.37E-06
ind. reg.	1.000

Tableau A4.16: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les résidus miniers de la colonne C2 (essai 2)

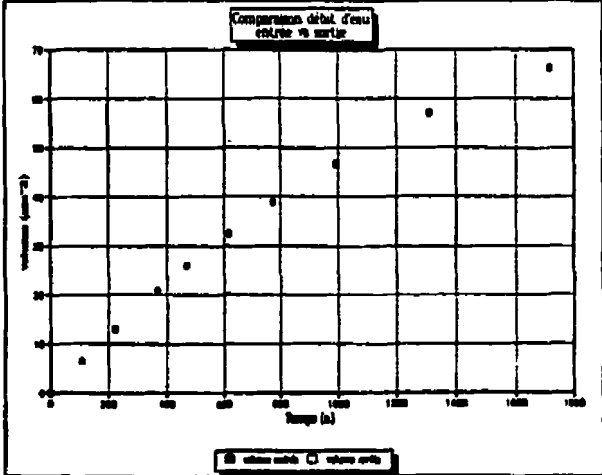
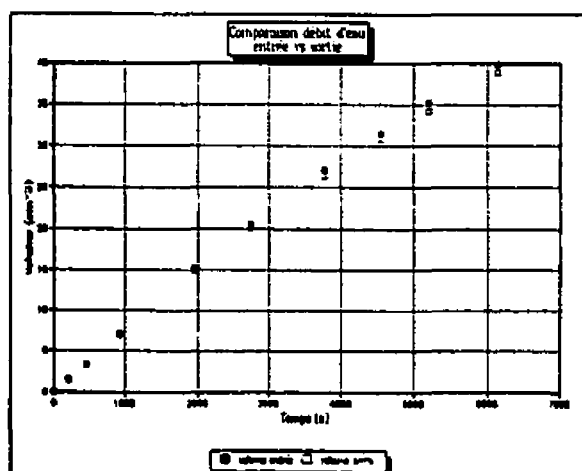
TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL									
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral									
Date de montage		98-05-19			Cellule No. 1				
Norm de l'échantillon:		50% ALDERMAC + 50% sable			Burette: 1				
Norm du fichier:		BEDARD/TX/SERIE1							
ASTM: D-5084-90									
Géométrie		Masses (g)							
épaisseur initiale (cm.)		8.078			masse initiale humide (g)		669.4		
diamètre (cm.)		7.210			masse finale humide (g)		733.5		
surface (cm ²)		40.83			masse finale sèche (g)		626.4		
Volume (cm ³)		329.81			Gs		2.952		
Conditions de l'essai									
Degré de saturation final				mas. vol. hum. g/cm3		2.030			
				mas. vol. sec. g/cm3		1.899			
Par séchage (%)				91.1		Opt. Proctor g/cm3		2.126	
Teneur en eau initiale (%)				6.9		teneur eau opt. (%)		9.6	
Teneur en eau finale (%)				17.1		% opt. Proctor		89.3	
Calibration									
o/s tête		21.80	burette utilisée		large	1	section burette	1.300	
o/s base		17.90	med		0	petite	0	température	23.0
<div>Comparaison débit d'eau entrée vs sortie</div>  <div>[filled square] volume entrée [open square] volume sortie</div>							Résultat de l'essai		
Pression (psi)									
cellule:							70		
in/out:							65		
Indice des vides:							0.554		
Cond. hydraul. cm/s							7.81E-05		
écart type							4.22E-07		
ind. reg.							1.000		

Tableau A4.17: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 1)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL							
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral							
Date de montage		97-09-18		Cellule No. 3			
Nom de l'échantillon:		BOUE TEMBEC		Burette: 1			
Nom du fichier:		BEDARD/TX/TEMBEC					
ASTM D-5084-90							
Géométrie			Masses (g)				
épaisseur initiale (cm.)	8.513	8.914	masse initiale humide (g)	362.4			
diamètre (cm.)	7.047	7.230	masse finale humide (g)	375.0			
surface (cm ²)	39.00		masse finale sèche (g)	121.6			
Volume (cm ³)	332.03		Gs	1.618			
Conditions de l'essai							
Degré de saturation final		mas vol hum. g/cm ³		1.091			
		mas vol sec. g/cm ³		0.366			
Par séchage (%)		98.6	OpL Proctor g/cm ³				
Teneur en eau initiale (%)		198.0	teneur eau opt. (%)				
Teneur en eau finale (%)		208.4	% opt. Proctor				
Calibration							
o/s tête	21.80	burette utilisée	large	1	section burette	1.300	
o/s base	17.90	med	0	petite	0	température	23.0



Résultat de l'essai	
Pression (psi)	
cellule:	70.0
in-out:	67.5
Porosité	0.774
Indice des vides	3.418
Cond. hydraul. cm/s	1.03E-05
écart type	6.08E-08
ind. reg.	1.000

Tableau A4.18: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 2)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

Date de montage	97-12-18	Cellule No.	7
Nom de l'échantillon:	BOUE TEMBEC	Burette:	1
Nom du fichier:	BEDARD/TX/TEMBEC		

ASTM D-5084-90

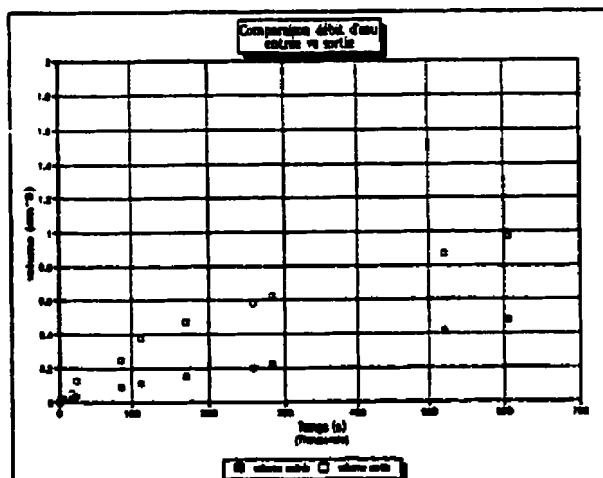
ASTM D-3684-90				
Géométrie			Masses (g)	
épaisseur initiale (cm.)	4.963	5.810	masse initiale humide (g)	225.8
diamètre (cm.)	6.770	7.320	masse finale humide (g)	201.8
surface (cm ²)	36.00		masse finale sèche (g)	71.7
Volume (cm ³)	178.65		G _s	1.618

Conditions de l'essai

Degré de saturation final		mas. vol. hum. g/cm ³	1.264
		mas. vol. sec. g/cm ³	0.401
Par séchage (%)	96.8	Opt. Proctor g/cm ³	
Teneur en eau initiale (%)	214.9	teneur eau opt. (%)	
Teneur en eau finale (%)	181.5	% opt. Proctor	

Calibration

o/s tête	21.80	burette utilisée	large	0	section burette	0.080	
o/s base	17.90	med	0	petite	1	température	23.0



Résultat de l'essai

Pression (psi)	
cellule:	70.0
in/out:	67.5
Porosité	0.752
Indice des vides	3.032
Cond. hydraul. cm/s	1.00E-09
écart type	4.77E-11
ind. reg.	0.978

Tableau A4.18 (suite): Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3 (essai 2) (suite)

FICHIER: BEDARD/TX/TEMBEC

PAGE 2

DATE: 98-01-20

Cellule No. 7

BOUE TEMBEC

Lectures								
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
0	164.6	8.1	0	0	160.4	0	-	-
21	164.5	8.2	0.01	0.01	160.2	1260	5.46E-09	5.08E-09
40	164.4	8.3	0.02	0.02	160.0	2400	6.04E-09	5.63E-09
118	164.4	8.4	0.02	0.02	159.9	7080	7.37E-10	6.86E-10
293	164.3	8.8	0.02	0.06	159.4	17580	1.64E-09	1.53E-09
400	164.2	9.7	0.03	0.13	158.4	24000	5.41E-09	5.03E-09
1410	163.5	11.2	0.09	0.25	156.2	84600	1.27E-09	1.19E-09
1865	163.2	12.8	0.11	0.38	154.3	111900	2.47E-09	2.30E-09
2850	162.7	14.0	0.15	0.47	152.6	171000	1.03E-09	9.63E-10
4300	162.1	15.4	0.20	0.58	150.6	258000	8.36E-10	7.79E-10
4726	161.8	15.9	0.22	0.62	149.8	283560	1.15E-09	1.07E-09
8677	159.4	19.0	0.42	0.87	144.3	520620	8.70E-10	8.10E-10
10091	158.6	20.2	0.48	0.97	142.3	605460	9.07E-10	8.45E-10

