

Titre: Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés
Title:

Auteur: Mariam Ouangrawa
Author:

Date: 2007

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Ouangrawa, M. (2007). Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés [Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/8067/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8067/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michel Aubertin, Bruno Bussière, & Gérald J. Zagury
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE EXPÉRIMENTALE ET ANALYSE NUMÉRIQUE DES FACTEURS QUI
INFLUENCENT LE COMPORTEMENT HYDRO-GÉOCHIMIQUE
DE RÉSIDUS MINIERS SULFUREUX PARTIELLEMENT SATURÉS

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

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph.D.)
(GÉNIE MINÉRAL)
JUILLET 2007



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file *Votre référence*
ISBN: 978-0-494-35520-6
Our file *Notre référence*
ISBN: 978-0-494-35520-6

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

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

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

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

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse est intitulée :

**ÉTUDE EXPÉRIMENTALE ET ANALYSE NUMÉRIQUE DES FACTEURS QUI
INFLUENCENT LE COMPORTEMENT HYDRO-GÉOCHIMIQUE
DE RÉSIDUS MINIERS SULFUREUX PARTIELLEMENT SUBMERGÉS**

Présentée par : OUANGRAWA Mariam

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

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

M. SIMON Richard, Ph.D., président

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

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. ZAGURY Gérald, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

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

M. CATALAN Lionel J.J., Ph.D., membre

À ma fille Amissétou N.N. BARAS

À mon père et à ma mère

À ma famille

À mes amis

REMERCIEMENTS

Ce projet a été réalisé grâce à un financement de la chaire industrielle CRSNG Polytechnique–UQAT en Environnement et Gestion des Rejets Miniers.

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche Michel Aubertin, pour son soutien et son encadrement pendant toute la durée de ma thèse. Je tiens à le remercier pour ses encouragements et plus particulièrement pour sa très grande disponibilité et son humanisme.

Je remercie mes codirecteurs Bruno Bussière et Gérald Zagury pour leurs commentaires pertinents et constructifs.

Mes remerciements vont aussi à John Molson pour sa très grande disponibilité. Il a toujours été là quand j'avais besoin de lui pour les simulations. Son aide a été d'un grand apport dans ce projet.

Je remercie tout le jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Un grand merci à Antonio Gatien et Étienne Bélanger pour leur aide au laboratoire. Je remercie aussi Mathieu Villeneuve et Benoît Plante pour les analyses réalisées à l'URSTM ainsi que Christian Dallaire et Manon Leduc pour les analyses réalisées à l'École Polytechnique de Montréal.

Je remercie Lucette De Gagné pour son aide précieuse avec les beaux dessins et Lyne Lavoie.

Enfin, un gros merci à tous mes collègues étudiants du programme de génie minéral, à ma fille, à tous mes parents et amis.

RÉSUMÉ

Les résidus miniers, lorsqu'ils contiennent des minéraux sulfureux et sont exposés aux conditions atmosphériques, peuvent produire des eaux acides. Plusieurs techniques ont déjà été proposées pour prévenir l'oxydation des minéraux réactifs qui conduit à la formation du drainage minier acide (DMA). Les techniques les plus souvent utilisées sont les recouvrements en eau et les couvertures avec effets de barrière capillaire. La technique de la nappe surélevée a été proposée ces dernières années comme une méthode alternative aux recouvrements en eau pour la gestion et la fermeture de parcs à résidus. Cette approche constitue une technique prometteuse afin de contrôler la formation à long terme du drainage minier acide (DMA).

Le principe qui soutend la technique consiste à maintenir un degré de saturation suffisamment élevé dans les résidus situés au-dessus de la nappe phréatique par capillarité, afin d'empêcher l'oxydation des sulfures. Tout comme dans la technologie du recouvrement en eau, la technique de la nappe perchée utilise le fait que le coefficient de diffusion (D_e) de l'oxygène est très faible en milieu saturé ou presque saturé. Les conditions d'application de la technique des recouvrements en eau ainsi que le comportement hydrogéochimique des résidus sous la couverture d'eau sont bien documentés à travers plusieurs travaux, tant au laboratoire que sur le terrain. Ceci n'est pas le cas pour la technique de la nappe surélevée qui est plus récente. Il existe en effet très peu de données en ce qui concerne ses conditions d'application et sa performance à court et à long terme. C'est ce qui a justifié la mise en place de ce projet.

Des essais en colonne ont été menés sur des résidus réactifs provenant des mines Louvicourt et Sigma, situées en Abitibi, Québec. Des mélanges de ces deux types de résidus ont également été utilisés dans les essais afin d'évaluer l'influence de certaines caractéristiques comme la granulométrie et la minéralogie. Ces essais (d'une durée de 13 à 19 mois) sur modèle physique instrumenté visaient à évaluer l'effet du maintien d'une nappe surélevée sur la production de DMA. Ils ont été réalisés à deux échelles différentes. Les petites colonnes (environ 40 cm de long) ont été utilisées pour une caractérisation des types de

comportements. Les grandes colonnes (1,5 et 2,0 m) ont été utilisées pour meilleure compréhension des différents processus chimiques et hydriques couplés à plus grande échelle.

Un modèle de transport réactif, MIN3P (Mayer, 1999), applicable en milieu variablement saturé, a aussi été utilisé pour analyser et interpréter les résultats des analyses physiques, chimiques et hydriques, obtenus au laboratoire pour les différents essais en petites et grandes colonnes. Ce modèle prend en compte l'écoulement de l'eau en condition non saturée, la diffusion des gaz, et les réactions géochimiques (oxydation / réduction, précipitation dissolution, neutralisation).

Les résultats présentés dans cette thèse montrent qu'il est possible de bien décrire et dans certains cas, de prédire le comportement hydrogéochimique de résidus miniers réactifs à l'aide de modélisations numériques. Ils confirment les hypothèses de départ à savoir que le maintien d'une nappe surélevée dans des résidus réactifs peut réduire de façon significative la production de drainage minier acide. Nous avons aussi mis en évidence les principaux paramètres d'influence notamment les caractéristiques hydriques (comme la pression d'entrée d'air ψ_a et la conductivité hydraulique saturée k_{sat}) qui sont en rapport avec les caractéristiques physiques (comme la granulométrie et la porosité des matériaux). Ainsi, Nous avons montré qu'une position de nappe inférieure ou égale à $0,5 \psi_a$ peut permettre de garder les résidus suffisamment saturés à long terme pour empêcher l'oxydation des sulfures. Une faible conductivité hydraulique saturée des résidus permet d'augmenter la performance de la technique en ralentissant la désaturation par drainage.

Nous avons aussi observé que la composition minéralogique des résidus n'avait pas un effet significatif sur l'efficacité de la technique de la nappe surélevée tant que les résidus demeurent suffisamment saturés ($S_r \geq 90 \%$).

Les résultats des essais en petites colonnes ont permis de bien calibrer le modèle numérique et aussi de mieux comprendre le comportement des résidus, ce qui a permis de prédire les résultats des essais à plus grande échelle dans les grandes colonnes. On observe dans les deux

cas (petites et grandes colonnes), la même tendance quant à l'évolution hydrogéochimique de résidus réactifs dans l'application de la technique de la nappe surélevée.

L'étude des populations bactériennes avant et après les essais a montré une inhibition de l'activité de certaines bactéries dont les ferroxydantes acidophiles.

À partir des résultats obtenus ici, nous avons proposé une méthode générale pour la conception d'un parc à résidus avec la technique de la nappe surélevée. Nous avons inclus aussi des critères pour une évaluation préliminaire de l'efficacité en vue de l'utilisation de la technique.

ABSTRACT

Mine tailings which contain sulfurous minerals and which are exposed to environmental weathering can oxidize and produce acid mine drainage (AMD). To prevent oxidation of the reactive sulphide minerals, several techniques have been developed over the past years, including water covers and covers with capillary barrier effects. More recently, the elevated water table (EWT) technique has been considered as a promising alternative method to water covers for the management and closure of tailings impoundments and for the long term control of acid mine drainage.

The principle on which the technique is based consists of maintaining (by capillarity) a degree of saturation sufficiently high in the tailings above the water table in order to prevent sulphide oxidation. Similar to water cover technologies, the elevated water table technique relies on the fact that the effective diffusion coefficient of oxygen (D_e) is very low in saturated or nearly saturated media. Although the hydrogeochemical evolution of submerged tailings and the technical requirements for applying water covers have been well documented at both the laboratory and field scales, this is not the case for the more recently developed elevated water table technique. Data are scarce, for example, with regard to design criteria and short and long-term performance. This need for further insight was the motivation for the current project.

In this study, laboratory tests using instrumented physical columns were conducted with reactive tailings from the Louvicourt and Sigma mines, situated in the region of Abitibi, Quebec. Mixtures of these two tailings were also used in column tests to determine the influence of material characteristics, including grain size and mineralogy. The tests aimed at evaluating the effect of the EWT on preventing acid mine drainage from reactive tailings and were carried out over periods lasting 13 to 19 months. Two different scales were used: small columns (approximately 40 cm long) were used with the aim to better characterize the hydrogeochemical response of the reactive tailings, and long columns (1.5 to 2.0 m) were

used to provide a more complete understanding of the various chemical reactions and hydraulic processes at a larger scale.

A reactive transport model, MIN3P (Mayer, 1999), applicable to variably saturated and reactive porous media, was also applied to analyze and interpret the laboratory results for the small and large column tests. The MIN3P model considers saturated and unsaturated flow, gas diffusion, advective-dispersive transport and geochemical reactions including oxidation, precipitation, dissolution, speciation and neutralization. The simulation results show that it is possible to describe, and in certain cases to predict, the hydrogeochemical behavior of reactive mine tailings using numerical modelling. The simulations confirmed our initial assumptions that maintaining an elevated water table in reactive tailings can significantly reduce the production of acid mine drainage.

The influence of several key parameters was also evaluated, including hydraulic properties (e.g. the Air Entry Value ψ_a), and the saturated hydraulic conductivity (k_{sat}), which can be linked to physical characteristics (such as porosity and material grain size). It is shown that a water table position less than or equal to $0.5 \psi_a$ can keep the tailings sufficiently saturated over the long term, thus preventing sulphide oxidation. A low saturated hydraulic conductivity in the tailings can increase the performance of the technique by limiting drainage-induced desaturation. The mineralogical composition of the tailings did not have a significant effect on the effectiveness of the elevated water table technique as long as the tailings remained sufficiently saturated ($S_r \geq 90\%$).

The study of the bacterial populations before and after the tests showed an inhibition of the activity of certain bacteria including the acidophilic ferroxydans.

The results of the small columns tests were used to calibrate the numerical model and to better understand the tailings behavior. This helped predict the results from the larger columns tests. In both cases, the hydrogeochemical evolution of the reactive tailings was similar when the elevated water table technique was applied.

Based on the results obtained here, the thesis also includes a proposal for an elevated water table design method for a typical impoundment. Criteria for making a preliminary estimation of the efficiency of the EWT technique are also proposed.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ.....	vi
ABSTRACT.....	ix
TABLE DES MATIÈRES.....	xii
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
LISTE DES FIGURES.....	xxiii
LISTE DES ANNEXES (SUR CD-ROM).....	xxxviii
LISTE DES SYMBOLES ET ABBRÉVIATIONS.....	xl
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1. Généralités.....	1
1.2. Problématique du drainage minier acide.....	2
1.2.1. Les étapes de la formation du DMA.....	2
1.2.2. Les principales méthodes de prévention et de contrôle du DMA.....	4
1.3. Description du projet de recherche.....	7
1.3.1. Définition du problème.....	7
1.3.2. Hypothèses de travail.....	9
1.3.3. Objectifs du projet.....	10
1.3.4. Contenu du document.....	11
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	12
2.1. Écoulement de l'eau en milieu non saturé.....	12
2.1.1. Les équations de base.....	12
2.1.2. Modèles de description de la courbe de rétention d'eau (CRE).....	17
2.1.3. Modèle de prédiction de la CRE de Kovacs (1981) Modifié.....	19
2.1.4. Estimation de la fonction de perméabilité $k(u)$	25
2.1.4.1. Évaluation de la conductivité hydraulique saturée k_{sat}	25
2.1.4.2. Évaluation de la conductivité hydraulique relative k_r	26
2.2. Transport de l'oxygène à travers un milieu poreux variablement saturé.....	29

2.2.1 Diffusion moléculaire de l'oxygène et équations de bases	30
2.2.2. Advection en phase gazeuse et advection aqueuse.....	32
2.2.2.1. Effets des gradients de pression d'air	32
2.2.2.2. Transport de l'oxygène avec l'eau de percolation.....	34
2.2.3. Détermination du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux de réaction cinétique K_r	35
2.2.3.1. Estimation par des relations empiriques et semi empiriques	35
2.2.3.2. Détermination expérimentale de D_e et K_r	39
2.2.4. Facteurs qui influencent la consommation d'oxygène par les résidus miniers réactifs.....	44
2.2.4.1. Type de sulfures : réactivité relative.....	44
2.2.4.2 pH et Eh de la solution interstitielle des résidus	45
2.2.4.3. Quantité de sulfures	47
2.2.4.4. Âge des résidus.....	47
2.2.4.5. Degré de saturation et position de la nappe.....	47
2.2.4.6. Taille des particules de sulfures	49
2.2.4.7. Activité bactérienne	50
2.2.4.8. Passivation.....	50
2.3. Méthodes de prédiction du drainage minier acide	51
2.3.1. Les essais statiques	52
2.3.2. Les essais cinétiques	56
2.3.3. Modèles géochimiques de prédiction du DMA.....	60
2.3.3.1. Généralités.....	60
2.3.3.2. Le modèle MIN3P	64
2.3.4. Les méthodes de mesures du taux d'oxydation des sulfures.....	66
2.3.5. Analyse des différentes méthodes utilisées pour l'estimation du taux d'oxydation des sulfures	68
2.4. Bactéries et DMA.....	70
2.4.1. Les principales bactéries dans le DMA.....	70
2.4.2. Bactéries et production de drainage minier acide (DMA)	71
2.4.3. Stérilisation par traitement chimique.....	73

2.5. Méthode de la nappe surélevée.....	75
2.5.1. Les recouvrements en eau	75
2.5.1.1. Généralités.....	75
2.5.1.2. Mouvements de l'eau et processus de transport de l'oxygène	76
2.5.1.3. Remise en suspension des résidus	77
2.5.2. Le principe de la nappe surélevée et les facteurs d'influence	80
2.5.3. Le concept de la nappe surélevée	82
2.5.3.1. Modification du bilan hydrique dans le parc à résidus	83
2.5.3.2. Augmentation de la capacité de rétention d'eau des résidus	83
2.5.3.3. Construction d'une barrière freinant l'écoulement des eaux	84
2.5.4. Exemples d'application de la méthode de la nappe surélevée	86
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE.....	90
3.1. Origine des échantillons	90
3.2. Préparation des échantillons	91
3.3. Détermination des caractéristiques physiques, hydriques et chimiques des résidus	92
3.3.1. Analyses granulométriques et densité relative des grains.....	92
3.3.2. Essais de compactage et analyses minéralogiques	92
3.3.3. Essais de consolidation	92
3.3.4. Essais de perméabilité.....	93
3.3.5. Détermination de la courbe de rétention d'eau.....	93
3.3.6. Analyses chimiques	93
3.4. Instrumentations et montages des colonnes	95
3.4.1. Instrumentation des petites colonnes	96
3.4.2. Instrumentation des grandes colonnes	100
3.5. Mise en place des échantillons dans les petites colonnes et consolidation	102
3.6. Mise en place des échantillons dans les grandes colonnes et consolidation	103
3.7. Essais de diffusion et de consommation d'oxygène	105
3.8. Drainage des colonnes.....	106
3.9. Démantèlement des colonnes	106
3.10. L'étude des bactéries.....	108

3.11. Les simulations	110
CHAPITRE 4 RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX.....	111
4.1. Analyses granulométriques et densité relative des grains	111
4.2. Essais de compactage.....	112
4.3. Analyses minéralogiques.....	113
4.4. Essais de consolidation	115
4.5. Essais de perméabilité	115
4.6. Détermination de la courbe de rétention d'eau.....	117
4.7. Analyses chimiques	120
4.7.1. Essais statiques	120
4.7.2. Les analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES)	122
4.8. Caractérisation des populations de bactéries.....	124
4.8.1. Évaluation qualitative des populations de bactéries	124
4.8.1.1. Activité des bactéries ferroxydantes acidophiles.....	126
4.8.1.2. Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles.....	129
4.8.1.3. Activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles	131
4.8.2. Dénombrement des bactéries au montage des colonnes	132
CHAPITRE 5 RÉSULTATS DES ESSAIS CINÉTIQUES EN PETITES COLONNES...	135
5.1. Caractéristiques des résidus au montage des petites colonnes	135
5.2. Caractéristiques de l'écoulement dans les petites colonnes	143
5.3. Évolution des teneurs en eau dans la couche de sable	155
5.4. Qualité des eaux de lixiviation des colonnes.....	156
5.4.1 Conductivité, salinité, alcalinité, acidité, pH, Eh	158
5.4.2. Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer	164
5.4.3. Zinc, cuivre, nickel, plomb.....	169
5.4.4. Silice, aluminium, sodium, potassium	172
5.5. Diffusion et consommation de l'oxygène	175
5.5.1. Estimation du coefficient de diffusion et du coefficient du taux de consommation d'oxygène.....	177
5.5.2. Estimation du flux d'oxygène dans les résidus.....	182
5.6. Démantèlement des petites colonnes	185

5.6.1. Apparence visuelle des résidus au démontage des colonnes.....	186
5.6.2. Indice des vides au démontage des colonnes	188
5.6.3. Teneur en eau au démontage des colonnes	188
5.6.4. Évolution de la minéralogie	192
5.6.5. Évolution de la composition chimique.....	195
5.6.5.1. Analyses chimiques au LECO.....	195
5.6.5.2. Essais statiques	199
5.6.5.3. Analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES).....	200
5.6.6. Évaluation qualitative de l'activité bactérienne au démontage des petites colonnes	202
5.6.6.1. Activité des bactéries ferroxydantes acidophiles.....	203
5.6.6.2. Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles.....	205
5.6.6.3. Activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles	206
5.7. Synthèse des principaux résultats des essais cinétiques en petites colonnes	207
5.7.1. Comportement hydrique des résidus.....	208
5.7.2. Comportement géochimique	209
5.7.3. Effets de la méthode de la nappe surélevée sur l'activité bactérienne.....	212
CHAPITRE 6 RÉSULTATS DES ESSAIS CINÉTIQUES EN GRANDES COLONNES.	214
6.1. Caractéristiques des résidus au montage des grandes colonnes	214
6.2. Caractéristiques de l'écoulement dans les grandes colonnes	217
6.3. Qualité de l'eau.....	223
6.3.1. Chimie du lixiviat prélevé au bas des colonnes.....	223
6.3.1.1 Conductivité, salinité, alcalinité, acidité, pH, Eh	223
6.3.1.2. Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer.....	226
6.3.1.3. Les métaux de base : zinc, cuivre, nickel, plomb	228
6.3.1.4. Silice, aluminium, sodium, potassium	228
6.3.2. Chimie du lixiviat aux points de prélèvement.....	229
6.3.2.1 Conductivité électrique, salinité, pH, Eh	231
6.3.2.2 Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer et oxygène dissous.....	234
6.3.2.3 Les métaux de base : zinc, cuivre, nickel, Pb.....	237
6.3.2.4. Silice, aluminium, sodium, potassium	237

6.4. Consommation d'oxygène.....	238
6.5. Démantèlement des grandes colonnes	240
6.5.1. Apparence visuelle des résidus au démontage des colonnes.....	241
6.5.2. Indices des vides et teneur en eau au démontage des colonnes.....	243
6.5.3. Minéralogie	245
6.5.5. Évolution de la composition chimique.....	249
6.6.5.1. Analyses chimiques au LECO.....	249
6.5.5.2. Essais statiques	250
6.5.5.3. Analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES).....	251
6.6. Résumé des principaux résultats des essais en grandes colonnes.....	252
6.6.1. Comportement hydrique.....	253
6.6.2. Comportement géochimique	254
CHAPITRE 7 SIMULATIONS ET DISCUSSIONS DES RÉSULTATS	257
7.1. Simulations des essais en petites colonnes.....	258
7.1.1. Description des cas simulés.....	258
7.1.2. Résultats des simulations des petites colonnes.....	270
7.1.2.1. Simulations de l'écoulement de l'eau	271
7.1.2.2. Simulation du comportement hydrogéochimique des résidus.....	274
7.1.2.2.1. Louvicourt	274
7.1.2.2.2. Lou-Sig	299
7.1.2.2.3. Lou-Sab.....	316
7.1.3. Analyse de l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée	332
7.2. Résultats des simulations des essais en grandes colonnes	334
7.2.1. Description des cas simulés.....	334
7.2.2. Simulations de l'écoulement de l'eau	336
7.2.3. Simulation du comportement hydrogéochimique des résidus.....	341
7.2.3.1. Louvicourt	341
7.2.3.2. Lou-Sig.....	352
7.2.3.3. Lou-Sab.....	359
7.3. Autres simulations	365
7.3.1. Influence de la position de la nappe.....	365

7.3.2. Simulation du comportement à long terme des résidus Louvicourt	369
7.3.2.1. Période de 10 ans	369
7.3.2.2. Période de 100 ans	372
7.4. Discussions des résultats	374
7.4.1. Écoulement de l'eau	375
7.4.2. Comportement hydrogéochimique	376
7.4.3. Facteurs d'influence	376
7.4.3.1. Effets de l'évaporation potentielle	377
7.4.3.2. Effets de l'épaisseur de la couche de sable	377
7.4.3.3. Effets du niveau de la nappe	378
7.4.3.4. Effets des caractéristiques des résidus	380
7.4.4. Approche de conception	383
CHAPITRE 8 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	390
8.1. Conclusions	390
8.2. Recommandations	394
RÉFÉRENCES	397
ANNEXES	419

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1.	Principales mesures de contrôle de la production de DMA (tiré de Aubertin et al., 2002 a.)	6
Tableau 2.1.	Modifications au modèle de consommation d'oxygène de courte durée proposées par Mbonimpa et al.(2002) et Bussière et al. (2002).	44
Tableau 2.2.	Réaction d'oxydation des sulfures (d'après Plumlee, 1999 et tiré de Dagenais, 2005).	45
Tableau 2.3.	Modélisation de l'écoulement de l'eau dans un parc à résidus selon niveau différents scénarios (inspiré de Frind et Matanga 1985 et Nicholson et Tibble, 1995) NP : piézométrique. Prof. :profondeur, infil. :infiltration.	85
Tableau 2.4.	Efficacité des scénarios étudiés par Dagenais (2005).	88
Tableau 3.1.	Résumé des différents scénarios.	96
Tableau 4.1.	Caractéristiques granulométriques des matériaux utilisés.	112
Tableau 4.2.	Résultats de l'essai Proctor sur les matériaux.	113
Tableau 4.3.	Minéralogie au DRX des résidus miniers étudiés.	114
Tableau 4.4.	Principaux résultats des essais à l'oedomètre des résidus miniers étudiés. ...	115
Tableau 4.5.	Conductivité hydraulique des résidus miniers étudiés.	116
Tableau 4.6.	Pression d'entrée d'air (ψ_a), et paramètres de van Genuchten des matériaux utilisés	120
Tableau 4.7.	Essais Statiques : Valeurs mesurées (Test ABA modifié).	121
Tableau 4.8.	Mesures au LECO et valeurs calculées.	121
Tableau 4.9.	Composition chimique des résidus utilisés pour le montage (ICP-AES). des petites colonnes	123
Tableau 4.10.	Composition chimique des mélanges de résidus pour le montage des grandes colonnes (ICP-AES)	124
Tableau 4. 11	Résultats du dénombrement des bactéries dans les échantillons étudiés. LMD : limite maximum de dénombrement ≤ 30	133
Tableau 5.1.	Caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans les essais en colonnes de drainage	137

Tableau 5.2.	Tassement à la consolidation.....	138
Tableau 5.3.	Caractéristiques des résidus Louvicourt avant et après consolidation dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.	139
Tableau 5.4.	Caractéristiques des résidus Sigma dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation; Vol. : volume.	141
Tableau 5.5.	Caractéristiques du mélange Lou-Sig avant et après consolidation, dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.	142
Tableau 5.6.	Caractéristiques du mélange Lou-Sab avant et après consolidation dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.	143
Tableau 5.7.	Cycles de drainage (journée à la fin du cycle).	144
Tableau 5.8.	Composition chimique de l'eau déminéralisée et des différents surnageants utilisés dans le drainage des petites colonnes.....	157
Tableau 5.9.	Exigences au point de déversement de l'effluent final (Directive 019 sur l'industrie minière du Québec ; Avril 2005, Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs).	157
Tableau 5.10.	Coefficient de diffusion D_e et coefficient du taux de réaction K_r dans les petites colonnes.....	178
Tableau 5.11.	Estimation du flux d'oxygène à la surface des résidus.	183
Tableau 5.12.	Valeurs moyennes des teneurs en eau massiques initiales ($w_{initial}$) et des degrés de saturation initiaux ($S_{r-initial}$) et finaux ($S_{r-final}$) des résidus et des mélanges.	190
Tableau 5.13.	Minéralogie post démantèlement des résidus Louvicourt dans les 4 colonnes.....	193

Tableau 5.14. Minéralogie post démantèlement des résidus Sigma dans les 3 colonnes. ...	194
Tableau 5.15. Minéralogie post démantèlement des résidus Lou-Sig dans les 4 colonnes.....	194
Tableau 5.16. Minéralogie post démantèlement des résidus Lou-Sab dans les 4 colonnes.....	195
Tableau 5.17. Résultats du test ABA sur des résidus Louvicourt prélevés dans les colonnes 1 et 12 au démontage (*) et au montage : Lou.Montage.....	200
Tableau 5.18. Résultats des analyses ICP post démantèlement des résidus Louvicourt avec les valeurs initiales.....	201
Tableau 5.19. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Sigma avec les valeurs initiales.....	201
Tableau 5.20. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Lou-Sig avec les valeurs initiales.....	202
Tableau 5.21. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Lou-Sab avec les valeurs initiales.....	202
Tableau 6.1. Caractéristiques des résidus à la consolidation lues sur le comparateur. $e_{initial}$: indice des vides initial, e_{final} : indice des vides final, ΔH : hauteur de consolidation.	215
Tableau 6.2. Caractéristiques des grandes colonnes de résidus après consolidation. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, ph_{init} : masse volumique humide initiale, $\rho_{d_{init}}$: masse volumique sèche initiale, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.....	216
Tableau 6.3. Journée pour la fin des cycles de mouillage-drainage des essais en grandes colonnes.....	218
Tableau 6.4. Compositions chimiques des différents surnageants utilisés dans les grandes colonnes.....	224
Tableau 6.5. Position des points de prélèvement de lixiviats dans les grandes colonnes (à partir du bas de la colonne).....	229
Tableau 6.6. Évaluation du flux d'oxygène dans les résidus.	240
Tableau 6.7. Hauteur, indice des vides et teneur en eau des résidus Louvicourt.	244

Tableau 6.8.	Résultats du test ABA post-démantèlement des résidus.....	251
Tableau 6.9.	Résultats des analyses ICP post démantèlement et résultats obtenus au montage des résidus dans les 3 grandes colonnes.	252
Tableau 7.1.	Caractéristiques hydriques utilisées pour les simulations des essais dans les petites colonnes.	260
Tableau 7.2.	Fractions volumiques des minéraux des résidus Louvicourt à partir des DRX. vol.min : volume des minéraux.	262
Tableau 7.4.	Fraction volumique des minéraux des résidus Lou-Sab à partir des DRX . vol.min : volume des minéraux.	264
Tableau 7.5.	Fraction volumique des minéraux des résidus Lou-Sig à partir des DRX. vol.min : volume des minéraux.	265
Tableau 7.6.	Composés chimiques et minéraux considérés dans les simulations avec MIN3P.....	266
Tableau 7.7.	Compositions molaires des surnageants (cas initial) et de la recharge ajoutée (E.D.M) utilisées dans les modélisations.avec MIN3P.....	267
Tableau 7.8.	Taux de réaction des minéraux et coefficients de réaction utilisés dans les simulations (selon Mayer et al.2002, Molson et al.2007).	268
Tableau 7.9.	Réactions stœchiométriques et constantes d'équilibre K_k^m des minéraux considérées dans les simulations avec MIN3P (tiré de Mayer et al., 2002; Molson et al., 2007).	269
Tableau 7.10.	Compositions chimiques (molaires) des surnageants et de l'eau déminéralisée (E.D.M.) utilisées dans les simulations des essais en grandes colonnes avec MIN3P.	335
Tableau 7.11.	Caractéristiques hydriques utilisées pour les simulations dans les grandes colonnes.....	336
Tableau 7. 12.	Bilan de masse au cycle 2 pour 45 jours de simulation.	337
Tableau 7. 13.	Bilan de masse au cycle 10 pour 36 jours de simulation.	338

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1.	Étapes de formation du DMA (d'après Kleinman et al. 1981 et tirée de Aubertin et al.2002 a)	3
Figure 1. 2.	Schéma d'une nappe perchée dans les résidus réactifs pour le contrôle de la production de DMA à long terme (proposée par Aubertin et al.1999 et tirée de Dagenais 2005).	9
Figure 2. 1.	Volume élémentaire de sol avec le bilan des débits pour un écoulement selon l'axe x (adaptée de Hillel, 1998 et Bussière, 1999).....	14
Figure 2. 2.	Courbes de rétention d'eau schématisées pour différents types de matériaux (adaptée de Swanson et al.1998 et de Aubertin et al.1995, dans Aubertin et al.2000b). θ_s : teneur en eau volumique saturée, θ_r : teneur en eau volumique résiduelle, ψ_r : succion résiduelle, ψ_a : pression d'entrée d'air, ψ_x : succion x.....	16
Figure 2. 3.	Courbes de la conductivité hydraulique schématisées pour différents types de matériaux (tirée de Swanson et al.,1998 et de Aubertin et al.,1995 dans Aubertin et al.2000b). ψ_x : succion x.	16
Figure 2. 4.	Illustration de la contribution de la succion capillaire (S_c) et de la succion d'adhésion (S_a) au degré de saturation (S_r) pour des matériaux granulaires avec le modèle de Kovacs modifié. (Illustration pour $D_{10} = 0,006$ cm, $C_u = 10$; $e = 0,6$. tirée de Aubertin et al., 2003). La méthode des tangentes est utilisée pour la détermination de ψ_a , et ψ_r	22
Figure 2. 5.	Courbes de rétention d'eau schématisée avec hystérésis; IDC est la courbe initiale en drainage, MWC est la courbe principale en mouillage, MDC est la courbe principale en drainage, PDSC est une courbe intermédiaire en drainage, MWSC est une courbe intermédiaire en mouillage(inspirée de Gillam et al., 1976 et tirée de Bussière 1999).	24
Figure 2. 6.	Évolution des fonctions de conductivité relative à l'eau k_r et à l'air k_{ra} pour un sable avec, $\theta_s = 0,40$, $\theta_r = 0,032$, $n_v = 1,60$ et $m_v = 0,374$ (selon le modèle de van Genuchten 1980; tirée de Mbonimpa et al.2003)	25

Figure 2. 7.	Courbe montrant la relation entre le degré de saturation effectif tirée et coefficient de diffusion tirée de Mbonimpa et al. (2003).	37
Figure 2.8.	Cellule de diffusion au laboratoire (tirée de Aubertin et al., 1995).....	41
Figure 2. 9.	Montage de l'essai de consommation de consommation d'oxygène en cellule de diffusion sur le terrain dans le cas d'une CEBC pour les essais à courte durée (a) et pour les essais à longue durée (b) (tirée de Dagenais 2005).	43
Figure 2.10.	Diagramme Eh-pH (d'après Kwong, 1993).	46
Figure 2.11.	Taux de consommation d'oxygène (plus à droite) selon la distance à l'étang (plus à gauche) dans les résidus de New Tailings à Falconbridge (tirée Elberling et al. (1993).	49
Figure 2.12.	Taux de consommation d'oxygène en fonction de la profondeur du niveau de la nappe (tirée de Elberling et Nicholson, 1995).	49
Figure 2.13.	Consommation d'oxygène selon la taille des grains (tirée de Hollings et al. 2000).	50
Figure 2.14.	Zones de génération d'acide, de consommation d'acide et grise de l'interprétation d'un test ABA et BCR (tirée de Benzazoua et al., 2002 adaptée de Adam et al., 1997).	56
Figure 2.15.	a) : Colonne de drainage instrumentée (tirée de Aachib, 1997) : 1 : couche de sable. 2 : résidus miniers non réactifs ; 3 : appareil de mesure pour l'unité RDT. T : tensiomètre. b) : Exemple d'utilisation du système RHIZON (SDEC-France 2003) sur une colonne de sol.	57
Figure 2.16.	Modèle de Shrinking core (tirée de Mayer et al., 2002).....	64
Figure 2.17.	Flux d'oxygène évalué à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates (Bussière et al.2004).	69
Figure 2.18.	Mouvement de l'eau dans un recouvrement agité par le vent (tiré de Aubertin et al., 2002a).	77
Figure 2.19.	Exemple d'application d'une barrière hydraulique verticale (A : cas de barrière partielle et B : cas de barrière totale) dans un parc à résidus (tirée du MEND, 1996).	86
Figure 3.1.	Schéma des petites colonnes ; dc : drainage contrôlé. Les différentes	

	succions appliquées sont mentionnées au bas de chaque colonne.....	98
Figure 3.2.	Vue d'ensemble des petites colonnes. Rés. : Résidus. Sab. :Sable.	99
Figure 3.3.	Schéma des 3 grandes colonnes; L4-Lou : point de prélèvement de solution	100
Figure 3.4.	Photos des 3 grandes colonnes; C : capteur de pression; T : RDT; B : Bouteille pour recueillir le lixiviat; L : point de prélèvement.	101
Figure 3.5.	Appareillage pour la consolidation des petites colonnes. 1 : Poids de chargement; 2 : Résidus miniers; 3 : Cylindre en plastique HMW4; 4 : Bâti; 5 : Comparateur.	103
Figure 3. 6.	Appareillage utilisé pour la consolidation des grandes colonnes. 1 : Poids de chargement; 2 : Résidus minier; 3 : Barre métallique munie de plaques plastiques et de géotextile; 4 : Bâti; 5 : Comparateur.	104
Figure 3.7.	Mesure de la consommation d'oxygène dans les petites colonnes. 1 : cylindre plastique HMW4; 2 : couvercle muni d'un senseur; 3 : détecteur d'oxygène.	105
Figure 3.8.	Appareillage utilisé pour le démontage des petites colonnes.	107
Figure 3.9.	Appareillage utilisé pour le démontage des grandes colonnes.	107
Figure 3.10.	Appareillage pour l'évaluation qualitative de l'activité des bactéries. 1 : agitateur rotatif. 2 : erlenmeyer contenant le sol et le milieu de culture..	109
Figure 4.1.	Courbes granulométriques moyennes des matériaux étudiés.....	111
Figure 4.2.	Comparaison des valeurs de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) mesurée au laboratoire et calculée avec le modèle de Kozeny modifiée (KCM) selon l'équation 2-35).	117
Figure 4.4.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage des colonnes des résidus Louvicourt.	127
Figure 4.5.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage des colonnes des résidus Sigma.....	128
Figure 4.6.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfooxydantes neutrophiles dans les résidus Louvicourt et Sigma.....	130
Figure 4.7.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfooxydantes neutrophiles dans les résidus Louvicourt et Sigma.....	131

Figure 5.1.	Évolution de l'indice des vides en fonction de la contrainte et du temps.....	138
Figure 5.2.	Volumes de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Louvicourt.	146
Figure 5.3.	Volumes de lixiviat recueilli dans les 4 colonnes de résidus Louvicourt en fonction du temps pour quelques cycles types.....	147
Figure 5.4.	Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Sigma.	149
Figure 5.5.	Volumes de lixiviat recueilli dans les 3 colonnes de résidus Sigma en fonction du temps pour quelques cycles types.....	150
Figure 5.6.	Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Lou-Sig.....	151
Figure 5.7.	Volume de lixiviat recueillis dans les 4 colonnes de mélange de résidus Lou-Sig en fonction du temps pour quelques cycles types.	152
Figure 5.8.	Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Lou-Sab.	153
Figure 5.9.	Volume de lixiviat recueillis dans les 4 colonnes de résidus Lou-Sab en fonction du temps pour quelques cycles types.	154
Figure 5.10.	Teneur en eau volumique dans la couche de sable mesurée au RDT à la fin des cycles de drainage.....	156
Figure 5.11.	Évolution de la salinité du lixiviat au cours des cycles de drainage.	158
Figure 5.12.	Évolution de la conductivité du lixiviat au cours des cycles de drainage	159
Figure 5.13.	Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du lixiviat au cours des cycles de drainage.....	159
Figure 5.14.	Évolution de l'alcalinité du lixiviat au cours des cycles de drainage.	160
Figure 5.15.	Évolution de l'acidité du lixiviat au cours des cycles de drainage.....	160
Figure 5.16.	Évolution du pH du lixiviat au cours des cycles de drainage.	161
Figure 5.17.	Évolution des concentrations en sulfates du lixiviat au cours des cycles de drainage.	165
Figure 5.18.	Évolution des concentrations en calcium du lixiviat au cours des cycles de drainage.	165
Figure 5.19.	Évolution des concentrations en magnésium du lixiviat au cours des	

	cycles de drainage.....	166
Figure 5.20.	Évolution des concentrations en manganèse du lixiviat au cours des cycles de drainage.....	167
Figure 5.21.	Évolution des concentrations en fer du lixiviat au cours des cycles de drainage.	168
Figure 5.22.	Évolution des concentrations en zinc du lixiviat au cours des cycles de drainage.	170
Figure 5.23.	Évolution des concentrations en cuivre du lixiviat au cours des cycles de drainage.	170
Figure 5.24.	Évolution des concentrations en nickel du lixiviat au cours des cycles de drainage.	171
Figure 5.25.	Évolution des concentrations en plomb du lixiviat au cours des cycles de drainage.	171
Figure 5.26.	Évolution des concentrations en silice du lixiviat au cours des cycles de drainage.	174
Figure 5.27.	Évolution des concentrations en aluminium du lixiviat au cours des cycles de drainage.	174
Figure 5.28.	Évolution des concentrations en potassium du lixiviat au cours des cycles de drainage.	175
Figure 5.29.	Coefficient de diffusion mesuré déduite avec Pollute à divers cycles pour les colonnes où les résidus ont oxydé.	179
Figure 5.30.	Variation de la concentration d'oxygène dans les 3 colonnes de résidus Louvicourt au cycle de drainage 10.....	180
Figure 5.31.	Évaluation de la concentration d'oxygène dans les résidus de quelques colonnes pour divers cycles.....	181
Figure 5.32.	Résidus Louvicourt au démontage de la colonne 1 (a) et de la colonne 4 (b).Zone oxydée en jaune brun.	186
Figure 5.33.	Aspect des résidus Sigma au démontage de la colonne 3. coloration noire à la base.	187
Figure 5.34.	Valeurs de l'indice des vides des résidus Louvicourt au démontage des colonnes. Les lignes verticales en pointillé indiquent les valeurs	

	initiales dans les différentes colonnes.....	189
Figure 5.35.	Valeur du degré de saturation dans les colonnes de résidus Louvicourt, Sigma, Lou-Sig et Lou-Sab évaluées au démontage.	191
Figure 5.37.	Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Sigma selon la profondeur dans les 3 colonnes.....	197
Figure 5.38.	Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Lou-Sig selon la profondeur dans les 4 colonnes.....	198
Figure 5.39.	Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Lou-Sab selon la profondeur dans les 4 colonnes.....	198
Figure 5.40.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage et démontage des colonnes 6 et 12 des Louvicourt.	204
Figure 5.41.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage et démontage des colonnes 3 et 14 des résidus Sigma.	204
Figure 5.42.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfo-oxydantes neutrophiles au démontage des colonnes (6 et 12) des résidus Louvicourt, et (3 et 14) des résidus Sigma.....	205
Figure 5.43.	Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfooxydantes acidophiles au démontage des colonnes 3 et 14 des résidus Sigma.	207
Figure 6.1.	Comparaison entre le volume d'eau ajouté au début de chaque cycle et volume d'eau recueilli à la fin de chaque cycle de drainage.....	218
Figure 6.2.	Volumes cumulés de lixiviat recueillis en fonction du temps pour les colonnes Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab.	219
Figure 6.3.	Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de sable dans les grandes colonnes de résidus (résultats montrés pour quelques cycles).	221
Figure 6.4.	Comparaison de l'évolution de la teneur en eau dans la couche de sable des 3 grandes colonnes à divers cycles.	222

Figure 6.5.	Évolution de la conductivité électrique, de l'acidité, de l'alcalinité, du pH et du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes de résidus Lou, Lou-Sig et Lou-Sab.....	225
Figure 6.6.	Évolution des sulfates, du fer total, du calcium, du magnésium et manganèse du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Lou, Lou-Sig et Lou-Sab.....	227
Figure 6.7.	Évolution des concentrations en zinc et cuivre du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab.	228
Figure 6.8.	Évolution des concentrations en silice, aluminium, potassium et sodium du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab.	229
Figure 6.9.	Évolution de la conductivité électrique et de la salinité le long des grandes colonnes.....	229
Figure 6.10.	Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) et du pH mesurés le long des grandes colonnes.....	232
Figure 6.11.	Évolution des concentrations en sulfate et en calcium le long des grandes colonnes.....	233
Figure 6.12.	Évolution des concentrations en magnésium et en manganèse le long des grandes colonnes.....	235
Figure 6.13.	Évolution des concentrations en fer et en oxygène dissous le long des grandes colonnes.....	236
Figure 6.14.	Évolution des concentrations en zinc et en cuivre le long des grandes colonnes.....	238
Figure 6.15.	Résultats observés et modélisés avec Pollute de l'évolution des concentrations en oxygène à la fin du cycle 10 dans les grandes colonnes.	239
Figure 6.16.	Aspect des résidus Louvicourt au démontage des grandes colonnes. (a) : section entre 100 et 150 cm avec taches d'oxydation en jaune orangé. (b) : section entre 50-100 cm.	242
Figure 6.17.	Fissures tapissées d'oxyhydroxydes de fer dans les résidus Louvicourt.	243
Figure 6.18.	Teneur en eau volumique dans la couche de sable au démontage des colonnes. (Valeurs après séchage au four et avec la sonde RDT).....	245

Figure 6.19.	Minéralogie post démantèlement des résidus Louvicourt dans la grande colonne. (Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).....	246
Figure 6.20.	Minéralogie post démantèlement du mélange Lou-Sig dans la grande colonne. (Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).....	247
Figure 6.21.	Minéralogie post démantèlement du mélange Lou-Sab dans la grande colonne. (Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).....	248
Figure 6.22.	Teneur en pyrite post démantèlement des résidus étudiés.	249
Figure 6.23.	Teneur en carbone post démantèlement des résidus étudiés.	249
Figure 6.24.	pH de la pâte post démantèlement pour les résidus étudiés.	250
Figure 7.1.	Modèle conceptuel des petites colonnes pour les simulations avec MIN3P. La hauteur des résidus et du sable varie légèrement d'une colonne . à l'autre.....	259
Figure 7.2.	Vitesses de Darcy simulées à la base des trois colonnes de résidus Louvicourt.	271
Figure 7.3.	Volume d'eau drainé mesuré et simulé pour 3 colonnes de résidus Louvicourt.	272
Figure 7.4.	Volume d'eau drainé mesuré et simulé pour 3 colonnes de résidus Lou-Sig.....	273
Figure 7.5.	Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour 3 colonnes de résidus Lou-Sab.	273
Figure 7.6.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 12, résidus Louvicourt).	275
Figure 7.7.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfate, du calcium et du magnésium (colonne 1, résidus Louvicourt).	276
Figure 7.8.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration dans l'eau de l'oxygène, des sulfate, du calcium et du magnésium (colonne 4, résidus Louvicourt).	276
Figure 7.9.	Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 12, résidus Louvicourt).....	280

Figure 7.10.	Valeurs simulées des concentrations de de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 1, résidus Louvicourt).....	281
Figure 7.11.	Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 4, résidus Louvicourt).	281
Figure 7.12.	Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique pour les essais en petite colonne avec les résidus Louvicourt (colonne 12).....	282
Figure 7.13.	Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique des résidus Louvicourt dans la colonne 1.	284
Figure 7.14.	Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique des résidus Louvicourt dans la colonne 4.	285
Figure 7.15.	Résultats de la simulation de l'évolution de sulfures dans les résidus Louvicourt (colonne 12).....	287
Figure 7.16.	Résultats de la simulation de l'évolution de sulfures dans les résidus Louvicourt (colonnes 1 et 4).	288
Figure 7.17.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 12 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).	290
Figure 7.18.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 1 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	293
Figure 7.19.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 4 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	295
Figure 7.20.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 6 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	297
Figure 7.21.	Valeurs simulées des indices de saturation avec Visual MINTEQ pour les minéraux à la base des colonnes contenant les résidus Louvicourt.....	299
Figure 7.22.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du	

	magnésium (colonne 13, résidus Lou-Sig).....	300
Figure 7.23.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 2, résidus Lou-Sig).....	300
Figure 7.24.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 7, résidus Lou-Sig).....	301
Figure 7.25.	Valeurs des concentrations simulées en de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 13, résidus Lou-Sig).....	304
Figure 7.26.	Valeurs des concentrations simulées en de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 2, résidus Lou-Sig).	305
Figure 7.27.	Valeurs des concentrations simulées de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 7, résidus Lou-Sig).	305
Figure 7.28.	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig.....	306
Figure 7.29.	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 2 des résidus Lou-Sig.....	307
Figure 7.30.	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 7 des résidus Lou-Sig.....	307
Figure 7.31.	Résultats des simulations de l'évolution des sulfures dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig.....	309
Figure 7.32.	Résultats des simulations de l'évolution des sulfures dans les colonnes 2 et 7 des résidus Lou-Sig.	309
Figure 7.33.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 13 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).	311
Figure 7.34.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 2 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	313
Figure 7.35.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus	