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

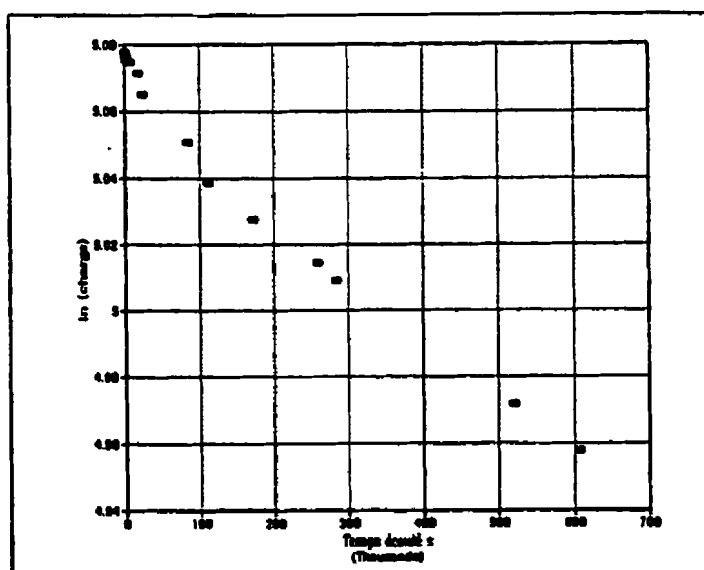


Tableau A4.19: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 1)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

Date de montage	97-12-18	Cellule No.	3
Nom de l'échantillon:	BOUE Northcraft	Burette	2
Nom du fichier:	BEDARD/TX/northcraft		

ASTM D-5084-90

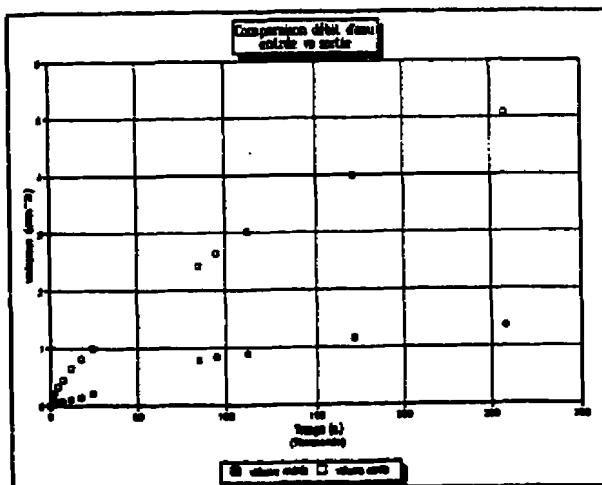
Géométrie		Masses (g)	
épaisseur initiale (cm.)	4.060	masse initiale humide (g)	208.8
diamètre (cm.)	6.240	masse finale humide (g)	147.8
surface (cm ²)	30.58	masse finale sèche (g)	36.0
Volume (cm ³)	124.16	Gs	1.618

Conditions de l'essai

Degré de saturation final		mas. vol. hum. g/cm ³	1.666
		mas. vol. sec. g/cm ³	0.290
Par séchage (%)	109.7	Opt. Proctor g/cm ³	
Teneur en eau initiale (%)	474.4	teneur eau opt. (%)	
Teneur en eau finale (%)	310.8	% opt. Proctor	

Calibration

calibration						
o/s tête	20.90	burette utilisée		large	0	section burette
o/s base	22.30	med	0	petite	1	température
						23.0



Résultat de l'essai

Pression (psi)	
cellule	70.0
in/out	67.5
Porosité	0.821
Indice des vides	4.580
Cond. hydraul. cm/s	1.44E-08
écart type	3.52E-10
ind. reg.	0.993

Tableau A4.19 (suite): Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 1) (suite)

DATE: 98-01-06		Cellule No. 3		BOUE Northcraft				
Lectures								
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	k20 cm/s
0	159.5	8.1	0	0	150.0	0	-	-
21	159.1	9.8	0.03	0.14	147.9	1200	5.94E-08	5.53E-08
40	159.0	10.6	0.04	0.20	147.0	2400	2.84E-08	2.65E-08
73	158.7	12.2	0.06	0.33	145.1	4380	3.49E-08	3.25E-08
117	158.6	13.7	0.07	0.45	143.5	7020	2.23E-08	2.00E-08
199	158.2	16.1	0.10	0.64	140.7	11940	2.13E-08	1.98E-08
293	157.7	18.3	0.14	0.82	138.0	17580	1.82E-08	1.70E-08
400	156.9	20.5	0.21	0.99	135.0	24000	1.82E-08	1.69E-08
1410	149.8	38.3	0.78	2.42	110.1	84600	1.79E-08	1.66E-08
1581	149.0	41.2	0.84	2.65	108.4	94860	1.77E-08	1.65E-08
1865	148.5	45.9	0.88	3.02	101.2	111900	1.56E-08	1.45E-08
2850	145.0	58.0	1.16	3.99	85.6	171000	1.50E-08	1.40E-08
4300	142.6	71.7	1.35	5.09	69.5	258000	1.27E-08	1.18E-08
4727	142.2	75.2	1.38	5.37	65.6	283620	1.20E-08	1.11E-08

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

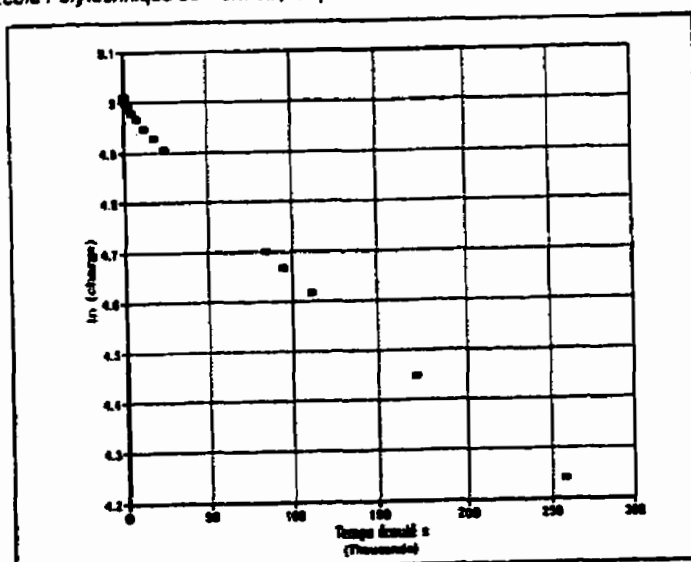
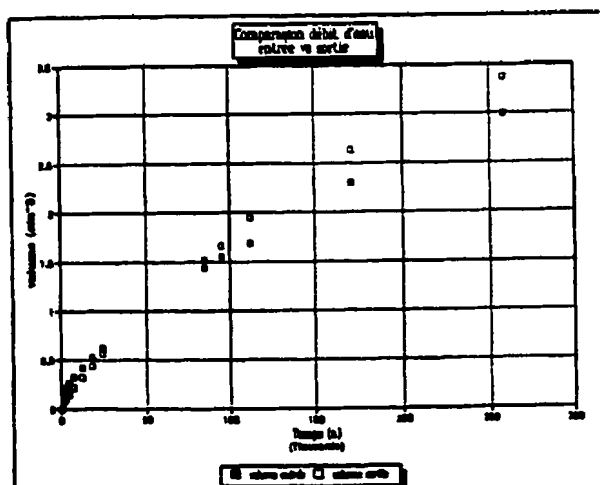


Tableau A4.20: Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 2)

TEST PERMEABILITE ESSAI TRIAXIAL							
Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral							
Date de montage		97-12-18		Cellule No.	5		
Nom de l'échantillon:		BOUE Northcraft		Burette	3		
Nom du fichier:		BEDARD/TX/northcraft					
ASTM D-5084-90							
Géométrie			Masses (g)				
épaisseur initiale (cm.)	4.070	5.310	masse initiale humide (g)	226.1			
diamètre (cm.)	6.500	7.300	masse finale humide (g)	153.6			
surface (cm ²)	33.18		masse finale sèche (g)	41.0			
Volume (cm ³)	135.06		Gs	1.618			
Conditions de l'essai							
Degré de saturation final			mas. vol. hum. g/cm3	1.674			
			mas. vol. sec. g/cm3	0.304			
Par séchage (%)		102.6	Opt. Proctor g/cm3				
Teneur en eau initiale (%)		451.5	teneur eau opt. (%)				
Teneur en eau finale (%)		274.6	% opt. Proctor				
Calibration							
o/s tête	19.80	burette utilisée	large	0	section burette	0.080	
o/s base	21.50	med	0	petite	1	température	23.0



Résultat de l'essai	
Pression (psi)	
cellule:	70.0
in/out:	67.5
Porosité	0.812
Indice des vides	4.330
Cond. hydraul. cm/s	1.28E-08
écart type	1.18E-10
ind. reg.	0.999

Tableau A4.20 (suite): Résultats de l'essai de perméabilité en cellule triaxiale pour les matériaux de recouvrement de la colonne C4 (essai 2) (suite)

FICHER: BEDARD/TX/northcraft PAGE 2
 DATE: 98-01-08 Cellule No. 5 BOUE Northcraft

Lectures								
Temps Min	hauteur tête	hauteur base	Volume entrée	Volume Sortie	charge cm	diff s	K cm/s	K20 cm/s
1	163.0	13.3	0	0	148.0	0	-	-
22	161.0	14.2	0.16	0.07	145.1	1230	7.89E-08	7.35E-08
41	160.4	14.6	0.21	0.10	144.1	2370	2.90E-08	2.77E-08
74	159.7	15.2	0.26	0.15	142.8	4350	2.25E-08	2.09E-08
118	159.0	16.0	0.32	0.22	141.3	6990	1.96E-08	1.83E-08
199	157.7	17.3	0.42	0.32	138.7	11880	1.86E-08	1.73E-08
293	156.4	18.8	0.53	0.44	135.9	17520	1.77E-08	1.65E-08
400	155.2	20.3	0.62	0.56	133.2	23940	1.53E-08	1.43E-08
1410	145.0	32.2	1.44	1.51	111.1	84540	1.47E-08	1.37E-08
1581	143.6	34.1	1.55	1.66	107.8	94800	1.44E-08	1.34E-08
1865	141.9	37.7	1.69	1.95	102.5	111840	1.45E-08	1.35E-08
2850	134.2	46.2	2.30	2.63	86.3	170940	1.43E-08	1.33E-08
4300	125.6	55.4	2.99	3.37	68.5	257940	1.30E-08	1.21E-08
4727	123.7	59.0	3.14	3.66	63.0	283560	1.60E-08	1.49E-08
8677	110.2	76.0	4.22	5.02	32.5	520560	1.37E-08	1.28E-08
10092	108.8	80.0	4.34	5.34	27.1	605460	1.05E-08	9.78E-09

Ecole Polytechnique de Montréal, Dépt. de Génie Minéral

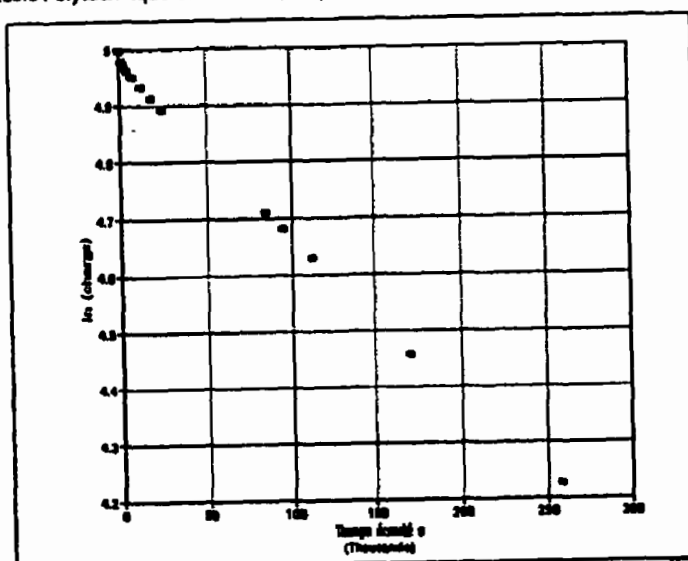


Tableau A4.21: Résultats de l'essai de perméabilité au perméamètre à paroi rigide pour les matériaux de recouvrement de la colonne C3

ÉCOLE POLYTECHNIQUE Dépt. de Génie Minéral										
Provenance:		ISABELLE BEDARD								
Nom du fichier:		BEDARD/PERMEA/TEMBEC				Date:		97-09-17		
GEOMETRIE (appareil #5)						INITIAL				
Longueur échant. (cm):		13.443				Masse hum. + tare				
L1:		16.672				Masse sec + tare				
L2:		2.509				Masse tare				
t:		0.72				Masse sol sec				
Diamètre du moule: (cm)		8.220				Teneur en eau (%)				
Surface (cm):		53.088								
Volume (cm ^ 3):		713.4				FINAL: 216		1095.2		
Dist. des mano. (cm.)		7.750						532.1		
MASSES (gr)		DEGRÉ DE SATURATION						321.0		
Tare (perméa)		5256.9		Gs du solide		1.618		"SATUR. SOUS VIDE"		
Tare + sol sec		5468.0		Volume des vides		582.9				
Sol sec		211.1								
Tare + eau		4080.7								
Tare+eau+sol		4129.8		Sr initial (%)		94.6				
Sol humide		639.5		Sr finale (%)		99.1				
Eau dans sol		428.4		Porosité		0.817				
Mms		762.5		Indice des vides		4.468				
				Masse volumique						
				Humide (g/cm ^ 3)		0.896				
				Sèche (g/cm ^ 3)		0.296				
				OPT. PROCTOR (g/cm ^ 3)						
				Teneur en eau opt. (%)						
				% opt. Proctor						
Masse finale		4156.0		Teneur en eau compact.		202.9		%		
Masse eau init.		551.4		Teneur en eau initiale		261.2		%		
Masse eau fin.		577.6		Teneur en eau finale		273.6		%		
TEST	Charg	Vol.	Débit	Temps	Q/A?t	Gradient	T	k	k20	
no	cm	cm3	cm/s	s			°C	cm/s	cm/s	
97-09-18		AVEC PRISE LATÉRALE								
1	3.6	14.4	0.0600	180	0.2713	0.4645	22.0	3.25E-03	3.09E-03	
2	3.6	14.0	0.0778	180	0.2638	0.4619	22.0	3.17E-03	3.02E-03	
3	3.6	14.1	0.0783	180	0.2657	0.4594	22.0	3.21E-03	3.06E-03	
4	3.5	13.7	0.0761	180	0.2582	0.4568	22.0	3.14E-03	2.99E-03	
5	3.5	13.9	0.0772	180	0.2619	0.4542	22.0	3.20E-03	3.05E-03	
								Moyenne	3.04E-03	
97-09-18										
1	7.2	24.2	0.2017	120	0.4560	0.4319	22.0	8.80E-03	8.37E-03	
2	7.2	24.0	0.2000	120	0.4522	0.4301	22.0	8.76E-03	8.33E-03	
3	7.1	23.6	0.1967	120	0.4447	0.4283	22.0	8.65E-03	8.23E-03	
4	7.1	23.7	0.1975	120	0.4466	0.4265	22.0	8.73E-03	8.30E-03	
5	7.1	46.0	0.1917	240	0.8668	0.4247	22.0	8.50E-03	8.09E-03	
								Moyenne	8.26E-03	