	Lou-Sig dans la colonne 7 (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite).	315
Figure 7.36.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 15, résidus Lou-Sab).	317
Figure 7.37.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 8, résidus Lou-Sab).	318
Figure 7.38.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 10, résidus Lou-Sab).	318
Figure 7.39.	Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 15, résidus Lou-Sab).	321
Figure 7.40.	Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 8, résidus Lou-Sab).	321
Figure 7.41.	Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 10, résidus Lou-Sab).	322
Figure 7.42.	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 15 des résidus Lou-Sab.	323
Figure 7.43	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 8 des résidus Lou-Sab.	323
Figure 7.44.	Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 10 des résidus Lou-Sab.	324
Figure 7.45.	Résultats de la simulation de l'évolution des sulfures dans la colonne 15 des résidus Lou-Sab.	325
Figure 7.46.	Résultats de la simulation de l'évolution des sulfures dans les colonnes 8 et 10 des résidus Lou-Sab.	326
Figure 7.47.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 15 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).	327

Figure 7.48.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 8 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	329
Figure 7.49.	Résultats des concentrations mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 10 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).	331
Figure 7.50.	Estimation de l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée sur la base des concentrations simulées et mesurées en cuivre et zinc après 502 jours au bas des colonnes.	333
Figure 7.52.	Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Louvicourt : Cas 2 avec $k_{\text{sat}} = 1 * 10^{-8}$ m/s.	339
Figure 7.53.	Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Lou-Sig.	340
Figure 7.54.	Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Lou-Sab.	340
Figure 7.55.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl ⁻), des sulfates, du calcium et du magnésium pour l'essai en grande colonne avec les résidus Louvicourt. Cas 1 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s (niveau de la nappe à -10 cm sous la base de la colonne).	341
Figure 7.56.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl ⁻), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt. Cas 2 avec $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s (niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).	342
Figure 7.57.	Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 1 $k_{\text{sat}} = 1 * 10^{-7}$ m/s; niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).	345
Figure 7.58.	Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} ,	

	et H_4SiO_4 pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 2 $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s; niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).....	345
Figure 7.59.	Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 1 : $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).....	347
Figure 7.60.	Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 2 : $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).....	348
Figure 7.61.	Résultats des simulations de l'évolution des teneurs en minéraux sulfureux dans les résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 1 : $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).	349
Figure 7.62.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées du lixiviat récupéré au bas (-1,69m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 1 : $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s, niveau de la nappe à -10 cm de la base). (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite de d à n).....	350
Figure 7.63.	Concentrations dans l'eau mesurées et simulées du lixiviat récupéré au bas (0 m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 2 : $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s, niveau de la nappe à -10 cm de la base). (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite de d à n).....	351
Figure 7.64	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sig. NP : niveau de la nappe.....	352
Figure 7.65.	Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 des résidus Lou-Sig dans la grande colonne (NP : niveau de la nappe).	354
Figure 7.66.	Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sig.	356
Figure 7.67.	Valeurs des concentrations chimiques mesurées et simulées pour le lixiviat récupéré au bas (-1,18 m) des résidus Lou-Sig dans la grande	

	colonne. (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite de d à n).	357
Figure 7.68.	Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout, du traceur virtuel (Cl ⁻), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec le mélange de résidus Lou-Sab. (NP : niveau piézométrique).	358
Figure 7.69.	Valeurs simulées des concentrations en Zn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Al ³⁺ , et H ₄ SiO ₄ des résidus Lou-Sab dans la grande colonne.	361
Figure 7.70.	Résultats des simulations de l'évolution de minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sab.	362
Figure 7.71.	Valeurs de concentrations chimiques mesurées et simulées pour le lixiviat récupéré au bas (-1,23 m) des résidus Lou-Sab dans la grande colonne (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite de d à n).	364
Figure 7.72.	Valeurs simulées du degré de saturation et du pH pour différentes positions de la nappe par rapport à la surface des résidus Louvicourt dans la grande colonne.	367
Figure 7.73.	Valeurs simulées des concentrations d'éléments en solution après 61 jours (cycle 1) et 396 jours (cycle 10) pour différents niveaux de la nappe dans les résidus Louvicourt.	368
Figure 7.74.	Lissage RETC de la CRE modifiée utilisée dans les simulations.	369
Figure 7.75.	Valeurs simulées sur 10 ans du degré de saturation, du pH, des concentrations de l'oxygène dissout de l'eau, des sulfates, calcium et magnésium en solution dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).	370
Figure 7.76.	Valeurs simulées sur 10 ans des concentrations en Zn ²⁺ , Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Al ³⁺ et H ₄ SiO ₄ dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).	371
Figure 7.77.	Valeurs simulées sur 10 ans de la composition minéralogique dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).	372

- Figure 7.78. Valeurs de concentrations chimiques simulées du lixiviat au bas (-1,69 m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s, le niveau de la nappe est à -0,6 m sous la base des résidus). 373
- Figure 7.79. Vue en coupe transversale du design proposé pour l'application d'une nappe surélevée..... 384
- Figure 7.80. Représentation schématique des diverses étapes pour la conception d'un parc à résidus avec une nappe surélevée. 388

LISTE DES ANNEXES (SUR CD-ROM)

- Annexe 3.1. Feuilles de calcul des caractéristiques des résidus dans les petites colonnes
- Annexe 3.2. Feuilles de calcul des caractéristiques des résidus dans les grandes colonnes
- Annexe 3.3. Protocole pour l'évaluation de l'activité des bactéries dans les résidus
- Annexe 3.4. Protocole pour le dénombrement des bactéries dans les résidus.
- Annexe 4.1. Caractérisations granulométriques.
- Annexe 4.2. Consolidation à l'oedomètre des résidus
- Annexe 4.3. Mesures de la conductivité hydraulique saturée des matériaux
- Annexe 4.4. Détermination de la CRE des matériaux.
- Annexe 4.5. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries
- Annexe 4.6. Résultats du dénombrement des bactéries
- Annexe 5.1. Résultats de la consolidation des résidus dans les petites colonnes
- Annexe 5.2. Drainage des petites colonnes
- Annexe 5.3. Bilan de masse petites colonnes
- Annexe 5.4. Estimation de l'évaporation au laboratoire avec la colonne de sable.
- Annexe 5.5. Courbes des vitesses de Darcy pendant les différents cycles de drainage
- Annexe 5.6. Teneur en eau de la couche de sable des petites colonnes
- Annexe 5.7. Chimie du lixiviat au bas des petites colonnes
- Annexe 5.8.1. Consommation d'oxygène des résidus dans les petites colonnes
- Annexe 5.8.2. Consommation et diffusion d'oxygène des résidus en petites cellules de diffusion et consommation
- Annexe 5.9. Estimations de la consommation d'oxygène avec la méthode de courte durée d'Elberling et al. (1996)
- Annexe 5.10. Indices des vides et degré de saturation des résidus au démontage des colonnes
- Annexe 5.11. Teneur en eau des résidus au démontage des petites colonnes
- Annexe 5.12. Granulométrie post démantèlement
- Annexe 5.13. Résultats des analyses LECO post démantèlement
- Annexe 5.14. Évaluation de l'activité des bactéries au démontage des colonnes
- Annexe 6.1. Consolidation des résidus dans la grande colonne de résidus Louvicourt

- Annexe 6.2. Consolidation des résidus dans la grande colonne de mélange Lou-Sig
- Annexe 6.3. Consolidation des résidus dans la grande colonne de mélange Lou-Sab
- Annexe 6.4. Drainage des grandes colonnes
- Annexe 6.5. Chimie du lixiviat au bas des grandes colonnes
- Annexe 6.6. Chimie du lixiviat aux différents points de prélèvement le long des colonnes.
- Annexe 6.7. Résultats des essais de diffusion pour les grandes colonnes
- Annexe 6.8. Teneur en eau des résidus au démontage des grandes colonnes
- Annexe 6.9. Analyses au LECO post démantèlement pour les grandes colonnes
- Annexe 7.1. Fichiers des simulations
- Annexe 7.2. Calcul des vitesses de Darcy pour les petites colonnes
- Annexe 7.3. Différents fichiers portant sur les résultats des simulations
à 7.13
- Annexe 7.10. Calcul des vitesses de Darcy pour les grandes colonnes

LISTE DES SYMBOLES ET ABBRÉVIATIONS

A	aire [L^2]
a	indice pour designer la phase gazeuse (air)
a_c	paramètre d'ajustement du modèle de Kovacs Modifié (Aubertin <i>et al.</i> 2003)
ABA	Acid-Base Accounting
AEV	pression d'entrée d'air « Air Entry Value » [$ML^{-1}T^{-2}$]
ASTM	American Society for Testing and Materials
b	paramètre d'ajustement du modèle de Kovacs Modifié (Aubertin <i>et al.</i> 2003)
BCR	British-Columbia Research, ou B. -C. Research
C	concentration d'oxygène dans les pores [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$]
C_a	concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$ ou L^3L^{-3}]
$C_b(t)$	concentration d'oxygène dans le réservoir collecte au temps t [ML^{-3}]
C_c	coefficient de courbure
C_{cr}	coefficient de recompression
C_G	constante adimensionnelle du modèle de Kozeny-Carman modifié
CEBC	couverture avec effet de barrière capillaire
$C_h(t)$	concentration d'oxygène dans le réservoir source au temps t [ML^{-3}]
C_0	concentration d'oxygène dans l'atmosphère ($C_0 \cong 20.9\%$, ou $8,71$ moles/ m^3 air, ou 276 mg/l)
C_p	pourcentage de pyrite
CRE	courbe de rétention d'eau
C_w	concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$ ou L^3L^{-3}]
$C(\psi)$	facteur de correction pour que $S_a = 0$ à ψ_0
C_u	coefficient d'uniformité [-]
d	diamètre du tube [L]
D^*	coefficient de diffusion apparent [L^2T^{-1}]
D_{10}	diamètre correspondant à 10 % de particules passantes [L]
D_{50}	diamètre correspondant à 50 % de particules passantes [L]
D_{60}	diamètre correspondant à 60 % de particules passantes [L]

D_a^0	coefficient de diffusion libre dans l'air [L^2T^{-1}]
D_e	coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
d_{eq}	diamètre équivalent des pores
D_H	diamètre effectif équivalent des grains [L]
DMA	drainage minier acide
D_r	densité relative
D_w	coefficient apparent de diffusion dans l'eau [L^2T^{-1}]
D_w^0	coefficient de diffusion libre dans l'eau [L^2T^{-1}]
DRX	diffraction des rayons X
e	indice des vides [-]
E_{ff}	efficacité
EDM	eau déminéralisé
F_a	flux d'air ou débit spécifique de l'air dissous dans l'eau [$L^3L^{-2}T^{-1}$] [$L^3L^{-2}T^{-1}$]
F_o	flux d'oxygène ou débit spécifique de l'oxygène dissous dans l'eau [$L^3L^{-2}T^{-1}$]
$F(z)$	flux d'oxygène à l'état stationnaire [ML^2T^{-1}]
$F(z,t)$	flux d'oxygène en régime transitoire [ML^2T^{-1}]
$F_b(t)$	flux à travers la base de l'échantillon dans l'essai de diffusion [ML^2T^{-1}]
$F_s(t)$	flux à travers la surface de l'échantillon dans l'essai de diffusion [ML^2T^{-1}]
F_{sol}	fraction des solides
F_v	fraction volumique
F_w	débit spécifique d'infiltration d'eau [$L^3L^{-2}T^{-1}$]
g	accélération de la pesanteur [LT^{-2}],
h	charge hydraulique [L]
H	constante de Henry définie par le rapport ($H = C_w/C_a$) (-)
ΔH	tassement [L]
h_c	hauteur de remontée capillaire dans un tube [L]
$h_{co,G}$	hauteur de remontée capillaire équivalente dans un sol granulaire lors du drainage [L]

h_{cod}	hauteur de remontée capillaire équivalente dans un sol granulaire lors du mouillage [L]
h, h_p	niveau de la nappe
i	gradient hydraulique [-]
i_{cc}	nombre d'intervalles qui augmente avec la diminution de θ dans le modèle de Childs et Collis-Georges (1950)
j_{cc}	variable pour un ordinateur de i_{cc} à m dans le modèle de Childs et Collis-George (1950)
ICP-AES	Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy
IDC	courbe initiale en drainage
IS	indice de saturation
K	conductivité intrinsèque du milieu [L^2],
K'	coefficient du taux de réaction de la pyrite avec l'oxygène (mole O_2/m^2 pyrite / an)
\bar{K}	tenseur de conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}]
$k(\theta)_{i_{cc}}$	conductivité hydraulique calculée pour une certaine teneur en eau volumique θ_{icc} correspondant au $i_{cc}^{ème}$ intervalle dans le modèle de Childs et Collis-George (1950) [LT^{-1}]
k, k_i	conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité($i=x,y,z$) [LT^{-1}]
K_k	coefficient d'équilibre (-)
k_k^m	constante de taux spécifique ($mol^{1-n} L^n_{H_2O} m^{-2}_{mineral} s^{-1}$)
$k^{m,eff}$	effective rate coefficient ($mol L^{-3}_{bulk} s^{-1}$)
k_r	conductivité hydraulique relative [-]
k_{sat}	conductivité hydraulique à saturation) [LT^{-1}]
k_{sc}	conductivité hydraulique saturée calculée (modèle de Childs et Collis-Goerge, 1950)) [LT^{-1}]
k_{ra}	conductivité relative de l'air dans un milieu partiellement saturé [-]
k_{sa}	conductivité hydraulique saturée de l'air [LT^{-1}]
k_{sw}	conductivité hydraulique saturée de l'eau [LT^{-1}]
k_u	fonction de perméabilité effective du milieu non saturé à l'eau [LT^{-1}]
k_{ua}	fonction de perméabilité effective du milieu non saturé à l'air [LT^{-1}]

K_r	coefficient du taux de consommation de l'oxygène [T^{-1}]
K_r^*	coefficient apparent du taux de consommation de l'oxygène [T^{-1}]
KCM	modèle de Kozeny Carman Modifié
L	épaisseur [L]
l	paramètre du modèle de Mualem (1976) qui dépend des propriétés du sol et fluide [-]
m	paramètre de distribution des pores dans le modèle de Kovacs modifié [-]
M_a	masse moléculaire de l'air (0.02896kg/mol)
m_{cc}	nombre total d'intervalles entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau volumique la plus faible sur la CRE dans le modèle de Childs et Collis-Georges (1950)
m_f	paramètre de lissage de la CRE dans le modèle de Fredlund et Xing (1994) [-]
m_v	paramètre du modèle de van Genuchten ($m_v = 1-1/n_v$)
MDC	courbe principale en drainage
MEND	Mine Environment Neutral Drainage
MK	modèle de Kovacs modifié (Aubertin et al., 2003)
MRN	Ministère des Ressources Naturelles
M_s	masse des solides
M_w	masse moléculaire de l'eau (0.018016 kg/mol)
MWC	courbe principale en mouillage
n	porosité [-]
n_{cc}	nombre total d'intervalles calculés entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau nulle dans le modèle de Childs et Collis-George (1950)
n_f	paramètre de lissage qui contrôle la pente au point d'inflexion de la CRE dans le modèle de Fredlund et Xing (1994) [-]
n_v	paramètre du modèle de van Genuchten (-).
P	pression [$ML^{-1}T^{-2}$]
p_a	pression de l'air [$ML^{-1}T^{-2}$]
PA	Potentiel d'acidité (kg CaCO ₃ /t)
P_{atm}	pression atmosphérique [$ML^{-1}T^{-2}$] (101325 Pa)
PDSC	courbe intermédiaire en drainage

P_i	pression partielle du gaz [$ML^{-1}T^{-2}$]
PN	potentiel de neutralisation (kg $CaCO_3/t$)
PNN	potentiel de neutralisation net (kg $CaCO_3/t$)
P_{sat}	pression de vapeur saturante [$ML^{-1}T^{-2}$]
PVC	polychlorure de vinyle
p_w	pression de l'eau [$ML^{-1}T^{-2}$]
Q	produit d'activités d'ions composant un minéral donné
q, q_x	débit spécifique (dans la direction x), débit d'eau qui passe à travers une surface unitaire par unité de temps [LT^{-1}]
q_w	flux de Darcy de la phase eau [L^2T^{-1}]
Q_w	paramètre [T^{-1}]
R	constante universelle des gaz ($R \cong 8.31441 \text{ J/mol.K}$)
RDT	réflectométrie dans le domaine du temps
r_i^p	rayon initial de la particule [L]
r_i^r	rayon du noyau non oxydé [L]
R_i^m	taux de réaction [$M L^{-3}T^{-1}$]
S_a	saturation due aux forces d'adhésion [-]
S_g	saturation en gaz [-]
S_c	saturation due aux forces capillaires [-]
s_c	coefficient de solubilité du gaz dans l'eau [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$ ou L^3L^{-3}],
S_m	surface spécifique [ML^2]
S_r	degré de saturation en eau [-]
S_{re}	degré de saturation effectif
S_k	surface reactive [L^2]
S_s	coefficient de stockage (L^{-1})
t	temps [T]
$t_{1/2}^*$	temps de demi vie [T]
T_a	coefficient de tortuosité dans l'air [-]
T_c	température en °C
T_j	concentration totale ($ML^{-3}_{H_2O}$)

T_w	coefficient de tortuosité dans l'eau [-]
u_a	pression de l'air [$ML^{-2} T^{-2}$]
u_w	pression de l'eau intersticielle [$ML^{-2} T^{-2}$]
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Abitibi-Témiscamingue
V	Volume [L^3]
V_k^m	volume molaire du minéral ($L_{min}M^{-1}$)
w	indice pour designer la phase liquide (eau)
w_{opt}	teneur en eau massique optimale
z	position ou profondeur [L]
α	coefficient de forme, modèle de Kovacs Modifié (Aubertin et al.2003)
α_v	paramètre du modèle de van Genuchten [-]
γ_w	poids volumique de l'eau [$ML^{-2}T^{-2}$]
λ_b	paramètre de lissage de la courbe dans le modèle de Brooks et Corey (1964)
δ	coefficient de forme, modèle macroscopique de Mualem
ξ	variable d'intégration dans les modèles de Childs et Collis-Georges (1950), Burdine (cité Bussièrè,1999) et Fredlund et al.(1994)
χ	index de la géométrie des pores (-)
μ_a	viscosité dynamique de la phase gazeuse [$ML^{-1}T^{-1}$]
μ_w	viscosité dynamique de l'eau [$ML^{-1}T^{-1}$]
θ	teneur en eau volumique (L^3L^{-3})
θ_a	teneur en air volumique (L^3L^{-3})
θ_e	teneur en eau réduite (L^3L^{-3})
θ_{eq}	porosité en air équivalente [L^3L^{-3}]
θ_s	teneur en eau volumique saturée ($\theta_s = n$; n étant la porosité) (L^3L^{-3})
ψ	succion matricielle ([L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$])
ψ_a	pression d'entrée d'air [L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_o	succion à l'état sec [L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$]
ψ_n	succion de normalisation [L] ou [$ML^{-1}T^{-2}$]

ψ_r	succion résiduelle [L] ou $[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}]$
ψ_{90}	pression exercée par une saturation de 90 % [L] ou $[\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}]$
ρ_w	masse volumique de l'eau $[\text{ML}^{-3}]$
ρ_a	masse volumique de la phase gazeuse $[\text{ML}^{-3}]$
ρ_o	masse volumique de l'oxygène $[\text{kg}/\text{m}^3]$
ρ_s	masse volumique des grains $[\text{ML}^{-3}]$

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1. Généralités

Le drainage minier acide (DMA) est l'un des plus importants problèmes environnementaux auxquels est confrontée l'industrie minière de nos jours. Ses impacts sur l'environnement peuvent se manifester par une destruction de la faune et de la flore sur les sites contaminés et leurs environs, ce qui entraîne une nuisance sur les humains. Au Canada et particulièrement au Québec, l'industrie minière contribue de façon très significative à l'activité économique. En 2006, la production minérale du Canada était estimée à 33,6 milliards de dollars, soit une augmentation de 22,7 % par rapport aux 27,4 milliards de dollars enregistrés en 2005. Sur le plan de l'exploration, les dépenses de 2006 ont atteint 1,7 milliards de dollars, et l'on prévoit que les chiffres de 2007 s'approcheront de très près d'un record en atteignant presque 2 milliards de dollars (Ressources naturelles Canada, 2007).

L'industrie minière doit cependant faire face aux problèmes posés par la production d'importantes quantités de rejets solides et liquides générées par l'exploitation des différentes mines. Les rejets solides comprennent principalement les roches stériles entreposées généralement en surface sous forme de haldes et les rejets de concentrateurs entreposés dans des parcs à résidus miniers. Au Québec, il y a une production annuelle de 30 à 40 millions de tonnes de résidus miniers et de 50 à 60 millions de tonnes de stériles miniers (Aubertin et al., 2002 a). Ces rejets exposés en surface peuvent créer des problèmes dont le plus important est le drainage minier acide (DMA).

Dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement, des dispositions doivent être prises pour une bonne gestion des rejets miniers afin de minimiser leur impact sur l'environnement. Pour ce faire, différentes techniques ont déjà été développées et appliquées pour limiter ou prévenir le phénomène du drainage minier acide (DMA). De ces techniques, on peut retenir les recouvrements en eau, les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) et les couvertures organiques et géomembrane. La

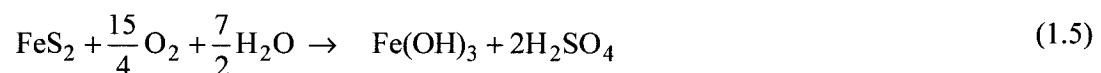
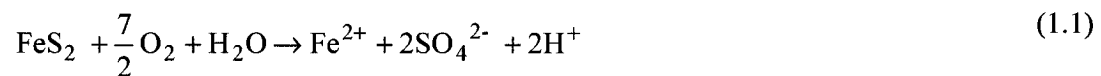
technique de la nappe surélevée est plus récente et elle est de plus en plus souvent considérée pour la gestion et la fermeture de parcs à résidus. Le choix de la technique nécessite une bonne connaissance des caractéristiques physiques, hydriques et géochimiques des rejets aussi bien que de l'environnement de déposition des résidus eux-mêmes.

1.2. Problématique du drainage minier acide

Le drainage minier acide résulte de l'oxydation de minéraux sulfureux exposés à l'oxygène et à l'eau. Les résidus miniers contenant des minéraux sulfureux (principalement la pyrite FeS_2 et la pyrrhotite $\text{Fe}_{1-x}\text{S}_2$) placés en contact avec l'eau et l'oxygène peuvent générer le drainage minier acide (DMA). Il est important de bien comprendre les processus de génération du DMA afin de prendre des mesures appropriées de prévention, de contrôle et de traitement.

1.2.1. Les étapes de la formation du DMA

La chimie du phénomène peut être représenté par l'exemple de l'oxydation de la pyrite. Les différentes équations des réactions ont été largement évoquées dans la littérature (Alpers et Nordsdom, 1999; Nordsdom et Alpers, 1999; Rimstidt et Vaughan, 2003) :



La figure 1 (tirée de Aubertin et al.2002 a) montre trois phases correspondant à l'évolution du pH.

Dans la phase I, il s'agit d'une oxydation directe et lente de la pyrite (éq.1.1) au contact de l'eau et de l'oxygène; ici, le pH se maintient proche du point de neutralité, autour de 7. Dans la phase II, il y a transformation du fer ferreux en fer ferrique (éq.1.2). Le fer ferrique précipite sous forme d'oxy-hydroxydes de fer si le pH est compris entre 3,5 et 4,5 (éq.1.3).

Dans la phase III (éq.1.4), il y a oxydation indirecte de la pyrite par les ions Fe^{3+} qui n'ont pas précipité lors de la réaction représentée par l'équation (1.3). C'est principalement au cours de cette phase que l'activité catalytique de certaines bactéries comme *Acidithiobacillus ferrooxidans* s'avère importante (lorsque le $\text{pH} \leq 3,5$).

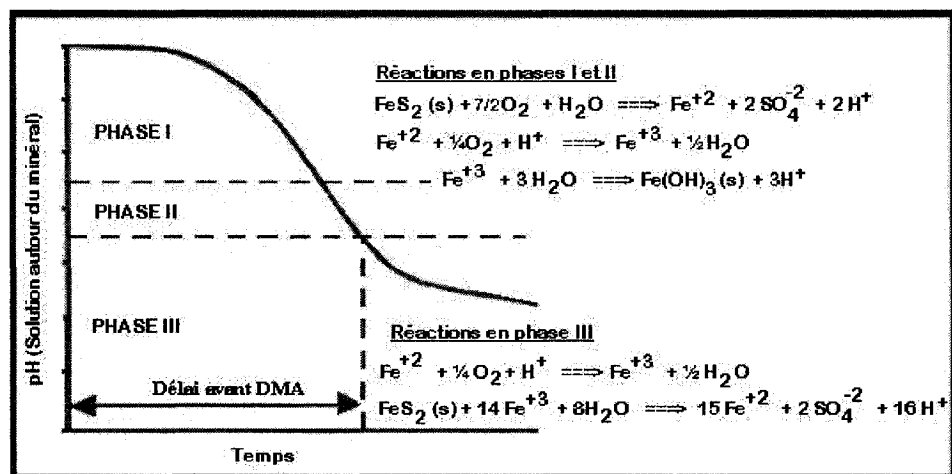


Figure 1.1. Étapes de formation du DMA (d'après Kleinman et al. 1981 et tirée de Aubertin et al.2002 a)

La conséquence directe de l'oxydation des sulfures sur l'environnement est une baisse du pH de l'eau (les eaux deviennent acides), une augmentation des concentrations en métaux dissous et de sels dissous. Il y a alors une grande possibilité de contamination des eaux de surface et souterraines.

Plusieurs facteurs influencent la vitesse des réactions (Perkins et al.1995). On peut citer entre autres l'effet bactériologique, la quantité de minéraux neutralisants présents dans les rejets miniers, la température, les néoformations de minéraux secondaires, le type et l'abondance de minéraux sulfureux présents dans les rejets, la quantité d'oxygène disponible, la taille des particules de sulfures, le phénomène de passivation, le pH de l'eau de percolation, le degré de saturation. L'importance de certains de ces facteurs sera développée dans les sections qui suivent au chapitre 2 du document.

1.2.2. Les principales méthodes de prévention et de contrôle du DMA

Dans l'équation (1-1), deux éléments externes sont nécessaires à l'oxydation de la pyrite. Ce sont l'eau et l'oxygène. Pour contrôler la production de DMA, il faut chercher à éliminer l'interaction entre ces trois éléments (sulfures, oxygène et eau).

Les principales mesures pour prévenir le DMA sont résumées au tableau 1.1. Elles comprennent l'enlèvement ou l'isolement des sulfures des rejets, l'exclusion de l'eau, l'exclusion de l'oxygène, la neutralisation, et l'élimination de l'action des bactéries.

L'enlèvement des sulfures implique une séparation par des procédés minéralurgiques. Mais l'inconvénient avec cette méthode est qu'il faut trouver des solutions pour gérer le concentré de sulfures et empêcher l'oxydation de ces sulfures. Une autre méthode est l'enrobage ou la micro-encapsulation. Les rejets (qui sont le plus souvent des stériles) sont traités avec une solution contenant un agent enrobant qui va créer une mince couche protectrice sur les surfaces des sulfures métalliques, empêchant ainsi leur oxydation et la production d'acidité.

L'exclusion de l'eau vise à empêcher l'infiltration et à canaliser les eaux de surface. Les résidus ayant un potentiel de génération d'acide peuvent aussi être recouverts par une couverture étanche faite de géomatériaux imperméables (argiles, béton, asphaltes) ou de membranes synthétiques (géomembranes, GCL). Les limites à l'utilisation de ces matériaux sont leur coût, les risques de fissuration et de perforation des géomembranes. De plus, le comportement à long terme des géomembranes n'est pas très bien maîtrisé.

L'exclusion de l'oxygène se fait avec des couvertures étanches (géomatériaux imperméables, béton, asphaltes) ou des couvertures faites de résidus organiques consommatrices d'oxygène. Les résidus organiques utilisés sont les résidus forestiers (Tremblay, 1993; Tassé et al., 1996), les résidus de pâtes à papier (Zagury et al., 1997a; Cabral et al., 2000). Les boues de stations d'épuration composées de matière organique riche en azote (N) peuvent être également utilisées. Mais l'utilisation de ces boues nécessite un contrôle sévère pour éviter toute forme de contamination compte tenu de leur concentration en métaux lourds (Pastore, 2003).

Le recouvrement d'eau par-dessus les résidus a été reconnu comme étant une technique efficace pour prévenir ou limiter la production d'acide. Ceci a été entre autre démontré par St-Arnaud et Yanful (1993), David et Nicholson (1995), Li et al. (1997; 2000), Catalan et

al. (2000), Erikson et al. (2001), Adu-Wusu et al. (2001), Vigneault et al. (2001), Peacey et Yanful (2003), Mian et Yanful (2003). La technique utilise le fait que le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène est d'environ 10 000 fois plus faible dans l'eau que dans l'air (dans l'eau, $D_w^0 = 2,5 \times 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{s}$, dans l'air $D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ à 25° C selon Scharer et al., 1993). Il y a aussi le fait que la concentration de l'oxygène dans l'eau est faible ($\approx 8,6 \text{ mg / L}$ à 25° C selon Appelo et Postma; 1996). Le flux d'oxygène disponible pour la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux est proportionnel à D_e selon la loi de Fick :

$$F = -D_e \frac{\partial C}{\partial z} \quad (1.6)$$

où $F \text{ [ML}^{-2}\text{T}^{-1}\text{]}$ représente le flux diffusif de l'oxygène dans l'eau (flux par unité de surface), $D_e \text{ [L}^2\text{T}^{-1}\text{]}$ est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau, $C \text{ [ML}^{-3}\text{]}$ la concentration d'oxygène et $z \text{ [L]}$, l'élévation.

Malgré son efficacité indéniable déjà démontrée dans plusieurs travaux, on note cependant l'existence de certaines difficultés dans l'application des recouvrements en eau. Ce sont par exemple :

- la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture aquatique permanente et suffisamment épaisse pour limiter la production de DMA;
- l'aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation;
- la stabilité, le suivi et l'entretien des ouvrages à long terme (plusieurs centaines d'années);
- les problèmes liés à la turbidité et à la mobilisation des métaux qui peuvent influencer l'écosystème du lac où sont déposés les résidus (cas de déposition dans des cours d'eau naturels).

D'autre part, les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) ont été largement étudiées dans différents travaux de recherche (Nicholson et al., 1989, MEND, 1993; 2004; Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995; 1996; Aachib, 1997; Bussière et al., 1998; 2001; 2002; Yanful et al., 1998; Bussière, 1999; Kowalewski, 1999; Apithy, 2003; Dagenais, 2005; Adu-Wusu et Yanful, 2006). Les CEBC ont pour fonction de limiter, selon le contexte environnemental, soit l'infiltration de l'eau (zones moins humides ou arides), soit l'infiltration des gaz (zones humides) ou les deux (eau et gaz) à l'intérieur des résidus.

Elles utilisent l'effet de barrière capillaire créé lorsqu'un écoulement non saturé est présent dans un matériau fin placé au dessus d'un matériau grossier.

Tableau 1.1. Principales mesures de contrôle de la production de DMA (tiré de Aubertin et al., 2002 a).

Conditionnement Des rejets	Exclusion de l'eau	Exclusion de l'oxygène	Neutralisation	Élimination des bactéries
Désulfuration	Couvertures étanches (géomembranes, GCL, etc)	Recouvrements aqueux	Agents chimiques (chaux, carbonates, etc)	Bactéricides
Récupération biologique	Scellants et enduits (polymères, bitume, cire, gls, etc) Sols imperméables	Recouvrements multicouches	Agrégats alcalins (épandage, mélange ou tranchée)	Phosphate minéral
Passivation des surfaces	(argile compactée), Mélanges	Recouvrements à consommation d'oxygène	Boues alcalines	Autres
Autres	(bentonite, ciment, pouzzolanes, etc.) Rejets divers	Nappe phréatique surélevée	Cendres	
	Autres	autres	Autres	

Le contraste de granulométrie et des caractéristiques hydriques fait en sorte que l'eau est maintenue dans la couche de matériau fin. Seulement, une petite partie de cette eau peut être transmise à la couche de matériau grossier. Si cette couverture est placée sur des rejets miniers réactifs, la couche de matériau fin qui reste très saturée va réduire fortement la diffusion de l'oxygène dans les résidus sous-jacents. Dans ce cas, la valeur de D_e est très faible et l'oxydation des sulfures est faible. La technique de la nappe surélevée (ou nappe perchée) utilise tout comme pour le recouvrement en eau et les CEBC, le fait que le

coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e dans l'eau est très faible. En condition saturée (ou presque saturée) le taux d'oxydation des sulfures va alors être très faible car la disponibilité de l'oxygène est très réduite. Avec cette technique qui fait l'objet de cette étude, les résidus ne sont qu'en partie submergés, contrairement à la méthode de la couverture aqueuse. Ses principes de fonctionnement sont détaillés dans la revue de littérature (chapitre 2).

Par ailleurs, rappelons qu'une fois la procédure de production de DMA enclenchée, il faut prendre certaines mesures pour limiter le taux d'oxydation des sulfures. On peut contrôler le pH par l'ajout de matériaux alcalins (calcaire moulu, chaux, soude) aux résidus et/ou aux eaux en contact avec ces résidus. Toutefois, l'utilisation de cette méthode implique une résolution momentanée du problème. De plus, il faut trouver un endroit pour stocker les boues de traitement riches en métaux lourds.

On peut aussi tenter de contrôler l'activité bactériologique par l'ajout de bactéricides, de récupérer les eaux acides et de les traiter avant de les rejeter dans la nature.

1.3. Description du projet de recherche

1.3.1. Définition du problème

Ces dernières années, la technique de la nappe surélevée a été de plus en plus souvent proposée comme méthode de gestion et de fermeture de parcs à résidus. L'intérêt grandissant porté à cette technologie est lié aux avantages qu'elle comporte. Ceux-ci incluent le fait que les taux d'oxydation peuvent être comparables à ceux des recouvrements en eau avec une stabilité géotechnique améliorée. Des estimations sur le terrain font état d'économies importantes quant aux coûts liés à l'application de cette technologie (MEND, 1996; SENES, 1996). Toutefois, compte tenu du fait qu'il s'agit d'une méthode relativement récente, il existe peu de données en ce qui concerne son efficacité et les conditions pour son application ne sont pas très bien définies. C'est ce qui a justifié la mise en place de ce projet, qui fait suite aux travaux de Dagenais (2005). Le principe de la nappe surélevée consiste à maintenir, par capillarité, les résidus situés au dessus de la nappe phréatique à un degré de saturation suffisamment élevé pour inhiber

l'oxydation des sulfures. Une schématisation de la création d'une nappe perchée dans des résidus réactifs est montrée à la figure 1.2, pour le cas de digues périphériques avec un noyau imperméable en terrain plat ou pour le cas d'une déposition à flanc de coteaux. Dans ce cas, la profondeur du niveau de la nappe phréatique (h) est inférieure à la pression d'entrée d'air (AEV ou ψ_a) des résidus (voir aussi chapitre 2). La couche de sable au dessus des résidus miniers protège contre l'évaporation.

Plusieurs études ont déjà démontré qu'à un degré de saturation élevé, le coefficient de diffusion effectif D_e devient faible, ce qui limite le flux d'oxygène dans les résidus réactifs et réduit la production du drainage minier acide (Mbonimpa et al., 2003; Aachib et al., 2004, Dagenais, 2005; Gosselin, 2007). Il a été également démontré que le flux d'oxygène dans les résidus est influencé par la réactivité des minéraux qui composent les résidus miniers. Le taux de consommation d'oxygène des résidus miniers sulfureux peut être représenté par le coefficient du taux de réaction K_r . D'après les lois de Fick, (présentées au chapitre 2), on sait que le flux d'oxygène à l'intérieur des résidus est fonction de D_e et K_r . Il a déjà été montré aussi que le coefficient de diffusion effectif D_e est fonction du degré de saturation S_r , et que la teneur en eau volumique θ ($S_r = \theta / n$) est fonction des caractéristiques physiques des matériaux, telles que la granulométrie et la porosité (dont dépend aussi la conductivité hydraulique).

Le coefficient du taux de réaction cinétique K_r dépend aussi de plusieurs facteurs incluant le pourcentage et le type de sulfures présents dans les résidus miniers ainsi que le degré de saturation. Il existe donc une relation entre S_r , D_e et K_r .

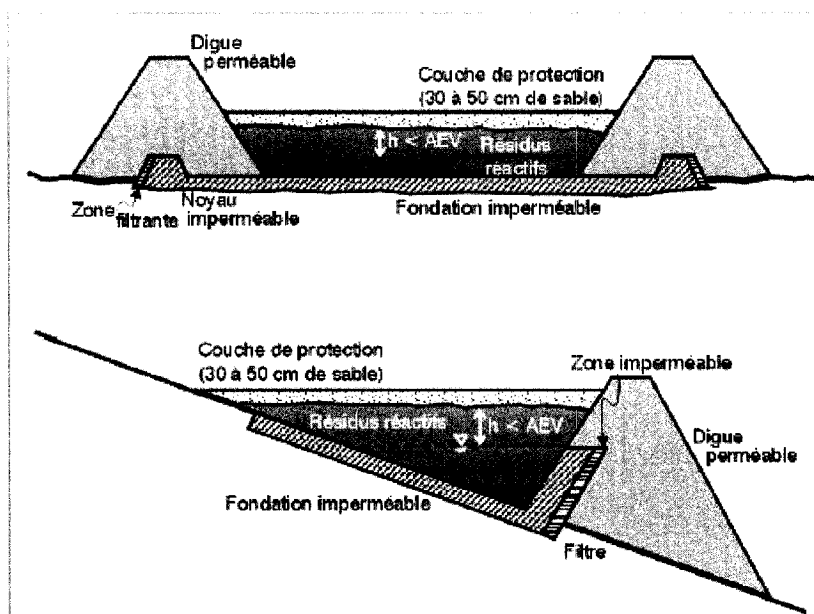


Figure 1. 2. Schéma d'une nappe perchée dans les résidus réactifs pour le contrôle de la production de DMA à long terme (proposée par Aubertin et al.1999 et tirée de Dagenais 2005).

La problématique posée dans cette étude vise à évaluer les conditions d'application de la technique de la nappe surélevée pour une efficacité optimale à court et à long terme. Les effets de certains paramètres physiques, hydriques, minéralogiques et chimiques sur la performance de la technique sont aussi étudiés.

1.3.2. Hypothèses de travail

L'efficacité d'une méthode de contrôle ou de prévention du DMA peut être évaluée par l'estimation de la quantité d'oxygène qui réagit avec les résidus. Les flux d'oxygène sont fonction du coefficient de diffusion D_e et du coefficient du taux de réaction K_r . Le rôle de la nappe surélevée est de maintenir un degré de saturation suffisamment élevé dans des résidus partiellement submergés afin de réduire D_e et K_r . Pour analyser ces phénomènes, les hypothèses suivantes ont été formulées :

Hypothèse 1. Le fait d'inhiber l'oxydation des sulfures avec une nappe située près de la surface des résidus miniers permet de prévenir à long terme la génération de DMA (par le maintien de la position de la nappe à un niveau inférieur au AEV de ces résidus).

Hypothèse 2. L'étude du comportement hydrogéochimique des résidus permet d'évaluer l'influence des principaux facteurs qui affectent la performance de la technique de la nappe surélevée. Ceci permettra de déterminer les conditions les plus appropriées pour l'application de la technique.

Dans le but de vérifier ces hypothèses, des rejets en provenance de deux sites situés en Abitibi, Québec, ont été sélectionnés pour ce projet en fonction de leur minéralogie. Il s'agit des rejets non oxydés de la mine Louvicourt, pour sa grande quantité de sulfures (en moyenne 38 %), et ceux de la mine Sigma, pour son faible pourcentage de sulfures (environ 4 %).

1.3.3. Objectifs du projet

L'objectif général vise une évaluation de l'efficacité de la technique de la nappe surélevée selon diverses conditions d'application. Il s'agira donc d'établir les conditions hydriques et géochimiques permettant de maintenir un haut degré de saturation en tout temps afin d'empêcher au maximum l'oxydation des sulfures présents dans les résidus miniers. Ceci permettra de mieux connaître les principes de fonctionnement et de performance de la technique de la nappe surélevée pour le contrôle du drainage minier acide et d'en déterminer l'influence des facteurs clés.

Les principaux objectifs spécifiques sont :

- d'estimer par des essais cinétiques en colonnes au laboratoire, le taux d'oxydation des sulfures des résidus en relation avec une variation du niveau de la nappe. On prendra ainsi en compte les propriétés physiques, hydriques, géochimiques et microbiologiques des matériaux;
- d'analyser les résultats des essais en colonnes à l'aide de modélisations numériques sur les écoulements avec transport réactifs. Il s'agit aussi d'étendre les prédictions

du modèle à des durées supérieures à celles des essais en colonnes (plusieurs années) pour évaluer l'effet de la nappe surélevée à long terme.

- de proposer des critères de configuration pour une application efficace de la technique de la nappe surélevée dans un parc à résidus.

1.3.4. Contenu du document

Le document comporte 8 chapitres. Dans le chapitre 1 d'introduction, nous faisons un bref exposé de la problématique du DMA avec les effets qui l'accompagnent ainsi que les différents processus chimiques qui conduisent à sa formation. On y décrit aussi la problématique et l'objectif de recherche. Les hypothèses de travail sont également précisées.

Dans le but de préciser les prémisses de l'étude, une revue de littérature est présentée au chapitre 2. On y aborde les processus qui caractérisent l'écoulement en conditions saturées et non saturées et le transport de l'oxygène en milieu poreux non saturée. Les principales méthodes de prédiction du drainage minier acide sont également abordées. On donne aussi les principes de fonctionnement, les méthodes de conception ainsi que quelques exemples d'application de la technique de la nappe surélevée. Au chapitre 3 on explique la méthodologie expérimentale qui a été utilisée dans cette étude. Les résultats de la caractérisation des matériaux sont résumés au chapitre 4. Le chapitre 5 comporte les résultats des essais en petites colonnes et le chapitre 6 ceux des grandes colonnes. Au chapitre 7, on aborde les simulations des essais en petites et grandes colonnes ainsi qu'une discussion des résultats. Finalement, au chapitre 8, on donne les conclusions et les recommandations relatives à cette étude.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1. Écoulement de l'eau en milieu non saturé

2.1.1. Les équations de base

Avec la méthode de la couverture en eau comme méthode de gestion et de fermeture de parcs à résidus, les rejets sont complètement envoyés et l'écoulement de l'eau se fait normalement en conditions saturées. Pour la technique de la nappe perchée (voir figure 1.2) les résidus étant partiellement submergés, il y a une superposition d'une zone saturée à la base des résidus et d'une zone non saturée au dessus de la nappe phréatique. Un intérêt particulier est porté à la zone non saturée car c'est dans celle-ci que se déroulent les principaux processus géochimiques qui conduisent à la production de DMA. Les équations présentées ici sont tirées de Aachib (1997), Hillel (1998), Bussière (1999) et Aubertin et al. (2002 b).

En condition saturée, l'écoulement de l'eau est régi par la loi de Darcy qui s'écrit comme suit (en une direction) :

$$q = -ki \quad (2.1)$$

avec

q [LT^{-1}] : débit spécifique ou vitesse de Darcy

k [LT^{-1}] : conductivité hydraulique

i [-] : gradient hydraulique; $i = \frac{\partial h}{\partial z}$, où h [L] est la charge hydraulique et z [L] l'élévation

En généralisant en trois dimensions, on obtient :

$$q = \begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = - [k_{ij}] \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} \quad (2.3)$$

k_{ij} : matrice de conductivité hydraulique

$i_{x,y,z}$: gradient hydraulique dans les directions x,y,z respectivement

$q_{x,y,z}$: vitesse de Darcy dans les directions x,y,z respectivement

L'équation de l'écoulement en milieu non saturé peut être déduite de celle généralisée de Darcy. De plus amples informations peuvent être trouvées dans Aachib (1997), Hillel (1998), Bussière (1999) et Aubertin et al. (2002 b).

Comme l'ont déjà noté plusieurs auteurs, l'étude des transferts hydriques dans les sols non saturés est assez complexe car la conductivité hydraulique n'est plus constante comme en milieu saturé. La teneur en eau peut aussi varier dans le temps. L'écoulement de l'eau en milieu non saturé implique donc la résolution d'équations fortement non linéaires qui sont présentées dans ce qui suit.