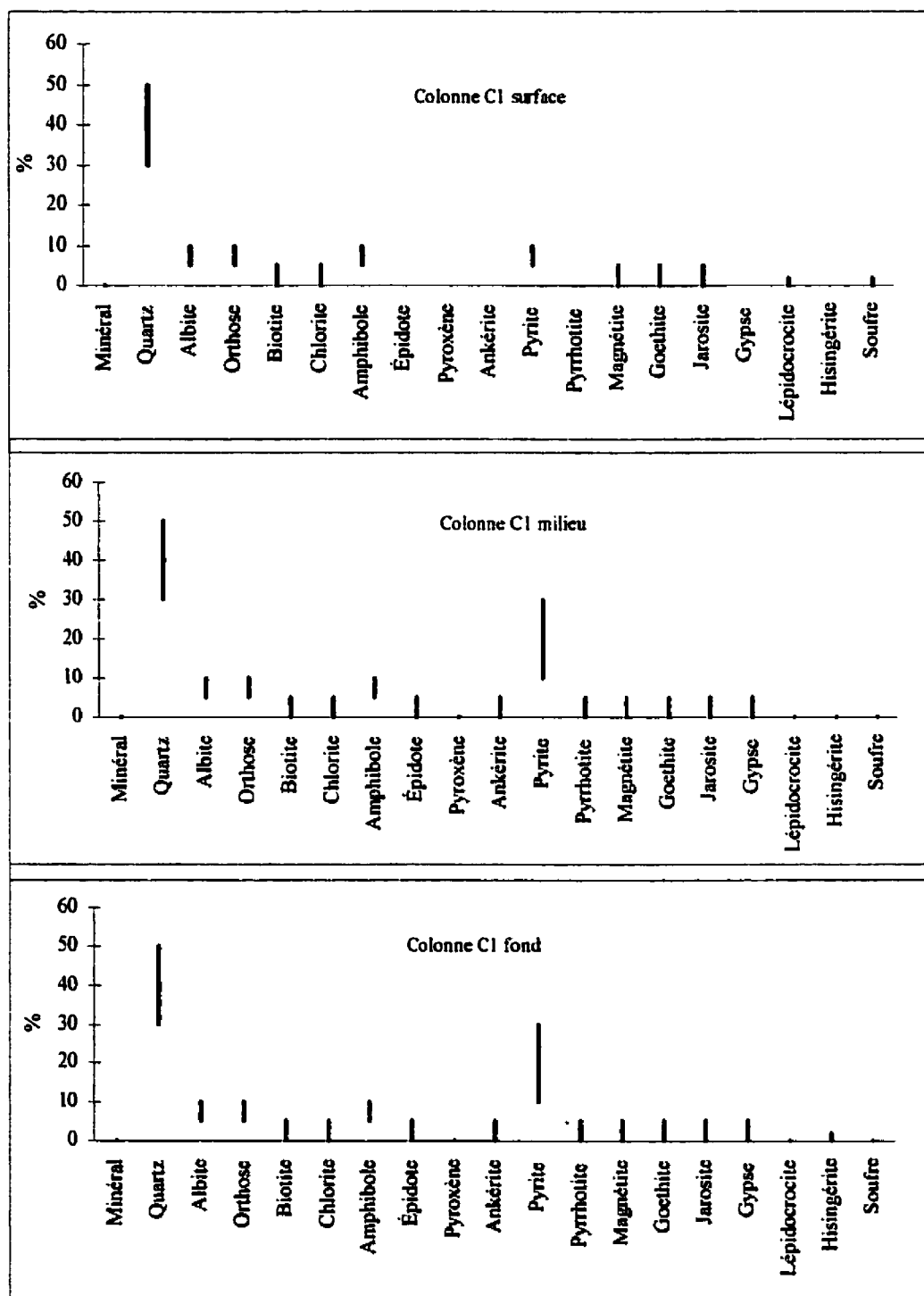


Figure A4.1: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C1 à la fin des essais (Bernier, 1998)

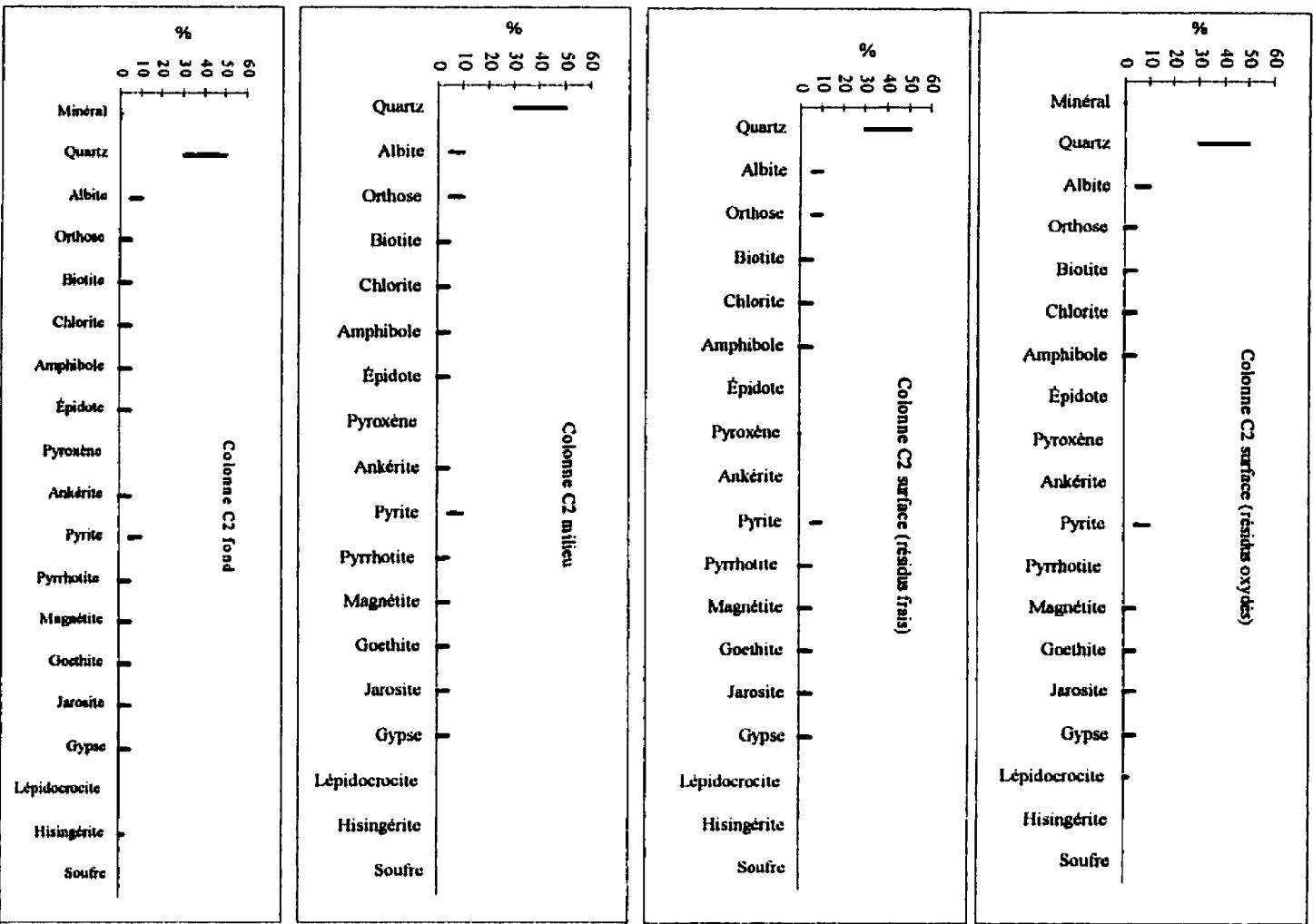


Figure A4.2: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons de résidus miniers frais, oxydés et ceux récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C2 à la fin des essais (Bernier, 1998)