Plus un sol humide se draine, plus sa teneur en eau baisse et plus la conductivité hydraulique va devenir faible. La succion augmente avec la présence accrue d'air dans les pores. La teneur en eau dépend de la géométrie des pores et de la surface spécifique des particules solides (Freeze et Cherry, 1979). Les caractéristiques de base des matériaux vont donc influencer leur comportement en milieu non saturé.

Les équations qui régissent l'écoulement de l'eau en milieu non saturé ont été largement développées dans la littérature.

L'équation de l'écoulement en milieu non saturé peut être déduite de celle généralisée de Darcy. Ainsi, dans un volume élémentaire de sol de la forme d'un parallélépipède (montré à la figure 2.1 et tiré de Bussière 1999), la différence entre le débit qui entre et celui qui sort dans la direction x est définie comme suit :

$$\Delta q_x = q_x \Delta y \Delta z - [q_x + (\partial q_x / \partial x) \Delta x] \Delta y \Delta z \quad (2.4)$$

Cette différence de débit, appelée ici recharge, doit être égale à l'accumulation de l'eau dans le volume élémentaire par unité de temps. Elle peut aussi s'écrire :

$$\Delta q = - (\partial q / \partial x) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.5)$$

La recharge peut être définie comme étant le changement de la teneur en eau volumique θ (volume d'eau / volume total) dans le temps multiplié par le volume. On écrit :

$$\Delta q = (\partial \theta / \partial t) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.6)$$

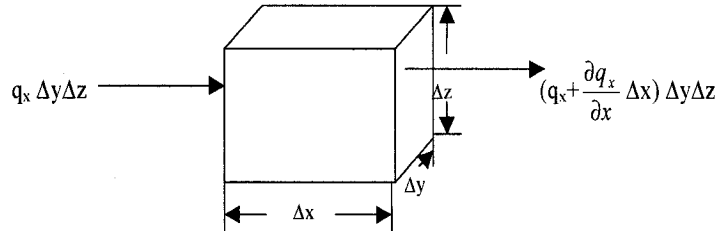


Figure 2. 1. Volume élémentaire de sol avec le bilan des débits pour un écoulement selon l'axe x (adaptée de Hillel, 1998 et Bussière, 1999).

En égalisant l'équation (2.5) et (2.6), on obtient l'équation de continuité qui s'écrit :

$$(\partial\theta/\partial t) = -\partial q/\partial x \quad (2.7)$$

On peut généraliser l'équation (2.7) et en tenant compte des composantes x , y et z . On obtient l'équation de continuité en trois dimensions (avec q_x , q_y , q_z représentant respectivement les débits en x , y et z):

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = -\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z}\right) \quad (2.8)$$

Selon la loi de Darcy (éq.2.3), le débit spécifique q peut aussi s'écrire:

$$q = -\left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} + k_y \frac{\partial h}{\partial y} + k_z \frac{\partial h}{\partial z}\right) \quad (2.9)$$

Dans un sol saturé, il y a un système à deux phases (solide, liquide) car tous les pores sont remplis d'eau. Dans le cas des sols non saturés, une partie des espaces est remplie d'eau, le reste étant occupé par l'air (ou un autre gaz). On a à faire à un milieu à trois phases.

L'eau dans un sol non saturé est soumise à une pression négative par rapport à la pression atmosphérique. C'est la succion (ψ). Dans ce cas, la conductivité hydraulique dépend de la succion (ψ) et la loi de Darcy peut s'écrire:

$$q = -\left(k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z}\right) \quad (2.10)$$

En introduisant le principe de continuité, on obtient alors :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad (2.11)$$

Si on néglige la pression hydrodynamique de l'équation de Bernoulli, on peut alors exprimer la charge selon l'équation ci-dessous :

$$h = \psi - z \quad (2.12)$$

avec h représentant la charge gravitationnelle et z l'élévation. L'équation (2-11) devient :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial x} - \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial y} - \frac{\partial z}{\partial y} \right) \right] \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \quad (2.13)$$

Puisque $\partial z/\partial x = 0$, $\partial z/\partial y = 0$ et $\partial z/\partial z = 1$, l'équation (2.13) devient :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] + \frac{\partial k(\psi)}{\partial z} \quad (2.14)$$

L'équation (2.14) est souvent utilisée pour solutionner les problèmes d'écoulement de l'eau en milieu non saturé. Elle représente l'écoulement de l'eau en condition non saturée, si la conductivité hydraulique (k) est une fonction de la succion (ψ), qui elle même est liée la teneur en eau (θ).

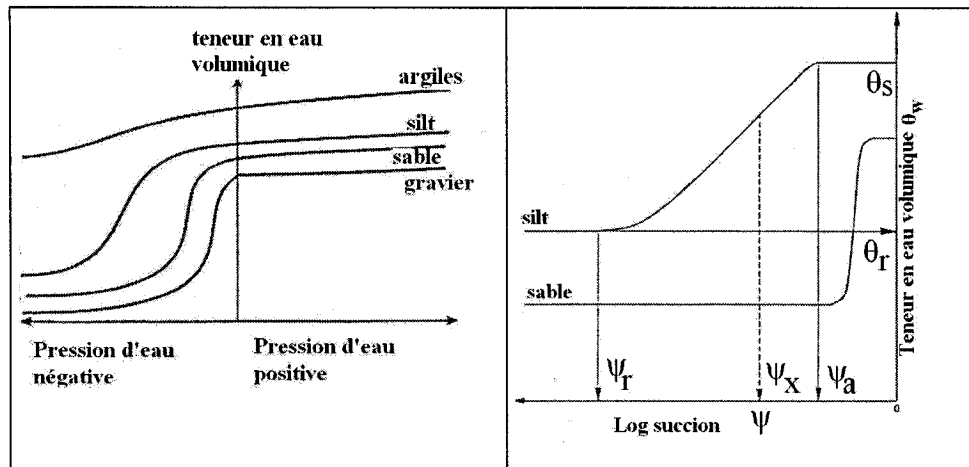


Figure 2. 2. Courbes de rétention d'eau schématisées pour différents types de matériaux (adaptée de Swanson et al.1998 et de Aubertin et al.1995, dans Aubertin et al.2000b). θ_s : teneur en eau volumique saturée, θ_r : teneur en eau volumique résiduelle, ψ_r : succion résiduelle, ψ_a : pression d'entrée d'air, ψ_x : succion x.

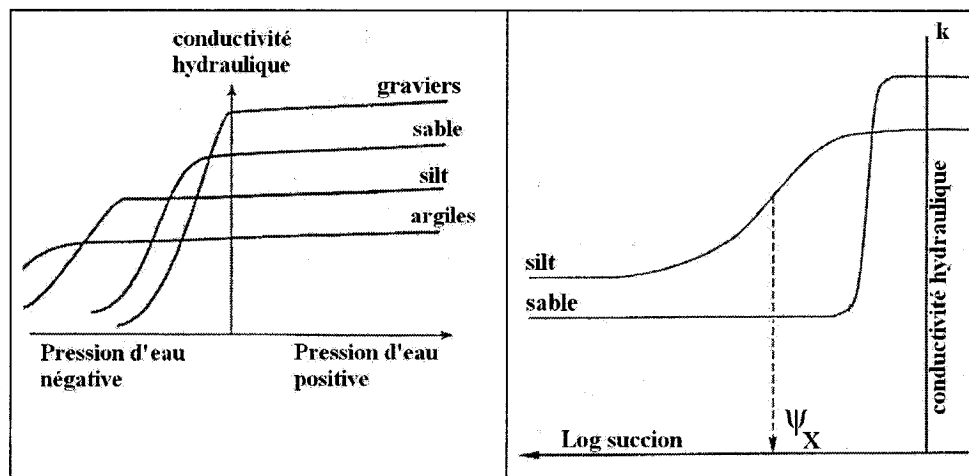


Figure 2. 3. Courbes de la conductivité hydraulique schématisées pour différents types de matériaux (tirée de Swanson et al.1998 et de Aubertin et al.1995 dans Aubertin et al.2000b). ψ_x : succion x.

La désaturation en présence d'une succion dépend du type de sols. Elle est généralement plus marquée dans un sable que dans un silt (pour une valeur de ψ donnée). Cette désaturation est encore moins marquée pour les argiles qui ont une plus forte capacité de rétention d'eau.

La figure 2.2 montre différentes relations (ψ - θ) appelées courbe de rétention d'eau. Ici le paramètre (ψ_a) représente la pression qu'il faut appliquer pour débiter le drainage des macropores. On l'appelle la pression d'entrée d'air ($\psi_a = \text{AEV}$: Air Entry Value). On remarque que plus le matériau est grossier, plus son AEV est petit.

La conductivité hydraulique est également fonction de la succion (ψ) (figure 2.3). Plus (ψ) augmente, plus le matériau se désature et plus la conductivité hydraulique diminue car l'eau a de plus en plus de difficultés à circuler dans les pores qui sont de plus en plus remplis par de l'air.

Pour mieux comprendre et prédire le comportement hydrogéochimique des résidus miniers, il est important de définir leur courbe de rétention d'eau (relation θ - ψ) et leur fonction de perméabilité (relation k - ψ ou k - θ). C'est ce que nous allons faire dans les paragraphes qui vont suivre.

2.1.2. Modèles de description de la courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau (CRE), appelée aussi courbe caractéristique de succion (Soil Water Characteristic Curve; SWCC) est propre à chaque matériau poreux. Elle représente la relation entre la teneur en eau volumique (θ) et la succion (ψ). La succion (ψ) s'exprime comme suit :

$$(\psi) = u_a - u_w \quad (2.15)$$

avec

u_a [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$]: pression de l'air

u_w [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$]: pression de l'eau interstitielle.

La courbe de rétention d'eau peut être déterminée expérimentalement au laboratoire ou in situ à partir de plusieurs méthodes, soit la cellule de pression (Tempe Cell), la plaque drainante, la cellule triaxiale, le papier filtre, les tensiomètres, les psychromètres et les

essais en colonne. Plus d'informations peuvent être trouvées dans Klute et Dirksen (1986), Fredlund et Rahardjo (1993) et Ricard (1994).

Différents modèles mathématiques permettent de décrire ou de prédire la CRE. Les modèles descriptifs utilisent généralement les données expérimentales de laboratoire pour décrire la CRE. Les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964), van Genuchten (1980), Fredlund et Xing (1994). Ceux-ci sont présentés dans ce qui suit.

Modèle descriptif de Brooks & Corey (1964)

Le modèle simple utilise la formule générale suivante :

$$\theta_e = \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^{\lambda_b} \quad (2.16)$$

θ_e [-] est la teneur en eau volumique réduite

(ψ) [ML⁻¹T⁻²] est la succion

$(\psi_a) = 1/\alpha_b$

λ_b est un paramètre de lissage de la courbe qui est lié à l'agencement des pores

α_b et λ_b peuvent également être estimés par le logiciel RETC de van Genuchten (1980)

Modèle descriptif de van Genuchten

Ce modèle très populaire permet de décrire la courbe de rétention d'eau sur tout le domaine des succions lorsque des valeurs ont été mesurées expérimentalement. Le degré de saturation effectif S_{re} s'écrit :

$$S_{re} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (2.17)$$

α_v est l'inverse de la pression d'entrée d'air et s'écrit $\alpha_v = 1/(\psi_a)$. On l'exprime dans la même unité que la succion.

m_v et n_v sont des constantes d'ajustement du modèle (sans unités). Généralement on fixe $m_v = 1 - 1/n_v$. α_v , m_v et n_v sont déterminés avec le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991). On peut écrire aussi:

$$S_{re} = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} = \frac{S_r - S_{r,res}}{1 - S_{r,res}} \quad (2.18)$$

où S_r est le degré de saturation en eau; S_{rres} le degré de saturation en eau à l'état résiduel; θ , la teneur en eau volumique; θ_s , la teneur en eau volumique saturée ($\theta_s = n$; n étant la porosité); θ_r , teneur en eau volumique à l'état résiduel.

Pour des matériaux granulaires, on peut utiliser aussi la CRE obtenue par l'équation descriptive de van Genuchten pour déterminer la succion résiduelle ψ_r avec la méthode des tangentes décrite plus loin dans le texte (paragraphe 2.2.2).

Modèle descriptif de Fredlund et Xing (1994)

Ce modèle repose sur l'équation suivante:

$$\theta = C(\psi) \frac{\theta_s}{\left\{ \ln \left[e + (\psi / a_f)^{n_f} \right] \right\}^{m_f}} \quad (2.19)$$

avec

$$C(\psi) = 1 - \frac{\ln[1 + (\psi / \psi_r)]}{\ln[1 + (1000000 / \psi_r)]} \quad (2.20)$$

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 la courbe (lié à la teneur en eau résiduelle et la fonction de correction $C(\psi)$).

2.1.3. Modèle de prédiction de la CRE de Kovacs (1981) Modifié

La courbe de rétention d'eau, comme on l'a déjà dit plus haut, peut être déterminée par des méthodes directes au laboratoire ou in situ. Mais, il a été noté dans la littérature que ceci pouvait revenir très cher et en plus de prendre beaucoup de temps. La méthode indirecte par l'utilisation de modèles prédictifs constitue une alternative intéressante. Ces dernières années, de nombreux modèles ont été développés dans le sens d'une détermination rapide et plus facile de la courbe de rétention d'eau à partir des propriétés mesurées au laboratoire (Assouline et al.1998; Rajkai et al., 2004). Les travaux de recherche ont visé surtout à

mettre en relation les capacités de rétention en eau des sols avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. Les caractéristiques les plus souvent utilisées dans ces modèles (appelés aussi fonctions de pédo-tansfert) sont la granulométrie, la densité sèche, la porosité, le pourcentage en minéraux argileux, la quantité de matière organique (Gupta et Larson; 1979; Arya et Paris, 1981; Kovacs, 1981; Haverkamp et Parlange, 1986; Vereeken et al., 1989; Fredlund et al., 2002; Aubertin et al., 1998; 2003).

Le modèle de Kovacs modifié (MK) a été développé au cours de ces dernières années à l'École Polytechnique de Montréal. C'est un modèle qui donne des résultats intéressants car il prend en compte les propriétés physiques telles la granulométrie, l'indice des vides, les limites d'Atterberg. Il est généralement facile à utiliser et donne usuellement une bonne estimation de la courbe de rétention d'eau aussi bien pour des matériaux granulaires que pour des matériaux cohérents et/ou plastiques (matériaux homogènes, isotropes non compressibles).

Le modèle MK fait la distinction entre la succion capillaire S_c (causé par la tension de surface qui existe à l'interface eau/air) et la succion d'adhésion S_a (causée par la surface de contact et la force d'attraction électrique).

Pour des matériaux granulaires, les auteurs écrivent (Aubertin al., 2003):

$$S_r = \frac{\theta}{n} = S_c + S_a^*(1-S_c) \quad (2.21)$$

avec

$$S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle \quad (2.22)$$

$$S_a = a_c C_\psi \frac{(h_{co} / \psi_n)^{2/3}}{e^{1/3} (\psi / \psi_n)^{1/6}} \quad (2.23)$$

$$S_c = 1 - \left[(h_{co} / \psi)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m (h_{co} / \psi)^2 \right] \quad (2.24)$$

$$C_\psi = 1 - \frac{\ln(1 + \psi / \psi_r)}{\ln(1 + \psi_o / \psi_r)} \quad (2.25)$$

h_{co} [L]: hauteur de remontée capillaire équivalente

m [-]: paramètre lié à la distribution des pores ($m = 1/C_u$)

C_u [-]: Coefficient d'uniformité

$a_c [-]$: constante du modèle ($a_c = \text{constante} = 0,01$)

$e [-]$: indice des vides

$\psi [L]$: succion

$\psi_n [L]$: succion de normalisation ($\psi_n = 1$ lorsque h_{co} et ψ sont exprimés en cm)

$\psi_o [L]$: succion à l'état sec ($\psi_o = 10^7$ cm (Fredlund and Xing 1994))

$\psi_r [L]$: succion résiduelle

$C_\psi [-]$: facteur de correction pour que $S_a = 0$ à ψ_o

Estimation de la remontée capillaire équivalente h_{co}

Le modèle de Kovacs modifié utilise h_{co} comme paramètre de référence pour définir la relation entre la teneur en eau volumique et la succion matricielle. h_{co} est dérivé de l'équation de la hauteur de remontée capillaire (h_c) dans un tube où le diamètre d considéré est le diamètre équivalent des pores, d_{eq} . On écrit alors:

$$h_{co,G} = \frac{b}{eD_{10}} \quad (2.26)$$

avec

$$b = \frac{0,75}{1,17 \log(C_u) + 1} \quad (2.27)$$

L'équation (2.21) et les paramètres définis plus haut permettent de tracer la CRE selon le modèle MK. Une illustration tirée de Aubertin et al. (2003) est présentée à la figure 2.4.

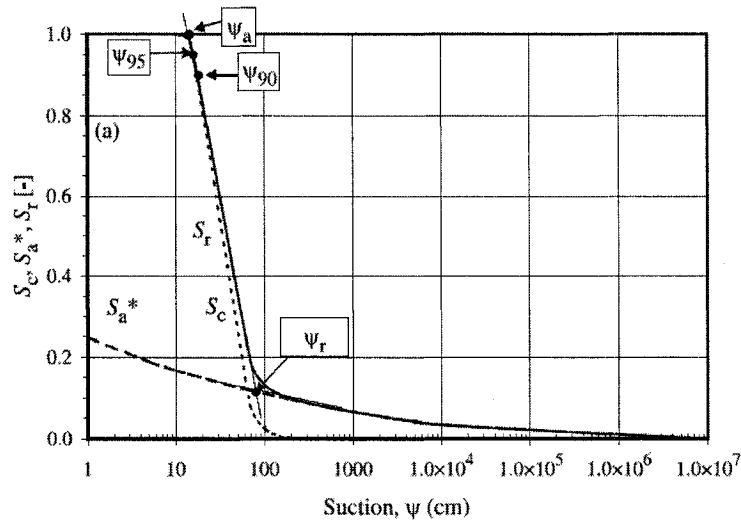


Figure 2. 4. Illustration de la contribution de la succion capillaire (S_c) et de la succion d'adhésion (S_a) au degré de saturation (S_r) pour des matériaux granulaires avec le modèle de Kovacs modifié. (Illustration pour $D_{10} = 0,006$ cm, $C_u = 10$; $e = 0,6$, tirée de Aubertin et al., 2003). La méthode des tangentes est utilisée pour la détermination de ψ_a et ψ_r .

Estimation de la succion résiduelle ψ_r

La succion résiduelle ψ_r , aussi appelée pression d'entrée d'eau (Water Entry Value-WEV) lorsque l'on néglige l'hystérésis de la CRE, s'exprime d'après l'équation (2.28) ci-dessous (Aubertin et al., 2003) :

$$\psi_r = \frac{0,42}{(eD_H)^{1,26}} \quad (2.28)$$

où

$$\Psi_r = \frac{0,42}{(eD_H)^{1,26}} \quad (2.29)$$

Selon Aubertin et al. (1998, 2003) et Mbonimpa et al. (2000, 2002), on peut écrire pour les sols granulaires :

$$D_H = [1 + 1,7 \log(C_u)] D_{10} \quad (2.30)$$

D_H : [L] diamètre équivalent des particules pour un mélange hétérogène

C_u [-] : coefficient d'uniformité = D_{60}/D_{10}

D_{10} [L] : diamètre correspondant 10 % passant sur la courbe de distribution granulométrique

ψ_r peut être déterminé aussi graphiquement sur la CRE obtenue avec le modèle MK en utilisant la méthode des tangentes (fig.2.4) décrite par Fredlund et Xing (1994). Cette méthode est illustrée à la figure 2.4.

Estimation de la pression d'entrée d'air (AEV), ψ_a

La pression d'entrée d'air (AEV), ou ψ_a , est définie comme étant la pression qu'il faut appliquer à un matériau saturé pour débiter le drainage des macropores. Aubertin et al. (2003) ont proposé une expression pour prédire ψ_a :

$$\psi_a = \frac{b_1}{(eD_H)^{x_1}} \quad (2.31)$$

avec

b_1 et x_1 sont des paramètres de la fonction d'estimation ; $b_1 = 0,15$ et $x_1 = 1$, ou $b_1 = 0,43$ et $x_1 = 0,84$ (on obtient expérimentalement la même estimation).

Tout comme pour ψ_r , la valeur de ψ_a peut aussi être estimée graphiquement sur la CRE obtenue par le modèle de Kovacs modifié en utilisant la méthode des tangentes montrée à la figure 2.4.

Maqsood et al. (2006) ont proposé une modification au modèle MK de Aubertin et al. (1998; 2003) par la prise en compte des effets d'hystérésis dans le cas de sol granulaires. Les effets d'hystérésis, présents aussi bien dans les courbes de rétention d'eau que dans les fonctions de perméabilité sont attribués à plusieurs mécanismes. Selon Hillel (1980), Jury et al. (2004), ce sont la non uniformité de la géométrie des pores (Ink bottle effect), la dépendance de l'angle de contact avec la direction de l'écoulement, la présence d'air emprisonné, le changement de volume dû au changement de teneur en eau (pour les sols argileux).

Les effets d'hystérésis entraînent des différences entre les fonctions hydriques mesurées en mouillage ou en drainage. Ces différences sont montrées à la figure 2.5. On peut ainsi

constater que pour la courbe initiale de drainage, la teneur en eau à saturation θ_{ws} est supérieure à celle à saturation θ_{w0} ou à saturation sur la courbe de mouillage.

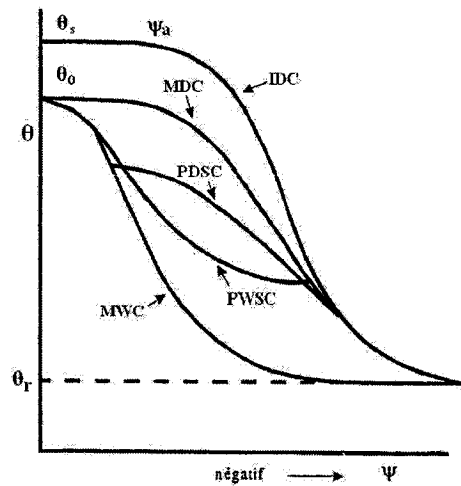


Figure 2. 5. Courbes de rétention d'eau schématisée avec hystérésis; IDC est la courbe initiale en drainage, MWC est la courbe principale en mouillage, MDC est la courbe principale en drainage, PDSC est une courbe intermédiaire en drainage, MWSC est une courbe intermédiaire en mouillage (inspirée de Gillam et al., 1976 et tirée de Bussière 1999).

En considérant la différence de remontée capillaire au mouillage et au drainage qu'ils attribuent à l'effet de l'angle de contact, Maqsoud et al. (2006) proposent une modification de l'équation 2.27 qui devient :

$$b = \frac{0,75 * \text{Cos}\beta}{1,17 \log(C_u) + 1} \quad (2.32)$$

avec $\text{cos}\beta = 1/\varepsilon$; $\varepsilon = h_{coG}/h_{cod}$ h_{coG} : remontée capillaire lors du drainage, h_{cod} : remontée capillaire lors du mouillage.

Le modèle MK peut être très utile durant les premières phases d'un projet, lorsque peu ou pas de résultats d'essais sont disponibles (Aubertin et al., 2003; Maqsoud et al., 2006).

2.1.4. Estimation de la fonction de perméabilité $k(u)$

En milieu non saturé, la conductivité hydraulique k est une fonction de la succion. Il existe plusieurs modèles pour estimer la fonction $k(u)$ principalement à partir de la courbe de rétention d'eau. On exprime habituellement la fonction $k(u)$ à partir de la relation suivante:

$$k(u) = k_{\text{sat}} \times k_r \quad (2.33)$$

où k_{sat} et k_r sont respectivement la conductivité hydraulique saturée et relative.

Pour $\psi \leq \psi_a$, on a généralement $k_r = 1$ et donc $k(u) = k_{\text{sat}}$. La figure 2.6 représente l'évolution de la conductivité hydraulique en fonction de la saturation. La conductivité relative à l'eau (k_r) et à l'air (k_{ra}). La conductivité hydraulique relative à l'eau varie de 0 (sol sec) à 1 (sol complètement saturé). L'inverse se produit pour la conductivité relative en air.

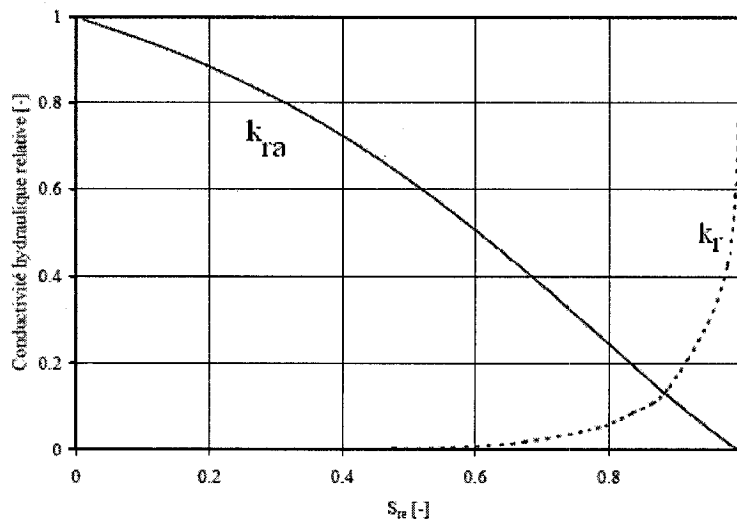


Figure 2. 6. Évolution des fonctions de conductivité relative à l'eau k_r et à l'air k_{ra} pour un sable avec, $\theta_s = 0,40$, $\theta_r = 0,032$, $n_v = 1,60$ et $m_v = 0,374$ (selon le modèle de van Genuchten 1980; tirée de Mbonimpa et al., 2003).

2.1.4.1. Évaluation de la conductivité hydraulique saturée k_{sat}

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer directement la valeur de la conductivité hydraulique saturée k_{sat} que ce soit au laboratoire ou sur le terrain. On peut estimer aussi k_{sat} à partir de modèles prédictifs. Un modèle développé par Mbonimpa et al. (2000; 2002)

permet d'estimer k_{sat} par une modification de la relation de Kozeny-Carman. La relation de départ a été proposée par Aubertin et al. (1996) avec l'introduction d'un paramètre de tortuosité qui est fonction de l'indice des vides. Pour des sols pulvérulents peu plastiques, la conductivité hydraulique saturée k_{sat} peut être estimée selon Mbonimpa et al. (2000; 2002):

$$k_{sat} = C_{KCM} \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w (1+e) \rho_s^2 S_m^2} \quad (2.34)$$

avec e [-]: indice des vides; γ_w [$ML^{-2}T^{-2}$]: poids volumique de l'eau ρ_s : masse volumique de l'eau [ML^{-3}]; μ_w [$ML^{-1}T^{-1}$]: viscosité de l'eau; $x \approx 2$: facteur qui tient compte de la tortuosité

S_m [L^2M^{-1}]: surface spécifique massique.

La forme finale de l'équation, en termes de paramètres géotechniques usuels, est :

$$k_{sat,G} = C_G \frac{\gamma_w e^{3+x}}{\mu_w (1+e)} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad (2.35)$$

avec

$C_G = 0,1$; $\gamma_w = 10 \text{ kN/m}^3$; $\mu_w = 10^{-3} \text{ Pa.s}$; D_{10} en cm; $k_{sat,G}$ en cm/s; $C_u =$ coefficient d'uniformité = D_{60}/D_{10} .

2.1.4.2. Évaluation de la conductivité hydraulique relative k_r

Trois catégories de méthodes (empiriques, macroscopiques et statistiques) sont utilisées pour évaluer k_r (éq.2.33). Les modèles statistiques utilisent la CRE pour prédire $k(\psi)$. Ils reposent sur les trois hypothèses suivantes (Mualem,1976) :

- En milieu poreux, les pores sont interconnectés, et se répartissent de façon aléatoire. La distribution selon la taille est la même dans n'importe quelle section de l'échantillon.
- La courbe de rétention d'eau est considérée analogue à la fonction de distribution des rayons des pores.
- L'équation de Hagen-Poiseuille est supposée valide et elle est utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique de chaque pore. La conductivité hydraulique globale prend en compte seulement les pores qui contribuent à l'écoulement.

Les modèles statistiques les plus souvent utilisés (selon Bussière, 1999) sont ceux proposées par Childs et Collis-Georges (1950), Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et al. (1994). Ils s'expriment selon les équations suivantes :

- *Modèle statistique de Childs & Collis-Georges (1950)*

$$k_r = \frac{k}{k_{sat}} = \theta_e \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 (1 - \zeta) \psi^{-2}(\zeta) d\zeta} \quad (2.36)$$

l : paramètre représentant l'interconnectivité des pores; ζ : variable d'intégration.

Green et Corey (1971) proposent l'équation suivante ( q. 2-37) comme solution explicite au modèle de Childs & Collis-George ( q. 2-36). Cette solution est implantée dans le logiciel de modélisation SEEP/W de Geoslope.

$$k(\theta)_{icc} = \frac{k_{sat}}{k_{sc}} * \frac{30T_w^2}{\mu g \rho_w} * \frac{\theta_s^{p_{cc}}}{n_{cc}^2} * \sum_{j=i}^{m_{cc}} [(2j_{cc} + 1 - 2i_{cc}) \psi_i^{-2}] \quad (2.37)$$

où

$k(\theta)_{icc}$ est la conductivité hydraulique calculée pour une certaine teneur en eau θ_i correspondant au i ème intervalle; i_{cc} est le numéro d'intervalles qui augmente avec la diminution de θ ; j_{cc} est une variable pour un compteur de i   m ;

k_{sat}/k_{sc} est la conductivité hydraulique mesurée en condition saturée / la conductivité hydraulique calculée pour une condition saturée; T_w est la tension de surface; μ est la viscosité absolue de l'eau; g est l'accélération gravitationnelle; ρ_w est la masse volumique de l'eau; θ_s est la teneur en eau volumique en condition saturée; p_{cc} est une constante pour les interactions entre les pores de différentes dimensions; n_{cc} est le nombre total d'intervalles calculé entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau égale à zéro; m_{cc} est le nombre total d'intervalle entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau volumique la plus faible sur la courbe de rétention d'eau; ψ_i est la succion correspondant au point milieu de l'intervalle i .

- *Modèle statistique de Burdine (1953)*

$$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^2 \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int \psi^{-2}(\zeta) d\zeta} \quad (2.38)$$

van Genuchten (1980) a proposé une solution approchée de la teneur en eau volumique qui s'écrit :

$$k_r = \theta_e^l \left[1 - (1 - \theta_e^{1/m_v})^{m_v} \right] \quad (2.39)$$

avec $m_v = 1 - 2/n_v$

m_v et n_v sont des constantes d'ajustement du modèle, (sans unités).

- *Modèle statistique de Van Genuchten-Mualem (1980)*

$$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^l \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2 \quad (2.40)$$

$$k_r = S_{re}^l \left[1 - (1 - S_{re}^{1/m_v})^{m_v} \right]^2 \quad (2.41)$$

avec $m_v = 1 - 1/n_v$

α_v , n_v et m_v sont les constantes d'ajustement du modèle. (On utilise usuellement $m_v = 1 - 1/n_v$ et $l = 0,5$)

- *Modèle statistique de Fredlund et al (1994)*

$$k_r = \frac{k(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\int_{\psi_r}^{\psi_s} \frac{\theta(\zeta) - \theta(\psi)}{\zeta^2} \theta'(\zeta) d\zeta}{\int_{\psi_a}^{\psi_r} \frac{\theta(\zeta) - \theta(\psi)}{\zeta^2} \theta'(\zeta) d\zeta} \quad (2.42)$$

La fonction de perméabilité peut aussi être obtenue par la résolution des sommations suivantes :

$$k_r = \frac{\sum_{i=j}^N \frac{\theta(e^{\bar{y}_i}) - \theta(\psi)}{e^{\bar{y}_i}} \theta'(e^{\bar{y}_i})}{\sum_{i=1}^N \frac{\theta(e^{\bar{y}_i}) - \theta_s}{e^{\bar{y}_i}} \theta'(e^{\bar{y}_i})} \quad (2.43)$$

où

N est le nombre de sous-intervalles; i est une variable compteur; j est le numéro de l'intervalle

\bar{y}_i est le point milieu du i ème intervalle; θ' est la dérivée de l'équation du modèle de description de la courbe de succion proposée par Fredlund et Xing (1994) (équation 2-42); θ_s est la teneur en eau volumique à saturation ($\theta_s = n$).

Les modèles de Fredlund et al (1994) et de van Genuchten-Mualem (1980) sont intégrés dans le logiciel SEEP/W comme méthode de prédiction de la fonction de perméabilité à partir de la courbe de rétention d'eau.

Bussière et al. (1999) présente aussi divers modèles empiriques (tels ceux de Gardner 1958; et de Rijtema, 1965) et quelques modèles macroscopiques (tels celui de Irmay 1954, Corey, 1954).

Les différents modèles de prédiction développés plus haut permettent ainsi de mieux comprendre les transferts hydriques dans les sols non saturés. Mais les échanges hydriques et gazeux dans ces types de sol constituent des phénomènes interdépendants. Aussi, il est important de comprendre les mécanismes de transferts gazeux. Dans ce qui suit, on décrit de façon plus détaillée les processus de diffusion et d'advection.

2.2. Transport de l'oxygène à travers un milieu poreux variablement saturé

Dans les sols fins non saturés, le transport de l'oxygène se fait généralement par diffusion moléculaire et aussi par advection en phase gazeuse ou aqueuse (Collin, 1987; Nicholson et al. 1989). La diffusion est un processus de transport contrôlé par le gradient de concentration ou de pression partielle qui fait en sorte que le mouvement moléculaire se fait des zones à concentration élevée vers les zones à concentration plus faible. Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau D_w^0 comme on l'a déjà dit plus haut est d'environ 10 000 fois plus faible que celui dans l'air D_a^0 ($D_w^0 \cong 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ et $D_a^0 \cong 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ aux conditions ambiantes. La concentration relative de l'oxygène dans l'air est également environ 30 fois supérieure (en pourcentage poids) à celle dans l'eau.

2.2.1 Diffusion moléculaire de l'oxygène et équations de bases

Si on néglige la diffusion en phase aqueuse, le flux de diffusion gazeux peut être décrit par la première loi de Fick (éq.1.6). La deuxième loi de Fick qui exprime l'évolution de la concentration de gaz dans le temps en fonction de la profondeur peut alors s'écrire :

$$\theta_a \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (2.44)$$

θ_a : teneur volumique en air [L^3L^{-3}]

D_e : coefficient de diffusion effectif de l'oxygène [L^2T^{-1}]

C : concentration [ML^3]

z : profondeur [L]

t : [T]

Les équations (1.6) et (2.44) ne sont valables que pour les matériaux non réactifs. Dans le cas de matériaux réactifs, il faut aussi tenir compte de la consommation d'oxygène par les minéraux sulfureux. Pour ce faire un coefficient du taux de réaction cinétique K_r est introduit et celui-ci va contrôler le taux de consommation d'oxygène par les sulfures. Si on considère que la diffusion de l'oxygène se fait à travers des pores partiellement remplis d'air et d'eau, on peut alors incorporer les deux types de diffusion (gazeuse et aqueuse) dans la première et deuxième loi de Fick (Aubertin et al., 1999; 2000). Ainsi, l'équation de continuité qui tient compte de la consommation d'oxygène peut être décrite par la seconde loi de Fick modifiée (Crank, 1975, Aachib, 1997, Elberling et Nicholson 1996) qui se définit par l'équation différentielle suivante (Mbonimpa et al., 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} (D_e \frac{\partial C}{\partial z}) - K_r C \quad (2.45)$$

avec

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta \quad H = C_w/C_a \quad (2.46)$$

où

C_w : concentration de l'oxygène dans l'eau ($\cong 0,28$ moles/ m^3) à 20°C

C_a : concentration de l'oxygène dans l'air ($\cong 20.9\%$, ou 8,7 moles/ m^3 , ou 276 g/ m^3 à la pression atmosphérique)

H : constante d'équilibre de Henri $\cong 0,03$

θ_{eq} : porosité équivalente

K_r [T^{-1}] : coefficient de la réaction (ou vitesse d'oxydation) des sulfures

On peut aussi écrire (Hillel, 1998):

$$C_w = s_c \frac{P_i}{P_{atm}} \quad (2.47)$$

avec

P_i : pression partielle du gaz;

P_{atm} : pression atmosphérique;

s_c : solubilité du gaz dans l'eau. La solubilité dépend de la pression, de la température (et de la salinité de l'eau).

Pour généraliser, on définit aussi des paramètres apparents ou globaux, D^* [L^2T^{-1}] et K_r^* [T^{-1}]:

$$D_e = \theta_{eq} D^* \quad (2.48)$$

et

$$K_r = \theta_{eq} K_r^* \quad (2.49)$$

En posant que $\theta_{eq} \neq f(z,t)$ et que $D^* \neq f(z)$, alors l'équation (2.44) devient:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.50)$$

Des solutions analytiques à ces équations de Fick existent pour des cas simples; sinon des solutions numériques sont requises (Mbonimpa et al., 2003).

Dans le cas de rejets réactifs (uniquement) et si les conditions varient peu dans un court laps de temps, on peut considérer un état (pseudo)stationnaire à court terme (i.e. $\partial C/\partial t = 0$), et on pose $C = 0$ lorsque $z \rightarrow \infty$. Le profil de concentration d'oxygène (solution à la 2^{ème} loi de Fick) peut s'écrire (e.g Nicholson et al., 1989; Elberling et al., 1994; Mbonimpa et al., 2003):

$$C = C_0 \exp(-z\sqrt{K_r^*/D^*}) = C_0 \exp(-z\sqrt{K_r/D_e}) \quad (2.51)$$

Avec la première loi de Fick, le flux

stationnaire de surface F_0 entrant dans les rejets peut s'écrire (e.g. Nicholson et al., 1989; Elberling et al., 1994) :

$$F_0(z=0) = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* K_r^*} = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (2.52)$$

2.2.2. Advection en phase gazeuse et advection aqueuse

Dans les rejets de concentrateur, il est généralement reconnu que c'est le transport par diffusion de l'oxygène qui est le plus important, par rapport à celui par advection, compte tenu de leur faible perméabilité intrinsèque (donc d'une faible conductivité pneumatique). Le transport par advection (plus important dans les haldes à stériles) peut résulter de l'écoulement turbulent causé par l'action du vent, des gradients de pression dus aux variations barométriques et de l'infiltration de l'eau (contenant O_2 et N_2 dissous). Ce type de transport peut résulter aussi des phénomènes de convection (Mbonimpa et Aubertin 2003). Physiquement, on peut considérer l'advection gazeuse comme étant similaire au mouvement de l'eau dans les résidus. L'advection aqueuse est causée par l'infiltration de l'eau contenant de l'oxygène dissout. Ce mode de transport dépend des caractéristiques hydriques du milieu poreux non saturé et du taux de dissolution de l'oxygène dans l'eau.

L'eau et le gaz (O_2) sont considérés comme deux liquides partiellement immiscibles dont le déplacement simultané dans les pores est interdépendant (Mbonimpa et Aubertin, 2003). Cet écoulement eau-gaz peut être représenté par la loi de Darcy généralisée.

2.2.2.1. Effets des gradients de pression d'air

Les variations de pressions atmosphériques peuvent causer le transport d'importantes quantités d'oxygène dans la partie superficielle des résidus (Collin, 1987). Dans de tels cas, l'écoulement de l'air en milieu poreux non saturé peut être représenté par une loi dynamique similaire à la loi de Darcy pour l'écoulement de l'eau en milieu saturé. On écrit (pour une dimension, Collin, 1987):

$$F_a = -K \frac{k_{ra}}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} (P_a + \rho_a g z) \quad (2.53)$$

F_a [LT^{-1} ou $L^3L^{-2}T^{-1}$]: Flux d'air (ou débit spécifique)

K [L^2]: perméabilité intrinsèque du milieu

k_{ra} [L^2T^{-1}] : conductivité relative pour l'air;

P_a [$ML^{-1}T^{-2}$] : pression de la phase gazeuse

ρ_a [ML^{-3}] : la masse volumique de la phase gazeuse

μ_a [$ML^{-1}T^{-1}$] : viscosité dynamique de la phase gazeuse

g [LT^{-2}] : accélération de la pesanteur;

z [L] : position.

Le flux d'oxygène F_o s'écrit alors (Nastev et al.2001):

$$F_o = F_a C_a = -K \frac{k_{ra}}{\mu_a} \text{grad}(P_a + \rho_a g z) \times C_a \quad (2.54)$$

C_a [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$] : concentration de l'oxygène dans l'air

À l'image de l'équation de continuité de Richard (1931) pour l'écoulement de l'eau en milieu non saturé (éq.2.14), on peut écrire l'équation de continuité correspondante pour l'écoulement de l'air en milieu non saturé :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_a \theta_a) = -\frac{\partial}{\partial z}(\rho_a F_a) = \frac{\partial}{\partial z}(\rho_a K \frac{k_{ra}}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z}(P_a + \rho_a g z)) \quad (2.55)$$

θ_a [-] : teneur volumique en air,

t [T] : temps

La valeur de ρ_a peut être calculée pour l'air sec : (Lefèbvre, 1994)

$$\rho_{a,sec} = \frac{P_{atm} M_a}{R(273,15 + T_c)} \quad (2.56)$$

et pour l'air saturé en vapeur d'eau :

$$\rho_{a,sat} = \frac{M_a P_{atm} - (M_a - M_w) \times P_{sat}}{R(273,15 + T_c)} \quad (2.57)$$

M_a : masse moléculaire de l'air (0,02896kg/mole)

M_w : masse moléculaire de l'eau (0,018016 kg/mole)

R : constante des gaz (8.31456 Pa.m³/mole.K)

P_{atm} : pression atmosphérique (101325 Pa)

P_{sat} : pression de vapeur saturante (Pa)

T_c : Température (°C)

La conductivité pneumatique du milieu saturée en air k_{sa} [LT^{-1}] s'écrit :

$$k_{sa} = K \frac{\rho_a g}{\mu_a} \quad (2.58)$$

$K [L^2]$: Perméabilité intrinsèque du milieu

On peut aussi écrire k_{sa} en fonction de la conductivité hydraulique du milieu saturé en eau $k_{sat} [LT^{-1}]$ à partir de l'équation (2.58) :

$$k_{sa} = \frac{\rho_a}{\rho_w} \frac{\mu_w}{\mu_a} k_{sat} \quad (2.59)$$

À 20°C (par exemple) : $\rho_a = 1,2 \text{ kg/m}^3$, $\mu_a = 1,81 \times 10^{-5} \text{ Pa}\cdot\text{s}$, $\rho_w = 1000 \text{ kg/m}^3$, et $\mu_w = 1 \times 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$, $k_{sa} = [LT^{-1}]$

On obtient donc que :

$$k_{sa} = 0,066 \times k_{sat} \quad (2.60)$$

D'autre part, la perméabilité relative à l'air k_{ra} du milieu poreux non saturé peut s'écrire :

$$k_{ra} = (1 - S_{re})^{0,5} (1 - S_{re}^{1/m_v})^{2m_v} \quad (\text{Parker 1989; Lefebvre 1994}) \quad (2.61)$$

avec m_v = paramètre du modèle de van Genuchten

Le degré de saturation effectif S_{re} peut être déterminé à partir de l'équation (2-32).

Alternativement avec l'approche de Brooks and Corey (1964) on peut aussi écrire :

$$k_{ra} = (1 - S_{re})^2 (1 - S_{re}^{(2+\chi)/\chi}) \quad (2.62)$$

avec

$$S_{re} = (\psi_a/\psi)^\chi \quad (2.63)$$

S_{re} : degré de saturation effectif

ψ_a : pression d'entrée d'air;

ψ : succion matricielle;

χ : index de la géométrie des pores.

2.2.2.2. Transport de l'oxygène avec l'eau de percolation

L'eau d'infiltration peut transporter l'oxygène dissous en profondeur vers les résidus réactifs. Le flux d'oxygène F_o résultant peut être estimé à partir de l'équation suivante :

$$F_o = F_w C_w \quad (2.64)$$

avec

F_w [LT^{-1} ou $L^3L^{-2}T^{-1}$] : débit spécifique d'infiltration de l'eau à travers les résidus;

C_w [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$] : concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration.

La concentration en oxygène dissous de l'eau est fonction de la température et de la pression. La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue quand la température augmente et elle augmente quand la pression augmente. Le transport de l'oxygène dissous dans l'eau d'infiltration ne serait importante que si la conductivité hydraulique saturée k_{sat} est supérieure à environ 10^{-5} m/s (Mbonimpa et Aubertin, 2003).

2.2.3. Détermination du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux de réaction cinétique K_r

Les valeurs du coefficient de diffusion D_e et du coefficient du taux de réaction cinétique K_r peuvent être déterminées à partir de relations empiriques et semi empiriques, d'essais au laboratoire ou sur le terrain. Ces dernières années, beaucoup de travaux ont été effectués au laboratoire pour améliorer la détermination du coefficient de diffusion D_e et du coefficient du taux de réaction K_r . On peut ainsi citer Elberling et al. (1994, 1996), Tremblay (1995), Aachib (1997), Yanful et al. (1998), Aubertin et al. (1995, 1999, 2000), Bussière et al. (2002 ; 2004), Aachib et al. (2002; 2004), Mbonimpa et al. (2002 ; 2003). Ces travaux ont permis de déterminer les valeurs de D_e et K_r en relation avec les facteurs d'influence, principalement le pourcentage de sulfures dans les résidus miniers ainsi que de leur teneur en eau.

2.2.3.1. Estimation par des relations empiriques et semi empiriques

Estimation du coefficient de diffusion effectif D_e

Le phénomène de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux partiellement saturé est reconnu comme étant assez complexe. Plusieurs méthodes (empiriques, semi-empiriques ou expérimentales) ont été développées pour évaluer la valeur du coefficient de diffusion en condition non saturée. Parmi les modèles disponibles, il y a celles qui ne prennent en compte que la phase air. Ils reposent sur la formule suivante :

$$D_e = D_a = \theta_a T_a D_a^0 \quad (2.65)$$

avec

D_a [L^2T^{-1}] : coefficient de diffusion dans l'air

D_a^0 [L^2T^{-1}] : Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air $\cong 1,8 \times 10^{-5}$ m²/s aux conditions ambiantes

θ_a : teneur en air volumique (L^3L^{-3})

T_a : Coefficient de tortuosité de l'air

Les propositions pour le paramètre T_a sont les suivantes :

$$T_a = 0,66 \quad \text{de Penman (1940), cité par Achib et al. (2002)} \quad (2.66)$$

$$T_a = \frac{\theta_a^{7/3}}{n^2} \quad \text{de Millington et Quirk (1961), cité par Mbonimpa et al.} \quad (2.67)$$

(2003)

$$T_a = \frac{\theta_a}{n^{2/3}} \quad \text{de Millington et Quirk (1960), cité par Mbonimpa et al.} \quad (2.68)$$

(2003)

Les données de la littérature montrent que D_e dépend des caractéristiques de base du milieu telles que la porosité (n), la teneur en eau volumique (θ) et, de ce fait du degré de saturation S_r (voir figure 2.7, qui montre des valeurs de D_e de plus en plus faibles avec une augmentation du degré de saturation). Toutefois, l'approche précédente ne prend pas en compte la diffusion de l'oxygène dans la phase eau. Cela entraîne que D_e tend vers zéro lorsque S_r tend vers 100 %, ce qui ne correspond pas à la réalité.

Quand la phase air est continue dans un milieu non saturé ($S_r \leq 85-90$ %), la diffusion des gaz se fait principalement à travers les pores remplis d'air. Dans ce cas, on peut considérer que le coefficient de diffusion D_e peut être exprimé uniquement comme une fonction de θ_a parce qu'il y a une très faible diffusion avec la phase aqueuse. À un degré de saturation élevé ($S_r \geq 85-90$ %), la phase gazeuse devient discontinue et il y a à la fois diffusion dans l'air et dans l'eau. À saturation complète, la diffusion ne se produit qu'à travers l'eau.

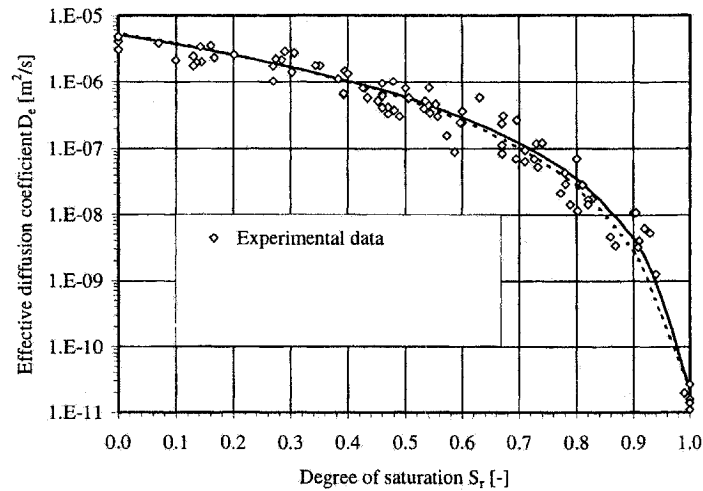


Figure 2.7. Courbe montrant la relation entre le degré de saturation et coefficient de diffusion effectif tirée de Mbonimpa et al. (2003).

Aubertin et al. (1995, 1999; 2000), Mbonimpa et al. (2003) et Aachib et al. (2004) ont utilisé les équations développées par Millington et Quirk (1961), Millington et Shearer (1971) et modifiées par Collin (1987) et Mbonimpa et al. (2003) pour tenir compte aussi bien de la diffusion dans la phase air que dans la phase eau. Cette équation peut s'écrire :

$$D_e = D_a + HD_w \quad (2.69)$$

avec

$$D_w = \theta D_w^0 T_w \quad (2.70)$$

D_w [L^2T^{-1}] : coefficient de diffusion dans l'eau

D_w^0 [L^2T^{-1}] : Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau $\cong 2.5 \times 10^{-9}$ m²/s aux conditions ambiantes;

D_a s'exprime selon l'équation (2.65) vue plus haut;

T_w : Coefficient de tortuosité de l'eau;

T_a et T_w dans ce modèle dépendent de la porosité, de l'interconnexion et de la forme des pores.

Selon le modèle de Collin (1987) et Mbonimpa et al. (2003), on peut écrire :

$$T_a = \frac{\theta_a^{2x+1}}{n^2} \quad (2.71)$$

$$T_w = \frac{\theta^{2y+1}}{n^2} \quad (2.72)$$

$$\theta_a^{2x} + (1 - \theta_a)^x = 1 \quad (2.73)$$

et

$$\theta^{2y} + (1 - \theta)^y = 1 \quad (2.74)$$

Aachib et al. (2004) ont noté que les paramètres x et y s'expriment en fonction du degré de saturation S_r , x augmentant avec le degré de saturation contrairement à y qui décroît. Ils proposent pour une estimation de D_e , les valeurs de $x = y = 0,65$ pour les équations (2.71) et (2.72).

Aubertin et al. (2000) et Mbonimpa et al. (2002; 2003), Aachib et al. (2002; 2004) ont proposé une équation alternative pour le calcul de D_e :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + HD_w^0 \theta^{p_w}) \quad (2.75)$$

n est la porosité, p_a et p_w sont des exposants qui tiennent compte de la tortuosité dans l'air et dans l'eau ($p_a = f(\theta_a)$ et $p_w = f(\theta)$).

Aubertin et al. (2000), Mbonimpa et al. (2002; 2003) proposent de prendre $p_a = p_w = p$. Des valeurs assez réalistes peuvent être obtenues en fixant $p \cong 3,3$. Les valeurs de D_e décroissent avec l'augmentation de p . Une autre proposition de calcul de p_a et p_w qui tient compte de la teneur en eau est proposée dans Aachib et al. (2004) avec :

$$p_a = 1,201\theta_a^3 - 1,51\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad (2.76)$$

$$p_w = 1,201\theta^3 - 1,51\theta^2 + 0,987\theta + 3,119 \quad (2.77)$$

Détermination du coefficient du taux de réaction ou de consommation d'oxygène K_r

Collin (1987) propose un modèle basé sur la surface réactive où le taux de consommation varie linéairement avec la proportion de sulfures. Le modèle proposé prend en compte la

porosité totale et le diamètre équivalent des grains. On peut ainsi écrire, en considérant la réaction cinétique de premier ordre que:

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1-n) C_p \quad (2.78)$$

D_H : [L] diamètre équivalent des particules pour un mélange hétérogène

C_p [-] : pourcentage de pyrite

K' [$L^3 L^{-2} T^{-1}$] : réactivité de la pyrite avec l'oxygène; $K' \approx 15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{O}_2 / \text{m}^2 \text{ pyrite} / \text{année}$.

n [-] : porosité

Aubertin et al. (1998, 2003); Mbonimpa et al. (2000, 2002) ont proposé l'équation (2.30) vue précédemment pour D_H . L'équation 2.78 indique que K_r est fonction de la granulométrie et du pourcentage des particules de sulfures présentes dans un échantillon.

2.2.3.2. Détermination expérimentale de D_e et K_r

Approche Elberling et al. (1994; 1996) : Essais de courte durée (2-5 heures)

Le calcul du flux d'oxygène dans les résidus par la méthode standard de consommation d'oxygène peut se faire à partir d'essais in situ sur le terrain (Bussière et al., 2002; Mbonimpa et al., 2002) ou par des essais cinétiques en colonne au laboratoire (Elberling et al., 1994; 1996) tels que montrés à la figure 3.7. Elberling et al. (1994; 1996) ont essayé de déterminer K_r et D_e au laboratoire à partir d'essais en colonne comportant des cycles de rinçage. Une pierre poreuse en céramique est placée à la base de la colonne contenant les résidus. Cette pierre poreuse permet de simuler l'effet d'une nappe phréatique. Une ouverture située à la base de la colonne permet de récupérer l'eau du rinçage. Un capteur d'oxygène est placé au-dessus de la colonne pour mesurer la variation de la concentration en oxygène dans le réservoir source. Les mesures se font avant chaque période de rinçage. Un réservoir source est maintenu au-dessus de la colonne et l'oxygène est consommé par les résidus réactifs pour l'oxydation de la pyrite. La concentration en oxygène va diminuer avec le temps et tendre vers zéro. En posant comme hypothèse qu'il y a un régime permanent avant les mesures et en considérant que la réaction cinétique d'oxydation de la pyrite est de premier ordre, on peut écrire (pour un état pseudo stationnaire) :

$$D_e \frac{d^2 C}{dz^2} - K_r C = 0 \quad (2.79)$$

À l'équilibre, si K_r et D_e sont constants, le flux d'oxygène peut s'écrire avec l'équation (2.52) vue précédemment pour les conditions aux frontières au laboratoire $C(z) = C_0$ à $z = 0$ et $C(z) = 0$ à $z \rightarrow \infty$

Pour un tel essai, l'équation de continuité de l'oxygène peut s'exprimer de la façon suivante (Elberling et al. 1994):

$$V \frac{dC}{dt} = AC(K_r D_e)^{0.5} \quad (2.80)$$

où A est l'aire du contenant des résidus et V le volume de la chambre vide.

Pour les conditions initiales de $C = C_0$ à $t = 0$, la solution de l'équation ci-dessus est:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t(K_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} \quad (2.81)$$

La pente de la droite $\ln(C/C_0)$ en fonction du temps donne la valeur de $(K_r D_e)$ si le rapport A/V est connu. En substituant la valeur de $(K_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation (2.52), on obtient le flux à la surface des résidus.

Cette méthode de calcul ne permet pas de distinguer le coefficient de diffusion D_e et la constante de réaction cinétique K_r . Elle n'est valable aussi que pour des essais de courtes durées puisque l'on suppose que la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir source est faible (inférieure à 3 % selon Tibble et Nicholson, 1997).

Approche alternative basée sur des essais de longue durée

La méthode de consommation d'oxygène de courte durée proposée par Elberling et al. (1994, 1996) a été conçue pour des mesures du coefficient du taux de réaction de résidus réactifs. Les flux d'oxygène sont généralement très faibles (inférieurs à 2 moles $O_2/m^2/an$) dans le cas des CEBC. Les limites de précision des senseurs ainsi que les incertitudes sur les conditions de terrain font que la méthode de courte durée n'est pas adaptée pour ces mesures de faibles flux (Bussière et al. 2002; Mbonimpa et al. 2002). De plus, si les essais se font pendant une longue durée, l'équation (2.80) n'est plus valide puisqu'on doit considérer $C_0 \approx 0$ et $t \approx 0$. La méthode n'est également pas valable quand la couche de rétention d'eau du CEBC est faite avec des matériaux réactifs. Pour ces raisons, Mbonimpa et al. (2002) et Bussière et al. (2002), ont proposé une autre approche qui est une modification de la méthode de consommation d'oxygène d'Elberling et al. (1994, 1996).

Elle permet de déterminer séparément les valeurs de D_e et K_r pour des essais de longue période et améliore aussi la précision des mesures à travers les recouvrements.

La procédure expérimentale au laboratoire se base sur un état transitoire en système fermé avec une variation de la concentration d'oxygène en fonction du temps dans un réservoir source et dans un réservoir récepteur. La figure 2.8 présente la cellule de diffusion utilisée. Elle comprend un réservoir source et un réservoir récepteur.

On mesure à l'aide d'un capteur d'oxygène la variation de la concentration de l'oxygène dans un réservoir source placé au-dessus des résidus. Le corps de la cellule est constitué par un cylindre en PVC. L'échantillon à tester, très souvent de granulométrie fine (dans le cas des résidus miniers) est placé dans la cellule sur un matériau sableux. A cause du contraste de granulométrie entre les deux matériaux, il se crée un effet de barrière capillaire qui permet à l'échantillon de ne pas se drainer. Deux capteurs d'oxygène de type Teledynem, chacun connecté à un analyseur d'oxygène, sont fixés sur une plaque au dessus et en dessous de la cellule. Des valves qui sont maintenues fermées durant l'essai et situées de part et d'autre des réservoirs permettent de purger le système à l'azote avant l'essai pour éliminer l'oxygène dans la cellule.

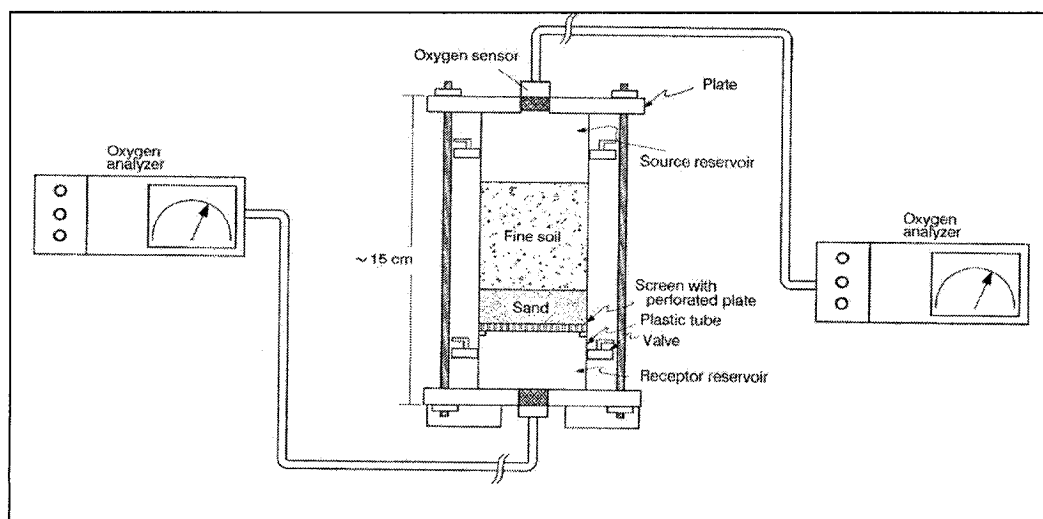


Figure 2.8. Cellule de diffusion au laboratoire (tirée de Aubertin et al., 1995).

Le réservoir récepteur peut être supprimé et le capteur placé sur le couvercle de la cellule mesure uniquement la consommation d'oxygène.

Au début de l'essai, on ouvre le réservoir source brièvement à l'atmosphère pour atteindre une concentration en oxygène de 20,9% ou 8,71 moles/m³ air. Le capteur à oxygène permet de suivre la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir source et dans le réservoir récepteur pendant la durée de l'essai jusqu'à l'obtention d'un état stationnaire. La durée de l'essai est principalement fonction du coefficient de diffusion effectif D_e ou du degré de saturation S_r .

La procédure expérimentale in situ comme décrite par Tibble (1997), Bussière et al. (2002), Mbonimpa et al. (2002) et Dagenais (2005), utilise un tube cylindrique en aluminium que l'on enfonce dans les résidus (figure 2.9). La longueur du cylindre est choisie de sorte qu'une fois installée verticalement, elle puisse atteindre une zone fortement saturée. Ceci permet de définir une bonne zone de test et d'éviter la migration horizontale de gaz durant le test (Tibble 1997). La partie supérieure du tube est munie d'un capteur d'oxygène qui mesure la décroissance de la concentration en oxygène dans un espace clos au-dessus des résidus réactifs pendant le test dans une courte période de temps (de 3 à 5 heures). Les modifications proposées par Bussière et al. (2002) comparativement à la méthode de courte durée sont résumées sur le tableau 2.1. Le schéma procédural est donné à la figure 2.9.

La comparaison de la variation de la concentration d'oxygène mesurée dans le temps avec celle calculée par le logiciel POLLUTE (Rowe et al. 1998) qui résout les équations de Fick développées plus haut, permet d'obtenir la valeur du coefficient de diffusion effectif D_e et de la constante de réaction cinétique K_r .

Dans le modèle POLLUTE, la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir source et récepteur est donnée par les équations suivantes :

$$C_h(t) = C_{0,h} - \frac{1}{H_h} \int_0^t F_s(t) dt \quad (2.82)$$

$$C_b(t) = C_{0,b} - \frac{1}{H_b} \int_0^t F_b(t) dt \quad (2.83)$$

où H est la hauteur équivalente du réservoir (H_h pour la source en haut et H_b pour le récepteur en bas), F est le flux à travers la surface (F_s pour la source et F_b pour le récepteur), C_0 est la concentration initiale ($C_{0,h}$ pour la source et $C_{0,b}$ pour le récepteur), t est le temps. Les paramètres introduits dans le modèle sont la teneur en eau équivalente (θ_{eq}) calculée selon l'équation (2.46) et le coefficient de diffusion D^* calculée selon l'équation (2.48). Le coefficient de diffusion effectif peut être obtenu avec l'équation (2.75). Le coefficient du taux de réaction K_r est estimé à partir du temps de demi-vie ($t_{1/2}^*$) selon l'équation suivante :

$$t_{1/2}^* = \frac{\ln 2}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad (2.84)$$

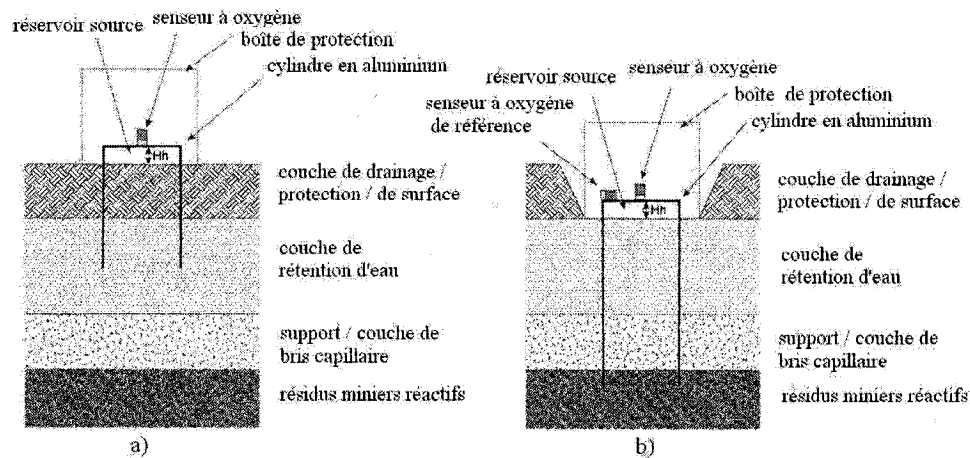


Figure 2. 9. Montage de l'essai de consommation d'oxygène en cellule de diffusion sur le terrain dans le cas d'une CEBC pour les essais à courte durée (a) et pour les essais à longue durée (b) (tirée de Dagenais 2005).

Tableau 2. 1. Modifications au modèle de consommation d'oxygène de courte durée proposées par Mbonimpa et al.(2002) et Bussière et al. (2002).

Caractéristiques du test	Méthode standard de courte durée	Méthode modifiée de longue durée
Durée du test	1 à 3 heures	4 à 5 jours
Longueur du cylindre	0,5 à 1 m (doit atteindre la couche de rétention d'eau)	1 à 1,5 m (doit atteindre les résidus sous la couverture)
Effets climatiques	non applicable	estimés avec un senseur de référence
Caractéristiques du sol	non applicable	peuvent être utilisées pour valider les résultats
Interprétation	hypothèse de régime stationnaire	interprétation avec modèle numérique pour conditions transitoires
Effet de consommation de la couche de rétention d'eau	Non applicable	peut intégrer un taux de réaction pour les couches à rétention d'eau

2.2.4. Facteurs qui influencent la consommation d'oxygène par les résidus miniers réactifs

Dans l'équation 1.1 (chapitre 1) d'oxydation de la pyrite, la disponibilité de l'oxygène constitue un des éléments les plus importants. La quantité d'oxygène qui peut être consommée dans la réaction d'oxydation des sulfures est influencée par plusieurs facteurs dont les plus importants sont présentés ci-dessous.

2.2.4.1. Type de sulfures : réactivité relative

Le degré de transformation des sulfures dépend dans une très grande mesure de leur composition minérale, ce qui va se traduire par une instabilité variable en présence d'oxygène. Le tableau 2.2 résume les réactions d'oxydation de quelques sulfures.

D'après l'équation 1.1, l'oxydation directe d'une mole de pyrite nécessite une consommation de 3 moles et demie d'oxygène et il y a production de 2 moles d'acide.

Jambor (1994) a donné une suite de réactivité relative en partant des sulfures les moins stables vers les sulfures les plus stables dans les mêmes conditions de pH avec:

Pyrrhotite>galène-sphalérite>pyrite-arsénopyrite>chalcopyrite>magnétite.

La pyrrhotite s'oxyderait 20 à 100 fois plus rapidement que la pyrite (Nicholson et al., 1994).

Tableau 2.2. Réaction d'oxydation des sulfures (d'après Plumlee, 1999 et tiré de Dagenais, 2005).

Minéral	Formule	Réactions	Moles d'acide
Pyrite	FeS ₂	$\text{FeS}_2 + 3,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$\text{FeS}_2 + 3,75\text{O}_2 + 0,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	1
		$\text{FeS}_2 + 3,75\text{O}_2 + 3,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	4
		$\text{FeS}_2 + 14\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = 15\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	16
Pyrrhotite	Fe _x S	$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 1,95\text{O}_2 + 0,1\text{H}_2\text{O} = 0,9\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 0,2\text{H}^+$	0,2
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 2,175\text{O}_2 + 0,7\text{H}^+ = 0,9\text{Fe}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 0,35\text{H}_2\text{O}$	-0,7
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 2,175\text{O}_2 + 2,35\text{H}_2\text{O} = 0,9\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 7,8\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = 8,7\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$	8
Sphalérite	ZnS	$\text{MS} + 2\text{O}_2 = \text{M}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$ (M = Zn, Cu, Pb)	0
Covellite	CuS	$\text{MS} + 8\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{M}^{2+} + 8\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$	8
Galène	PbS	$\text{PbS} + 2\text{O}_2 = \text{PbSO}_4$ (anglésite)	0
		$\text{PbS} + 0,5\text{O}_2 + 2\text{H}^+ = \text{Pb}^{2+} + \text{H}_2\text{O} + \text{S}^0$ (soufre natif)	-2
Chalcopyrite	CuFeS ₂	$\text{CuFeS}_2 + 4\text{O}_2 = \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$	0
		$\text{CuFeS}_2 + 16\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = \text{Cu}^{2+} + 17\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	16
Arsénopyrite	FeAsS	$\text{FeAsS} + 3,25\text{O}_2 + 1,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{2+} + \text{AsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$\text{FeAsS} + 3,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{3+} + \text{AsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	1
		$\text{FeAsS} + 13\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = 14\text{Fe}^{2+} + \text{AsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	15
		$\text{FeAsS} + 3,5\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O} = \text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2

2.2.4.2 pH et Eh de la solution interstitielle des résidus

On sait que les différents sulfures se décomposent avec une intensité variable suivant la valeur du potentiel d'oxydo-réduction et d'acidité-alcalinité des solutions. Un processus

galvanique peut, dans certains cas, contrôler la dissolution d'un sulfure par rapport à un autre. Dans les mélanges de sulfures, sous l'action de réactions galvaniques, les métaux plus électronégatifs (Zn dans la sphalérite, Cu dans la chalcopirite; voir figure 2.10) se dissolvent mieux, tandis que les métaux les plus électropositifs (Fe dans la pyrite, Ag dans l'argentite) qui seront protégés galvaniquement le sont plus difficilement. On aboutit ainsi à la disparition rapide de certains sulfures pendant que d'autres sont partiellement ou totalement conservés.

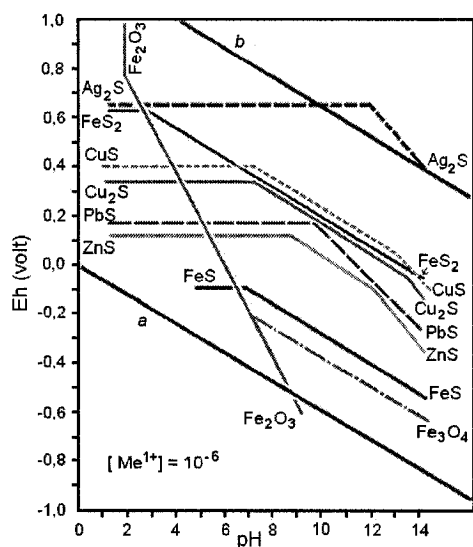


Figure 2.10. Diagramme Eh-pH (d'après Kwong, 1993).

Les minéraux secondaires, produits lors de l'oxydation des sulfures se présentent sous forme d'oxydes, d'hydroxydes et d'hydrosulfates métalliques, de sulfates (solubles ou moins solubles), de carbonates, de sulfures secondaires, de minéraux natifs tels le cuivre, le nickel, le manganèse, l'argent, l'or, et le mercure (Nordstrom et Alpers, 1999). L'état chimique du milieu, défini pour l'essentiel par la valeur du pH des eaux interstitielles est un facteur important qui conditionne la précipitation des minéraux secondaires. Celle-ci se fait à différentes valeurs de pH pour les différents métaux si bien qu'on peut observer une succession de dépôts de minéraux secondaires dans la zone d'altération des sulfures. Selon Smirnov (1982), on note par exemple, pour des solutions peu concentrées une précipitation des ions Fe³⁺ et Mo³⁺ à des valeurs de pH de 2 à 3. Les ions Fe²⁺, Cu²⁺ et Zn²⁺ précipiteraient pour des pH de 5,3 à 7 et les ions As²⁺, Mg²⁺ et Ca²⁺ pour des pH de 8 à 11.

2.2.4.3. Quantité de sulfures

Des données de la littérature, il ressort que le pourcentage de sulfures présents dans les résidus influence la consommation d'oxygène à l'intérieur des résidus. Ce fait est mis en évidence dans l'équation (2.78) proposée par Collin (1987) pour le calcul de K_r . Plus le pourcentage des sulfures est élevé et plus K_r va être élevé et plus les produits d'oxydation (sulfates, métaux...) seront importants. Ceci a aussi été démontré par Tibble (1997), Tibble et Nicholson (1997), Bussière et al. (2004), Mbonimpa et al. (2003). Par exemple avec 1 % de pyrrhotite dans les résidus, Tibble et Nicholson (1997) observent un taux de consommation d'oxygène moyen de 18 moles/m²/an. En augmentant le pourcentage de sulfures à 15 % et 30 %, ce taux de consommation passe respectivement à 426 moles/m²/an et 3440 moles/m²/an.

2.2.4.4. Âge des résidus

Ce facteur a été étudié par Tibble (1997), Tibble et Nicholson (1997) pour les résidus de Kidd Creek (Ontario). Leurs résultats de Tibble et Nicholson (1997) montrent que la consommation d'oxygène décroît avec le temps d'exposition des résidus. Ils ont noté des taux de consommation d'oxygène variant entre 40-1617 moles d'oxygène /m²/an pour des résidus plus frais exposés durant 3-4 ans et des taux plus faibles de 17 à 156 moles d'oxygène /m²/an pour des résidus exposés plus longtemps (environ 10 ans). Ceci indique que dans un parc à résidus miniers, le taux de consommation d'oxygène peut être élevé vers la surface des résidus et baisser par la suite après un certain temps d'exposition.

2.2.4.5. Degré de saturation et position de la nappe

Plusieurs études en laboratoire et des mesures in situ ont montré le lien qui existe entre le degré de saturation et le flux d'oxygène à l'intérieur des résidus miniers réactifs, flux qui est à l'origine de l'oxydation des sulfures et qui est fonction du coefficient de diffusion d'oxygène D_e . Parmi ces travaux, on peut citer ceux de Elberling et al. (1993; 1994), Elberling et Nicholson (1996), Tibble (1997), Tibble et Nicholson (1997), Aachib (1997), Aubertin et al. (1999; 2000), Hollings et al. (2000), Mbonimpa et al. (2002; 2003), Aachib et al. (2004), Dagenais (2005). La plupart de ces travaux ont montré que plus le degré de saturation est élevé, plus le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène devient faible (fig.2.7). Les travaux de Elberling et al. (1993) sur le site New Tailings Falconbridge en

Ontario montrent un taux d'oxydation de plus en plus important quand on s'éloigne de l'étang (fig.2.11). Le degré de saturation dépend de plusieurs facteurs. Les études de Elberling et al. (1993), Tibble (1997), Tibble et Nicholson (1997), Dagenais (2005) montrent que la teneur en eau d'un matériau peut dépendre de la taille des particules, du niveau de la nappe phréatique, de la formation d'une zone d'altération sous forme d'une croûte ferrugineuse au dessus des résidus.

Les résultats des travaux de Elberling et Nicholson (1995) réalisés sur le site New Tailings Falconbridge en Ontario et présentés à la figure 2.12 montrent clairement l'effet de la profondeur de la nappe sur le taux d'oxydation. On constate que l'effet de la profondeur de la nappe sur le taux d'oxydation est assez significatif jusqu'à une profondeur d'à peu près 0,4 m et le taux d'oxydation augmente avec la baisse du niveau de la nappe. Cet effet n'est pas observé pour une profondeur supérieure à 0,4 m. Dans ce cas, le taux d'oxydation reste élevé et constant. Il existerait donc un seuil limite où le niveau de la nappe n'a plus d'effet sur l'oxydation des sulfures pour des résidus exposés.

Pour les résidus riches en sulfures, une oxydation prolongée peut conduire à la précipitation de minéraux secondaires essentiellement ferrugineux qui vont former une couche indurée au dessus des résidus. La porosité étant très faible dans cette croûte ferrugineuse, la conductivité hydraulique devient faible et on peut observer une rétention d'eau au dessus de la croûte, ce qui augmente le degré de saturation. En même temps, la croûte va constituer une sorte de barrière à la diffusion de l'oxygène dans les résidus (Elberling et Nicholson, 1995; Dagenais 2005). Le coefficient de diffusion effectif D_e dans la croûte ferrugineuse serait de $1,7 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$, ce qui est 100 fois moins élevé que dans le cas des mêmes résidus ne présentant pas de croûte en surface (Elberling et Nicholson, 1995).

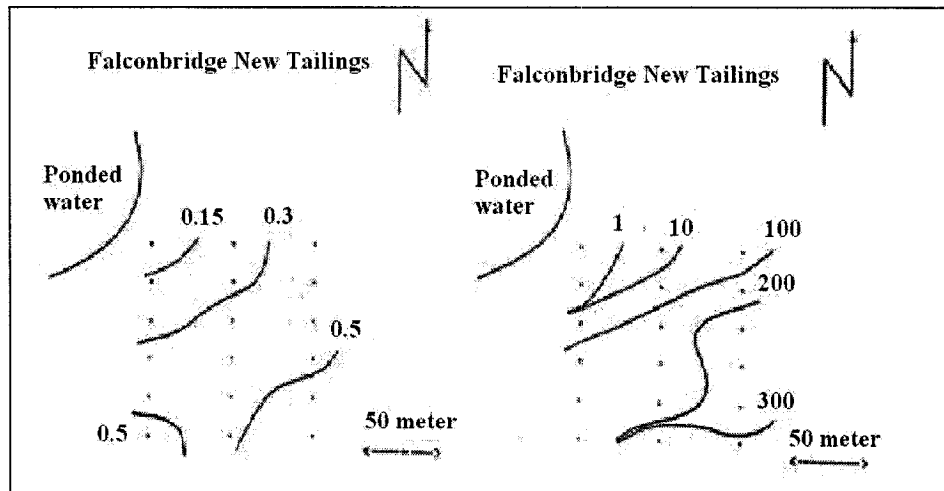


Figure 2.11. Taux de consommation d'oxygène (plus à droite) selon la distance à l'étang (plus à gauche) dans les résidus de New Tailings à Falconbridge (tirée Elberling et al. (1993)).

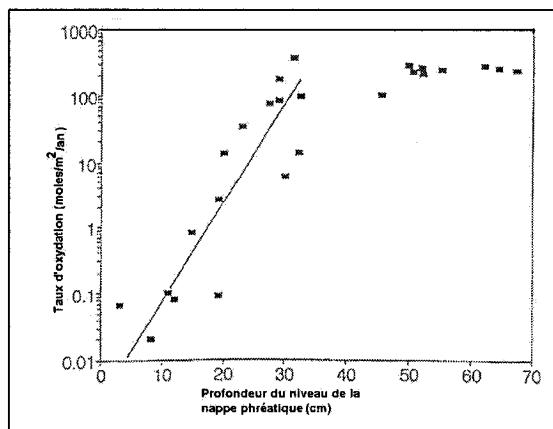


Figure 2.12. Taux de consommation d'oxygène en fonction de la profondeur du niveau de la nappe (tirée de Elberling et Nicholson, 1995).

2.2.4.6. Taille des particules de sulfures

Hollings et al. (2000) ont également démontré que la taille des grains des résidus a une importance particulière sur la consommation en oxygène par rapport à d'autres facteurs

comme la teneur en eau et la température. L'effet de la granulométrie sur le taux de consommation en oxygène est montré sur la figure 2.13.

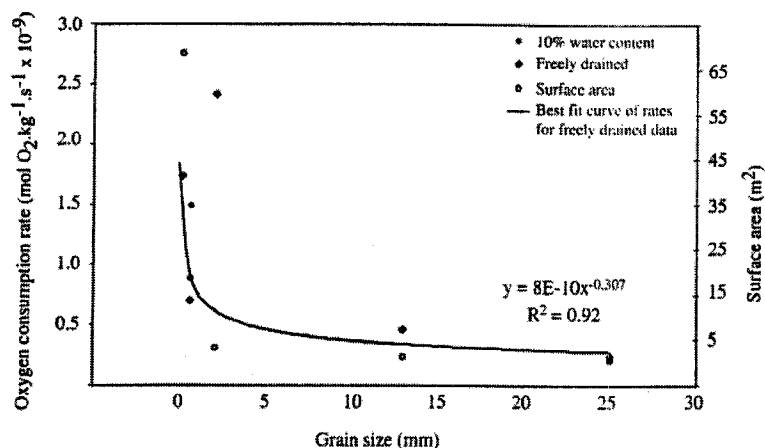


Figure 2.13. Consommation d'oxygène selon la taille des grains (tirée de Hollings et al.2000).

Les résultats montrent que pour une taille de particules comprise entre 0,6 et 25 mm, la consommation en oxygène décroît de façon non linéaire. Les particules fines sont plus réactives car ont une surface spécifique plus grande. Dans l'ensemble, aux surfaces spécifiques faibles correspondent de plus faibles consommations en oxygène.

2.2.4.7. Activité bactérienne

Il a été déjà démontré que les bactéries peuvent jouer un rôle catalyseur important dans l'oxydation des minéraux sulfureux et peuvent influencer fortement les mesures de consommation en oxygène (Shelp et Yanful, 2000). La présence de *Acidithiobacillus ferroxidans* notamment accélère l'oxydation de la pyrite de 10 à 100 fois pour des pH de 2,5-3 et des températures de 30°C (Edwards et al, 2000). L'effet des bactéries est vu plus en détail dans la section 2.4.

2.2.4.8. Passivation

La passivation a pour effet d'empêcher le contact de l'oxygène avec la surface de la pyrite. D'après les équations vues précédemment, l'oxydation initiale de la pyrite en présence d'oxygène et d'eau produit du fer ferreux Fe²⁺, des sulfates et/ou du soufre, et de l'acide

sous forme d'ions hydrogène. Le fer ferreux est ensuite oxydé en fer ferrique Fe^{3+} en présence d'oxygène. Dans les conditions de solutions neutres ou faiblement acides, le Fe^{3+} peut précipiter sous forme d'hydroxydes ou d'oxydes de fer qui peuvent enrober les grains de pyrite. Ceci réduit le taux d'oxydation de la pyrite (Nicholson et al. 1988; 1989) en raison d'un coefficient de diffusion D_e de la couche d'hydroxydes faible (estimé à $3 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ par Nicholson et al., 1989). Cependant comme l'ont noté (Nicholson et al., 1989), la couche d'enrobage peut être sujette à la fissuration, à l'écaillage, ce qui réduit ou annule son rôle de protection contre l'oxydation de la pyrite. La technique de l'enrobage ou de la microencapsulation a été étudiée au laboratoire comme méthode de prévention de l'oxydation des sulfures dans les roches stériles. Les résultats ont montré que l'enrobage à l'aide d'un agent enrobant (une solution de silicates de sodium ou de phosphates de potassium par exemple) en présence d'une faible concentration d'un agent oxydant (le peroxyde d'hydrogène) permet de créer une barrière efficace contre l'oxydation des grains de pyrite (Belzile, 1997; Bousquet, 2000).

2.3. Méthodes de prédiction du drainage minier acide

Les méthodes d'évaluation du taux d'oxydation des sulfures ont fait l'objet de plusieurs études, que l'on soit en milieu saturé (recouvrements en eau) ou en milieu partiellement saturé (couvertures avec effets de barrière capillaire). Le flux d'oxygène dans les résidus miniers peut être estimé soit par des essais de consommation d'oxygène au laboratoire et sur le terrain, soit par des calculs mathématiques ou par des modélisations avec des logiciels tels POLLUTE, VADOSE (Elberling et al., 1994; Aachib, 1997; Tibble, 1997; Yanful et al., 1998; Bussière et al., 2002; Mbonimpa et al., 2002; Dagenais, 2005; Adu-Wusu et al 2006). On utilise alors le coefficient de diffusion de l'oxygène D_e et le coefficient du taux de réaction K_r qui donne une idée sur les vitesses de réaction d'oxydation des sulfures dans les résidus miniers.

La prédiction de la production du drainage minier acide DMA peut se faire à partir d'essais statiques, d'essais cinétiques ou par une modélisation avec des logiciels (Perkins et al., 1995). Les essais statiques déterminent la balance entre la capacité de production et de neutralisation de l'acide par les minéraux du rejet considéré. Ils permettent d'estimer si des rejets miniers produits lors de l'exploitation d'une mine vont être générateurs d'acide, ce

qui permettra de planifier le mode de gestion. Les essais cinétiques visent à prédire le délai de production d'acide et l'évolution de la qualité du drainage dans le temps (SRK, 1989 ; MEND, 1989 ; Villeneuve, 2004 ; Plante, 2004). Ils vont permettre de statuer sur le danger potentiel de contamination à long terme, c'est-à-dire, de déterminer si les résidus seront problématiques et peuvent être nuisibles à l'environnement. Les modélisations permettent de comparer les résultats des simulations avec ceux obtenus par des expériences au laboratoire et sur le terrain afin d'évaluer la capacité de prédiction à long terme de l'évolution du drainage minier acide.

Trois principales méthodes de mesure permettent de quantifier le taux d'oxydation des sulfures des résidus miniers. Il s'agit de la méthode des sulfates, la méthode du gradient d'oxygène et la méthode de consommation d'oxygène. Dans les paragraphes qui suivent, nous allons voir comment prédire le taux d'oxydation des sulfures des résidus et évaluer la production du DMA selon différentes approches.

2.3.1. Les essais statiques

Un essai statique permet d'établir la capacité d'un échantillon à produire de l'acide et à le neutraliser. Il s'agit en fait de produire un bilan chimique entre les minéraux producteurs d'acide (ou acidogènes) et les minéraux (acidivores) comme les carbonates, silicates, hydroxydes pouvant neutraliser l'acidité produite. Cet essai ne permet pas de prédire le moment où un échantillon produirait de l'acide, mais seulement d'estimer si cet échantillon a un potentiel de production nette d'acidité.

Il existe plusieurs types d'essais statiques standards. On utilise principalement une caractérisation chimique pour évaluer de manière préliminaire le potentiel de génération d'acide d'un échantillon. Les principales méthodes ont été répertoriées dans le rapport MEND (1996), Benzazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002a), Plante (2004). En ce qui concerne notre projet, en fonction de la suite de notre étude, nous allons nous intéresser principalement à la méthode du pH de la pâte (Sobek et al.1978), la méthode de Sobek et al. (1978) ou ABA (Acid-Base Accounting) et la méthode ABA modifiée par Lawrence (1990). Il faut noter qu'il existe aussi d'autres méthodes tels que la méthode statique de génération d'acide nette ou « NAG », la méthode BCResearch Initial, ou « BCR ». Les approches de Kwong (1993) et de Paktunc (1999a et b) sont des essais statiques non standardisés qui ont un volet minéralogique.

Tous les essais statiques suivent le même principe de base. Il s'agit de déterminer le potentiel d'acidification (PA) et le potentiel de neutralisation (PN). La différence PN-PA donne le potentiel net de neutralisation (PNN) qui permet de savoir si le matériau est générateur d'acide ou pas, selon certaines limites de précision de l'essai. On peut aussi utiliser le rapport PN/PA pour évaluer le potentiel de génération d'acide.

Méthode du pH de la pâte (Sobek et al.1978)

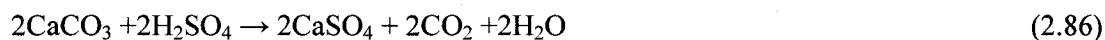
Dans cet essai, on utilise typiquement 10 g de matériau broyé finement (maille 250 µm) dilués dans de l'eau déionisée. Ensuite on mesure simplement le pH du surnageant. Pour un pH supérieur à 7, on suppose que le matériau contient des carbonates et qu'il est non générateur d'acide. Pour un pH inférieur à 5, on suppose que le matériau est générateur d'acide et que l'oxydation est amorcée.

Méthode de Sobek et al. ou « ABA »

La méthode de Sobek et al. (1978), ou ABA (Acid-Base Accounting), utilise le soufre total dans le calcul du potentiel d'acidité PA et considère tout le soufre sous forme de pyrite (SRK, 1989).

i) Détermination du potentiel d'acidité (PA)

Le potentiel d'acidité PA est usuellement déterminé en kg de calcite par tonne de matériau. Ceci représente la masse de calcite nécessaire pour la neutralisation de l'acide formé avec l'oxydation de la pyrite. Les calculs sont faits sur la base des équations ci-dessous en considérant que c'est la pyrite qui est le seul sulfure et la calcite le seul carbonate (les silicates ne sont pas pris en compte) :



Selon ces équations, le potentiel d'acidité maximum (PA) par rapport au pourcentage du soufre massique total (S_{tot}) dans l'échantillon s'écrit :

$$\text{PA} = \%S_{(\text{tot})} \times 31,25(\text{kgCaCO}_3\text{eq} / \text{t}) \quad (2.88)$$

Ici, 31,25 est un facteur de conversion basé sur le fait que 1 mole de pyrite produit 2 moles d'acide sulfurique qui seront neutralisées par 2 moles de calcite. Comme l'acidité s'exprime en fonction de la teneur en soufre, il y a un ratio:

$$(2 \times 100\text{g}) / (2 \times 32\text{g}) \text{ soit } 3,215\% \text{ ou } 31,25 \text{ kg CaCO}_3 / \text{t.}$$

Le soufre sulfure (S_{sulfure}) est représenté par le soufre total (S_{tot}) déduit du soufre sulfate (S_{SO_4}) :

$$\%S_{\text{sulfure}} = \%S_{\text{tot}} - \%S_{\text{SO}_4} \quad (2.89)$$

Le potentiel d'acidité des sulfures (PAS) s'écrit:

$$\text{PAS} = \%S_{\text{sulfure}} \times 31,25 \text{ (kg CaCO}_3 \text{ eq/t)} \quad (2.90)$$

ii) Détermination du potentiel de neutralisation (PN)

Le potentiel de neutralisation brut s'obtient par titrage acide-base. À 2 g d'échantillon de granulométrie assez fine (passant au tamis de 60 mesh, ou 250 μm), on ajoute une quantité connue de HCl 0,1N ou 0,5N. La solution est agitée et chauffée pour assurer une réaction totale des minéraux neutralisants. Celle-ci est ensuite titrée jusqu'à pH 7 (pH = 8 pour la version modifiée de Lawrence, 1990) avec une solution de NaOH 0,1N ou 0,5N. Le test de FIZZ permet de déterminer la quantité de solution HCl à ajouter à l'échantillon selon l'intensité de bulles de CO₂ dégagées. Pour ce faire, du HCl 33% est ajouté à une petite quantité d'échantillon et on observe si des bulles de CO₂ se forment ou pas.

Le PN est calculé avec la formule suivante :

$$\text{PN} = \frac{50a[x - y(b/a)]}{c} \quad (2.91)$$

PN : potentiel de neutralisation (kg CaCO₃/t de matériau)

50 : facteur de conversion en % ($M_{\text{CaCO}_3}/2$ car 2 moles de calcite par mole de pyrite)

a et b : normalités du HCl et du NaOH respectivement (N)

x et y : volumes des solutions de HCl et NaOH respectivement (mL)

c : masse de l'échantillon (g)

La méthode ABA modifiée (Lawrence, 1990)

La méthode ABA modifiée est basée sur les mêmes principes que la version originale. Les principales modifications concernent les processus de détermination du PN et du PA. Dans la version modifiée, l'estimation du PA ne prend en compte que le soufre sulfure, considéré comme seul générateur d'acide. Pour l'estimation du PN, l'échantillon n'est pas chauffé comme dans la version originale, ce qui évite de faire réagir des minéraux neutralisants qui ne réagiraient pas aux conditions ambiantes. Les avantages de la version modifiée par rapport à la version originale incluent une meilleure estimation du PA et du PN. On peut alors considérer que les valeurs obtenues ne sont pas surestimées.