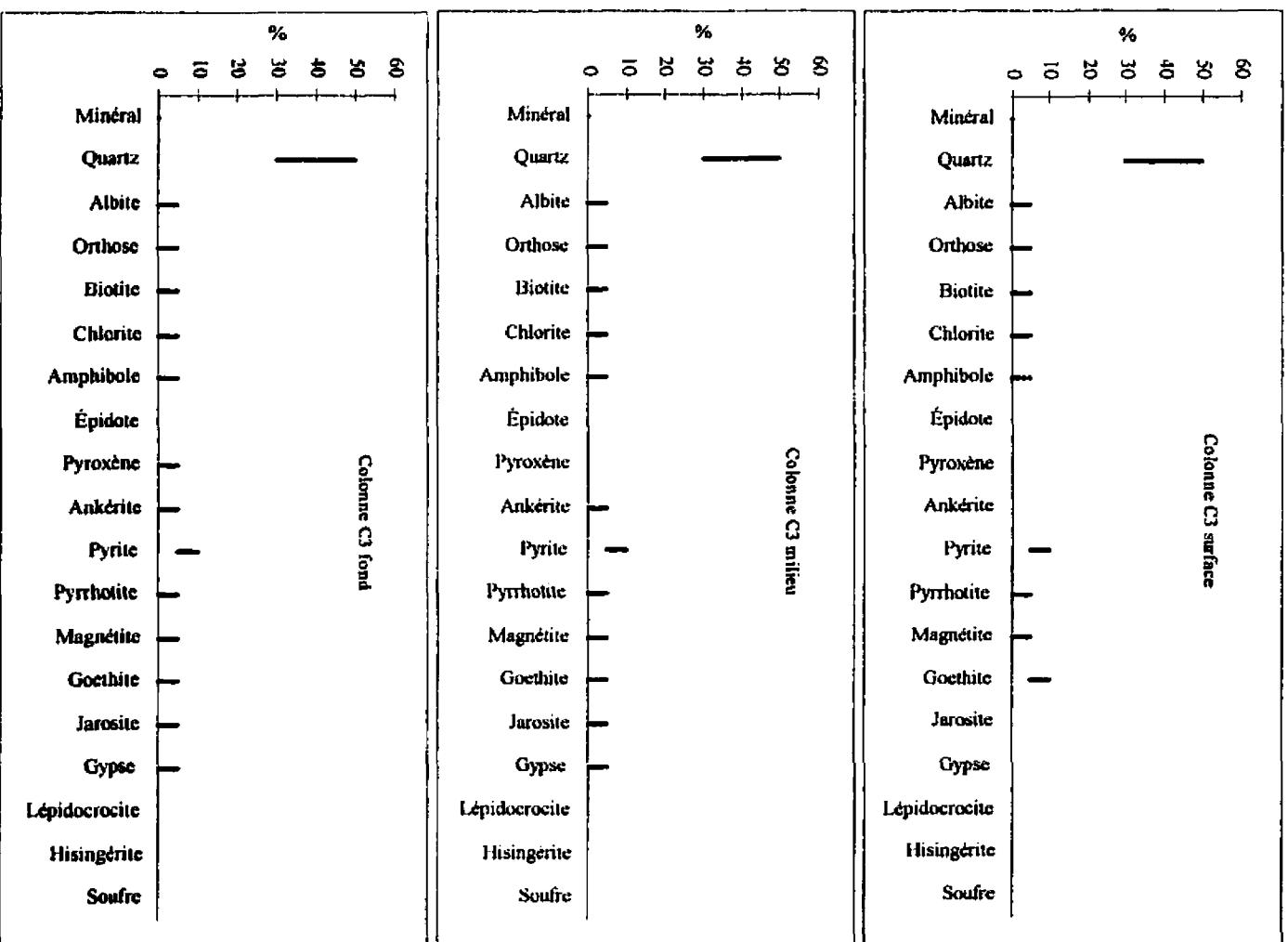


Figure A4.3: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C3 à la fin des essais (Bernier, 1998)

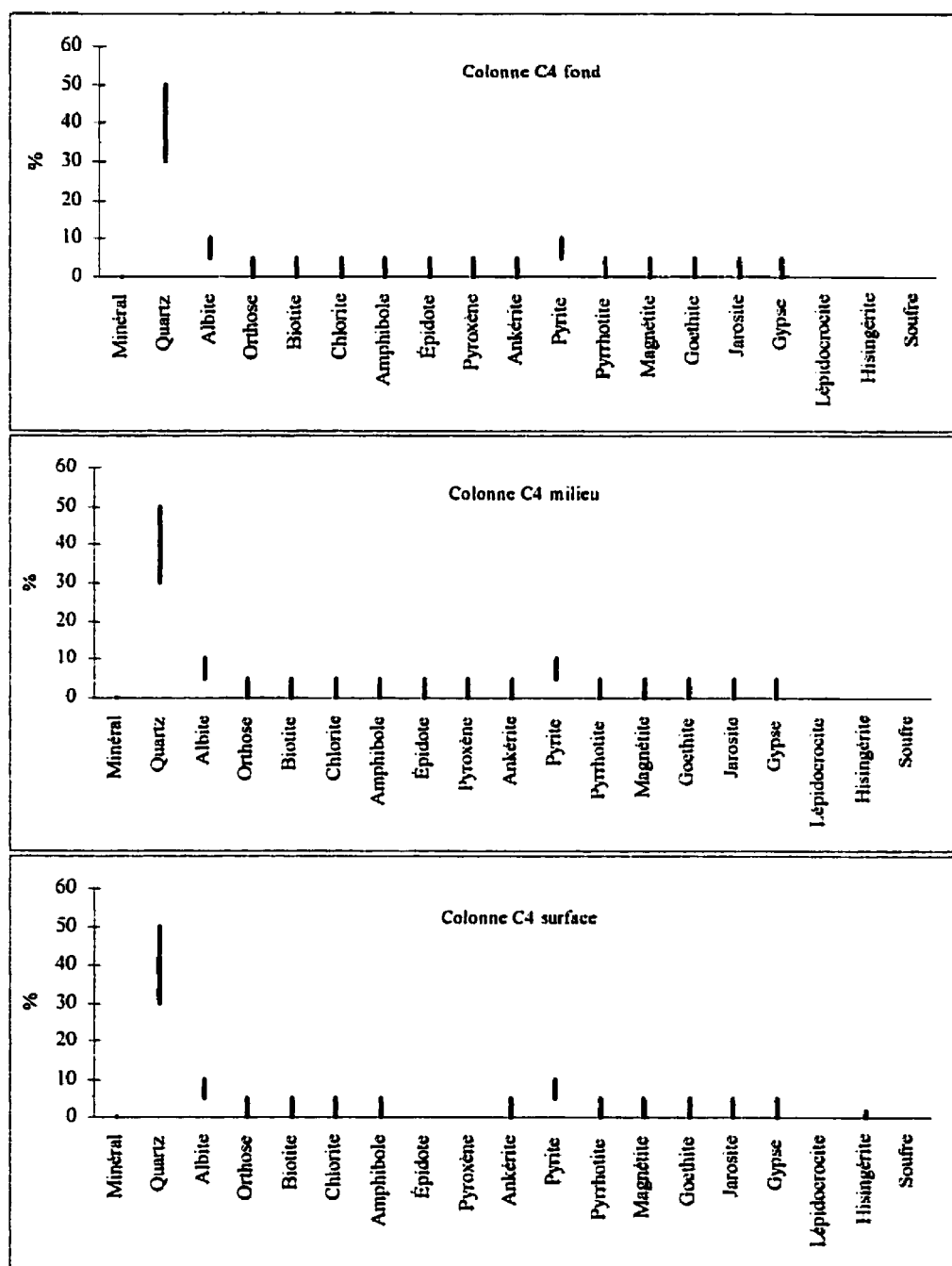


Figure A4.4: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C4 à la fin des essais (Bernier, 1998)