On peut aussi déterminer le potentiel de neutralisation des carbonates (PNC) par l'analyse du carbone inorganique total. On écrit :

$$\text{PNC} = \% \text{CO}_2 \text{ inorganique} \times 22,74 \text{ kg CaCO}_3 / \text{t} \quad (2.92)$$

où 22,74 est un facteur de conversion basé sur le fait que 1 mole de calcite (100g) contient 1 mole de CO_2 (44g) soit $100/44 = 2,274$ ou 22,74 kg CaCO_3 / t

Le potentiel de neutralisation nette étendu (PNCN) représente la différence entre le potentiel de neutralisation des carbonates et du potentiel d'acidité des sulfures avec:

$$\text{PNCN} = \text{PNC} - \text{PAS} \quad (2.93)$$

En ce qui concerne le test ABA, on adopte en général les critères suivants mentionnés dans Ferguson et Morin (1991), Miller et al. (1991), Benzazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002a), Plante (2004) :

- Si le PNN est supérieur à +20 kg CaCO_3/t , l'échantillon est considéré comme non générateur d'acide;
- Si le PNN est inférieur à -20kg CaCO_3/t , l'échantillon est considéré comme générateur d'acide;
- Si le PNN est compris entre -20 et +20 kg CaCO_3/t , l'échantillon se situe dans une zone d'incertitude et d'autres types d'essais sont nécessaires pour déterminer le potentiel de génération d'acide.

Les résultats expérimentaux peuvent aussi être représentés sous forme graphique $\text{PN} = f(\text{PA})$, ce qui permet de classer les échantillons selon qu'ils soient générateurs ou pas d'acide (figure 2.14). Si le PN/PA est inférieur ou égale à 1, c'est-à-dire que les points d'analyse se trouvent à droite de la droite $\text{PN}/\text{PA} = 1$, alors l'échantillon est générateur d'acide. La droite correspondant à un rapport $\text{PN}/\text{PA} = 2,5$ représente la limite supérieure (pour la méthode ABA) au-delà de laquelle l'échantillon est considéré comme non générateur d'acide. Entre les deux, on se retrouve dans la zone d'incertitude. Sur la zone (en pointillé) agrandi, la droite qui passe par $\text{PA} = 3,125$ correspond au matériau contenant 0,1 % de sulfure. Elle représente la limite sous laquelle le matériau est non générateur d'acide.

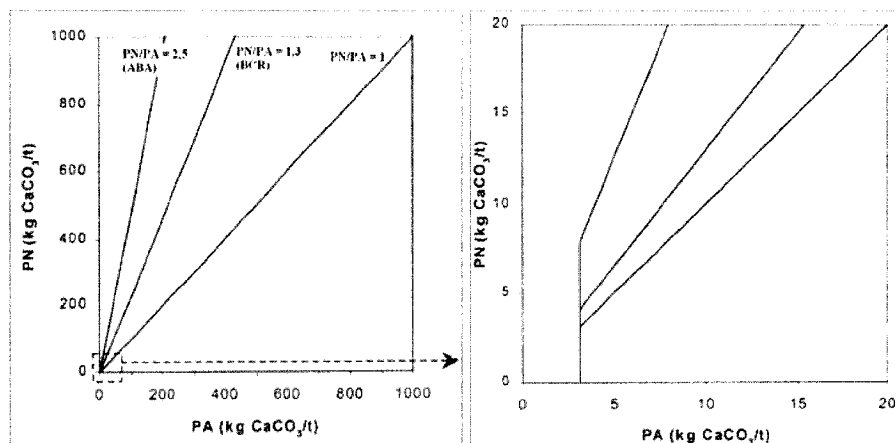


Figure 2.14. Zones de génération d'acide, de consommation d'acide et grise de l'interprétation d'un test ABA et BCR (tirée de Benzazoua et al., 2002 adaptée de Adam et al., 1997).

2.3.2. Les essais cinétiques

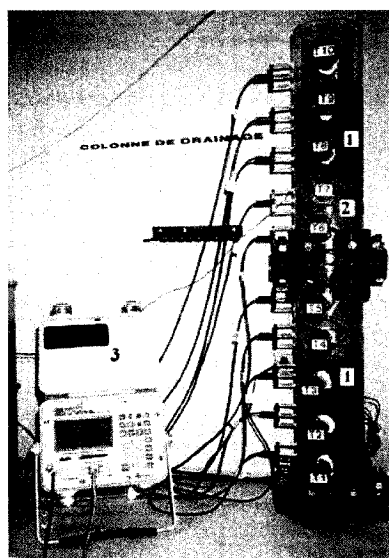
Si, à la suite des essais statiques les résultats indiquent qu'un rejet minier ou une unité lithologique est potentiellement générateur d'acide ou s'il se situe dans la zone d'incertitude, des essais cinétiques sont nécessaires afin d'évaluer quand débiterait (le cas échéant) la génération du lixiviat acide. On peut ainsi caractériser l'évolution de la qualité de l'eau dans le temps.

Les essais cinétiques permettent d'évaluer les taux de réaction ainsi que le temps requis pour épuiser les réserves minérales (sulfures, minéraux acidivores). Ces différents essais ont été revus dans le rapport MEND (1989), MEND (1991), Perkins et al. (1995), Benzazoua et al. (2002), Aubertin et al. (2002a), Villeneuve (2004). Ils comprennent, les essais de confirmation de Colombie-Britannique (BCR), au réacteur Soxhlet, en flacons vibrateurs, en cellules d'humidité, en colonnes et lysimètres, sur des parcelles in situ.

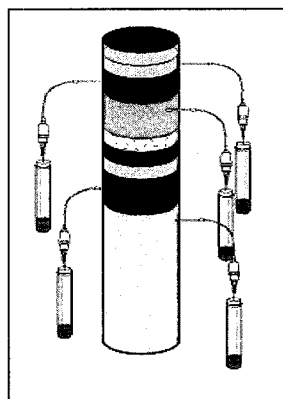
Les essais en colonnes sont les plus utilisés et se déroulent sur une période qui peut varier de 20 semaines à plus d'un an. En général dans les essais cinétiques, on essaye d'atteindre une oxydation naturelle ou accélérée par rapport aux conditions de terrain. Les essais en colonnes permettent de simuler les conditions de terrain. Le volume d'échantillons utilisé est important par rapport aux autres essais. Le protocole expérimental ainsi que leur

instrumentation sont variables selon les cas et les buts visés. Les colonnes généralement utilisées sont des tubes de plexiglas et leur taille usuelle peut varier de 20-200 cm de haut et 10-15 cm de diamètre. La colonne contenant les résidus est typiquement soumise à des cycles de mouillage-séchage avec de l'eau (distillée ou une solution aqueuse) que l'on ajoute par le haut et que l'on récupère au bas de la colonne. Comme exemple, on peut citer les travaux de travaux de Aachib (1997), Joanes (1999), Bussière et al. (2004) qui ont utilisé des essais en colonnes pour étudier le comportement hydrique d'une CEBC ainsi que sa performance à prévenir le drainage minier acide.

Le comportement de la couverture avec effets de barrière capillaire a été étudié lors de différents essais cinétiques en colonnes par l'équipe de l'École Polytechnique de Montréal et de l'UQAT. Pour ces cas, les colonnes ont été instrumentées comme suit : une plaque de céramique poreuse de 0,5 bar est installée à la base. Elle permet de simuler les effets d'une nappe phréatique.



a)



b)

Figure 2.15. a) : Colonne de drainage instrumentée (tirée de Aachib, 1997) : 1 : couche de sable. 2 : résidus miniers non réactifs ; 3 : appareil de mesure pour l'unité RDT. T : tensiomètre. b) : Exemple d'utilisation du système RHIZON (SDEC-France 2003) sur une colonne de sol.

Des tensiomètres et des électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) installés le long de la colonne permettent de suivre l'évolution du profil hydrique. Les tensiomètres mesurent la succion développée dans le matériau suite à son drainage et l'unité RDT mesure la teneur en eau volumique correspondante. Aachib (1997) a utilisé une colonne instrumentée avec RDT et tensiomètres (voir figure 2.15a). La SDEC-France propose aussi le système RHIZON (figure 2.15 b) qui a été spécialement conçu pour des prélèvements en zone non saturée et fonctionne comme un lysimètre à succion. Ce procédé d'extraction de solution liquide de sol (figure 3.4) n'est destiné qu'à des sols non saturés pour du prélèvement localisé dans le temps, ou à demeure pour des prélèvements réguliers sur plusieurs mois. Le prélèvement peut se faire par utilisation d'un tube échantillonneur qui permet par simple piqûre d'une aiguille (elle même reliée au système RHIZON) dans le bouchon de ce tube (dont l'intérieur est sous vide) de faire transiter la solution liquide du sol vers l'intérieur du tube échantillonneur. Le volume de liquide prélevé dans le tube échantillonneur est de 9 ml.

Hecht et Kölling (2002) ont utilisé une colonne qui mesure 1 m de haut et 10 cm de diamètre et qui contient 87 cm de résidus de la mine Garzweiler en Allemagne avec 1,2 % de pyrite pour suivre l'évolution de l'oxydation des sulfures avec la profondeur.

Des essais en colonne ont été réalisés par Doye (2005) pour évaluer la capacité de résidus industriels alcalins (poussières de four de cimenterie et des boues rouge d'aluminerie) à inhiber le drainage minier acide généré par des stériles miniers.

Dans ces essais cinétiques en colonne, Dagenais (2005) a étudié l'effet de la variation du niveau de la nappe dans des résidus afin d'évaluer le taux d'oxydation des sulfures et de définir l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée dans les différents cas. Les colonnes utilisées sont en Plexiglas avec environ 15 cm de diamètre et une longueur variant de 50 à 100 cm. Trois types de résidus ont été étudiés dont ceux du site Lorraine, du site Aldermac et du mélange de résidus Solbec-Manitou. L'instrumentation des colonnes est semblable à celle utilisée par Aachib (1997). Les différentes positions de la nappe ont été choisies en fonction de pression d'entrée d'air (AEV) des résidus. Les résidus sont surmontés par une couche de sable. Les colonnes sont ouvertes à l'atmosphère dans la partie supérieure et comprennent à la base un géotextile sous un disque poreux de 0,5 bar. Sous le disque poreux se trouve un disque perforé en PVC. Les colonnes sont

alimentées par le haut, une fois par mois avec environ 1800 cm³ d'eau déionisée. L'eau de rinçage est recueillie au bas de la colonne dans des bouteilles reliées à un tube en forme de U. La qualité de cette eau est déterminée par des analyses chimiques.

Des essais de consommation d'oxygène comme décrit au paragraphe 2.2.3 ont également été réalisés sur chaque colonne vers la fin de chaque cycle de drainage. Les résultats ont montré dans l'ensemble que la méthode de la nappe surélevée est efficace pour prévenir le drainage minier acide. Des détails sur ces résultats sont résumés plus loin dans ce chapitre au paragraphe 2.5.2 qui porte sur la méthode de la nappe surélevée.

Nous avons choisi d'utiliser les essais en colonnes dans ce projet. Plus de détails sont donnés au chapitre 3.

Lors des essais en colonne, on prélève régulièrement des échantillons du lixiviat ou de l'eau retenue dans le matériau pour des analyses chimiques. Les analyses des solutions prélevées permettent de déterminer la température, le pH, le potentiel redox Eh, la conductivité électrique, l'acidité, l'alcalinité, les sulfates, et les métaux en solution. Cette caractérisation chimique vise à définir et éventuellement prédire le changement dans le temps et dans l'espace de la qualité de l'eau dans les résidus miniers ainsi qu'à déterminer les taux de réaction.

Très souvent, une seule sortie à la base de la colonne est utilisée pour récupérer le lixiviat. Mais pour pouvoir suivre l'évolution de la composition chimique à différents points, il est nécessaire de placer plusieurs points de prélèvement le long de la colonne. En ce qui concerne une submersion partielle des résidus (comme dans la méthode dite de la nappe surélevée), il y a lieu de considérer d'une part les solutions interstitielles dans les résidus au dessus de la nappe phréatique, c'est à dire dans la zone vadose (non saturée), et d'autre part l'eau dans les résidus sous la nappe.

En zone saturée, compte tenu du fait qu'il y a beaucoup d'eau dans les pores, il est souvent assez facile de prélever les solutions en mouvement dans la colonne. Toutefois, ceci n'est pas le cas en zone non saturée où il existe très peu de méthodes pour effectuer des prélèvements représentatifs. À l'échelle d'une colonne au laboratoire, les données de la littérature font surtout état de l'utilisation de lysimètres à succion pour des prélèvements de solutions en zone variablement saturée. Dans la majorité des cas, ces méthodes de prélèvements d'eau avec les lysimètres à succion en gendrent cependant certaines inadéquations d'ordre

physiques et chimiques aussi bien pour le dispositif de prélèvement que pour le sol échantillonné. Ceci peut limiter qualitativement et quantitativement la valeur des échantillons de solutions prélevés. Kung (1990) et Selker et al. (1992) notent par exemple la création d'écoulement préférentiel avec l'application d'une succion. La composition chimique des solutions prélevées peut également varier en fonction de l'intensité de la succion ainsi que du temps d'application de cette dernière (Morison, 1983; Bouma et al., 1979; Warrick et Amoozegar-Fard, 1977).

On peut aussi utiliser une seringue pour faire des prélèvements ponctuels de solution lors des essais en colonnes (Malmström et al., 2006). C'est ce que nous avons fait dans ce projet.

2.3.3. Modèles géochimiques de prédiction du DMA

2.3.3.1. Généralités

Ces dernières années de nombreuses études ont été consacrées à l'étude de la géochimie du DMA. Deux principaux processus géochimiques antagonistes affectent la migration des métaux dissous dans les rejets miniers aussi bien dans les parcs à résidus que dans les haldes à stériles. Il s'agit de l'oxydation des sulfures (avec production d'acidité) et de la neutralisation de l'acidité produite lors de cette oxydation. La compréhension de ces processus géochimiques ainsi que l'effet des paramètres d'influence tels la minéralogie des rejets, la taille des grains et la teneur en eau est primordiale si on veut prédire l'évolution du drainage minier acide.

Les méthodes utilisées pour la prédiction du DMA comprennent à la fois des essais de laboratoire vus dans les paragraphes précédents, des expérimentations sur le terrain et des modélisations numériques.

Les différents essais au laboratoire sont utilisés pour la sélection des modes de gestion et de restauration des sites miniers. Mais très souvent, ils ont des limites quant à la représentation des conditions spécifiques de terrain tels la température, les caractéristiques de l'écoulement de l'eau, la disponibilité en oxygène ainsi que bien d'autres paramètres. Ainsi, certains auteurs ont souligné le fait que les essais au laboratoire ont tendance à surestimer les taux de réaction sur le terrain dans une proportion atteignant 2 à 3 ordres de grandeurs (Stromberg et Banwart, 1994; Malmstrom et al., 2000; Salmon, 2003).

À cet égard, la modélisation numérique est utile et est fréquemment utilisée pour mieux visualiser et comprendre l'influence des différents paramètres intervenant dans les processus de génération du DMA (Wunderley et al., 1996; Alpers and Nordstrom, 1999; MEND, 2000; Mayer et al., 2003). Un des avantages de la modélisation numérique par rapport aux essais usuels (statiques et cinétiques) est que plusieurs scénarios peuvent être envisagés avec une variété de solutions possibles. À partir d'un modèle conceptuel bien défini et de paramètres représentatifs, on peut arriver à avoir des résultats de simulations qui se rapprochent des observations de terrain.

De nombreux logiciels existent pour effectuer des modélisations géochimiques aqueuses. Le choix du type de modèle sera fonction des objectifs de la modélisation (Perkins et al., 1995).

Les modèles de transfert de masse et d'équilibre géochimique aqueux permettent d'estimer l'activité et la concentration des ions en solution, l'indice de saturation (IS) à partir de la qualité géochimique de l'eau. Parmi ces modèles on peut citer Visual MINTEQ basé sur MINTEQA2 (Allison et al., 1991), PHREEQC (Parkhurst, 1995), EQ3/6 (Wolery, 1992), JGWB (Geochemist WorkBench <http://www.rockware.com>).

Visual MINTEQ par exemple peut modéliser l'équilibre géochimique dans une solution et fournir aussi la spéciation des espèces en solution. Les paramètres nécessaires à la modélisation sont la composition chimique, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction des solutions ainsi que la pression partielle des gaz. Les valeurs de l'indice de saturation IS ainsi calculé par le code, donne l'état d'équilibre du minéral par rapport à la solution. Il se définit comme suit (Appelo et Postema, 1996):

$$IS = \log \frac{Q}{K} \quad (2.94)$$

Avec Q qui est le quotient de réaction ou produit d'activité des ions en solution et K est la constante d'équilibre. À l'équilibre (saturation) $Q = K$ et $IS = 0$. Pour une solution sous-saturée par rapport à un minéral $Q < K$ et $IS < 0$. Pour une solution sursaturée par rapport à un minéral $Q > K$ et $IS > 0$; le minéral peut précipiter dans ce cas seulement si la cinétique de précipitation est favorable.

Les modèles de transport réactif sont les modèles les plus versatiles pour l'étude du DMA car ils visent à représenter les phénomènes géochimiques (oxydation, neutralisation, précipitation, etc.) et physiques (transport de l'eau et des gaz) pour prédire le

comportement des aires d'entreposage de rejets miniers (rejets de concentrateur et stériles miniers). Ils peuvent aussi être utilisés pour simuler des scénarios de restauration et estimer l'impact de cette restauration sur la qualité de l'eau à long terme. Une revue de ces modèles est présentée dans Alpers and Nordstrom (1999), Mayer et al. (2003).

Dans les rejets miniers, c'est principalement dans la zone non saturée que se produit la plupart des processus d'oxydation et de neutralisation. Plusieurs modèles applicables en zone saturée et non saturés ont été développés ces dernières années (Walter et al., 1994; Wunderly et al., 1996; Lefèbvre et al., 2001a et b; Mayer et al. 2002; Saaltink et al., 2002; Molson et al., 2005).

Certaines études ont comparé les résultats mesurés dans les conditions contrôlées au laboratoire (essais en colonnes ou en lysimètres, cellules expérimentales) ou de terrain avec ceux simulés numériquement. Les résultats simulés sont souvent près des valeurs mesurées, ce qui indique que certains modèles numériques peuvent prédire avec succès le comportement des rejets miniers dans un parc à résidus ou une halde à stériles (Lefèbvre et al., 2001a et b; Mayer et al., 2001; Bain et al., 2000; 2001; Jurjovec et al., 2004; Molson et al. 2004).

Les processus d'oxydation pris en compte dans la majorité des modèles de transport réactif sont basés sur le modèle du noyau réactif « Shrinking core » de Davis and Ritchie (1986), schématisé à la figure 2.16. Ce modèle suppose que le taux d'oxydation dépend de la taille des particules (les grains sont tous considérés sphériques), de la diffusion de l'oxygène à travers les pores des résidus ainsi que dans les particules de sulfures. Ici, il y a formation d'une zone d'oxydation sous forme d'un cortex d'altération autour d'un noyau non oxydé. MINTRAN (Walter, 1994) est un modèle de transport réactif 2D qui combine le modèle de transport PLUME2D (Frind et al., 1990) avec le modèle géochimique de spéciation / transfert de masse MINTEQA2 (Allison et al., 1991). Il permet la simulation d'équilibre géochimique. Wunderly et al. (1996) y ont ajouté un modèle 1D de diffusion de l'oxygène et d'oxydation des sulfures en milieu variablement saturé PYROX pour donner MINTOX. MINTOX a été utilisé par Bain et al. (2001) pour simuler l'oxydation des sulfures des résidus miniers de Nickel Rim près de Sudbury en Ontario. Les simulations ont donné des résultats proches des observations sur le terrain suite à une période d'au moins 35 années d'oxydation. Gerke et al. (1998) ont également utilisé MINTOX pour simuler le transport

de l'oxygène atmosphérique dans une zone hétérogène variablement saturée d'une mine de lignite en Allemagne.

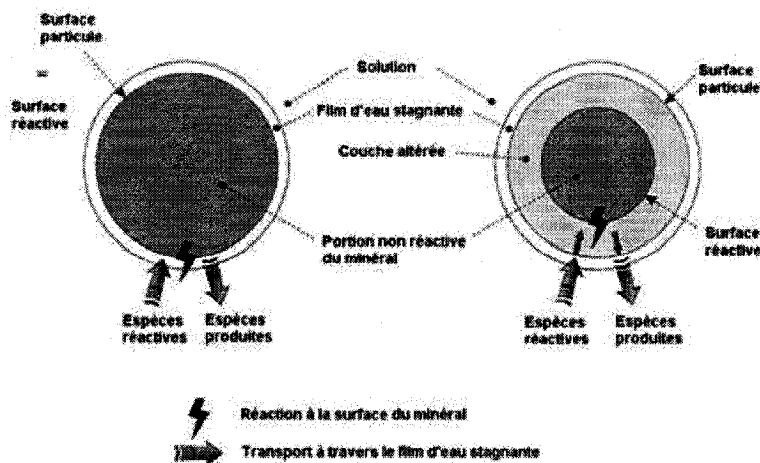


Figure 2.16. Modèle de Shrinking core (tirée de Mayer et al., 2002).

Pour leur part, Romano et al. (2003) ont utilisé le modèle PYROX pour simuler différents scénarios de restauration pour des résidus potentiellement générateurs de DMA. Dans cette analyse, des résidus désulfurés sont utilisés dans une couverture avec effets de barrière capillaire.

Saaltink et al. (2002) ont utilisé le modèle de transport réactif RETRASO pour simuler les processus d'écoulement et de transport dans des expériences en colonnes au laboratoire avec des résidus miniers réactifs.

Pour l'analyse des haldes, Lefèbvre et al. (2001a et b) ont utilisé le modèle TOUGH-AMD, développé en partie par Lefèbvre et al. (1994) pour étudier les processus de transfert de chaleur et d'oxygène dans les stériles de la mine Doyen au Québec.

Alternativement, Molson et al. (2005) ont utilisé le modèle POLYMIN pour étudier l'impact de la structure interne des haldes à stériles sur la production du drainage minier acide. POLYMIN est dérivé de MINTRAN et prend en compte les processus de diffusion de l'oxygène, d'oxydation des sulfures, de transport advection-dispersion, de spéciation aqueuse, de dissolution et de précipitation des minéraux.

Par ailleurs, Bain et al. (2001) ont utilisé le code MIN3P pour évaluer les effets potentiels de la fermeture de la mine Königstein situé en Allemagne sur l'évolution géochimique d'un aquifère localisé à proximité. Les auteurs ont montré que MIN3P est un puissant outil dans l'analyse des processus géochimiques. Molson et al. (2004; 2007) ont également utilisé MIN3P pour simuler le drainage minier acide généré par des rejets miniers réactifs. Les simulations ont permis de montrer que l'oxydation des sulfures et la production de DMA sur le site de Manitou près de Val d'Or (Québec) sont considérablement réduites avec l'utilisation d'une couverture avec effets de barrière capillaire.

Ces divers cas illustrent les possibilités maintenant offertes par les simulations numériques qui permettent une analyse du transport réactif dans le cas du DMA.

Dans notre étude nous allons nous intéresser principalement au modèle MIN3P.

2.3.3.2. Le modèle MIN3P

Le logiciel MIN3P est un modèle de transport et d'écoulement en 1D, 2D, 3D (Mayer, 2000; Mayer et al., 2002). Il considère simultanément les réactions chimiques (organiques et inorganiques) et les processus de transport des produits de réactions. Il est applicable en milieu saturé et variablement saturé et prend aussi en compte le transport par diffusion et par advection des gaz. Les réactions géochimiques considérées sont l'hydrolyse, les réactions de complexation, d'oxydo-réduction, de dissolution-précipitation, des échanges d'ions, de dissolution de gaz. MIN3P peut être utilisé pour simuler la génération, le traitement et le contrôle de la production du drainage minier acide. Notons que le modèle a été déjà utilisé dans plusieurs études antérieures en environnement minier et les résultats des simulations ont été comparés aux résultats des essais de laboratoire ou des résultats de terrain. De ces travaux, on peut citer ceux de Bain et al. (2001) pour l'évaluation de différents scénarios de fermeture de mines, Mayer et al. (2002) pour l'étude de la génération et de l'atténuation du drainage minier acide en zone non saturée dans un parc à résidus, Jurjovec et al. (2002 ; 2004) pour l'expérimentation en colonnes dans le but de l'atténuation du drainage minier acide dans des résidus miniers, Molson et al. (2004) pour la modélisation des effets de couvertures à effet de barrière capillaire. La concordance entre les résultats observés et ceux simulés du point de vue de l'écoulement, de la géochimie, de la minéralogie ont montré dans bien des cas que le modèle MIN3P est capable de décrire les conditions expérimentales au laboratoire et in situ.

L'équation de l'écoulement de l'eau en milieu variablement saturé est basée sur l'équation de Darcy et d'après les hypothèses posées par Neuman (1973) (fluide incompressible, pas d'effet d'hystérésis, l'air est considéré comme une phase passive), on peut écrire selon Mayer et al. (2002) :

$$S_r S_s \frac{\partial h}{\partial t} + n \frac{\partial S_r}{\partial t} - \nabla_x [k_r \bar{K} \nabla h] - Q_a = 0 \quad (2.95)$$

avec S_r [$L^3 L^{-3}$] : degré de saturation; S_s [L^{-1}] : coefficient spécifique de stockage; h [L] : charge hydraulique; t [T] : temps; n [$L^3 L^{-3}$] : porosité; Q_a [T^{-1}] : paramètre; $[k_r]$: conductivité hydraulique relative du milieu poreux; \bar{K} [$L T^{-1}$] : tenseur de conductivité hydraulique saturée.

S_r et k_r sont donnés par les équations (2.17), (2.18) et (2.41).

L'équation de transport s'écrit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [S_r n T_j^w] + \frac{\partial}{\partial t} [S_g n T_j^g] + \nabla_x [q_w T_j^w] - \nabla_x [S_r n D_w \nabla T_j^w] - \nabla_x [S_g n D_a \nabla T_j^g] \\ - Q_j^{w,w} - Q_j^{w,s} - Q_j^{w,ext} - Q_j^{g,ext} = 0 \end{aligned} \quad (2.96)$$

où S_g [-] est la saturation en gaz; T_j^w et T_j^g [ML^{-3}] sont respectivement les concentrations dans la phase aqueuse et gazeuse du composé j ; q_w [$L T^{-1}$] est la vitesse de Darcy; D_w et D_a [$L^2 T^{-1}$] sont respectivement les tenseurs de la dispersion en phase aqueuse et gazeuse des composés; $Q_j^{w,w}$ et $Q_j^{w,s}$ représentent les contributions de T_j^w des réactions dans l'eau (précipitation-dissolution). $Q_j^{w,ext}$ et $Q_j^{g,ext}$ représente des paramètres externes de la phase aqueuse et gazeuse. Plus de détails peuvent être trouvés dans Mayer et al. (2002).

Le coefficient de diffusion effectif D_e [$L^2 T^{-1}$] de l'oxygène dans le milieu partiellement saturé peut s'écrire d'après le modèle de Millington-Quirk (1961) modifié par Collin (1987) et Aachib (2004) :

$$D_e = D_a^0 \frac{S_g^{10/3}}{n^{4/3}} + H D_w^0 \frac{S_r^{10/3}}{n^{4/3}} \quad (2.97)$$

où D_a^0 et D_w^0 [$L^2 T^{-1}$] sont les coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau. H [-] est la constante de Henry $\approx 0,3$ à $20^\circ C$.

Pour la variation de la masse minérale dans le temps, Steefel et Lasaga (1994) proposent l'équation ci-après :

$$\frac{d\phi_i}{dt} = V_i^m R_i^m \quad i = 1, N_m \quad (2.98)$$

où ϕ_i [$L^3 L^{-3}$] est la fraction volumique du minéral, V_i^m [$LMol^{-1}$] est le volume molaire du minéral, R_i^m [$Mol L^{-3} T^{-1}$] est le taux de dissolution-précipitation du minéral, N_m est le nombre de minéraux.

Considérant le modèle de noyau réactif, le taux d'oxydation des sulfures s'écrit:

$$k_k^m = 10^3 D_k^m \left[\frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) r_i^r} \right] \quad (2.99)$$

où r_i^p [L] est le rayon moyen des particules, r_i^r [L] est le rayon du noyau non oxydé de la particule de sulfure, D_k^m [$L^2 T^{-1}$] est le coefficient de diffusion de la zone altérée.

Deux des lois de réactions possibles sont décrites selon les équations ci-dessous :

$$R_i^m = -k_i^{m,eff} \left[1 - \left(\frac{IAP_i^m}{K_i^m} \right) \right] \quad (2.100)$$

$$R_i^m = -S_i k_i^m [T_j] \quad (2.101)$$

où R_i^m est le taux de réaction, $k_i^{m,eff}$ est la constante du taux de réaction effectif, IAP_i^m est le produit de l'activité ionique, K_i^m est la constante d'équilibre, S_i est la surface réactive du minéral, k_i^m la constante du taux spécifique, et T_j la concentration en phase aqueuse.

En tenant compte de la surface réactive des minéraux, l'équation 2.101 peut s'écrire:

$$R_i^m = -S_i k_i^m \left[1 - \left(\frac{IAP_i^m}{K_i^m} \right) \right] \quad (2.102)$$

2.3.4. Les méthodes de mesures du taux d'oxydation des sulfures

La modélisation numérique requiert la connaissance de certains paramètres relatifs aux taux d'oxydation des sulfures. En général, trois méthodes sont utilisées pour évaluer les taux d'oxydation des sulfures de résidus miniers (Elberling et al., 1994). Il s'agit de la méthode des sulfates, la méthode du gradient d'oxygène et de la méthode de consommation d'oxygène.

i) La méthode du gradient d'oxygène, qui a déjà été utilisée par Yanful (1993), Elberling et al. (1994), Elberling et Nicholson, (1996), Li et al. (2000), Elberling et Damgaard (2001) et Vigneault et al. (2001), se base sur le fait que l'oxydation des sulfures à partir de la surface engendre un gradient d'oxygène dans les résidus réactifs. L'hypothèse à la base de cette approche considère que le profil de concentration mesuré reproduit celui du régime permanent. Le flux d'oxygène étant relié au taux d'oxydation par conservation de masse, l'utilisation de l'équation (2.75) permet d'estimer le coefficient de diffusion effectif D_e et d'analyser le profil de concentration de l'oxygène avec des logiciels solutionnant des équations de transport de contaminants comme POLLUTE (Rowe et al. 1998).

ii) La méthode des sulfates se base sur la mesure de la quantité de sulfates dans l'eau interstitielle des résidus et produits par l'oxydation des sulfures avec le temps.

C'est une méthode qui a été utilisée dans plusieurs études (Yanful et al., 1993, Elberling et al., 1994; Aubé et al., 1995; Li et al., 2000; Erikson et al., 2001; Simms et al., 2000; Elberling et Damgaard, 2001; Bussière et al., 2004, Dagenais, 2005). Dans l'équation d'oxydation de la pyrite (éq.1.1), une mole de pyrite libère une mole de SO_4^{2-} pour une consommation de 1,75 moles d' O_2 . En évaluant la quantité de sulfates produite, on peut alors estimer le taux d'oxydation. Le taux de consommation d'oxygène peut être obtenu par une conversion du nombre de moles de sulfates produit en nombre de moles d'oxygène nécessaire à la réaction d'oxydation. On considère ici que le seul agent oxydant de la pyrite est l'oxygène et que celui-ci n'est consommé que par la pyrite. On néglige alors l'effet bactériologique, l'oxydation de la pyrite par le Fe^{3+} , et la précipitation des sulfates.

iii) La méthode de consommation d'oxygène a été utilisée par Elberling et al. (1994 ; 1996), Bussière et al. (1998; 2002; 2004). En rappel, cette méthode a déjà été décrite dans le paragraphe 2.2.3. Elle permet d'estimer à la fois les paramètres D_e et K_r ainsi que le flux d'oxygène dans les résidus à partir de la relation entre $\ln C/C_0$ et le temps par l'utilisation des équations (2.79) à (2.81). Le temps de mesure est de courte durée entre 2 à 5 heures. C_0 représente la concentration initiale en oxygène au temps $t = 0$ et C la concentration au temps t . En général, on utilise une colonne instrumentée avec un capteur d'oxygène installé

en haut de la colonne. La méthode est basée sur le suivi de la diminution de la teneur en oxygène dans un réservoir source avec sa consommation par les résidus. Le flux de l'oxygène dans les résidus est obtenu selon les méthodes de Elberling et al. (1994) ou par celles proposées par Bussière et al. (2002), Mbonimpa et al. (2002; 2003).

Notons que Hecht et Kölling (2002) ont utilisé des senseurs optiques à oxygène pour suivre l'évolution de la consommation d'oxygène dans les résidus.

2.3.5. Analyse des différentes méthodes utilisées pour l'estimation du taux d'oxydation des sulfures

Les méthodes géochimiques d'estimation du taux d'oxydation des sulfures ont parfois assez complexes et peuvent présenter des limites. Ces limites incluent entre autres les réactions secondaires, la précipitation de minéraux secondaires et l'adsorption de certains métaux sur les minéraux secondaires qui sont des phénomènes non considérés dans l'interprétation.

Comme Tibble (1997) le note, la méthode du gradient d'oxygène présente des inconvénients car c'est une mesure indirecte du taux d'oxydation. Il peut exister des erreurs à cause de l'hétérogénéité liée à la disposition en couches des résidus dans la colonne, ce qui va entraîner une mauvaise estimation du taux d'oxydation.

Les études en laboratoire de Elberling et al. (1994), Elberling et Damgaard (2001), Bussière et al. (1998; 2004) et sur le terrain de Elberling et Nicholson (1996) montrent dans l'ensemble une assez bonne corrélation entre la méthode de consommation en oxygène et la méthode des sulfates. Quelques points de divergence ont cependant été notés. Les résultats obtenus par Elberling et al. (1994) montrent (après une durée de 6 jours) une valeur moyenne de consommation d'oxygène de $160 \text{ mole.m}^{-2}\text{an}^{-1}$ par la méthode des essais de consommation en oxygène. Durant ce même temps la méthode des sulfates a donné une valeur moyenne de $120 \text{ moles m}^{-2}\text{an}^{-1}$ de sulfates. Les auteurs notent cependant qu'après une période de trois mois, les deux méthodes s'équivalent assez bien.

Les travaux de Bussière et al. (1998; 2004) dans le cas d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) montrent une variation dans la précision de la méthode des essais de consommation d'oxygène en fonction du pourcentage de sulfures présents dans les résidus. Plus ce pourcentage en sulfures est élevé et plus la précision est bonne. Les flux d'oxygène mesurés dans ce cas sont compris entre 300 et 700 moles d' $\text{O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. Les

valeurs mesurées par la méthode de courte durée seraient beaucoup moins précises pour de faibles flux d'oxygène compris entre 0 et 30 moles d'O₂/m²/an. Ces auteurs notent aussi comme Elberling et al.(1994) et Elberling et Nicholson (1996) que les valeurs du taux de consommation d'oxygène obtenues par la méthode de consommation d'oxygène sont plus élevées (figure 2.17) par rapport à celles obtenues par la méthode des sulfates. Selon Bussière et al. (1998; 2004), ce fait pourrait s'expliquer par la précipitation de minéraux secondaires sulfatés comme l'anhydrite, le gypse et la jarosite avant que ne s'installe un régime permanent où les deux méthodes vont donner à peu près les mêmes résultats. L'ensemble des résultats observés les a conduit à conclure que pour la détermination du flux d'oxygène dans les résidus, la méthode des essais de consommation d'oxygène est plus appropriée pour les résidus très réactifs. Les auteurs supposent que dans ce cas il n'y aurait pas d'influence des précipitations de minéraux secondaires sur les résultats. La méthode des sulfates serait par contre plus indiquée pour les résidus très peu réactifs (taux d'oxydation < 20 moles d'O₂ m⁻² an⁻¹).

Rappelons que cette méthode ne permet pas de distinguer séparément le coefficient de diffusion D_e et la constante de réaction cinétique K_r et n'est valable que pour des essais de courtes durées.

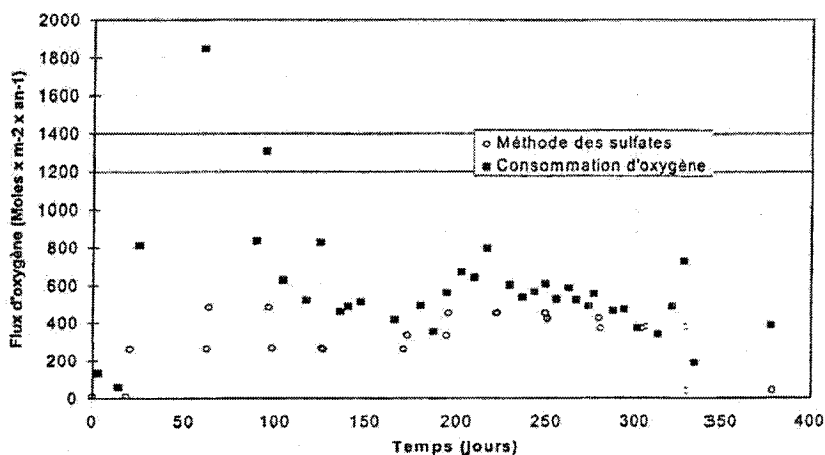


Figure 2.17. Flux d'oxygène évalué à l'aide de la méthode de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates (Bussière et al.2004).

Comparativement à la méthode courte durée de Elberling et al. (1996), la méthode de longue durée permet d'avoir des résultats plus réalistes notamment dans le cas des faibles flux d'oxygène comme dans les CEBC (Bussière et al., 2002; Mbonimpa et al., 2002; 2003).

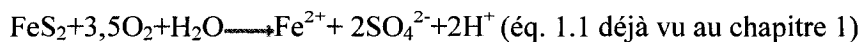
2.4. Bactéries et DMA

Les bactéries interviennent dans la formation du drainage minier acide au niveau des réactions de dissolution des minéraux sulfurés, d'oxydation du fer ferreux Fe^{2+} en Fe^{3+} et du soufre natif en sulfates. Elles agissent comme de véritables catalyseurs de ces réactions chimiques qui se déroulent à la surface des minéraux et en solution.

2.4.1. Les principales bactéries dans le DMA

Selon Schippers et al. (1999), Suzuki (2001), Baker et Banfield (2003), parmi les bactéries qui participent activement à la génération du drainage minier acide, il y a les bactéries acidophiles ($\text{pH} < 2$) qui peuvent oxyder le fer (IOB) dont *Leptospirillum ferrooxidans*, celles qui oxydent le soufre (SOB) dont *Acidithiobacillus thiooxidans*, celles qui oxydent à la fois le soufre et le fer dont *Acidithiobacillus ferrooxidans*. On retrouve aussi les bactéries réductrices du fer (IRB) dont *Acidiphillum sp*, celles qui peuvent à la fois oxyder et réduire le fer dont *Acidimicrobium ferrooxidans*, celles qui sont à la fois oxydantes/réductrices du fer et oxydantes du soufre dont *Sulfobacillus sp*. Les bactéries neutrophiles (pH de 5,5 à 8,5) comprennent principalement les *Thiobacillus thioparus*.

A. ferrooxidans est reconnu comme étant l'une des bactéries les plus répandues dans les eaux acides. Il est acidophile et se développe dans des pH compris entre 1,5 et 6,0 avec un optimum à 2 (Leduc et Ferroni, 1994). Aérobic et autotrophe, il utilise directement le CO_2 atmosphérique et obtient son énergie par l'oxydation du fer et du soufre selon les équations suivantes :



Le soufre élémentaire est obtenu lors de l'oxydation des sulfures par l'oxygène selon l'équation (2.104) à pH acide ou neutre et lors de l'oxydation chimique indirecte des sulfures par le Fe^{3+} à $\text{pH} < 3$ (éq.2.105).



M = ion métallique

Les *A. ferrooxidans* sont mésophiles et la température optimale de croissance est d'environ 30-35°C (Leduc et al., 2001). En général, les donneurs d'électrons pour ces bactéries sont S^0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, la pyrite, Fe^{2+} et les accepteurs sont O_2 et Fe^{3+} . Baker et Banfield (2003) notent qu'*Acidithiobacillus* peut se développer sur le soufre élémentaire en milieu anaérobie en utilisant l'ion ferrique Fe^{3+} comme accepteur d'électrons et S^0 comme donneur d'électrons. *L. ferrooxidans* peut oxyder seulement le fer et peut se développer à une température plus élevée et un pH plus faible entre 0,7 et 4 par rapport à *A. ferrooxidans* (Schrenk et al., 1998; Suzuki, 2001; Leduc et al., 2001). Il a aussi une affinité plus élevée pour Fe^{2+} (Suzuki, 2001, Baker et Banfield, 2003) qu'il utilise comme seule source d'énergie. Le dioxyde de carbone atmosphérique est utilisé comme source de carbone. Les donneurs d'électrons peuvent être Fe^{2+} , la pyrite et les accepteurs O_2 et Fe^{3+} .

A. thiooxidans est une bactérie autotrophe qui doit fixer le CO_2 avant de pouvoir l'utiliser comme source de carbone. Il se développe à des pH compris entre 0,5 et 5,5 avec un optimum à 2-3. Il peut se développer sur le soufre élémentaire ou oxyder les composés sulfureux comme le thiosulfate ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) et le tétrathionate ($\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$) selon Chan et Suzuki (1994). Les donneurs d'électrons sont S^0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ et l'accepteur est O_2 .

T. thioparus est capable de vivre et de se développer à des pH autour de 4,5 à 7,8 (Leduc et al., 2001) et d'oxyder le S^0 en H_2S . Elle est classée comme bactérie autotrophe et neutrophile. Les donneurs d'électrons sont S^0 , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ et l'accepteur est O_2 .

2.4.2. Bactéries et production de drainage minier acide (DMA)

Dans la formation du drainage minier acide, comme on l'a déjà mentionné plus haut, les bactéries interviennent dans les réactions de dissolution des minéraux sulfurés, d'oxydation de fer ferreux Fe^{2+} en Fe^{3+} et du soufre natif. L'oxydation des sulfures par le (Fe^{3+}) qui est fortement catalysée par les bactéries à faible pH a été reconnue comme étant nettement

plus importante (production de 16 moles de H^+ par mole de pyrite oxydée) par rapport à celle par l'oxygène qui produit seulement deux moles de H^+ par mole de pyrite oxydée. Edwards et al. (2000) ont estimé que les microorganismes, à faible pH, peuvent accélérer l'oxydation des sulfures de 5 ordres de grandeur (en considérant l'équation 1.4 d'oxydation indirecte de la pyrite). Norsdom et Alpers (1999) proposent une moyenne d'oxydation de Fe^{2+} (en solution) de $3 \times 10^{-12} \text{ moles L}^{-1} \text{ s}^{-1}$ en l'absence de bactéries contre $5 \times 10^{-7} \text{ mol L}^{-1} \text{ s}^{-1}$ en milieu biotique. Baker et Banfield (2003) notent aussi que l'extraction du soufre élémentaire des minéraux sulfureux étant insignifiante en milieu abiotique, l'oxydation microbienne constitue un facteur clé et déterminant dans la génération de DMA. Edwards et al. (1998) ont suggéré que l'activité des bactéries représenterait environ 75 % du DMA produit et que le degré de catalyse de la dissolution des sulfures dépendait du nombre de cellules bactériennes ferro-oxydantes. Des valeurs typiques expérimentales donnent un taux de dissolution des sulfures de 10^{-5} et $10^{-7} \text{ moles m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en milieu biotique contre 10^{-6} à $10^{-9} \text{ moles m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en milieu abiotique (Edwards et al., 1998).

Le taux de dissolution des sulfures est donc un facteur important dans la formation du drainage minier acide. Les détails de ce phénomène de dissolution sont encore mal compris et font toujours l'objet de polémiques quant à la détermination de la réaction prédominante entre oxydation directe et indirecte.

L'oxydation dite directe enzymatique de la pyrite a été décrite dans plusieurs travaux (Mills, 1999; Edwards et al., 2001; Suzuki, 2001; Baker et Banfield, 2003; Rodriguez et al., 2003). Dans ce cas, les bactéries (comme *A. ferrooxidans*) secrèteraient une enzyme qui va accélérer la dissolution directe des sulfures. Les cellules bactériennes fabriqueraient des composés organiques solubles qui vont permettre l'échange d'électrons avec le soufre élémentaire à la surface de la pyrite. Cette oxydation enzymatique nécessite que les bactéries impliquées soient en contact direct avec la surface des sulfures (ou à proximité) et il y aurait une interaction enzymatique avec les ions à la surface des sulfures.