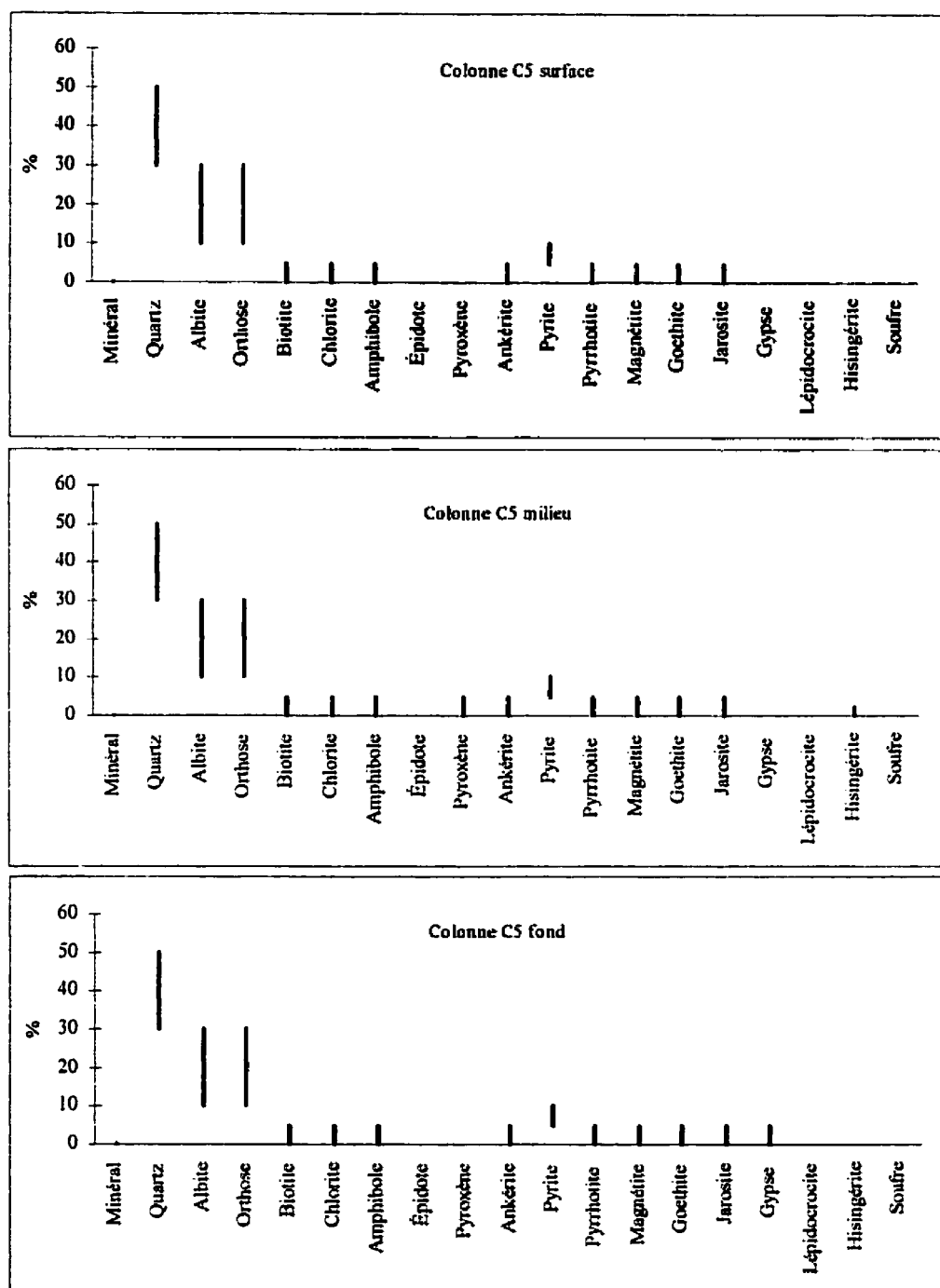


Figure A4.5: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C5 à la fin des essais (Bernier, 1998)

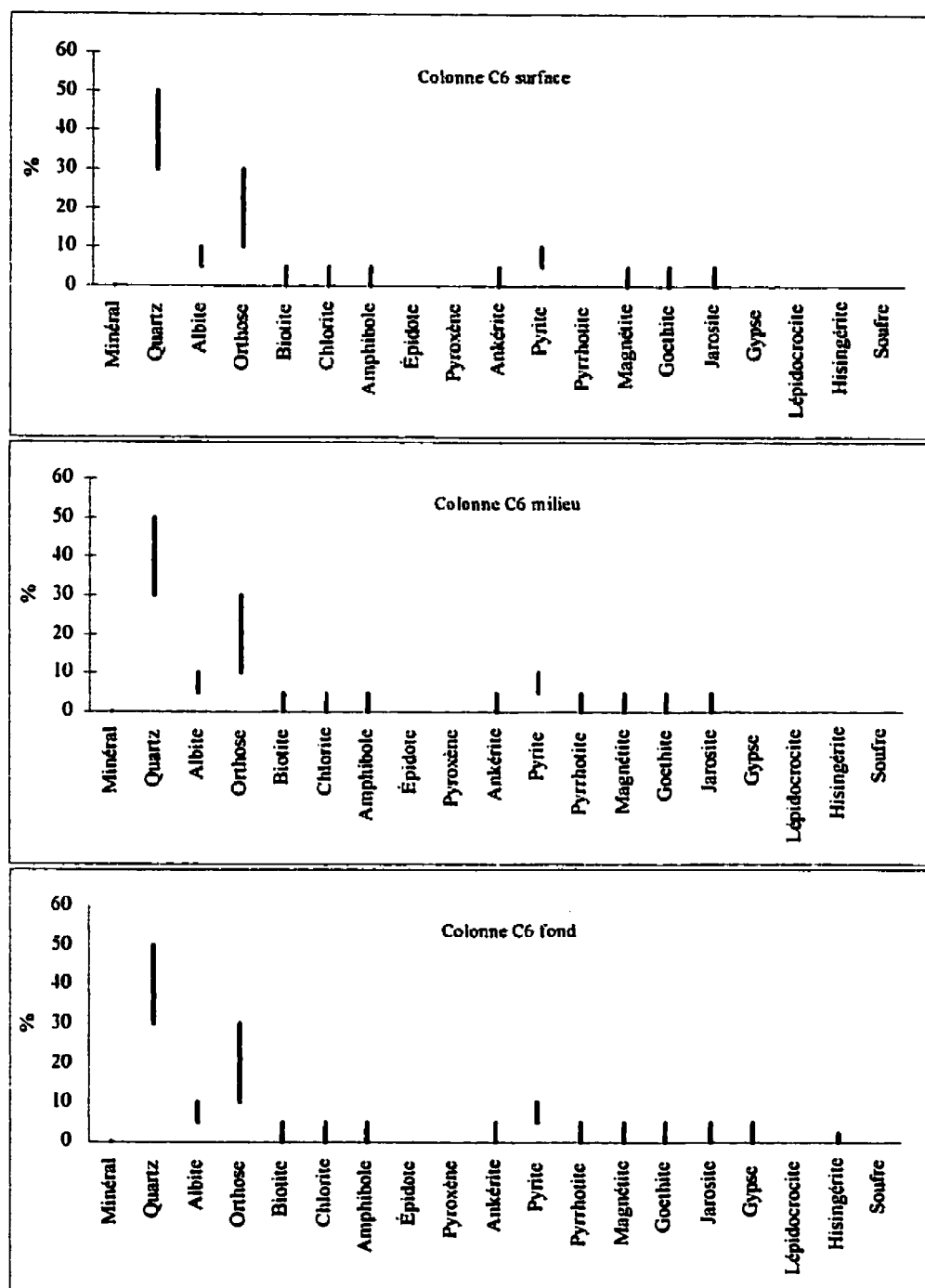


Figure A4.6: Résultats des analyses minéralogiques pour les échantillons récupérés à la surface, au milieu et à la base des matériaux de la colonne C6 à la fin des essais (Bernier, 1998)

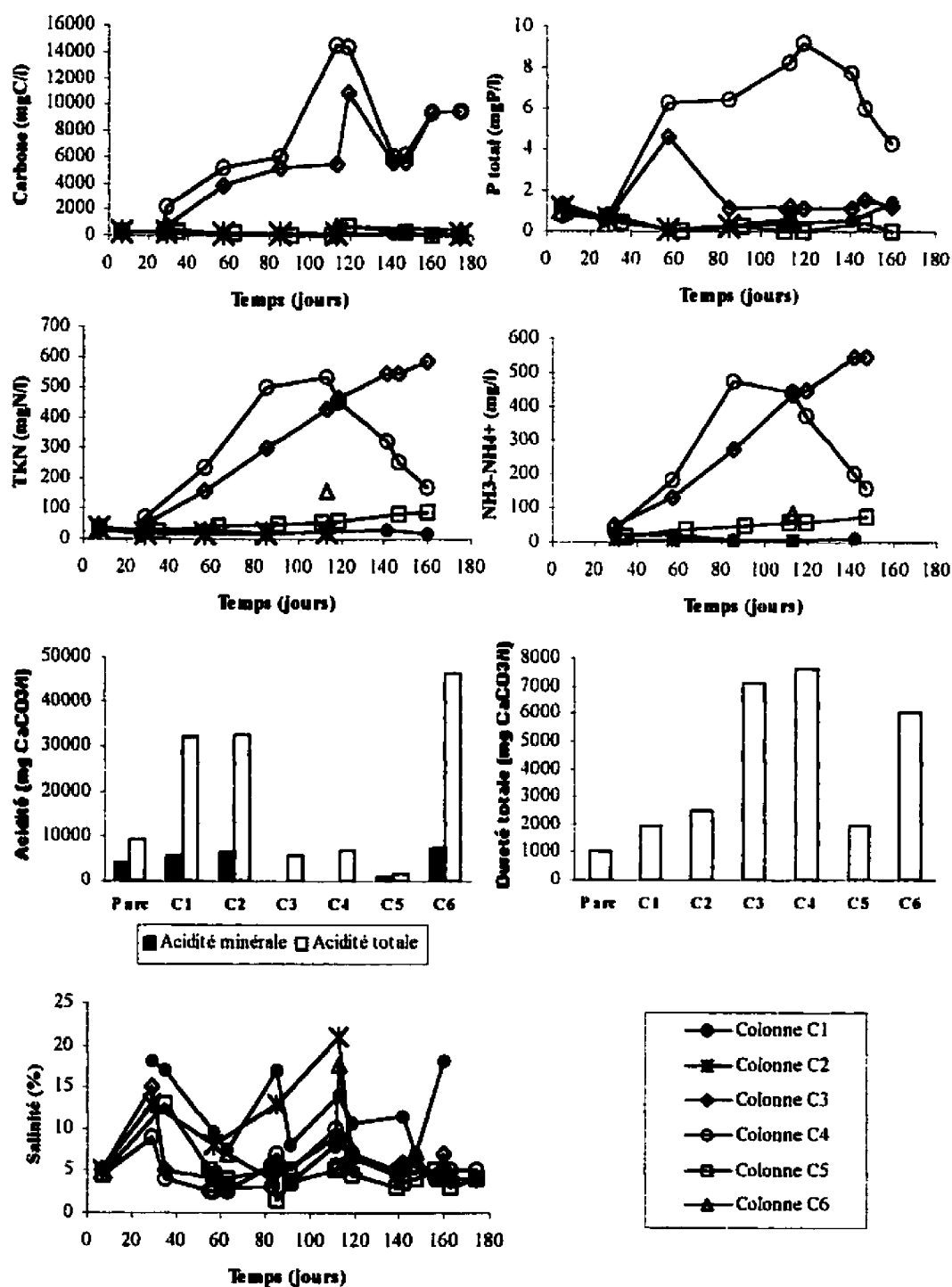


Figure A4.7: Résultats d'analyses chimiques de l'eau de percolation récupérée à la base des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

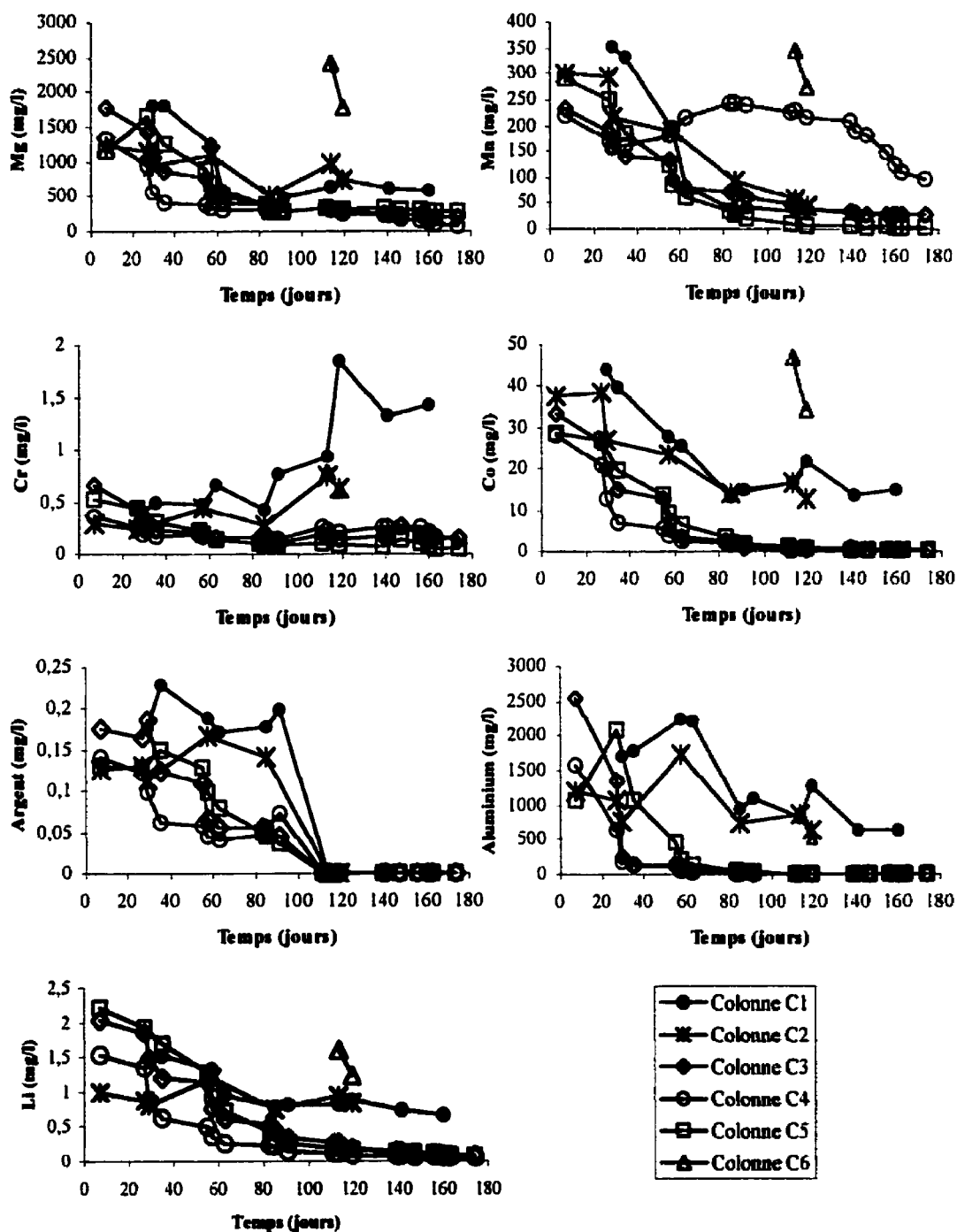


Figure A4.8: Mesure des concentrations en métaux (Mg, Mn, Cr, Co, Ag, Al, Li) dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