L'oxydation indirecte des sulfures par le (Fe^{3+}) a été reconnue comme étant nettement plus importante (production de 16 moles de H^+ par mole de pyrite oxydée) par rapport à celle par l'oxygène qui produit seulement 2 moles de H^+ par mole de pyrite oxydée. Cette oxydation a été reconnue comme étant fortement accélérée par la présence de bactéries comme *Acidithiobacillus ferrooxidans* qui peut se développer en présence d'oxygène et à

un pH généralement bas (< à 3). Le rôle des bactéries consisterait simplement en une régénération de Fe^{3+} à partir de l'oxydation de Fe^{2+} . Il n'y a pas de contact direct des bactéries avec les sulfures.

De plus récentes études proposent de nouvelles théories qui admettent que la dissolution des sulfures résulte à la fois d'une oxydation directe et indirecte par les microorganismes. Sand et al. (1995), Schippers et Sand (1999) proposent une oxydation indirecte par l'intermédiaire de produits comme le thiosulphate, le tétrationate, le trithionate.

Selon ces auteurs, au contact des sulfures, les microorganismes secrètent une substance polymère extracellulaire. Le Fe^{3+} contenu dans cette substance commence l'oxydation indirecte.

2.4.3. Stérilisation par traitement chimique

Pour évaluer l'activité microbienne dans des résidus miniers, on compare généralement un milieu abiotique (sans bactéries) avec un milieu biotique. L'objectif visé dans la stérilisation des résidus est d'atteindre une élimination presque complète des bactéries sans pour autant entraîner une modification chimique et physique du matériau.

Il existe une grande variété de méthodes de stérilisation qui présentent chacune des effets secondaires d'ordre chimiques et physiques. Le choix de la méthode de stérilisation dépendra non seulement du type de matériau, de l'efficacité de la méthode de stérilisation mais aussi de l'intensité des modifications des matériaux après la stérilisation. Une revue de littérature des différentes méthodes de stérilisation est donnée dans Wolf et al. (1989), Brickett et al. (1995), Trévors (1996), McNamara et al. (2003). Parmi les principales méthodes de stérilisation, on peut citer, la stérilisation à la chaleur, la stérilisation à la chaleur et pression (autoclavage), la stérilisation aux rayonnements γ et la stérilisation par traitement chimique.

La stérilisation par traitement chimique consiste généralement en l'ajout dans les matériaux à stériliser, de produits chimiques qui vont contribuer à l'élimination des bactéries. La différence avec les traitements physiques est que dans le traitement chimique, le produit chimique stérilisant peut agir pendant plusieurs jours (stérilisation résiduelle), alors que pour les traitements physiques, la stérilisation est instantanée. Plusieurs produits chimiques sont utilisés pour la stérilisation des sols. On peut citer le bromométhane, le formaldéhyde, l'oxyde de propylène, le chloroforme, l'éthanol, l'azide de sodium, le

chlorure de mercure, certains antibiotiques comme le mélange de pénicilline, sulfates de streptomycine et d'actidione. Dans notre cas, nous avons utilisé la stérilisation par traitement chimique au chlorure de mercure. En général, le traitement des sols au chlorure de mercure HgCl_2 se fait avec une concentration de 500 mg HgCl_2 / kg de sol (Wolf et al., 1989 ; Trevors, 1996). Cette méthode a été reconnue comme étant efficace pour inhiber l'activité bactérienne dans les sols en milieu aérobie. Les transformations d'ordre chimique et physique des échantillons traités sont également minimales. Wolf et al. (1989) notent cependant une augmentation du taux d'extraction du fer. Le chlorure de mercure étant toxique pour les êtres vivants, son utilisation à grande échelle est limitée car il faut prendre des mesures pour l'entreposage et la remédiation des sols traités.

Plusieurs études dont celles d'Olson et al. (1982), Iwahori et al. (2000), Takeuchi et al. (2001), Sugio et al. (2003), Takeuchi et al. (2003) admettent que certains microorganismes résistants au mercure en milieu aérobie et en présence de Fe^{2+} , sont capables de réduire le Hg^{2+} en solution en Hg^0 qui se volatilise. Ceci se fait via l'association d'une enzyme réductase de mercure avec le Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate Hydrogène (NADPH) comme donneur d'électrons à travers Fe^{2+} et de l'oxydase cytochrome *c* qui est un important composé du système enzymatique d'oxydation du fer des bactéries (Iwahori et al., 2000). Les bactéries impliquées seraient du genre *Pseudomonas*, *Staphylococcus*, *Bacillus* et *Serratia*. L'intensité de la volatilisation serait fonction essentiellement du type et du nombre de bactéries présentes dans les sols ainsi que du pH, la température, la chimie du milieu (principalement les concentrations en Fe^{2+}). Comme type de bactéries, les plus importantes dans la volatilisation du mercure seraient *A.ferrooxidans* selon les données de la littérature. L'intensité de la volatilisation du mercure est plus importante pour un nombre plus élevé de bactéries. Olson et al. (1982) et Takeuchi et al. (2001) notent que la volatilisation du mercure peut se faire à n'importe quelle température. Le maximum de volatilisation est noté à un pH compris entre 2-2,5 et à une température de 30°C. Ces auteurs notent aussi que l'ajout de fer sous forme de sulfates de fer dans le milieu augmente le taux de volatilisation du mercure. Takeuchi et al. (2001) ont utilisé le soufre élémentaire, le tétrathionate de sodium et la pyrite comme donneurs d'électrons dans des essais au laboratoire en présence de *A.ferrooxydans*. Ils observent un taux de volatilisation du mercure qui est fonction du donneur d'électron pour un pH de 2,5 et une température de

30°C. Ils notent ainsi une volatilisation de 16,0 % dans le cas du soufre élémentaire, 2,4 % pour le tétrathionate de sodium et 0,84 % pour la pyrite. Avec l'ajout de sulfates de fer à une concentration de 3 % dans un sol contaminé au mercure à une concentration de 1,5 mg /kg sol, Takeuchi et al. (2001) observent une volatilisation de 54 % du mercure total au bout de 10 jours pour un pH de 2,5 et à 30°C. Des résultats similaires ont été obtenus par Iwahori et al. (2000). Cette volatilisation du Hg^0 entraîne une perte du pouvoir de stérilisation.

2.5. Méthode de la nappe surélevée

Comme mentionné dans les paragraphes précédents, pour contrôler la production de DMA, il faut chercher à éliminer l'interaction entre les sulfures, l'oxygène et l'eau. Le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e est environ 10 000 fois plus faible dans l'eau que dans l'air. La méthode des recouvrements en eau ainsi que celle de la nappe surélevée utilise cette propriété de l'eau pour exclure l'oxygène dans le but d'empêcher l'oxydation des sulfures. Ces deux méthodes se ressemblent dans leurs principes de fonctionnement qui sont basés sur le faible coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu saturé ou presque saturé.

2.5.1. Les recouvrements en eau

2.5.1.1. Généralités

Pour prévenir la génération d'acide (DMA), une des techniques applicables est le recouvrement des résidus par de l'eau. L'application de cette méthode exige la construction de digues de confinement étanches avant la mise en opération de la mine (cas de la déposition sub-aquatique) ou après la vie de la mine (cas de la couverture aqueuse). Pour ce dernier cas, l'oxydation préalable des résidus peut entraîner une migration des métaux, des sulfates, de solides dissous de la surface des résidus vers la couverture d'eau (Catalan et al., 2000). Cependant l'impact de cette contamination sur la couverture d'eau peut être négligeable à long terme par suite des dilutions dues aux apports d'eau douce et des précipitations (Peacy et Yanful, 2002).

La mise en œuvre de la méthode des recouvrements en eau requiert la prise en compte de certains facteurs dont le bilan d'eau du site (incluant les précipitations, l'évaporation, les autres entrées et les sorties d'eau), la géométrie du site ainsi que sa topographie.

Atkins et al. (1997) présentent le processus de design de la méthode des recouvrements en eau. Un des paramètres clés à prendre en compte dans le concept de cette méthode est l'épaisseur minimum d'eau nécessaire au dessus des résidus pour assurer leur stabilité physique et chimique. Celui-ci a développé un modèle de calcul qui prend en compte les caractéristiques des vents et qui permet d'estimer une hauteur d'eau minimale adéquate afin d'assurer l'efficacité de la méthode des recouvrements en eau. Les données de la littérature donnent des épaisseurs d'eau comprises entre 0,3 et 2 m.

La méthode des recouvrements en eau a été reconnue dans plusieurs travaux comme étant une des méthodes les plus efficaces pour prévenir la production du drainage minier acide. Cette efficacité a été évaluée aussi bien par des essais au laboratoire (St-Arnaud et Yanful, 1993, Davé et Vivyurka, 1994, David et Nicholson, 1995, Li et St Arnaud, 1997; Li et al., 1997; Catalan, 2000; Li et al., 2000; Erikson et al., 2001; Peacy et Yanful, 2003) que par des essais en cellules expérimentales ou à grande échelle sur le terrain. (Payant et al., 1995; Catalan et al., 2000 a et b; Adu Wusu et al., 2001; Eriksson et al., 2001; Vigneault et al., 2001). Des taux d'efficacité d'au moins 99,7 % dans la réduction de l'acidité de l'effluent ont été mentionnés par Aubé et al. (1995). Les flux d'oxygène mesurés sont généralement très faibles et des valeurs se situant entre 0,5 et 2 moles $O_2/m^2/an$ ont déjà été notés (Aubé et al., 1995; Romano et al., 2003).

L'efficacité du recouvrement peut être affectée par certains facteurs dont les principaux sont les mouvements de l'eau, les processus de transfert de l'oxygène, la remise en suspension des particules, le relargage des métaux dissous. Les principaux sont décrits dans ce qui suit.

2.5.1.2. Mouvements de l'eau et processus de transport de l'oxygène

La couverture d'eau placée au dessus des résidus n'est pas stagnante, mais l'eau est toujours en circulation en raison de l'écoulement des entrées vers les sorties, des gradients verticaux et du vent. L'action du vent implique des mouvements locaux qui se manifestent sous forme de vagues et tourbillons et des mouvements globaux qui se traduisent par un courant sur l'ensemble du réservoir (Li et al., 1997), tel qu'illustré sur la figure 2.18. Il en

résulte une plus grande disponibilité d'oxygène pour l'oxydation des résidus sous la couverture en eau.

Le transport de l'oxygène se fait à partir des sorties et des entrées d'eau, de l'interface air-eau et à travers la couche d'eau.

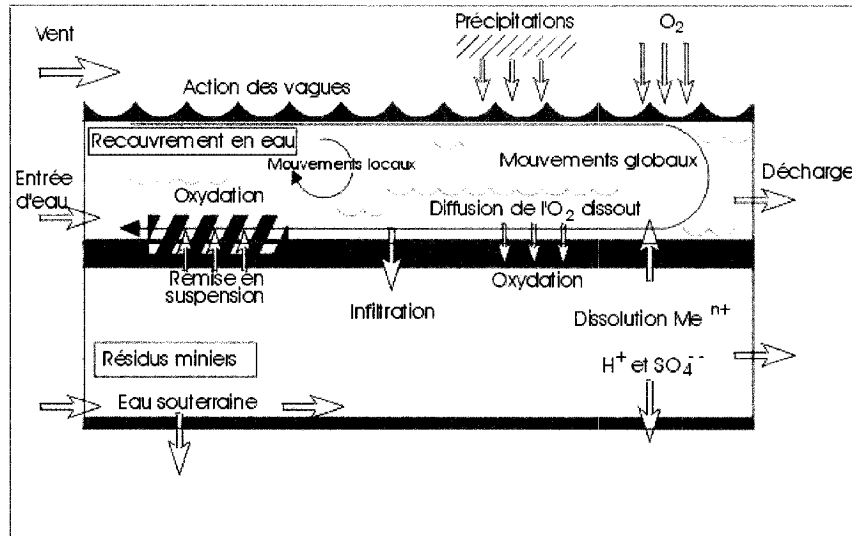


Figure 2.18. Mouvement de l'eau dans un recouvrement agité par le vent (tiré de Aubertin et al., 2002a).

2.5.1.3. Remise en suspension des résidus

Les mouvements de l'eau causés par le vent créent à l'interface (eau-résidus) une force τ_w , appelée force de cisaillement frictionnelle «bed shear stress». Les résidus peuvent alors être érodés et remis en suspension dans l'eau de la couverture si l'intensité de τ_w dépasse un certain seuil critique τ_{cr} . Adu-Wusu et al. (2001), Mian et Yanful (2003), Peacey et Yanful (2003) ont développé des équations permettant d'estimer τ_w et τ_{cr} afin de prédire la remise en suspension des rejets. Il y aura remise en suspension si $\tau_w > \tau_{cr}$. En général τ_{cr} est compris entre 0,12 et 0,22 Pa. Selon ces mêmes auteurs, la remise en suspension des particules découle principalement de l'action des vagues, et dans une moindre mesure de celle des contre-courants. Elle est influencée par un certain nombre de facteurs dont on peut retenir :

i) les facteurs liés aux caractéristiques de l'eau de la couverture : ces facteurs comprennent l'épaisseur de la couverture, les fluctuations du niveau et l'écoulement de l'eau. Le taux de mise en suspension décroît avec l'augmentation de l'épaisseur de la couverture en eau. Ceci est valable dans les résidus non cohésifs. La méthode proposée par Atkins et al. (1997) permet de déterminer une épaisseur minimum convenable pour l'eau du recouvrement afin d'éviter la remise en suspension des résidus submergés.

ii) facteurs liés aux caractéristiques des vents : ces facteurs comprennent la vitesse, la durée et la fréquence des vents, et les caractéristiques des vagues. Adu-Wusu et al. (2001) ont montré que la remise en suspension dépend de la vitesse du vent. Une vitesse des vents plus élevée que 8 m/s au-dessus d'une couverture en eau moins épaisse qu'un mètre peut créer des vagues d'une hauteur de plus de 10 cm et un τ_w plus grand que 0,2 Pa, ce qui peut causer une remise en suspension des résidus. L'action des vagues est plus importante pour les recouvrements avec une faible épaisseur d'eau.

iii) facteurs propres aux résidus miniers : ceci inclut la taille des particules, leur densité, la cohésion et le niveau de consolidation des résidus miniers. Ces facteurs contribuent à la résistance à l'entraînement des particules (Atkins et al., 1997). Ici, les particules plus grosses ou plus denses nécessitent une force plus importante pour être entraînées. Avec des couvertures en eau peu profonde, pour des cas de résidus non cohésifs et peu consolidés, les particules fines sont facilement remises en suspension et elles sont entraînées dans les zones à couverture en eau plus épaisse. Cependant Mian et Yanful (2003) notent que les particules fines des résidus ont tendance à s'agglomérer, et seront alors moins susceptibles d'être remis en suspension. Plus la cohésion et la consolidation des résidus sont marquées, moins ils seront susceptibles d'être remis en suspension. La consolidation augmente avec le temps après la déposition des résidus (Mian et Yanful, 2003), si bien que plus le temps après déposition est long, et moins les résidus vont être remis en suspension. Dans le cas d'une co-déposition des résidus avec des boues de traitement Peacy et Yanful (2003) notent que ceci peut limiter l'entraînement des particules.

iv) facteurs liés au milieu : ceci inclus principalement la topographie. Sur les sites exposés aux vents, sans végétation et sans affleurements rocheux, il y a une possibilité plus importante de remise en suspension des résidus.

Les études de laboratoire consacrées au phénomène de remise en suspension des résidus sous la couverture d'eau (Yanful et Verma, 1999; Catalan et Yanful, 2002; Peacy et Yanful, 2003) ont montré que les résidus remis en suspension s'oxydaient nettement plus que les résidus non mobilisés. Ceci entraîne une altération de la qualité de l'eau de la couverture.

Malgré ces réserves, les différentes études au laboratoire et sur le terrain ont contribué à montrer que la méthode des recouvrements en eau est une méthode efficace pour prévenir ou contrôler l'oxydation des résidus réactifs. Les résultats des études ont également montré que malgré cette efficacité, il existe presque toujours une faible oxydation des résidus. Par exemple Davé et Vivurka (1994) ont trouvé un pH de 5 et une concentration de 20 mg/l de fer pour l'eau de la couverture. Vigneault et al. (2001) ont également trouvé que les résidus sous une couverture d'eau d'environ 0,3 m pouvaient s'oxyder en surface sur une épaisseur de l'ordre du mm et qu'il y avait pénétration de l'oxygène jusqu'à environ 7 mm à partir de la surface des résidus.

Certains facteurs peuvent aussi rendre l'application de la méthode des recouvrements en eau assez problématique. Parmi les facteurs déjà cités plus haut, on peut retenir la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture aquatique permanente et suffisamment épaisse, l'aménagement de digues et d'ouvrages de dérivation ainsi que le suivi et l'entretien des ouvrages à long terme.

Dans le but de pallier à certains problèmes et difficultés rencontrés dans l'application de la méthode de recouvrements en eau, une méthode alternative a été proposée. Il s'agit de la technique de la nappe surélevée.

Avec la méthode des recouvrements en eau, les résidus sont complètement submergés sous une certaine épaisseur d'eau alors qu'ils ne le sont que partiellement dans la méthode de la nappe surélevée. La surface des résidus se trouve à une certaine profondeur du niveau de la nappe et la saturation est assurée par la remontée capillaire dans les résidus dans le cas de

la méthode de la nappe surélevée. De ce fait cette méthode présente des avantages par rapport à celle des recouvrements en eau qui sont (MEND, 1996) :

- Les études existantes font état d'un taux d'oxydation des sulfures semblable à celui des recouvrements en eau;
- Les facteurs économiques pouvant limiter l'application de la méthode des recouvrements en eau sont la disponibilité de l'eau et les coûts élevés de maintien à long terme d'une épaisseur d'eau au dessus des résidus. De ce fait, d'importantes économies peuvent être réalisées avec la méthode de la nappe surélevée;
- Avec la méthode de la nappe surélevée, les résidus étant partiellement submergés, cela nécessite moins d'eau dans les réservoirs. Les problèmes de stabilité de digues causés par les pressions interstitielles sur les digues sont limités. La stabilité géotechnique des ouvrages est améliorée.

Les principaux inconvénients de la méthode de la nappe surélevée relèvent surtout du fait qu'à date, il existe peu de données sur les conditions de son application. La première étude au laboratoire a été faite par Dagenais (2005).

2.5.2. Le principe de la nappe surélevée et les facteurs d'influence

Le principe de la nappe surélevée consiste à maintenir par capillarité les résidus situés au dessus de la nappe phréatique à un degré de saturation suffisamment élevé pour inhiber l'oxydation des sulfures. La technique de la nappe surélevée utilise, tout comme dans le cas du recouvrement en eau, le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène devient très faible à un degré de saturation élevé, ce qui va limiter le flux d'oxygène dans les résidus réactifs et avoir pour effet de réduire la formation d'un drainage minier acide DMA.

La technique de la nappe surélevée consiste à maintenir la nappe à une profondeur inférieure ou égale à la hauteur de la frange saturée.

L'efficacité de la méthode de la nappe surélevée peut être évaluée par l'estimation du flux d'oxygène dans les résidus. Ce flux, comme on l'a déjà vu plus haut, est en relation avec le coefficient de diffusion D_e et la constante de réaction cinétique K_r . Les facteurs influençant les paramètres D_e et K_r sont importants dans l'évaluation de l'efficacité de la technique de la nappe surélevée. La mise en application de la technique de la nappe surélevée dépend

des caractéristiques hydriques et physiques (rétention capillaire élevée, granulométrie, porosité) des résidus miniers.

Parmi les caractéristiques hydriques qui peuvent affecter l'efficacité de la technique de la nappe surélevée, on peut citer la courbe de rétention capillaire (CRE), la conductivité hydraulique saturée et non saturée, la hauteur de remontée capillaire. Ces paramètres sont liés à la granulométrie et à l'indice des vides des résidus. Les caractéristiques chimiques qui affectent l'efficacité comprennent la réactivité et le pourcentage des différents sulfures dans les résidus et aussi la présence d'éléments acidivores.

Des travaux réalisés sur certains sites ont démontré un lien entre la profondeur de la nappe phréatique et le flux d'oxygène mesuré (Elberling et al., 1993; Elberling et Nicholson, 1996; Tibble, 1997; Elberling et Damgaard, 2001; Dagenais, 2005; 2006). Les essais faits sur le terrain et au laboratoire montrent également l'influence du degré de saturation des résidus sur les taux d'oxydation des sulfures (Elberling et Nicholson, 1996; Tibble, 1997; Tibble et Nicholson, 1997; Aachib, 1997; Aubertin et al., 2000; Hollings et al., 2000; Mbonimpa et al., 2002; Martin et al., 2006). Les résultats indiquent qu'à des valeurs élevées de degré de saturation correspondent de faibles valeurs de D_e , ce qui réduit le flux d'oxygène.

Il ressort aussi de la littérature que le pourcentage de sulfures influence la consommation d'oxygène dans les résidus (Tibble, 1997; Tibble et Nicholson, 1997; Collin, 1998; Bussière et al., 2004, Mbonimpa et al., 2003). Plus ce pourcentage en sulfures (pyrite) va être élevé et plus K_r va être grand, ce qui va entraîner une consommation d'oxygène plus élevée.

La variation de la teneur en eau volumique (θ) est fonction des caractéristiques physiques et de la position de la nappe dans les résidus. Pour la mise en application de la méthode de la nappe surélevée, le choix de la position de la nappe doit être fait selon la valeur de l'AEV afin d'assurer une saturation élevée jusqu'à la surface des rejets (MEND 1996). La profondeur de la nappe phréatique ne devrait pas être supérieure à la pression d'entrée d'air des résidus (Ovara et al., 1997; MEND, 1996), surtout pour la fraction grossière située près des digues.

La hauteur de remontée capillaire observée sur le terrain est reliée à la pression d'entrée d'air (AEV) du matériau homogène. L'AEV est définie comme étant la succion qu'il faut

exercer dans le matériau initialement saturé pour commencer à drainer l'eau des macropores (voir équation 2.25) proposée par Aubertin et al. (2003), Mbonimpa et al. (2003). Des caractéristiques physiques qui vont influencer la hauteur de la frange capillaire on peut citer la taille des pores et leur distribution dans le sol, la granulométrie des résidus (Hillel, 1980). Comme montré sur les figures 2.2 et 2.3 au début de ce chapitre, les matériaux grossiers (sables) vont présenter une pression d'entrée d'air plus faible que les matériaux fins (silts, argiles). Plus les matériaux sont fins, plus l'AEV est élevé et plus la remontée capillaire va être importante. Les résidus miniers sont souvent constitués de matériaux fins, contenant souvent plus de 70 à 80 % de particules d'une taille inférieure à 80 μm (Aubertin et al., 2002a). Cela leur confère un AEV assez élevé, qui permet d'envisager une remontée capillaire importante.

2.5.3. Le concept de la nappe surélevée

Avec le concept de la nappe surélevée, on utilise (comme dans la couverture aqueuse) le fait que le coefficient de diffusion effectif D_e est très faible en zone très saturée. Le taux d'oxydation des sulfures est donc supposé semblable à celui de la couverture aqueuse lorsque la valeur du degré de saturation S_r est proche 100%.

Selon le rapport MEND (1996), les propriétés in situ des résidus à considérer sont la granulométrie, la porosité, la conductivité hydraulique, le potentiel de production d'acide. Pour le site, les caractéristiques à considérer sont principalement l'hydrogéologie, la géologie et les modes d'entreposage des résidus.

La déposition des résidus miniers peut se faire soit dans des bassins artificiels grâce à la construction d'infrastructures étanches, soit dans des ouvertures en surface.

En général, la surface piézométrique doit être positionnée de façon à obtenir une remontée capillaire jusqu'à la surface des résidus. La profondeur de la nappe doit être au moins inférieure à la pression d'entrée d'air des résidus miniers (MEND 1996; Orava et al., 1997).

Pour produire une surélévation de la nappe, il y a essentiellement trois approches (MEND 1996; Orava et al., 1997):

- modification du bilan hydrique dans le parc à résidus;
- amélioration de la capacité de rétention d'eau des résidus;

- construction d'une barrière hydraulique qui freine l'écoulement horizontal de l'eau souterraine.

Ces 3 approches sont décrites dans ce qui suit.

2.5.3.1. Modification du bilan hydrique dans le parc à résidus

Le bilan hydrique est un facteur critique dans la conception d'un parc avec une nappe surélevée. Le niveau de la nappe sera plus ou moins élevé selon que le bilan est positif ou négatif dans la zone concernée.

L'important ici est que les apports d'eau soient supérieurs aux pertes d'eau dans les résidus. En somme, il faut que le bilan hydrique soit positif. En général les apports d'eau sont représentés par les infiltrations à partir de la surface, les précipitations, les venues d'eau liées à l'écoulement de l'eau souterraine et de surface. Les pertes d'eau sont principalement liées à l'évaporation, les suintements au niveau des digues et les infiltrations vers le bas dans le sous-sol. La géométrie des dépôts, la conductivité hydraulique des résidus et les conditions climatiques locales jouent un rôle important dans le bilan hydrique.

Techniquement la modification du bilan hydrique peut se faire par :

- une canalisation des eaux de ruissellement vers le parc à résidus;
- une réduction des suintements en construisant par exemple des digues plus imperméables.
- une réduction de la conductivité hydraulique du sous-sol (surtout quand celui-ci n'est pas étanche) afin de diminuer les infiltrations souterraines.
- une réduction de l'évaporation en plaçant par exemple une couverture de matériaux grossiers au dessus des résidus qui aura pour effet de réduire les pertes d'eau par évaporation tout en facilitant l'infiltration d'eau à partir de la surface.

2.5.3.2. Augmentation de la capacité de rétention d'eau des résidus

L'amélioration de la capacité de rétention d'eau peut se faire à travers un épaissement des résidus ou l'ajout d'un liant, ce qui va diminuer la porosité et aider aussi dans la gestion des résidus car il y aura une réduction du volume à entreposer. Une caractéristique importante des résidus épaissis est la formation d'une masse assez homogène qui présente une faible conductivité hydraulique saturée (entre 10^{-5} cm/s et 10^{-7} cm/s), ce qui entraîne

une augmentation de la remontée capillaire (Crowder et al., 2002, Grabinsky et al., 2002). Il en découle généralement une pression d'entrée d'air (AEV) plus élevée. Pour protéger les résidus de l'évaporation et éviter une réduction de leur teneur en eau, on peut ajouter une couche de sable grossier et graviers au dessus de ceux-ci. Cette couche agit comme bris capillaire contre la remontée d'eau.

Les résultats de Dagenais (2005) montrent qu'il est important que les caractéristiques hydriques de la couche de protection soient différentes (notamment AEV plus faible, conductivité hydraulique plus élevée) de celles du matériau à protéger afin d'éviter une désaturation importante à la surface des résidus pour cause d'évaporation.

2.5.3.3. Construction d'une barrière freinant l'écoulement des eaux

Une barrière verticale peut être construite à l'intérieur des résidus miniers pour réduire la conductivité hydraulique $k_{\text{horizontal}}$ qui est généralement plus importante que la conductivité hydraulique k_{vertical} . Le rapport $k_{\text{horizontal}} / k_{\text{vertical}}$ est communément de l'ordre de 100 à 400 dans les résidus (Nicholson et Tibble, 1995; MEND 1996). Ceci est lié à la ségrégation granulométrique causée par le dépôt en spigottage. Cette ségrégation fait en sorte que les particules grossières (sable) vont se déposer près du point de décharge en zone amont pendant que les particules fines (silts et argiles) vont se déposer plus loin en zone aval (Aubertin et al., 2002a). Il en résulte que la conductivité hydraulique va être plus élevée en zone amont (près des digues usuellement qu'en zone aval).

Le concept de la barrière hydraulique verticale est basé sur la création d'une zone de résistance à l'écoulement horizontal à l'intérieur des résidus. Le but est de réduire la conductivité hydraulique horizontale de un à deux ordres de grandeur. Nicholson et Tibble (1995) ont utilisé une tranchée à boues lourdes pour construire une barrière hydraulique à Sturgeon Lake (Ontario). Une autre approche proposée par ces auteurs est l'utilisation d'un mélange de résidus fins et grossiers malaxés sur place pour former une masse homogène. Ceci a l'avantage de réduire les coûts par rapport à une utilisation de bentonite.

L'élévation du niveau de la nappe est une fonction de la conductivité hydraulique et du bilan hydrique. Nicholson et Tibble (1995) ont simulé avec le modèle mathématique FLONET, la variation du niveau de la nappe dans le cas de la construction d'une barrière hydraulique verticale dans les résidus. Les résultats présentés à la figure 2.19 et au tableau 2.3 montrent une élévation du niveau piézométrique (N.P.) d'environ 2 m dans le cas d'une

barrière partielle (fig.2.19.A) et de plus de 13 m dans le cas d'une barrière complète (fig.2.19.B). Ils concluent d'après leurs résultats que l'utilisation de la barrière pour produire une surélévation de la nappe semble meilleure sur le plan technique et économique par rapport aux deux autres approches exposées ci-dessus.

Tableau 2.3. Modélisation de l'écoulement de l'eau dans un parc à résidus selon différents scénarios (inspiré de Frind et Matanga 1985 et Nicholson et Tibble, 1995)
NP : niveau piézométrique. Prof. : profondeur, infil. :infiltration.

Simulations	Infil. (mm/an)	N.P. à la Digue(m)	Prof. barrière (m)	k_{sat} barrière (cm/s)	N.P. à la plage (m)	Hausse du N.P. (m)
Scénario de base	365	3	0	-	12,5	0
Digue	365	6	0	-	17,3	4,8
Digue	365	8	0	-	18,3	5,8
Infiltration + 50 %	548	3	0	-	16,0	3,5
Barrière partielle	365	3	6	$4,6 \cdot 10^{-7}$	14,15	1,65
Barrière complète	365	3	8	$3,5 \cdot 10^{-8}$	25,9	13,4

Une expérience menée sur le site Sturgeon Lake en Ontario avec un mur d'argiles a permis d'élever le niveau de la nappe de 2 mètres environ.

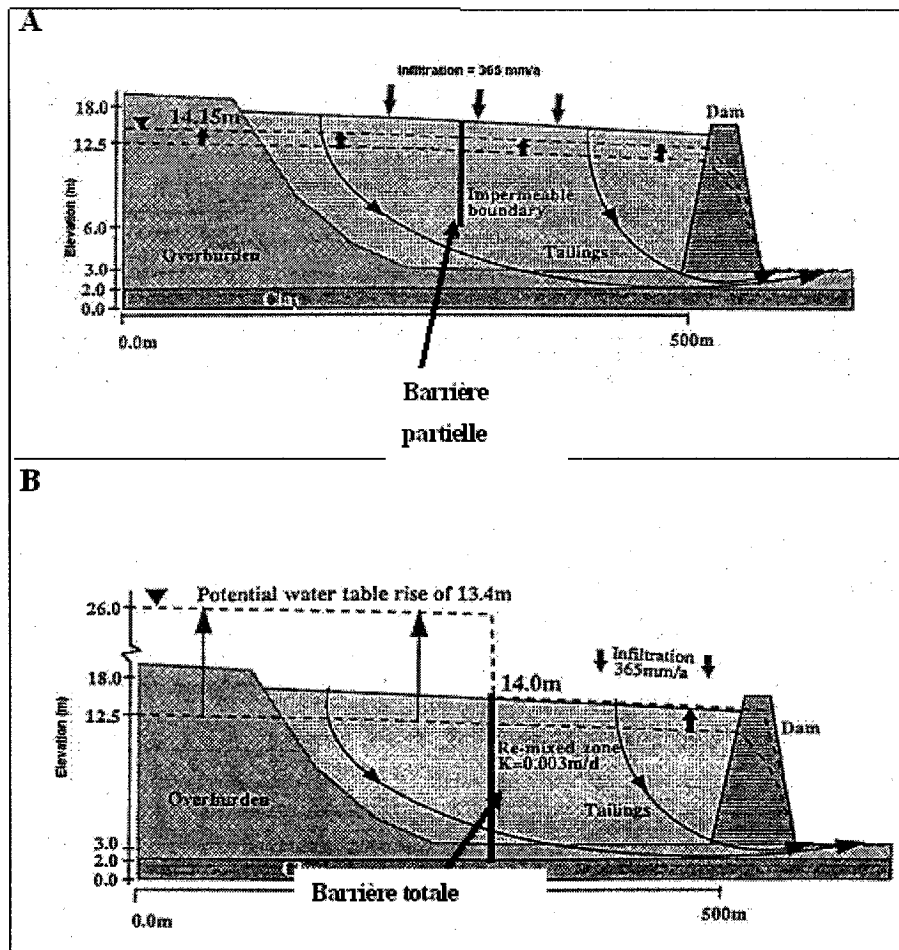


Figure 2.19. Exemple d'application d'une barrière hydraulique verticale (A : cas de barrière partielle et B : cas de barrière totale) dans un parc à résidus (tirée du MEND, 1996).

2.5.4. Exemples d'application de la méthode de la nappe surélevée

Des études suggèrent qu'avec la méthode de la surélévation du niveau de la nappe dans les résidus miniers réactifs, le taux d'oxydation des sulfures pouvait être assez similaire à celui observé sous une couverture en eau (à cause du degré de saturation qui est très élevé). Mais, comme le mentionne le rapport MEND (1996), il n'existe que très peu de données sur la question. Des expériences qui ont porté sur l'élévation du niveau de la nappe ont déjà été réalisées sur divers sites. Les méthodes utilisées ont permis d'atteindre de manière indirecte les effets d'une élévation de la nappe. Ces différentes méthodes ont été :

i) Épaississement des résidus pour augmenter la capacité de rétention d'eau :

Sur le site de Kidd Creek en Ontario, les résidus ont été déposés dans un parc de forme conique avec des pentes de l'ordre de 1 à 3 %. Le but de cette méthode de déposition est d'avoir des résidus assez homogènes, ne présentant pas de ségrégation. Les études de Tibble (1997) ont montré que la frange capillaire s'étend jusqu'à la surface des résidus sur une grande partie du dépôt. Les essais de consommation d'oxygène donnent des valeurs de 207 à 274 moles $O_2/m^2/an$ sur le pourtour du cône de déversement et 36 à 89 moles $O_2/m^2/an$ au niveau du périmètre de dépôt.

Un exemple de déposition en surface de résidus en pâte est décrit par Martin et al. (2006) sur le site de la mine de Bulyanhulu en Tanzanie. Les résidus sont déposés en surface en couches successives à partir d'un cône de déposition. Avant l'ajout d'une nouvelle couche, les résidus ont le temps de consolider et de se stabiliser.

À Elura Mine en Australie en climat sec, les résultats ont montré que l'application d'une couverture de 0,3 m de sable et gravier au dessus des résidus épaissis pouvait rehausser le niveau de la nappe de 0,5 m (MEND, 1996).

ii) Modification du bilan hydrique

Ceci a observé sur les sites de East Mine de Falconbridge New Tailings en Ontario où une digue intermédiaire a permis de maintenir le niveau de l'eau à 1 m de profondeur de la surface des résidus. Les études de Elberling et al. (1993) et Elberling et Nicholson. (1995) ont montré une consommation d'oxygène qui décroît à l'approche de l'étang. Cette baisse est attribuable à l'augmentation de la teneur en eau. Le flux d'oxygène mesuré varie de 0,1 moles $O_2/m^2/an$ à 250 moles $O_2/m^2/an$, les plus faibles valeurs étant observées près de l'étang.

iii) Modification du bilan hydrique et installation d'une barrière

À Sturgeon Lake en Ontario, une barrière faite d'un mélange de bentonite et de till été utilisée. Les résultats indiquent une élévation du niveau de la nappe d'au moins 2 m. Mais le coût d'installation de cette barrière représenterait approximativement 25 % du coût total du parc. Ceci est lié à la grande quantité de bentonite utilisée.

iv) Essais en colonnes au laboratoire avec variation du niveau de la nappe.

La première étude expérimentale au laboratoire à partir d'essais cinétiques en colonne pour évaluer l'effet de la variation du niveau de la nappe dans la prévention du drainage minier acide a été réalisée par Dagenais (2005). Les résultats obtenus démontrent que le niveau de la nappe a une influence sur l'oxydation des sulfures des résidus. Au tableau 2.4 sont résumés les résultats sur l'efficacité dans les différents cas d'essais comparativement aux colonnes de référence. La position de la nappe par rapport à la surface des résidus a été fixée en fonction de l'AEV des résidus miniers. Par exemple, avec le maintien d'un niveau phréatique constant à 140 et à 70 kPa pour les résidus du site Lorraine, le taux d'efficacité à réduire le flux d'oxygène dans les résidus, par rapport à la colonne de référence, est respectivement de 47 à 94 % et 32 à 99 %. Pour les métaux Cu, Zn et Ni, ce taux est respectivement de 53 et 27 %.

Tableau 2.4. Efficacité des scénarios étudiés par Dagenais (2005).

Essais	ψ ₉₀ (cm)	position de la nappe (cm)	Réduction des flux Efficacité %	Réduction Cu, Zn, Ni Efficacité %
Col1. (Lorraine)	140	140	47 à 94	53
Col2. (Lorraine)	140	70	32 à 99	27
Col4. (Solbec-Manitou)	190	190	25 à 99	30 à 99
Col5. (Solbec-Manitou)	190	95	53 à 98	55 à 95
Col7 (Aldermac)	680	85	27 à 94	60 à 70

Dans le cas des résidus Aldermac, les flux mesurés sont compris entre 0,14 et 0,7 moles/m²/jour pour un niveau de nappe situé à 85 cm sous la surface des résidus et sont plus élevés de 0,8 à 4,60 moles/m²/jour pour des résidus qui s'oxydent librement. Les principaux paramètres d'influence proposés par Dagenais (2005) sont la teneur en soufre des résidus, le degré de saturation associé à la remontée capillaire au dessus de la nappe phréatique, l'épaisseur de la couche de protection et les propriétés hydriques de cette couche ainsi que le coefficient du taux de réaction.

Ouangrawa et al. (2005; 2006), à partir d'essais cinétiques en colonne sur des résidus de la mine Louvicourt et de modélisations avec le logiciel MIN3P montrent des résultats similaires à ceux de Dagenais (2005), (voir aussi Dagenais et al. (2006). Le fait de fixer la

position de la nappe inférieure à l'AEV des résidus, contribue à les maintenir suffisamment saturés pour éviter l'oxydation des sulfures.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE

La méthodologie adoptée pour atteindre les objectifs de l'étude comprend tout d'abord une caractérisation des résidus à l'aide d'essais en laboratoire. Cette caractérisation comprend une détermination des propriétés physiques, hydriques, chimiques et microbiologiques des résidus au début et à la fin des essais en colonnes. Des solutions analytiques ont également été utilisées pour la caractérisation des résidus.

3.1. Origine des échantillons

Les résidus étudiés proviennent de deux mines situées en Abitibi Témiscamingue. Il s'agit des résidus de la mine Sigma et de la mine de Louvicourt.

La mine Louvicourt est localisée à 20 km à l'Est de Val d'Or, Québec, Canada. Elle a été en activité à partir de 1994 et a exploité l'or, le cuivre et le zinc. Propriété de la société Novicourt Inc., Aur Ressources Inc., Noranda Inc. et Teck Cominco Limitée, la mine Louvicourt a cessé définitivement ses opérations le 12 juillet 2005. La méthode de la déposition subaquatique (à faible profondeur) et le remblai en pâte sont utilisés comme méthodes de gestion des résidus. Les résidus miniers sont transportés sous forme de pulpe dans des pipelines et déposés à partir de lignes flottantes qui servent de points de décharge dans un parc à résidus ceinturés par 2,5 km de digues. Les digues étanches (à noyau de till) ont une hauteur de 12 à 15 m. 55% des résidus miniers ont été retournés sous terre sous forme de remblai en pâte et 45 % ont été déposés sous l'eau dans le parc à résidus (Vigneault et al., 2001; Julien et al, 2004).

La mine Sigma, située à Val-d'Or, Québec, est actuellement une propriété de la société Century Mining. Les résidus miniers, qui sont considérés comme non générateurs d'acide sont stockés dans un parc à résidus. Les digues ont été construites avec les rejets de concentrateur.

3.2. Préparation des échantillons

Les échantillons ont été prélevés dans le parc à résidus pour Sigma et directement à l'usine de traitement pour Louvicourt. Les résidus ont été placés dans des contenants hermétiques. Ils ont par la suite été homogénéisés au laboratoire de manière à conserver la teneur en eau initiale et à éviter une oxydation des sulfures. Pour les résidus Louvicourt, l'homogénéisation a été faite dans un grand bac après qu'on ait siphonné le surnageant. Les résidus Sigma ont été étalés directement sur le sol en petits tas et homogénéisés manuellement à la pelle.

La teneur en soufre obtenue aux analyses chimiques a permis de calculer le pourcentage en sulfures sous forme de pyrite des deux résidus. Ceci a donné environ 4 % de sulfures (pyrite) pour les résidus Sigma et 34 à 40 % (38 % en moyenne de pyrite) pour les résidus Louvicourt. En tenant compte de ces concentrations et en estimant une faible contribution du soufre sulfates, 66 % de Sigma et 34 % de Louvicourt (équivalent poids sec) ont été mélangés afin d'obtenir au final des résidus avec environ 15 % de sulfures (pyrite). Un autre mélange a consisté en 55 % de sable inerte et 45 % de Louvicourt pour obtenir au final un pourcentage de 15 % de sulfures. Les analyses granulométriques ont montré que les résidus Sigma sont essentiellement sableux et les résidus Louvicourt essentiellement silteux. Le but du mélange de ces deux résidus a été aussi d'avoir des résidus de granulométrie différente afin de refléter ce qui peut se passer dans un parc à résidus.

Au total, quatre types d'échantillon sont soumis à l'étude :

- Sigma pur (environ 4 % de pyrite)
- Louvicourt pur (38 % en moyenne de pyrite)
- Louvicourt + Sigma (environ 15 % de pyrite)
- Louvicourt + Sable (environ 15 % de pyrite).

Par la suite dans le texte, le mélange Louvicourt + Sigma sera nommé Lou-Sig et le mélange Louvicourt + Sable Lou-Sab.

3.3. Détermination des caractéristiques physiques, hydriques et chimiques des résidus

3.3.1. Analyses granulométriques et densité relative des grains

Les courbes granulométriques sont obtenues par tamisage et sédimentation. Pour la fraction grossière, le tamisage a été fait selon la norme BNQ 2560-040. Des analyses granulométriques complètes ont aussi été faites sur des échantillons secs à l'UQAT à l'aide d'un granulomètre au laser de type Mastersizer (<http://www.malvern.co.uk/home.htm>). Plus de détails peuvent être trouvés dans Villeneuve (2004).

La sédimentométrie a été faite à l'École Polytechnique de Montréal suivant la norme ASTM D422. La densité relative des grains a été déterminée selon la norme ASTM D854-91.

3.3.2. Essais de compactage et analyses minéralogiques

Les essais de compactage (Proctor modifié) ont été faits selon la norme ASTM D1557-78 méthode A (masse de 4,536 kg, chute de 45,72 cm, diamètre du moule de 10,16 cm).

Les principaux minéraux ont été identifiés à partir des observations de lames minces au microscope optique et par diffraction aux Rayons X (DRX). Les analyses diffractométriques ont été réalisées sur des poudres de résidus à l'UQAT avec un diffractomètre Bruker A.X.S Advance D8 en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70° (voir Villeneuve, 2004 pour des détails).

3.3.3. Essais de consolidation

Un oedomètre Bishop muni d'un bras de levier produisant un rapport de chargement 11 : 1 a été utilisé pour déterminer les caractéristiques de consolidation des échantillons. Le principe de l'essai est d'appliquer différentes charges et de mesurer pour chaque niveau de contrainte, le tassement de l'échantillon jusqu'à la dissipation de la pression de l'eau. À la suite du chargement, le déchargement est fait en suivant le même procédé que le chargement pour mesurer l'indice de recompression. La norme ASTM D2435-80 a servi de guide. Les différentes charges utilisées en kg : 0,1; 0,5; 1; 2; 4; 8; 16; 32; 64.

3.3.4. Essais de perméabilité

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} a été mesurée par des essais au perméamètre à paroi rigide sous charges constantes et variables ainsi qu'au perméamètre à paroi flexible (essais en cellule triaxiale). Ce sont les normes ASTM D-2434 et D5084-90 qui ont été utilisées pour la détermination de la conductivité hydraulique saturée des échantillons. Les essais à charge variable en cellule triaxiale ont été faits selon la norme ASTM D5084-90 utilisant un perméamètre à paroi flexible avec charge variable. La conductivité hydraulique saturée a également été prédite avec l'équation (2.33) de Kozeny Carman modifiée (Mbonimpa et al., 2002).

3.3.5. Détermination de la courbe de rétention d'eau

On s'est inspiré de la norme ASTM D3152-72 pour la détermination au laboratoire des courbes de rétention d'eau des échantillons étudiés. L'azote a été utilisé pour appliquer les pressions dans la cellule Tempe. Pour les résidus Sigma à caractère plus grossier ainsi que pour le sable, la courbe de rétention d'eau a été déterminée à la suite de la saturation et du drainage d'une colonne de résidus haute de 170 cm et de 10 cm de diamètre. Après le drainage, la colonne est démontée par tranches d'échantillon de 3 à 5 cm d'épaisseur. Les échantillons sont séchés au four et la teneur en eau est déterminée sur la hauteur de la colonne. La teneur en eau volumique est ensuite déduite pour chaque tranche en utilisant la densité relative des grains, la porosité et la teneur en eau massique.

Les courbes de rétention d'eau ont été également prédites avec le modèle de Kovacs modifié (MK) selon l'équation (2-21) proposée par Aubertin et al. (1998; 2003).

3.3.6. Analyses chimiques

Différentes analyses chimiques ont été effectuées, incluant des analyses chimiques par spectrométrie par émission atomique avec plasma couplé inductivement (ICP-AES), des analyses par absorption atomique, des analyses au LECO, et des essais statiques. Certains paramètres chimiques ont également été mesurés tels que le pH, l'alcalinité, la salinité, la conductivité électrique, le potentiel d'oxydo-réduction (POR).

Essais statiques

Les essais statiques ont été réalisés à l'UQAT selon la procédure proposée par Lawrence et Wang (1997). La méthode du pH de la pâte (Sobek et al. 1978) a également été utilisée. Ces différentes méthodes ont été décrites dans le chapitre 2 de la revue de littérature.

pH de la pâte

Le pH de la pâte a été mesuré selon Sobek et al. (1978). Dans ce cas, 5 g de résidus (granulométrie < 60 mesh ou 250 µm) sont portés à saturation avec 10 g d'eau déionisée. Le mélange est homogénéisé et on laisse reposer pendant au moins 2 heures. Le pH du surnageant est ensuite mesuré. Pour un pH de pâte supérieur à 7, le matériau est non générateur. Lorsque le pH est inférieur à 5, le matériau commence à s'oxyder et est considéré générateur d'acidité.

Test ABA modifié par Lawrence et Wang (1997)

Les essais statiques ont été réalisés à l'UQAT selon le test ABA modifié Lawrence et Wang (1997). Ces essais ont permis d'estimer le potentiel d'acidité (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) des échantillons.

Analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES)

Les analyses chimiques sur poudre de roche totale ont été faites par spectrométrie par émission atomique au plasma couplé inductivement (ICP-AES) pour les éléments majeurs, mineurs et traces (métaux) au laboratoire de l'UQAT. Ces analyses ont été réalisées suite à une digestion par ajout d'acide nitrique concentré (HNO₃), de brome liquide (Br₂), d'acide fluorhydrique concentré (HF) et d'acide chlorhydrique (HCl). Les concentrations en sulfates sont obtenues par extraction à l'acide chlorhydrique. Les analyses du potassium et de la silice ont été réalisées par le Laboratoire environnemental et hygiène de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda. Plus de détails sur ces procédures d'analyse peuvent être trouvés dans Villeneuve (2004).

Détermination de la chimie du lixiviat

Le pH, la conductivité électrique, la salinité, et le potentiel d'oxydo-réduction du lixiviat des différents cycles de drainage ont été mesurés le plus rapidement possible après le prélèvement des solutions. L'appareil utilisé est un pHmètre WTW Multiline P3 équipé d'une électrode pH (précision de 0,01), d'une électrode de conductivité et salinité

(précision de 1% pour la conductivité et 0,1 pour la salinité), et d'une électrode de potentiel redox Ag/AgCl (précision de 1 mV).

Les concentrations en oxygène dissout sont mesurées dans les solutions aussitôt que possible après le prélèvement avec un oxymètre munie d'une électrode de mesure de l'oxygène dissout de modèle 407510 de la compagnie Extech Instruments avec une précision de 0,4 mg/L.

Un spectrophotomètre de marque SMARTSPECTRO de la compagnie LAMOTTE est utilisé pour le dosage des sulfates. C'est la méthode colorimétrique au chlorure de Baryum (BaCl) CODE 3665-SC qui est utilisée. L'intervalle d'analyse se situe entre 6 et 100 ppm. L'alcalinité des solutions est mesurée par la méthode colorimétrique qui utilise une dose unique (Unit Dose Vials CODE 4028) pour 3 ml de solution. L'intervalle d'analyse se situe entre 0 et 0,3 ppm. On a utilisé le même spectrophotomètre que pour les sulfates. L'acidité est mesurée par titration avec un titrateur digital HACH modèle 16900 qui utilise la méthode colorimétrique de la phénolphthaléine. L'erreur des mesures du digital HACH est estimée à 1% par le manufacturier.

Une fois les caractéristiques chimiques citées ci-dessus mesurées, les solutions sont acidifiées avec de l'acide chlorhydrique 1N (2 à 3 gouttes pour 25 ml de solution) et ensuite envoyées pour les analyses chimiques par absorption atomique. Ces dernières ont été effectuées à l'École Polytechnique de Montréal au laboratoire de Géochimie du département CGM avec un spectromètre d'absorption atomique AAnalyst 200 de PerkinElmer Instruments. Le choix des éléments chimiques à analyser a été fait selon les résultats des analyses chimiques ICP sur poudre de roche totale.

3.4. Instrumentations et montages des colonnes

Les essais en colonne ont été réalisés selon un procédé proche de ce qui a été décrit dans Aachib (1997), Bussière et al (2004) et Dagenais (2005). Il y a deux séries de colonnes. Les petites colonnes d'environ 40 cm de hauteur maximum sont au nombre de 15. Trois grandes colonnes d'une hauteur totale variant entre 1,5 et 2 m ont également été utilisées. Toutes les colonnes ont été soumises à leur base à une succion. Cette succion est inférieure à la pression d'entrée d'air (AEV_{MK}) des résidus miniers. L' AEV_{MK} a été

déterminée avec le modèle de Kovacs modifié (MK) selon l'équation (2.21). Les différents scénarios sont résumés au tableau 3.1.

Tableau 3. 1. Résumé des différents scénarios.

	Cas	Type d'échantillon	Niveau de la nappe par rapport à la surface des résidus (cm)	AEV _(MK) cm
Petites colonnes	1	Résidus Sigma pur (4 % pyrite)	30 ; 15 ; drain libre	36
	2	résidus Louvicourt pur (40 % pyrite)	228; 150; 77; drain contrôlé	357
	3	Lou-Sig : 15 % de pyrite	95 ; 61 ; 30 ; drain contrôlé	191
	4	Lou-Sab (15% pyrite)	130; 91 ; 46; drain contrôlé	111
Grandes colonnes	5	Louvicourt pur	175	357
	6	Lou-Sig	55	191
	7	Lou-Sab	55	111

3.4.1. Instrumentation des petites colonnes

Le schéma d'une petite colonne typique et une vue d'ensemble des petites colonnes sont représentés aux figures 3.1 et 3.2. La hauteur prévue des résidus dans les colonnes a été fixée à environ 15 cm. La hauteur du sable qui surmonte les résidus et qui sert de barrière à l'évaporation a été fixée à 20 cm en tenant compte des travaux de Dagenais (2005).

Les petites colonnes sont équipées avec les éléments suivants :

- une plaque de céramique poreuse (de Soilmoisture Equipment Corp.) saturée sous vide et possédant un AEV de 0,5 bar (5 m d'eau), une conductivité hydraulique saturée d'environ $3,11 \cdot 10^{-7}$ m/s et une épaisseur de 6,35 mm. Elle permet de simuler une nappe à la base de la colonne. Les résidus reposent directement sur la plaque poreuse afin d'assurer la transmission de la succion ;
- une valve de drainage installée au bas de la colonne (environ 2 cm de la base) est reliée à une bouteille par un tube plastique en forme de U (figure 3.2). Cette valve est

utilisée pour récupérer l'eau de rinçage et aussi pour appliquer la succion désirée. Un petit morceau de coton a été mis au niveau de l'ouverture de la valve pour servir de filtre;

- un morceau de moustiquaire perforé est placé entre les résidus et la couche de sable pour limiter les proportions de mélange entre résidus et couche de sable;
- des plaques perforées en plastique ainsi qu'un ressort sont utilisés dans la partie supérieure de la colonne pour maintenir l'échantillon en place;
- une électrode RDT (Réflectométrie dans le Domaine du Temps) calibrée amovible, introduite verticalement par le haut dans la colonne est utilisée pour mesurer la teneur en eau dans le sable. Cette mesure se fait vers la fin du cycle de drainage. L'électrode RDT utilisée qui est une tige en acier inoxydable d'une dimension de 8 cm de long est de modèle « Soilmoisture Trase 6050X1 » reliée à une sonde. Pour le calibrage de la sonde RDT, celle-ci est introduite sur toute sa longueur dans une colonne cylindrique de sable pour mesurer la teneur en eau. Le sable est porté à différentes teneurs en eau. Par la suite, on compare les résultats des teneurs en eau mesurées après séchage des échantillons au four avec ceux mesurés avec la sonde RDT.
- un capteur d'oxygène, de type Teledyne Class B-3 de la compagnie Teledyne Analytical Instruments est placé au dessus de la colonne au moment des mesures pour évaluer la consommation en oxygène des résidus (figure 3.3).

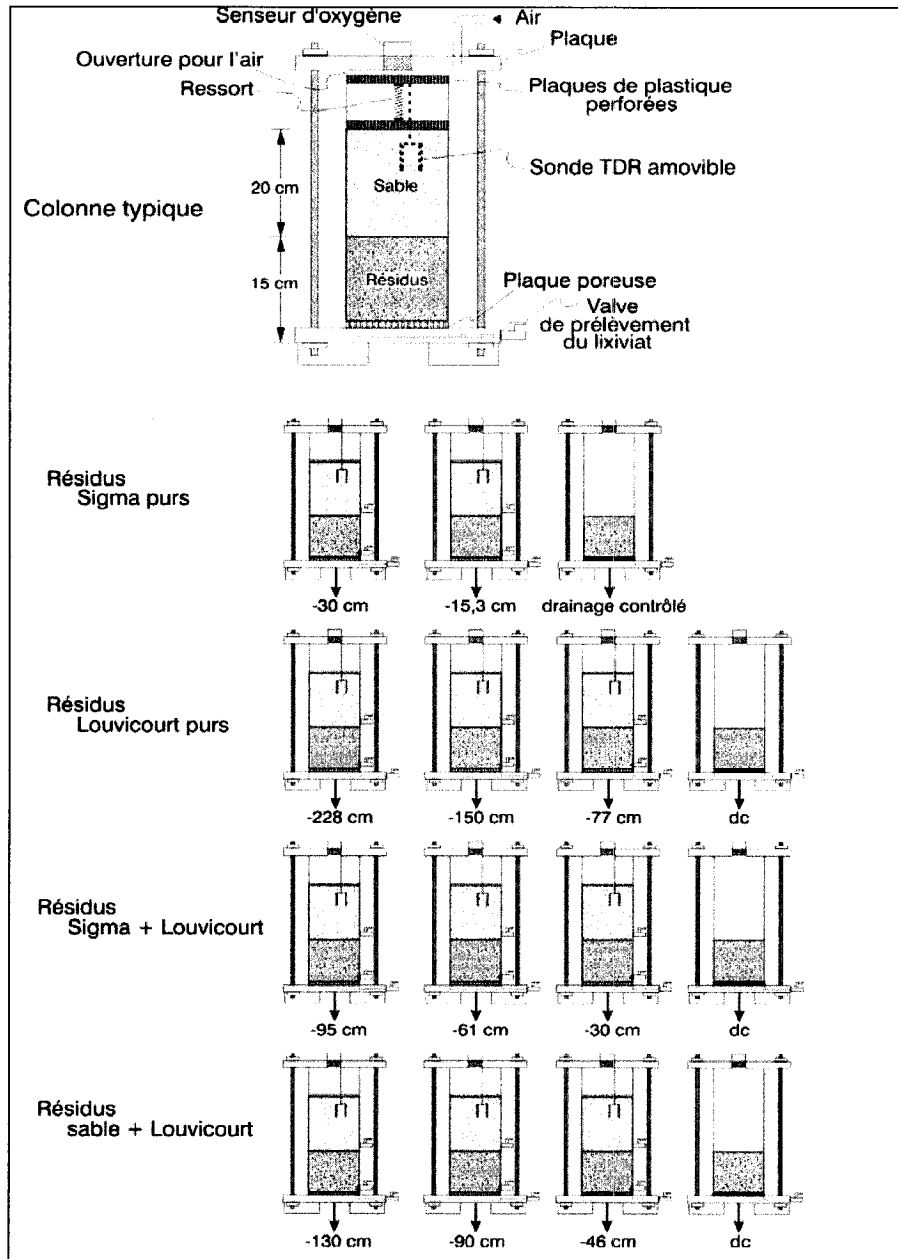


Figure 3.1. Schéma des petites colonnes ; dc : drainage contrôlé. Les différentes suctions appliquées sont mentionnées au bas de chaque colonne.

- le senseur est relié à un détecteur portable d'oxygène Modèle 320 Series pour les lectures de la concentration en oxygène dans les résidus. Ces lectures se font pendant 24 à 48 heures par mois.

Pour les colonnes témoins, les résidus reposent directement sur un mince géotextile posé sur un disque en plastique rigide. Ces colonnes témoins ne comportent ni céramique poreuse, ni couche de sable au dessus des résidus.

Les colonnes sont ouvertes dans la partie supérieure à l'atmosphère. La plaque plastique du haut qui sert de couvercle pour la colonne a été soulevée pour laisser l'air entrer dans la colonne (sauf durant les essais de consommation d'oxygène).

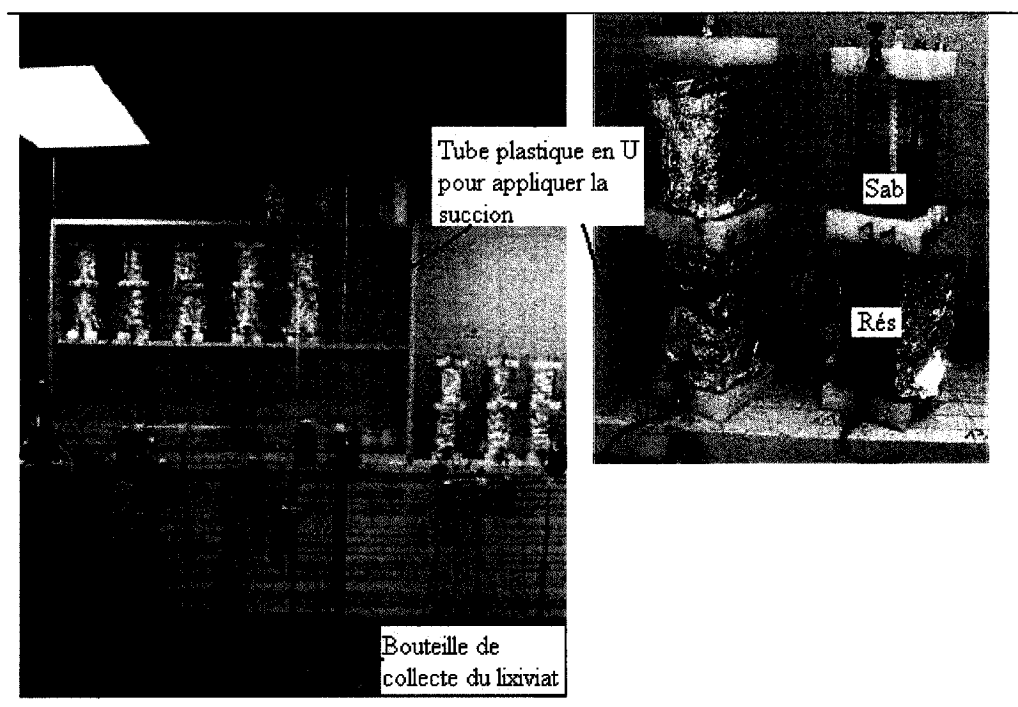


Figure 3.2. Vue d'ensemble des petites colonnes. Rés. : Résidus. Sab. :Sable.

Toutes les colonnes ont été enveloppées avec du papier aluminium afin d'empêcher le développement de certaines bactéries lithotrophes et moisissures.

3.4.2. Instrumentation des grandes colonnes

Un schéma des grandes colonnes est montré à la figure 3.3. Une vue d'ensemble de ces colonnes au laboratoire est présentée à la figure 3.4. La hauteur des colonnes a été fixée en fonction de l'AEV des résidus. Les colonnes sont en plexiglas et ont un diamètre intérieur de 15 cm. Trois grandes colonnes comportant les matériaux à étudier sauf les résidus Sigma qui ne sont pas réactifs ont été étudiées. La colonne Louvicourt comporte quatre sections de 50 cm de hauteur chacune, tandis que les colonnes de mélange Lou-Sig et Lou-Sab en comportent trois.

Leur instrumentation est semblable à celle des petites colonnes. Mais elles comportent en plus les éléments suivants :

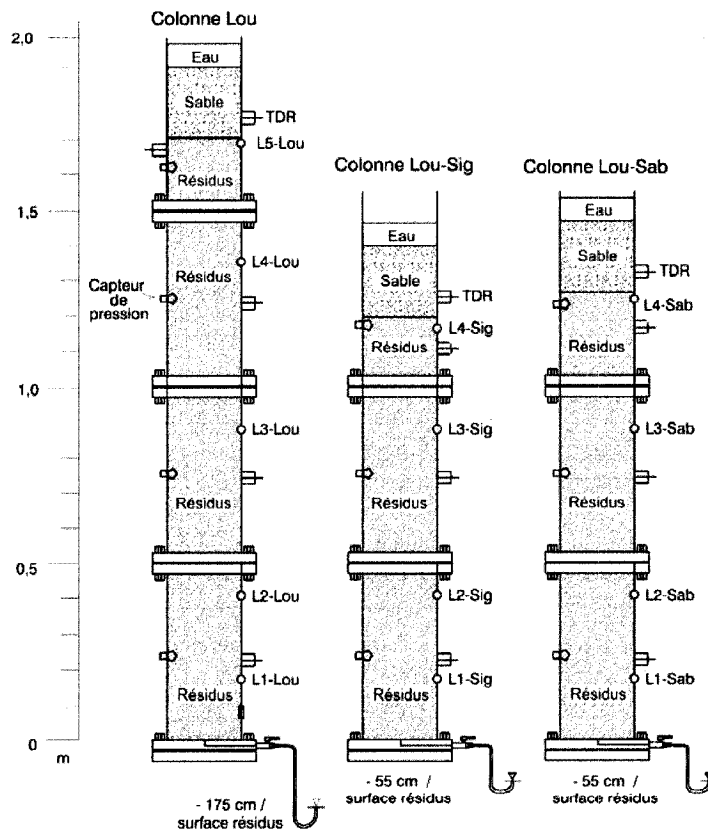


Figure 3.3. Schéma des 3 grandes colonnes; L4-Lou : point de prélèvement de solution

- des capteurs de pression de type OMEGA PX243-15BG préalablement calibrés et reliés à un tensiomètre. Les capteurs sont placés le long de la colonne afin de mesurer la

succion développée dans la colonne pendant son drainage. Ils sont connectés à une bougie en céramique poreuse préalablement saturée sous vide. La bougie poreuse, de type « Soilmoisture 0655X01-B.5M2 » avec une AEV de 0,5 bar ou 50 kPa (environ 5 m en hauteur d'eau) est introduite perpendiculairement sur une longueur d'à peu près 2 cm dans le sable et dans les résidus.

- des électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) calibrées sont installées perpendiculairement aux parois de la colonne. Elles sont utilisées pour mesurer la teneur en eau le long de la colonne dans la couche de sable et dans les résidus.

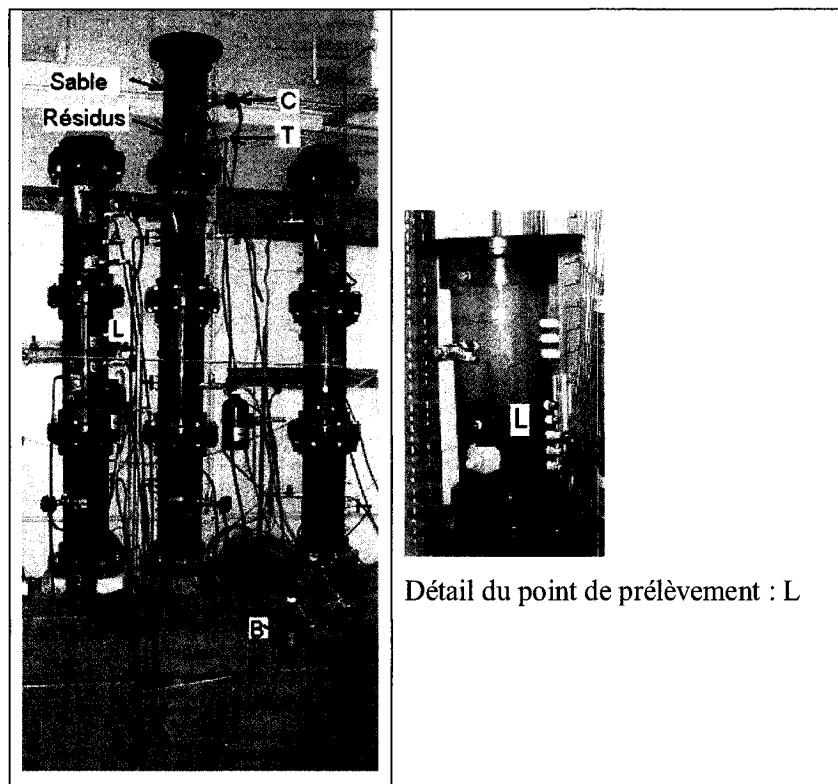


Figure 3.4. Photos des 3 grandes colonnes; C : capteur de pression; T : RDT; B : Bouteille pour recueillir le lixiviat; L : point de prélèvement.

Les électrodes RDT utilisées sont des tiges en acier inoxydable d'une dimension de 20 cm de long dont seulement 16 cm sont enfoncés dans les résidus et le sable. Elles sont de la même marque que celle utilisée dans les petites colonnes.

des points de prélèvements ponctuels de solutions sont situés tout au long de la colonne (figure 3.3). Il y en a 5 pour la colonne Louvicourt et 4 pour les colonnes Lou-Sig et Lou-Sab. Un morceau de géotextile qui sert de filtre est collé à l'endroit du trou de prélèvement étanche afin d'éviter de prélever des particules fines. Une seringue est utilisée pour faire les prélèvements par l'application d'une certaine succion.

- Une petite colonne cylindrique de sable que l'on sature à chaque début de cycle de drainage des colonnes est utilisée pour mesurer l'évaporation dans le sable dans les conditions du laboratoire.

3.5. Mise en place des échantillons dans les petites colonnes et consolidation

Les résidus ont été consolidés directement dans les colonnes. Cette consolidation a pour but de réduire le tassement des résidus pendant les essais de drainage au laboratoire. Le montage de consolidation des petites colonnes est présenté à la figure 3.5. Il comprend un bâti avec un cylindre en plastique HMW4 et un plateau pour supporter les charges. La lecture de la déformation se fait directement sur un comparateur. Lors de la mise en place des échantillons dans la colonne, le surnageant est siphonné et les résidus sont ensuite homogénéisés avec un mélangeur. L'objectif est d'obtenir environ 15 cm de hauteur après consolidation et un indice des vides que nous avons estimé être proche des conditions de déposition in situ (soit $e \approx 0,8$ pour les résidus Louvicourt) selon les données de la littérature. Entre 17 à 19 cm de résidus sont initialement placés dans chaque petite colonne. On procède ensuite à un chargement par incréments successifs de 24 à 48 h. Des poids de 8 à 16 kg sont ajoutés après la dissipation des pressions interstitielles qui se traduit par une stabilisation de la déformation.

La charge totale appliquée pour toutes les colonnes est d'environ 54 kg correspondant à une contrainte approximative totale de 68 kPa. À la fin de la consolidation, l'eau expulsée à la surface des résidus est récupérée et pesée. La hauteur finale des résidus est mesurée.

La colonne avec les résidus consolidés est pesée et on calcule par la suite l'indice des vides ainsi que la teneur en eau des résidus. Les exemples de feuilles de calcul Excel pour toutes les petites colonnes sont consignés en annexe 3.1. Finalement, on ajoute la couche de sable avec une teneur en eau de 5 % environ par-dessus les résidus. Le sable est mis en place par couche de 300 g environ et légèrement compacté avec une masse de 500 g environ.

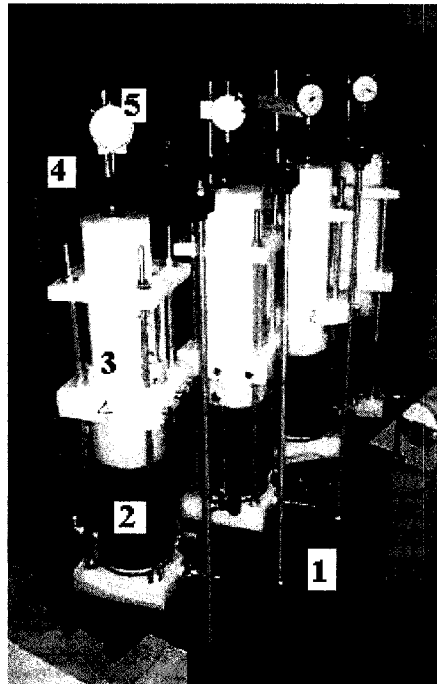


Figure 3.5. Appareillage pour la consolidation des petites colonnes. 1 : Poids de chargement; 2 : Résidus miniers; 3 : Cylindre en plastique HMW4; 4 : Bâti; 5 : Compresseur.

3.6. Mise en place des échantillons dans les grandes colonnes et consolidation

Tout comme dans le cas des petites colonnes, la consolidation des résidus dans les grandes colonnes s'est faite directement dans la colonne par couche d'environ 15 cm de résidus, comme montré à la figure 3.6. Une tige en métal munie de plaques (plastiques) perforées et d'un géotextile (comme indiqué à la figure 3.6) permet d'appliquer la contrainte. Les valeurs du tassement sont lues sur un comparateur.

Contrairement aux petites colonnes, on n'a pas nécessairement attendu la stabilisation de la déformation avant de rajouter les poids (afin de gagner du temps). Les poids de 8 kg ont été rajoutés à toutes les 8 ou 10 minutes et la durée totale de consolidation pour chaque couche a rarement dépassée une heure. À la fin de la consolidation de chaque couche, l'eau expulsée à la surface des résidus est récupérée et la colonne avec les résidus est pesée. L'indice des vides pour chaque couche a été calculé au fur et à mesure de la consolidation. On a visé des valeurs de e proches de celles dans les petites colonnes. Les exemples de feuilles de calcul Excel sont consignés en annexe 3.2.



Figure 3. 6. Appareillage utilisé pour la consolidation des grandes colonnes. 1 : Poids de chargement; 2 : Résidus minier; 3 : Barre métallique munie de plaques plastiques et de géotextile; 4 : Bâti; 5 : Comparateur.

Pour les résidus Louvicourt, une charge de 8 kg est rajoutée à chaque couche à toutes les 8 minutes soient un total de 48 kg correspondant à une contrainte verticale totale de 26 kPa. La charge a été de 32 kg, équivalente à une contrainte de 17 kPa pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, qui normalement devraient consolider plus rapidement.

Une couche sable d'environ 20 cm a été ajoutée par-dessus les résidus dans les mêmes conditions que pour les petites colonnes.

3.7. Essais de diffusion et de consommation d'oxygène

Les essais de diffusion et de consommation de l'oxygène ont été réalisés dans les petites cellules de diffusion et consommation d'oxygène comme décrit dans la revue de littérature au chapitre 2.

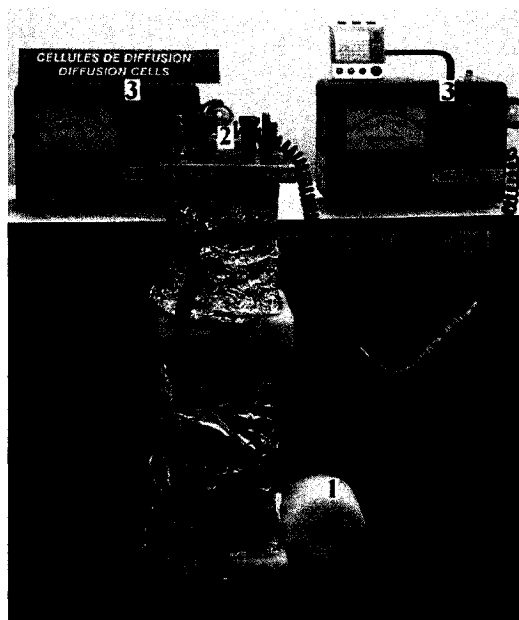


Figure 3.7. Mesure de la consommation d'oxygène dans les petites colonnes. 1 : cylindre plastique HMW4; 2 : couvercle muni d'un capteur; 3 : détecteur d'oxygène.

Le but de ces essais est la détermination du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux de réaction K_r . Les essais sont réalisés à différents degrés de saturation et nous déterminons ainsi D_e et K_r à l'aide du logiciel POLLUTE. Le protocole expérimental et l'interprétation des résultats des essais en cellules de diffusion sont faits selon ce qui a été proposé par Aubertin et al., (1995; 1999; 2000), Mbonimpa et al. (2003), Aachib et al. (2004).

Des essais de consommation d'oxygène ont été faits directement sur les colonnes (voir la figure 3.7). Un couvercle étanche muni d'un capteur de type Teledyne Class B-3 de la compagnie Teledyne Analytical Instruments préalablement calibré (avec une cellule pleine d'azote ou d'oxygène) est placé sur la colonne pour lire la variation d'oxygène. Un cylindre en plastique HMW4 est utilisé pour réduire le volume du vide au dessus de l'échantillon.

Le but est de diminuer le volume du réservoir source afin d'accélérer l'essai. Les mesures se font à partir de la troisième semaine de drainage. La durée des essais est variable en fonction des colonnes. Elle varie entre une vingtaine d'heures à 3-5 jours. La teneur en eau dans le sable est mesurée au début et à la fin de chaque essai de consommation avec une sonde RDT. La teneur en eau des résidus dans les petites colonnes est estimée à partir des poids des colonnes au début et à la fin de chaque cycle de drainage.

3.8. Drainage des colonnes

Pour les petites colonnes, une quantité de 570 cm^3 correspondant à environ 7 cm d'eau est rajoutée par le haut de la colonne une fois environ toutes les 4 semaines. Les résidus sigma ont été préalablement mouillés directement dans les petites colonnes après leur mise en place. Pour les grandes colonnes, la quantité d'eau rajoutée est de 1900 cm^3 , soit environ 10 cm d'eau. Ces volumes d'eau ont été choisis en fonction du volume des vides dans la colonne. Pour le premier cycle de drainage, le surnageant a été utilisé pour les résidus Louvicourt et les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab. La condition initiale de référence pour les colonnes considère un profil entièrement saturé avant le premier cycle de drainage de la colonne. Le niveau de la nappe est baissé progressivement jusqu'à une position définie selon l'AEV des résidus. La valve de drainage au bas de la colonne est brièvement fermée au moment de la collecte de l'eau de drainage pour éviter les pertes.

Les petites colonnes sont pesées au début et à la fin de chaque cycle de drainage. Ceci a permis de faire le bilan de masse des eaux. Pour chaque cycle, les 50 premiers millilitres de lixiviat sont récupérés pour les analyses chimiques. Le lixiviat récupéré est pesé à des intervalles de temps variant de 10 min à 2 jours, selon la vitesse de drainage des colonnes. Les débits moyens ponctuels ont été calculés.

3.9. Démantèlement des colonnes

Dans quelques cas, les petites colonnes ont été démantelées avec le dispositif montré à la figure 3.8. Un piston relié à une pompe hydraulique permet d'exercer une pression sur l'échantillon pour le pousser et le faire sortir de la colonne.

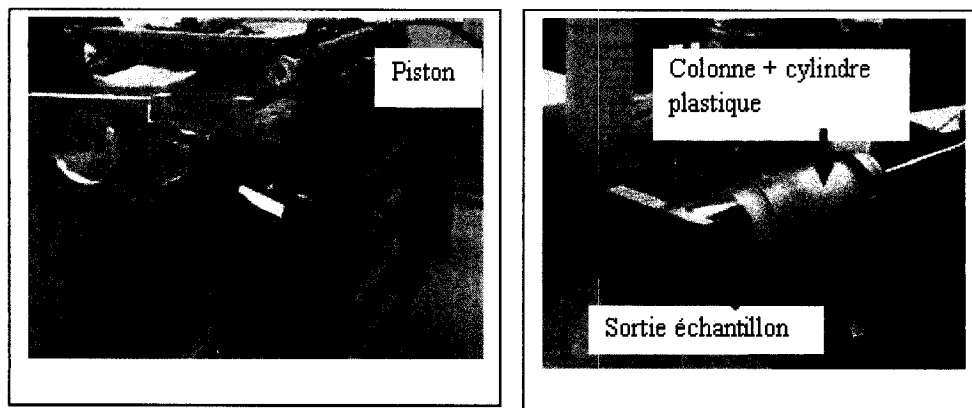


Figure 3.8. Appareillage utilisé pour le démontage des petites colonnes.

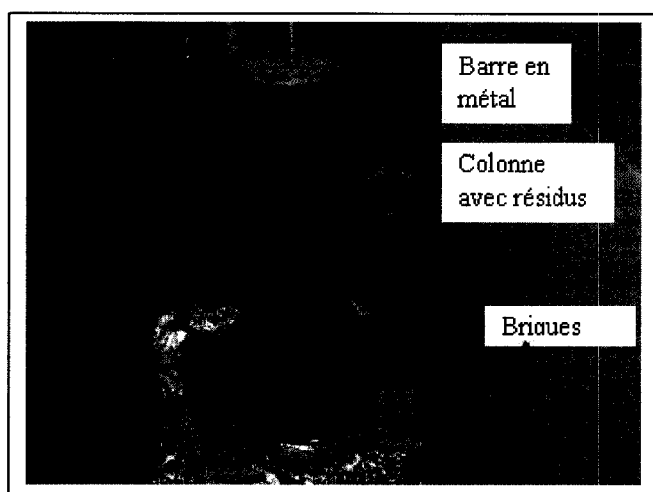


Figure 3.9. Appareillage utilisé pour le démontage des grandes colonnes.

Entre l'échantillon et le piston, on a placé un cylindre en plastique HMW4. Pour faciliter la sortie de l'échantillon de la colonne, la plaque de céramique poreuse qui se trouve à la base de la colonne est retirée avant d'exercer la pression. Pour les autres colonnes, le piston n'a pas été utilisé. La pression a été exercée juste en poussant l'échantillon avec les mains par l'intermédiaire du cylindre plastique.

Pour les grandes colonnes, le démontage s'est fait par section. La section est déposée sur deux briques (figure 3.9). Une pression est exercée sur l'échantillon dans la partie supérieure de la section de colonne, par l'intermédiaire d'une barre en métal juste en

poussant avec les mains. La barre en métal est munie au bout d'une plaque plastique perforée et d'un géotextile. La hauteur finale de l'échantillon est mesurée.

Pour chaque section de colonne, les échantillons ont été découpés par tranche de 1 à 10 cm d'épaisseur avec un couteau et un fil de fer. Les tranches ont été plus minces vers le sommet de la colonne (1 à 2 cm) afin de mieux suivre les transformations qui sont supposées se faire particulièrement dans cette partie. La teneur en eau des échantillons a été déterminée au four tout de suite après le démontage, ainsi que l'indice des vides.

Des prélèvements ont été faits et gardés au réfrigérateur à 4°C dans des sacs étanches pour les caractérisations post démantèlement des paramètres physiques (granulométrie, densité des grains, DRX) et chimiques (essais statiques, analyses au LECO du carbone et du soufre, analyses ICP).

3.10. L'étude des bactéries

L'objectif de l'étude des populations bactériennes est d'identifier les différentes populations bactériennes dans les résidus et d'évaluer si possible, l'importance de l'activité microbienne sur l'oxydation des résidus miniers, dans le cas de l'application de la méthode de la nappe surélevée. Pour cette évaluation, il est intéressant de comparer un milieu abiotique (sans bactéries) avec un milieu biotique. Pour ce faire, nous avons utilisé une méthode indirecte développée par Zagury (1997), Zagury et al. (1997) pour l'évaluation de l'activité bactérienne et une méthode classique pour leur dénombrement en milieu solide gélosé. Un protocole d'évaluation de l'activité bactérienne ainsi qu'un autre sur le dénombrement basés sur les travaux de Zagury et al. (1997; 2001) sont fournis en annexe 3.3 et 3.4.

Au début du montage des essais en colonnes, quelques grammes de résidus miniers sont prélevés et placés dans des sacs étanches et conservés à 4°C. Les échantillons prélevés sont ensuite placés dans des milieux de culture qui sont supposés fournir aux bactéries tous les nutriments nécessaires à leur développement. Les bactéries recherchées dans ce projet sont les bactéries ferroxydantes acidophiles comme *A. ferrooxidans*, les bactéries sulfoxydantes neutrophiles comme *A.thioparus*, les bactéries sulfoxydantes acidophiles comme *A.thiooxidans*. Les milieux de culture ont varié en fonction du type de bactéries considéré (voir protocole annexe 2.4). Par exemple pour les bactéries ferroxydantes

acidophiles, 2,25 g de sol (équivalent en poids sec) sont placés dans un erlenmeyer. On y ajoute 150 ml d'une solution contenant du sulfate de fer ferreux, des nutriments et le pH est ajusté à 3,5 (Zagury et al.1997).



Figure 3.10. Appareillage pour l'évaluation qualitative de l'activité des bactéries. 1 : agitateur rotatif. 2 : erlenmeyer contenant le sol et le milieu de culture.

Pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles, le sulfate ferreux est remplacé par du soufre élémentaire et le pH est ajusté à 7. Le pH est ajusté à 4 pour les bactéries sulfoxydantes acidophiles. Les échantillons dans les erlenmeyers sont ensuite mis en incubation sur agitateur rotatif (figure 3.10) à une vitesse de 175 tours / min et à une température ambiante de 23-25°C pendant 4 à 6 semaines. On procède ensuite à un suivi du potentiel d'oxydo-réduction (POR) et du pH. Ces paramètres vont donner une indication sur l'activité des bactéries. Des échantillons témoins sont préparés en parallèle à titre de comparaison. Pour ce faire, les résidus sont stérilisés au chlorure de mercure $HgCl_2$ selon la méthode proposée par Wolf et al., (1989) et Trevors (1996), à raison de 500 mg de $HgCl_2$ pour 1 kg de sol sec.

Le dénombrement des bactéries s'est fait en milieu solide gélosé (voir protocole en annexe 3.4). Les bactéries recherchées sont les mêmes que dans l'évaluation qualitative. Le milieu de culture a varié en fonction du type de bactérie recherché. La méthode classique pour le dénombrement des populations de bactéries qui est utilisée comprend les phases suivantes :

- dilutions en série de l'échantillon de résidus miniers dans une solution saline (NaCl 0,85 %);
- étalement d'un volume de 100 μ l de la solution de l'échantillon dilué sur le milieu gélosé solide contenu dans une boîte de Pétri;
- incubation en milieu aérobie à l'étuve à $28 \pm 2^{\circ}\text{C}$ pendant 5 à 6 semaines des boîtes de Pétri;
- décompte des colonies sur les boîtes de Pétri (Unités Formant des Colonies, UFC/g de sol). Le dénombrement des bactéries repose sur le principe selon lequel une colonie se forme par division d'un seul organisme.

En guise de comparaison, des évaluations qualitatives et quantitatives avec les mêmes méthodes ci-dessus ont été effectuées sur des échantillons prélevés au démontage des colonnes.

3.11. Les simulations

Le logiciel de transport réactif MIN3P décrit au chapitre 2 est utilisé pour modéliser l'écoulement dans les différentes colonnes ainsi que l'évolution de la géochimie des résidus et des lixiviats. De plus amples informations seront fournies plus loin dans le texte (au chapitre 7). Le logiciel VMinteq a également été utilisé pour analyser les équilibres géochimiques.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX

Avant de débiter les essais en colonnes au laboratoire, il était très important de faire une caractérisation assez précise des résidus miniers à étudier. Dans ce chapitre, nous présentons les résultats de cette caractérisation réalisée en laboratoire.

4.1. Analyses granulométriques et densité relative des grains

La figure 4.1 montre les courbes granulométriques moyennes des 5 échantillons utilisés dans cette étude. Ces courbes moyennes sont obtenues à la suite d'une moyenne des différentes tranches granulométriques obtenues pour plusieurs essais. Des détails peuvent être trouvés à l'annexe 4.1. Les caractéristiques granulométriques moyennes des matériaux étudiés sont résumées au tableau 4.1. Les paramètres D_{10} , D_{50} et D_{60} sont respectivement le diamètre correspondant à 10, 50 et 60 % des particules passantes sur la courbe granulométrique.

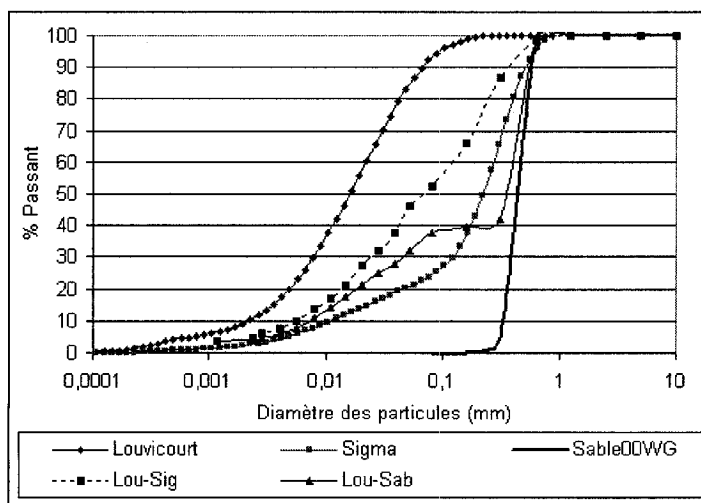


Figure 4.1. Courbes granulométriques moyennes des matériaux étudiés.

Les résultats montrent que les résidus miniers de Louvicourt sont composés essentiellement de tranches granulométriques silteuses et de sable fin (comme l'ont déjà souligné Li et al. (2000) et Vigneault et al. (2001) avec environ 90 % des particules passant au tamis 80 μm et un D_{10} compris entre 0,0002 cm et 0,0009 cm et un D_{60} compris entre 0,0024 cm et 0,0028 cm. Les résidus Sigma utilisés ici sont plus grossiers, avec un D_{10} compris entre 0,0008 cm et 0,0017 cm et un D_{60} 0,0223 cm et 0,0339 cm. Le sable utilisé pour le mélange Lou-Sab et aussi comme couche de protection au dessus des résidus est un sable homogène avec un coefficient d'uniformité (C_u) inférieur à 1,5. Le mélange Lou-Sab est le plus hétérogène avec un coefficient d'uniformité d'environ 63, et contient moins de particules passant au tamis 80 μm par rapport au mélange Lou-Sig (39 % contre 52 %).

Tableau 4.1. Caractéristiques granulométriques des matériaux utilisés.

Échantillon	D_r	% passant 80 μm	D_{10} (cm)	D_{50} (cm)	D_{60} (cm)	C_u
Louvicourt	3,51	91	$2,50 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$2,49 \times 10^{-3}$	10,29
Sigma	2,82	24	$1,22 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-2}$	$2,51 \times 10^{-2}$	23,60
Sable	2,66	0	$0,34 \times 10^{-2}$	$4,6 \times 10^{-2}$	$4,80 \times 10^{-2}$	1,32
Lou-Sig	3,02	52	$5,20 \times 10^{-4}$	$4,5 \times 10^{-3}$	$1,34 \times 10^{-2}$	25,72
Lou-Sab	2,94	39	$6,60 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-2}$	$4,17 \times 10^{-2}$	62,98

La densité relative D_r des grains est plus élevée pour les résidus de Louvicourt à cause de son plus grand pourcentage de sulfures par rapport aux autres matériaux. Le D_r du sable et de celui de Sigma sont assez proches ($D_r = 2,82$ pour Sigma et 2,66 pour le sable).

4.2. Essais de compactage

Les résultats des essais de compactage consignés au tableau 4.2 montrent que ce sont les résidus Louvicourt qui présentent la teneur en eau à l'optimum proctor (w_{opt}) la plus élevée à 11 % correspondant à un indice des vides (e_{opt}) de 0,55 et une densité sèche (γ_d) de près de 23 kN/m^3 . Les résidus Sigma et le mélange Lou-Sig ont une teneur en eau à l'optimum

proctor assez semblable autour de 8,4-8,2 % pour un indice des vides optimal respectivement de 0,45 et de 0,39. Celle du mélange Lou-Sab est légèrement plus faible de 7,4 % pour un indice des vides (e_{opt}) plus faible de 0,27.

Tableau 4.2. Résultats de l'essai Proctor sur les matériaux.

Échantillon	e_{opt}	$w_{opt}(\%)$	γ_d (kN/m^3)
Louvicourt	0,55	10,85	22,75
Sigma	0,45	8,20	19,50
Lou-Sig	0,39	8,35	21,60
Lou-Sab	0,27	7,40	23,15

4.3. Analyses minéralogiques

Les résultats des analyses minéralogiques sont résumés au tableau 4.3. Ils montrent que les résidus Louvicourt ont un pourcentage élevé de pyrite (environ 38 % en moyenne). D'autres sulfures, comme la chalcopryrite, la sphalérite et la galène, sont sous forme de traces. Les silicates présents dans les résidus Louvicourt comprennent le quartz, l'albite, la muscovite, le clinocllore ferrique, et le feldspath potassique. Les carbonates sont représentés par la dolomite, la sidérite magnésienne et l'ankérite. Les sulfates comprennent le gypse et la basanite. Les oxy-hydroxydes sont essentiellement la goéthite pour le fer et le diaspre pour l'aluminium. Pour les résidus de Sigma, on retrouve des silicates comme le quartz, l'albite, le feldspath potassique, la séricite, la chlorite. Il y a beaucoup plus d'albite dans Sigma par rapport à Louvicourt (20 % contre 0,3 %). Il y a 2 fois plus de quartz dans Sigma par rapport à Louvicourt (43 % contre 19 %). Les sulfures comprennent essentiellement la pyrite avec des traces de chalcopryrite, de sphalérite et de galène. Il y a plus de calcite dans Sigma (6 %) que dans Louvicourt (0,2 %). On observe aussi de la dolomite (1,3 %), mais à un pourcentage moindre que dans Louvicourt (3,3 %). La sidérite qui est sous forme de trace (0,03 %) dans Sigma est nettement plus abondante dans Louvicourt (6,8 %).