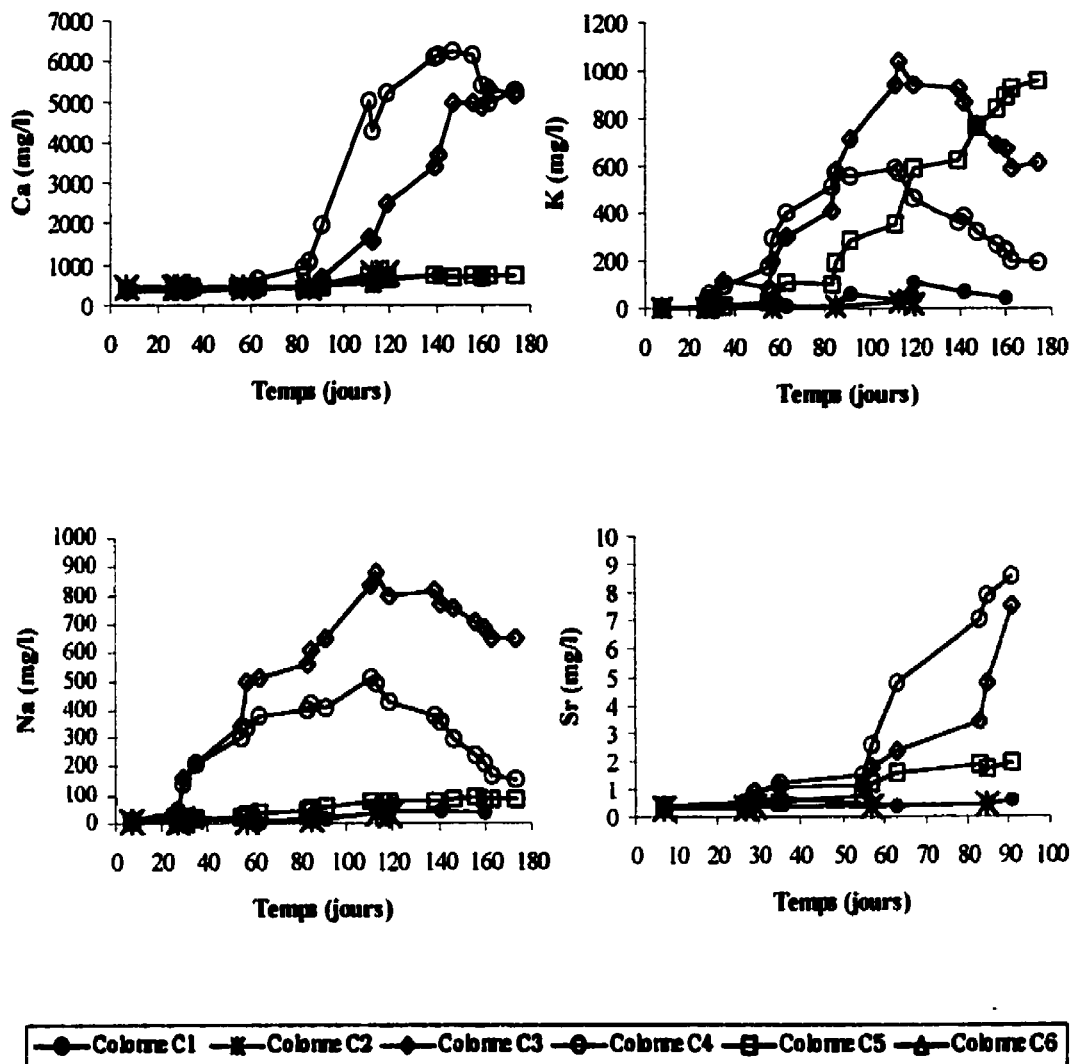


Figure A4.9: Mesure des concentrations en métaux (Ca, K, Na, Sr) dans l'eau de percolation des 6 colonnes de laboratoire pendant toute la durée des essais

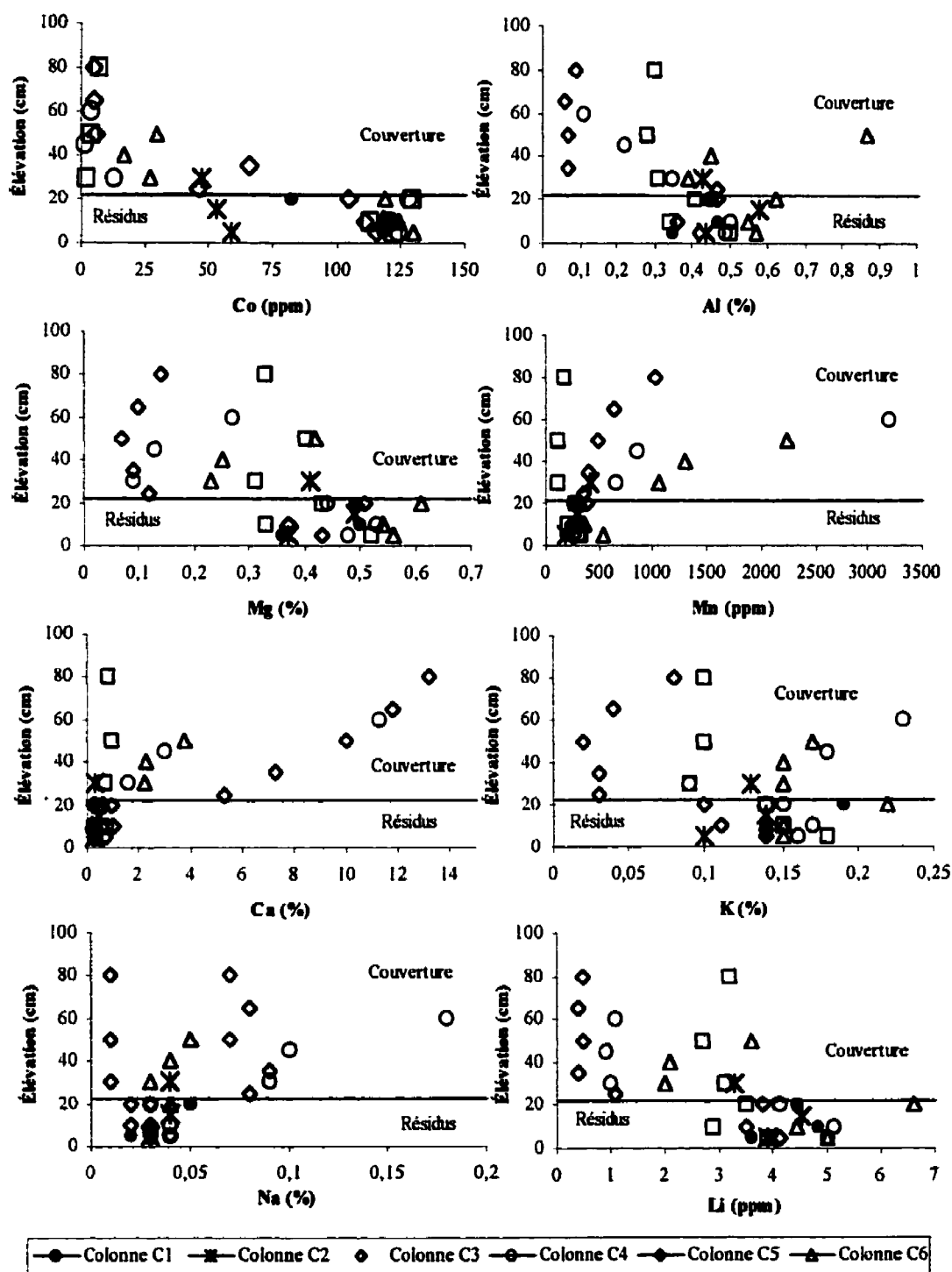


Figure A4.10: Mesure des concentrations en métaux dans les résidus miniers et dans les matériaux de recouvrement la fin des essais; représentations graphiques en fonction de leur localisation dans les matériaux

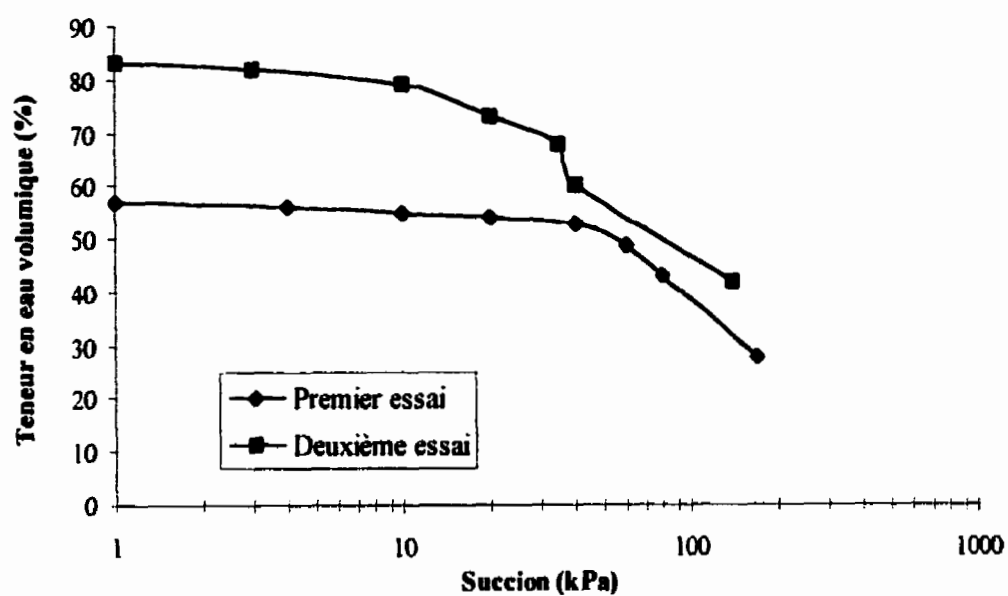


Figure A5.1: Courbes de rétention d'eau des résidus de désencrage (adaptée de Cabral et al., 1996) montrant les résultats de deux essais réalisés en laboratoire