Les observations au microscope optique montrent que les sulfures des résidus de Louvicourt sont souvent entourés d'une mince couronne d'altération ferrugineuse goethitique, ce qui n'est pas le cas des résidus de Sigma.

Tableau 4.3. Minéralogie au DRX des résidus miniers étudiés.

Minéraux	Louvicourt (%)	Sigma (%)	Lou-Sig (%)	Lou-Sab (%)
Quartz	19,01	42,83	39,52	71,93
Muscovite	11,29	11,49	7,25	2,05
Chlorite Fe	10,80	7,74	7,84	3,91
Pyrite	37,95	3,61	16,29	13,84
Chalcopyrite	0,27	0,37	0,63	0,12
Sphalérite	0,08	0,05	traces	0,06
Bassanite	0,92	0,01	0,58	0,28
Ankérite	1,26	0,00	0,19	0,22
Dolomite	3,33	1,28	2,76	1,06
Sidérite Mg	6,77	0,03	1,97	2,08
Gypse	0,15	0,97	0,20	0,36
Calcite	0,22	5,76	3,09	0,15
Orthose	1,49	1,41	1,13	0,42
Albite	0,28	20,10	11,30	2,29
Diaspore	0,38	1,58	1,61	0,50
Jarosite	0,16	0,82	1,30	0,43
Goethite	5,64	2,01	4,33	2,29
Galène	traces	traces	traces	traces
Total	100,00	100,06	99,99	101,99

Le sable (FilterSil 00WG) utilisé est fourni par PLAS-TECH (Canada). Il est produit à partir de quartz monocristallin industriel et nous l'avons considéré à 100 % SiO₂.

4.4. Essais de consolidation

Les résultats des essais de consolidation ont permis la détermination de l'indice de compression C_c , l'indice de recompression C_{cr} . Les indices de compression et de recompression ont été déterminés selon la méthode proposée par Bowles (1984) par le calcul de la pente pour un cycle logarithmique. Les résultats des différents essais sont regroupés à l'annexe 4.2. Le tableau 4.4 résume les résultats des calculs de C_c et de C_{cr} . On peut ainsi noter que les valeurs sont dans l'ensemble proches de celles de résidus trouvées dans la littérature (voir synthèse présentée par Bussière, 1993; Aubertin et al., 1996; Bussière; 2006).

Tableau 4.4. Principaux résultats des essais à l'oedomètre des résidus miniers étudiés.

Échantillon	C_c	C_{cr}	$e_{initial}$	e_{final}
Louvicourt	0,048 - 0,090	0,001	0,75 - 0,85	0,60 - 0,62
Lou-Sig	0,040 - 0,024	0,005	0,50-0,58	0,44-0,48
Lou-Sab	0,027-0,028	0,004	0,43-0,45	0,34-0,36

4.5. Essais de perméabilité

Les résultats des différents essais de perméabilité sont montrés à la figure 4.2, et au tableau 4.5 (voir aussi annexe 4.3). Ils montrent que les valeurs de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) mesurées au laboratoire se comparent avec celles calculées selon l'équation (2-35) de Kozeny Carman modifiée (KCM) comme montré sur la figure 4.2. Les résidus Louvicourt montrent une conductivité hydraulique saturée de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-6} cm/s pour des indices de vides compris entre 0,5 et 0,9, valeurs typiques de matériaux silteux (Freeze et Cherry, 1979; Holz et Kovacs, 1981). Les valeurs sont proches des résidus du site Aldermac étudiés par Dagenais (2005). Les valeurs de conductivité hydraulique saturée des résidus Sigma sont comprises entre 10^{-3} et 10^{-4} cm/s pour un indice des vides variant de 0,6 à 0,7. Ceci traduit le caractère sableux (plus grossier) par rapport aux résidus Louvicourt (silteux).

La conductivité hydraulique saturée du sable varie entre 1×10^{-1} et 1×10^{-2} cm/s pour un indice des vides proche de 0,62, contrastant nettement avec celle des résidus Louvicourt et un peu moins avec les résidus Sigma. Dans certains cas, la différence entre les valeurs mesurées et calculées peut atteindre un ordre de grandeur. Les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab montrent une conductivité hydraulique saturée semblable de l'ordre de 10^{-6} cm/s. Cette conductivité hydraulique est proche de celle des résidus Louvicourt.

Tableau 4.5. Conductivité hydraulique des résidus miniers étudiés.

	$k_{sat, moyen}$ Essais triaxial cm/s	$k_{sat, moyen}$ charge variable et charge constante cm/s	k_{sat} , Modèle KCM cm/s
Louvicourt $e_{moyen} = 0,57-0,78$	$4,15 \times 10^{-6}$	$3,01 \times 10^{-6}$	$9,02 \times 10^{-6}$ $4,91 \times 10^{-5}$
Sigma $e_{moyen} = 0,61-0,64$	$5,96 \times 10^{-4}$	$1,70 \times 10^{-3}$	$7,39 \times 10^{-4}$ $7,05 \times 10^{-4}$
Lou-Sig $e_{moyen} = 0,42-0,40$	$1,34 \times 10^{-5}$	$4,84 \times 10^{-6}$	$1,48 \times 10^{-5}$
Lou-Sab $e_{moyen} = 0,27-0,34$	$7,41 \times 10^{-6}$	$2,34 \times 10^{-6}$	$3,18 \times 10^{-6}$ $1,06 \times 10^{-5}$
Sable $e =$ $e_{moyen} = 0,62-0,61$		$2,61 \times 10^{-2}$	$1,63 \times 10^{-1}$

Dans les proportions de mélanges utilisées dans cette étude, la conductivité hydraulique du mélange Lou-Sig est plus faible de 2 à 3 ordres de grandeur de celle de Sigma seul. La conductivité hydraulique du mélange Lou-Sab est plus faible d'au moins 4 ordres de grandeur de celle du sable seul. Des résultats similaires ont été observés par Wickland (2006), Wickland et Wilson (2005) dans le cas de mélanges de stériles et de résidus miniers, par Eigenbrod et al. (2004) et Hernandez (2007) dans le cas de mélanges de sable et silt.

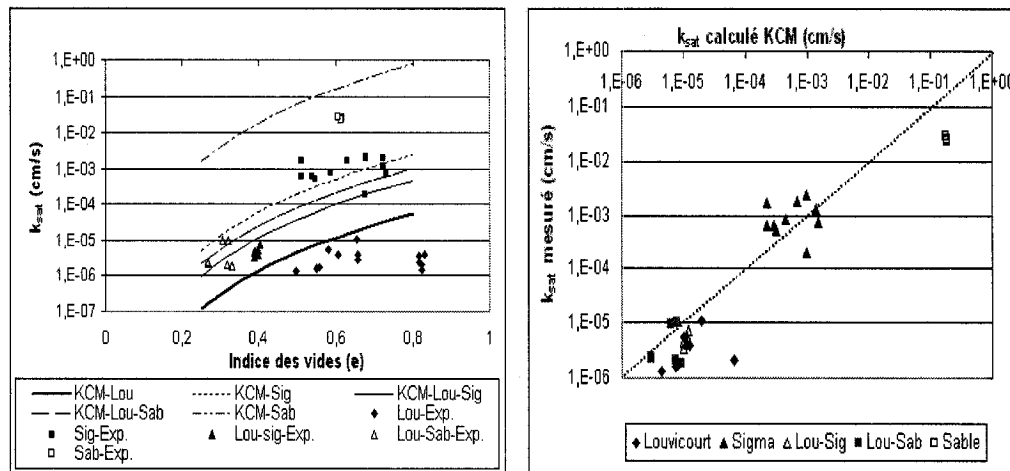


Figure 4.2. Comparaison des valeurs de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) mesurée au laboratoire et calculée avec le modèle de Kozeny Carman modifiée (KCM) selon l'équation 2-35).

Les différents auteurs expliquent que lorsque l'on mélange deux matériaux de granulométrie hétérogène, les particules fines ont tendance à se mettre dans les vides entraînant de ce fait une réduction de la porosité et de k_{sat} du mélange. C'est avec le mélange Lou-Sab, le plus étalé en terme de granulométrie que l'on observe les indices de vides les plus faibles de l'ordre de 0,35.

4.6. Détermination de la courbe de rétention d'eau

Les courbes de la teneur en eau en fonction de la succion (figure 4.3) obtenues expérimentalement avec les Tempe Cell (Exp) ont été lissées avec le logiciel RETC (van Genuchten 1980) et les paramètres de α_v et n_v ont été déterminés (tableau 4.6). Les valeurs de la pression d'entrée d'air $\psi_{a, MK}$ (AEV) déterminées à partir de la méthode des tangentes sur la CRE obtenue avec le modèle MK sont consignées également au tableau 4.6, de même que les valeurs de ψ_{90} qui correspondent à la succion à un degré de saturation de 90 %. Dans ce tableau, on donne aussi $\theta_{r, V}$ qui est la teneur en eau résiduelle déterminée sur la même courbe de lissage de van Genuchten, $\psi_{r, V}$ et $\psi_{r, MK}$ qui sont respectivement la succion

résiduelle déterminée sur la courbe de van Genuchten, et la CRE du modèle MK. L'ensemble des résultats des différents essais réalisés est consigné à l'annexe 4.4.

Les résultats obtenus ici sont proches des valeurs obtenues par d'autres auteurs sur des matériaux à granulométrie similaire (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2002; Dagenais, 2005). Les résidus Louvicourt, qui ont une granulométrie plus fine et essentiellement silteuse présentent un $\psi_{a,MK}$ plus élevé (357cm) par rapport aux résidus de Sigma (36,3 cm) qui sont plus sableux. On observe une bonne description des CRE par le modèle de van Genuchten (1980). Les valeurs de ψ_a expérimental et $\psi_{a,MK}$ prédites sont assez proches pour les échantillons Louvicourt, Sigma et Sable. Mais en ce qui concerne les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, les valeurs de ψ_a paraissent sous-estimées par le modèle prédictif MK. Ceci semble être lié à la plus grande hétérogénéité granulométrique (coefficient d'uniformité C_u plus élevé) de ces échantillons. Aussi l'étalement granulométrique dans ces mélanges entraîne un indice des vides très faible au montage qui s'explique par le fait que les particules fines se mettent principalement dans les vides pour donner un matériau dense à très dense. Les valeurs de ψ_{90} prédites sont plus proches des valeurs expérimentales de ψ_a et ce particulièrement pour les mélanges. Comme dans le cas de la conductivité hydraulique, les valeurs de ψ_a mesurés des mélanges Lou-Sig et Lou-Sab sont plus proches de celles des résidus Louvicourt que des valeurs de Sigma seul et du Sable seul.

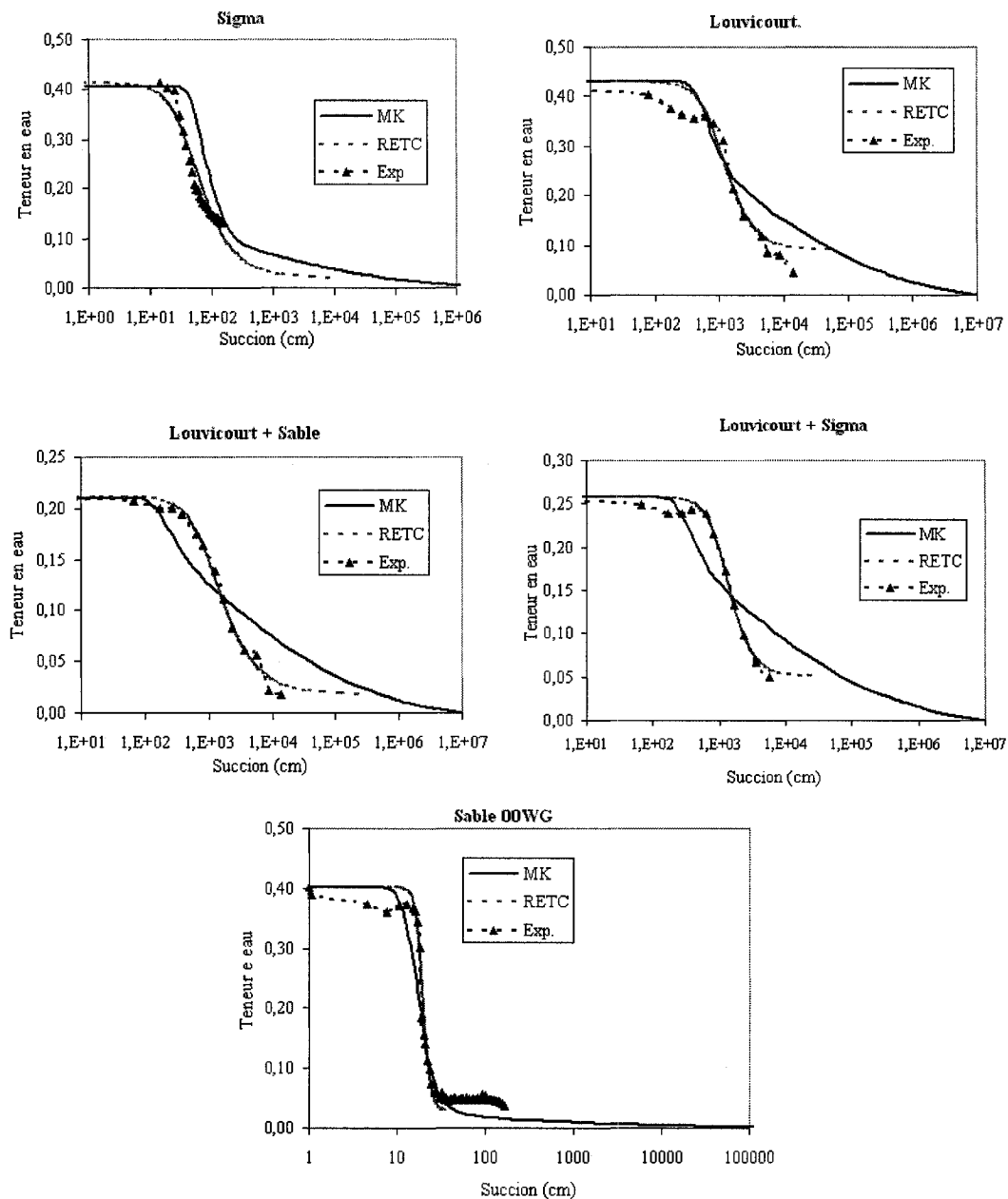


Figure 4.3. Courbes de rétention d'eau des résidus. Exp. : mesures expérimentales aux Temp Cell et au drainage des longues colonnes; RETC : courbe de lissage avec le logiciel RETC; MK : Prédiction avec le Modèle de Kovacs modifié.

Tableau 4.6. Pression d'entrée d'air (ψ_a), et paramètres de van Genuchten des matériaux utilisés.

Échantillon	$\psi_{a,Exp}$ (cm)	$\psi_{a,MK}$ (cm)	ψ_{a90} (cm)	e	$\theta_{r,v}$	$\psi_{r,v}$ (cm)	$\psi_{r,MK}$ (cm)	α_v	n_v
Louvicourt	322,00	357,00	411,41	0,75	0,091	4430,62	8199	0,0011	2,60
Sigma	37,94	36,27	45,17	0,68	0,029	227,78	862	0,0252	2,12
Sable	14,59	8,97	15,11	0,64	0,033	23,75	50	0,0523	10,73
Lou-Sig	492,39	191,00	300,68	0,35	0,057	3257,01	3736	0,0008	2,96
Lou-Sab	374,63	111,09	200,94	0,27	0,022	6799,66	3210	0,0010	2,10

4.7. Analyses chimiques

4.7.1. Essais statiques

- **Le pH de la pâte**

L'analyse de la pâte donne un pH de 8,53 pour Sigma et 7,76 pour Louvicourt. Le pH plus élevé pour Sigma s'expliquerait par sa quantité de calcite plus élevée comparativement à Louvicourt comme on l'a déjà mentionné plus haut. Pour les mélanges, le pH de la pâte est de 7,61 pour Lou-Sig et 7,86 pour Lou-Sab.

- **Test ABA modifié (Lawrence et Wang 1997)**

Les résultats obtenus pour les échantillons sont présentés au tableau 4.7. (Pte signifie petite colonne, et Gr, grande colonne). À partir du carbone inorganique et du soufre obtenus par les analyses au LECO, des calculs ont été effectués pour déterminer le potentiel d'acidité des sulfures (PAS) et le potentiel de neutralisation des carbonates (PNC). Les résultats de ces calculs sont représentés au tableau 4.8.

Tableau 4.7. Essais Statiques : Valeurs mesurées (Test ABA modifié).

	S _{total}	S _{sulfates}	S _{sulfures}	PA	PN _{modifié}	PNN	Ratio
	(%)			(kg CaCO ₃ /t)			PN/PA
Louvicourt	19,50	0,31	19,19	599,70	41,40	-558,30	0,07
Sigma	1,71	0,04	1,67	52,30	76,90	24,70	1,47
Lou-Sig.Pte	8,19	0,16	8,02	250,72	65,55	-185,17	0,26
Lou-Sig.Gr	8,41	0,17	8,24	257,40	57,60	-199,80	0,22
Lou-Sab.Pte	8,01	0,13	7,88	246,38	18,75	-227,63	0,08
Lou-Sab.Gr	8,43	0,12	8,31	259,70	16,80	-242,90	0,06

Tableau 4.8. Mesures au LECO et valeurs calculées.

	S _{total}	C	S _{sulfure}	PA	PAS	PNC	PNC -PAS	PNC/ PAS
	(%)			(kg CaCO ₃ /t)				
Louvicourt	18,99	1,68	18,86	593,56	589,45	140,29	-449,16	0,24
Sigma	2,04	0,99	2,04	63,86	63,62	82,46	18,84	1,30
Lou-Sig	8,27	1,29	8,22	258,44	256,75	107,56	-149,19	0,42
Lou-Sab	8,78	0,88	8,74	274,38	273,06	73,37	-199,69	0,27

On peut ainsi retenir que les résidus Louvicourt, avec une teneur en soufre élevée (équivalente à 38 % en moyenne de pyrite), sont considérés comme des résidus fortement générateurs d'acidité avec PN/PA de 0,07 et un PNN de -558 kg CaCO₃ /tonne de résidus. Les pourcentages en pyrite ainsi calculés à partir des résultats du LECO sont comparables à ceux donnés par les DRX qui sont de 40 %. Les résidus Sigma avec une teneur en soufre plus faibles (équivalente à environ 4 % de pyrite) sont proches de la zone d'incertitude avec un PN/PA autour de 1,5 et un PNN qui se situe entre 18 et 25 kg de CaCO₃ /tonnes de résidus. Au tableau 4.7, on peut noter que les résultats des essais statiques des mélanges des petites colonnes et des grandes colonnes sont assez semblables. L'ajout de Sigma dans les résidus Louvicourt a contribué à diminuer le potentiel d'acidité et à augmenter le potentiel de neutralisation dans le mélange Lou-Sig. Le remplacement de Sigma par du

sable dans le mélange Lou-Sab donne des résidus avec un ratio PN/PA de 0,08 environ, ce qui est plus proche de celui de Louvicourt. Lou-Sab est donc aussi fortement générateur d'acidité comparativement au mélange Lou-Sig qui l'est nettement moins avec un PN/PA de 0,26 selon le test de ABA modifié. Les valeurs de PA sont assez proches pour les deux méthodes utilisées (expérimentale et estimation par calcul). On note cependant que les résultats expérimentaux au laboratoire sous-estiment les valeurs de PN. L'explication que l'on pourrait donner est (comme l'a déjà proposé Li et al., 1997), que la dolomite présente dans les résidus se dissout moins vite (ou en partie) par rapport à la calcite surtout présente dans les résidus Sigma. Il y a aussi le fait que certains carbonates, comme la sidérite ne participent pas au PN, puisque, bien que réagissant avec l'acidité, ils précipitent ensuite sous forme d'hydroxydes de fer, ce qui a pour effet de relarguer des ions acides en solution (Jambor et al., 2003). Le PNC prend en compte tous les carbonates (aussi bien la sidérite), peu importe leur capacité à neutraliser ou non. Ceci aussi peut donc expliquer le fait que le PN déterminé dans les essais au laboratoire soit inférieur au PNC calculé à partir de tous les carbonates présents dans les matériaux.

4.7.2. Les analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES)

Les résultats consignés sur le tableau 4.9 et 4.10 montrent que la composition chimique des mélanges pour les grandes colonnes et les petites colonnes sont assez proches. Les résultats confirment les teneurs en soufre total obtenues avec les analyses au LECO (tableau 4.8) et aux essais statiques (tableau 4.7). Ils montrent aussi un pourcentage en Fe, S, Cu, Zn plus élevées pour les résidus Louvicourt par rapport à ceux de Sigma, ce qui s'explique avec les pourcentages en sulfures (essentiellement pyrite) plus élevés dans ces résidus.

Tableau 4.9. Composition chimique des résidus utilisés pour le montage des petites colonnes (ICP-AES).

Element (%)	Louvicourt	Sigma	Lou-Sig	Lou-Sab
Al	3,90	5,28	4,80	1,70
Si	12,40	28,00	24,30	32,20
Ca	1,26	2,84	2,32	0,55
Mg	2,83	1,31	1,86	1,18
Na	0,60	1,76	1,35	0,25
K	0,03	0,01	0,02	0,05
Fe	27,30	4,79	12,90	11,70
Mn	0,15	0,08	0,10	0,06
Cu	0,19	0,01	0,07	0,08
Ni	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb	0,02	0,00	0,01	0,01
S	19,50	1,71	8,19	8,01
Zn	0,14	0,01	0,15	0,10

Les teneurs plus élevées en Ca et Na de Sigma (tableau 4.9) peuvent s'expliquer par le pourcentage plus élevé de calcite et de silicates comme l'albite. Le pourcentage plus élevé de Mg dans les résidus Louvicourt s'explique par la présence plus importante de carbonates type ankérite et sidérite magnésienne.

Le remplacement de Sigma par du sable diminue de plus de la moitié les concentrations en Ca et Mg du mélange Lou-Sab. Les concentrations en Ca sont relativement élevées dans le mélange Lou-Sig. Ce qui engendre une capacité de neutralisation marquée de ce mélange.

Tableau 4.10. Composition chimique des mélanges de résidus pour le montage des grandes colonnes (ICP-AES).

Element (%)	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab
Al	3,99	5,24	1,74
Si	12,58	27,00	36,00
Ca	1,34	2,58	0,60
Mg	2,90	2,05	1,29
Na	0,59	0,30	0,10
K	0,43	0,02	0,05
Fe	28,83	13,20	12,80
Mn	0,15	0,10	0,07
Cu	0,19	0,06	0,07
Ni	0,00	0,01	0,02
Pb	0,02	0,01	0,01
S	20,1	8,41	8,43
Zn	0,14	0,05	0,06

4.8. Caractérisation des populations de bactéries

Une partie de cette étude a porté sur une évaluation quantitative et qualitative de l'activité des bactéries dans les résidus Louvicourt et Sigma. Les bactéries que nous avons choisi d'étudier sont les ferroxydantes acidophiles, les sulfoxydantes acidophiles et les sulfoxydantes neutrophiles. Cette étude quantitative et qualitative s'est faite sur la base de protocoles déjà mentionnés aux chapitres 3 (annexes 3.3 et 3.4). Les essais ont commencé le 9 février 2005 et ont duré près de 5 semaines.

4.8.1. Évaluation qualitative des populations de bactéries

L'évaluation qualitative s'est faite selon la méthode développée par Zagury et al. (1997 b) qui comprend les principales phases suivantes (voir le protocole pour les détails):

- incubation en conditions aérobie sur un agitateur rotatif pendant 5 à 6 semaines dans différents milieux de culture selon le type de bactéries recherché;

- suivi du pH et du POR pour des échantillons non stérilisés et stérilisés, ces derniers étant utilisés comme témoins.

Tous les essais ont été faits en duplicata. Les moyennes des mesures entre les duplicata ainsi que les écarts types entre les mesures sont également mentionnés à l'annexe 4.5. Les écarts types calculés, qui sont généralement très faibles, étaient satisfaisants.

Pour l'évaluation de l'activité des populations bactériennes *ferrooxydantes acidophiles* 2,25 g de résidus (en duplicata) sont placés dans un erlenmeyer de 500 ml. On ajoute ensuite dans l'erlenmeyer 150 ml d'une solution saline représentant le milieu de culture. Deux types de milieu de culture liquide sont utilisés. Le premier milieu est une solution à 0,3 % p/v de sulfates d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Pour le deuxième milieu, on ajoute au premier milieu du Fe^{2+} sous forme d'un substrat de sulfates de fer à 1 % (p/v) de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Les solutions ont été préparées selon le protocole défini par Zagury et al. (1997b). Parallèlement, des résidus stérilisés directement dans l'erlenmeyer au chlorure de mercure (HgCl_2) ont été utilisés comme témoins. Les témoins contiennent le même milieu de culture que les échantillons non stérilisés. Le choix de cette méthode de stérilisation est basé sur le fait que selon des études antérieures, le chlorure de mercure n'entraîne pas de modification importante des propriétés physiques et chimiques des échantillons (Wolf et al., 1989; Trevors, 1996). Le pH a été ajusté à 3,5 trois fois de suite pendant 24 heures avec de l'acide sulfurique H_2SO_4 0,5N et 10N avant le début de l'incubation.

Pour l'évaluation de l'activité des populations bactériennes *sulfooxydantes neutrophiles* et *sulfooxydantes acidophiles*, deux milieux de culture ont également été considérés. Le premier milieu de culture est une solution saline à 0,3 % (p/v) de KH_2PO_4 et 0,4 g/l de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, préparée selon Zagury et al. (1997). Pour le deuxième milieu, 1,5 g de soufre élémentaire servant de substrat est ajouté dans l'erlenmeyer contenant 150 ml du premier milieu de culture. La stérilisation des échantillons a été faite comme ci-dessus par l'ajout de chlorure de mercure. Le pH initial est ajusté 3 fois à 7 pendant 24 heures avec NaOH 2N pour les *sulfooxydantes neutrophiles*. La même procédure a été appliquée pour les bactéries *sulfooxydantes acidophiles* et le pH a été ajusté à 4 avec H_2SO_4 0,5N et 10N.

Tous les échantillons sont ensuite laissés à incuber sur un agitateur rotatif à une vitesse de 175 tours/mn et à la température ambiante (23 °C) pendant au moins 4 à 5 semaines. Le pH et le POR sont mesurés à intervalles réguliers (1 fois tous les 2-3 jours) à l'aide d'un

pHmètre/conductivimètre (WTW multiline P3) muni d'une électrode pH (Sentix-41 Zirkonium 7001-1070) et d'une électrode POR Ag/AgCl.

Dans les paragraphes qui suivent, nous présentons les résultats des différents essais au laboratoire.

4.8.1.1. Activité des bactéries ferroxydantes acidophiles

L'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles est évaluée essentiellement par le suivi du POR. On rappelle que le potentiel d'oxydo-réduction (E_h) est obtenu en ajoutant à la valeur du POR mesuré, celle du potentiel de l'électrode de référence (204 mV). L'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} par l'intermédiaire des bactéries se traduit par une augmentation du POR (E_h) selon l'équation 1.2 et l'équation de Nernst ci-dessous (à 25°C):

$$E_h = E^0 + \frac{0,059}{n} \log \frac{[ox]}{[red]} \quad (4.1)$$

où E^0 est le potentiel standard, [ox] est la concentration de l'oxydant, [red] la concentration du réducteur et n est le nombre d'électrons transférés dans la demi-réaction. L'augmentation du POR peut être reliée à une baisse du pH causée par l'oxydation des sulfures et par la formation de $Fe(OH)_3$. Dans les échantillons stérilisés, cette augmentation correspond à l'oxydation chimique du fer ferreux. Du sulfate de fer (Fe^{2+}) a été ajouté comme substrat dans certains cas.

Pour les résidus Louvicourt, les résultats à la figure 4.4 montrent que, pour l'échantillon non stérilisé avec ajout de sulfate de fer, le POR est passé de 281 mV au début des essais à 374 mV à la fin, ce qui donne une augmentation de 93 mV. Pour le témoin (échantillon stérilisé), cette augmentation est de 101 mV dans le même temps, le POR passant de 231 mV à 332 mV. Pour l'échantillon non stérilisé, sans ajout de sulfate de fer, le POR passe de 227 mV à 314 mV entre les jours 4 et 24, soit une augmentation de 87 mV. Dans le même temps, pour l'échantillon stérilisé, sans ajout de sulfates de fer, le POR passe de 185 mV à 260 mV soit une augmentation de 75 mV. Ceci montre qu'il n'y a pas une grande différence dans l'augmentation du POR pour l'échantillon et son témoin (les 2 courbes sont presque parallèles). L'augmentation du POR est cependant plus importante (de 20 à 30 mV) avec l'ajout du sulfate de fer. L'augmentation du POR dans les échantillons stérilisés relèverait alors d'une oxydation purement chimique de la pyrite. Le pH, qui a été ajusté au départ à 3,5 augmente dès le deuxième jour à 6,35 pour l'échantillon non stérilisé

sans ajout de sulfate de fer (Fe^{2+}) et à 7,1 pour l'échantillon témoin. Cette augmentation du pH peut s'expliquer par l'effet tampon de l'échantillon qui est dû à la dissolution des carbonates primaires (calcite, dolomite et sidérite) présents dans l'échantillon. Après le deuxième jour, le pH amorce dans les 2 cas (avec ajout et sans ajout de sulfate de fer) une baisse progressive. La courbe de tendance donne une baisse d'environ 0,10 unité de pH/jour.

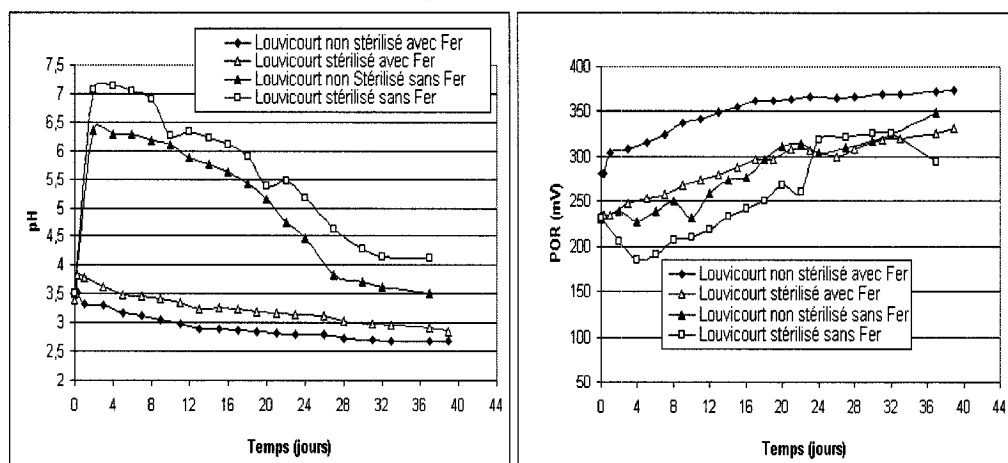


Figure 4.4. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage des colonnes des résidus Louvicourt.

Avec l'ajout du substrat de sulfate de fer, le pH reste acide et l'effet tampon de l'échantillon, qui avait été noté sans ajout de sulfate de fer, n'existe plus ou devient très faible (figure 4.4). Ceci peut s'expliquer par une précipitation de produits secondaires ferrugineux qui pourraient être de la jarosite (observée lors des essais). L'hydrolyse du fer peut expliquer aussi en partie le fait que le pH n'augmente pas initialement. Qiu et al. (2005) ont noté avec l'ajout de sulfate de fer, la précipitation de jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) concomitamment avec une baisse du pH lors de la biolixiviation de la chalcopryrite par un mélange de *A. ferrooxidans* et *A. thiooxidans*. Le pH reste cependant plus élevé d'au moins 0,5 unité de pH dans l'échantillon stérilisé avec ajout de sulfate de fer que dans celui non stérilisé. Les courbes d'évolution du pH avec le temps pour l'échantillon et son témoin sont presque parallèles, ce qui dénote d'une évolution de pH assez proche.

Pour les résidus *Sigma* sans ajout de sulfate de fer, on observe une augmentation maximum du POR entre le jour 4 et 16 (figure 4.5). Celui-ci passe de 107 mV à 200 mV pour l'échantillon non stérilisé, soit une augmentation de 93 mV. Pour le témoin, cette augmentation est de 96 mV, ce qui donne une augmentation de POR identique dans les deux cas (l'échantillon et son témoin). Avec l'ajout de sulfate de fer, entre les jours 4 et 48 l'augmentation du POR qui est de 3,4 mV / jour dans l'échantillon non stérilisé n'est que de 21 mV pour celui qui est stérilisé. Il y a donc une nette différence entre l'échantillon non stérilisé et stérilisé avec ajout de fer.

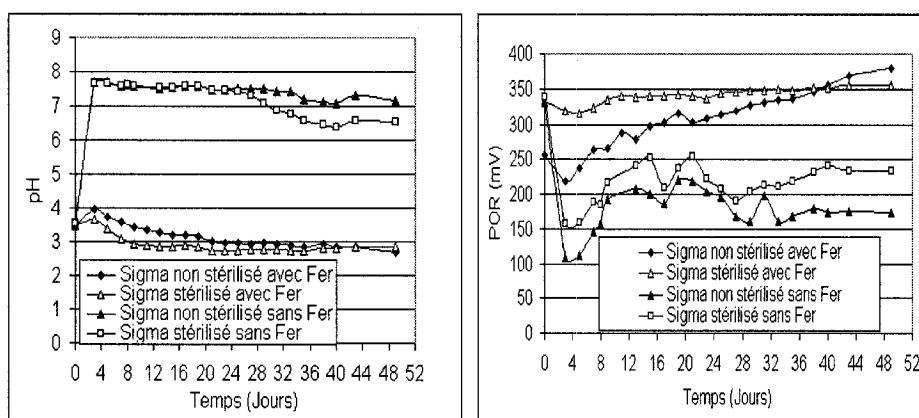


Figure 4.5. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage des colonnes des résidus Sigma.

Au début des essais, dès le 2^{ème} jour, on observe une augmentation du pH tout comme dans le cas des échantillons de résidus Louvicourt et qui se traduit par une baisse du POR de 350 mV à 100 mV. Le pouvoir tampon de Sigma est cependant plus élevé par rapport à celui de Louvicourt (figure 4.5). Ceci est lié au fait que les résidus Sigma contiennent plus de calcite (5,75 % contre 0,22 % pour les résidus Louvicourt) qui est un carbonate qui se dissout plus rapidement. Le pH passe de 3,5 à plus de 7,5 aussi bien pour l'échantillon que pour le témoin et ce dès le 2^{ème} jour (figure 4.5).

Dans les deux cas (échantillon et témoin), le pH se maintient plus ou moins constant autour de 7,5 jusqu'au 27^{ème} jour avant de commencer à baisser. Il reste cependant autour de 7 pour l'échantillon non stérilisé et à 6,4 pour le témoin. Nous avons noté la précipitation de produits jaune orangé dans l'erlenmeyer durant les essais. Il est donc vraisemblable que la baisse du pH soit liée aussi à des réactions purement chimiques comme la précipitation du

fer qui libère H^+ et acidifie ainsi le milieu. Avec l'ajout du sulfate de fer, tout comme dans les résidus Louvicourt, l'effet tampon de l'échantillon devient très faible et l'augmentation du pH après le 2^{ème} jour est très peu significative. La stérilisation avec $HgCl_2$ acidifie encore plus l'échantillon. Ce fait est lié à la précipitation de produits laiteux jaune orangé que nous avons observé au cours des essais.

Pour les résidus Louvicourt, les résultats ne permettent pas de bien apprécier le rôle des bactéries ferroxydantes acidophiles sur l'oxydation des sulfures comme la pyrite. L'échantillon et son témoin ont presque la même évolution du pH et du POR. Pour les résidus Sigma, l'évolution du POR permet de voir qu'il y a une activité des bactéries ferroxydantes acidophiles.

4.8.1.2. Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles

Les bactéries sulfoxydantes neutrophiles (e.g. *A. thiooxidans*) utilisent $S_2O_3^{2-}$ ou S^0 comme source d'énergie et produisent de l'acide sulfurique qui acidifie le milieu.

L'activité bactérienne va se traduire essentiellement par une baisse du pH. Pour cette étude, c'est du soufre élémentaire qui a été ajouté comme substrat dans le milieu de culture.

Pour les résidus Louvicourt, en milieu de culture sans soufre élémentaire, on n'observe pas d'activité bactérienne. Le pH ajusté à 7 au début des essais reste pratiquement inchangé à la fin des essais (40 jours) pour l'échantillon et son témoin (figure 4.6).

Avec l'ajout de soufre élémentaire, il semble que les bactéries sulfoxydantes neutrophiles sont actives dans les résidus Louvicourt non stérilisés. On observe alors une baisse du pH initial qui passe de 7 à 5,26 en 7 jours, ce qui représente une baisse de 0,25 unité de pH/jour. Entre 19 et 33 jours, il y a la formation d'un premier plateau avec un pH qui se maintient autour de 4,2. Un deuxième plateau se forme après 33 jours et se maintient autour d'un pH de 2.

L'existence de ces 2 plateaux suggère la présence de 2 types de population bactérienne dont l'importance de l'activité se manifeste avec le changement des conditions dans le milieu de culture. La première population se développerait dans un milieu plus ou moins neutre ou proche de la neutralité (bactéries sulfoxydantes neutrophiles) et la deuxième se développerait dans un milieu devenu plus acide (bactéries ferroxydantes acidophiles ou sulfoxydantes acidophiles). Pour l'échantillon témoin, la stérilisation est maintenue

durant les 8 premiers jours et le pH reste constant à 7. À l'issue de cette date, qui correspond également à l'activité maximum des bactéries dans les résidus non stérilisés, il y a une perte de la stérilisation qui se traduit par une baisse progressive du pH.

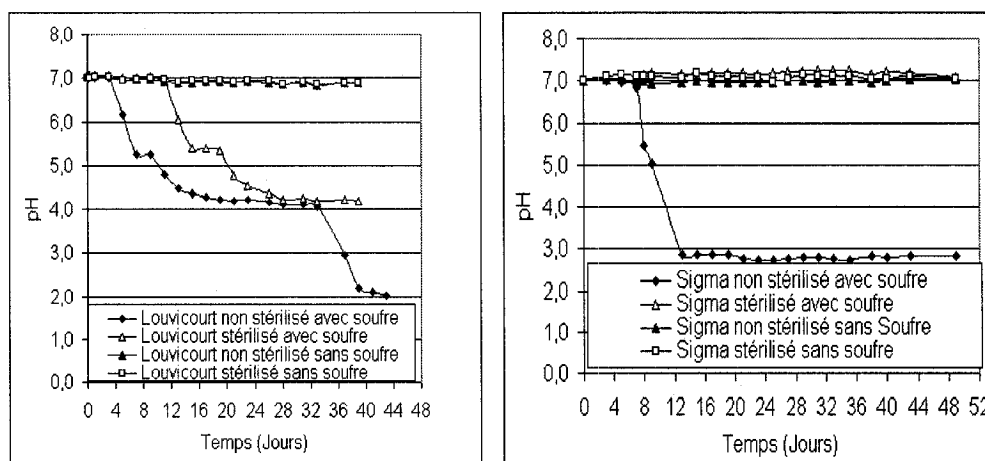


Figure 4.6. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles dans les résidus Louvicourt et Sigma.

Tout comme dans l'échantillon non stérilisé, on observe deux plateaux indiquant la présence des deux populations bactériennes. Comparativement aux travaux d'Olson et al. (1982), Iwahori et al. (2000), Takeuchi et al. (2001), Sugio et al. (2003), Takeuchi et al. (2003), on peut supposer qu'il y a eu une volatilisation du mercure Hg^0 , ce qui a entraîné une perte de la stérilisation après environ une semaine.

Pour les résidus Sigma, on observe une tendance évolutive à peu près similaire à celle des résidus Louvicourt pour le cas où il n'y a pas d'ajout de soufre élémentaire dans le milieu de culture (figure 4.6). On note en effet une absence d'activité bactérienne dans ce cas, aussi bien avec l'échantillon qu'avec son témoin. Avec l'ajout de soufre élémentaire dans le milieu, le temps de latence est d'environ 7 jours. Après le jour 7, on observe une croissance de l'activité bactérienne qui se traduit par une baisse rapide du pH. Dans les résidus Sigma, entre le 7^{ème} et le 13^{ème} jour (période de croissance maximale), le pH passe de 7 à 2,85 soit une baisse moyenne de 0,69 unité de pH/jour. La vitesse de la baisse est donc plus importante dans les résidus Sigma comparativement à ceux de Louvicourt. Ceci

indique qu'il y a plus de bactéries sulfoxydantes neutrophiles dans l'échantillon Sigma, que dans celui de Louvicourt.

En résumé, pour les résidus Louvicourt, en présence de bactéries sulfoxydantes neutrophiles, la stérilisation au chlorure de mercure a été maintenue pendant au moins les 8 premiers jours. Par la suite, il y a une perte de la stérilisation vraisemblablement causée par la volatilisation de Hg^0 . Pour les résidus Sigma, contrairement aux résidus Louvicourt, on n'observe pas une perte de la stérilisation peut-être à cause de la plus faible présence de bactéries ferroxidantes dans Sigma (voir tableau 4.11 pour plus de détails).

4.8.1.3. Activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles

Tout comme les bactéries sulfoxydantes neutrophiles, les bactéries sulfoxydantes acidophiles (e.g. *Acidithiobacillus thioparus*) utilisent $S_2O_3^{2-}$ ou S^0 comme source d'énergie. L'activité bactérienne va se traduire essentiellement par une baisse du pH. Dans cette étude, du soufre élémentaire a été ajouté au milieu de culture. Pour les résidus Louvicourt, les tests ne montrent pas une variation significative des valeurs du pH (figure 4.7). Cette population bactérienne serait donc peu ou pas active dans les résidus Louvicourt. Pour les résidus Sigma par contre, les résultats des essais montrent assez clairement la présence de bactéries sulfoxydantes acidophiles.

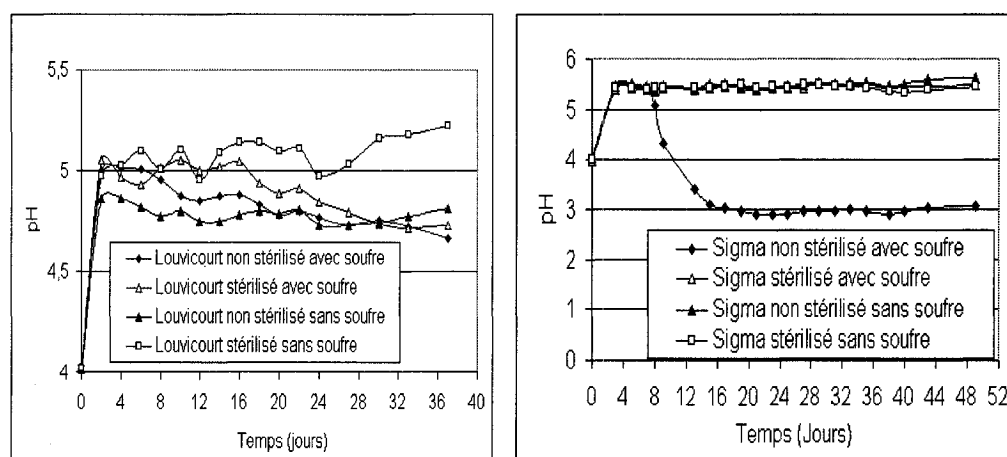


Figure 4.7. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles dans les résidus Louvicourt et Sigma.

Le pH initial, qui a été ajusté à 4, augmente dès le 3^{ème} jour à 5,5 à cause de l'effet tampon. Il se maintient à cette valeur pendant 8 jours avant que l'activité bactérienne ne se manifeste. Après la période de latence, dans le cas des résidus Sigma, le pH baisse assez rapidement passant de 5,44 à 3,11 en 7 jours soit une baisse moyenne de 0,33 unité de pH/jour. Les analyses ont ainsi montré la présence de bactéries sulfoxydantes acidophiles dans les résidus Sigma. Ces bactéries n'ont pas été retrouvées dans les résidus Louvicourt.

4.8.2. Dénombrement des bactéries au montage des colonnes

Le dénombrement des bactéries s'est fait en milieu de culture solide gélosé. En rappel, environ 100 grammes de résidus miniers sont prélevés lors du montage des colonnes et sont placés dans des sacs Ziploc et conservés à 4°C jusqu'à leur utilisation. À la suite d'extraction et d'une série de dilutions, 1 ml de solution contenant les bactéries est prélevé et étalé sur des milieux de culture gélosés en boîtes de Pétri. Ceux-ci sont supposés fournir aux bactéries tous les nutriments nécessaires à leur développement. Les milieux de culture vont varier en fonction du type de bactéries considéré (voir protocole en annexe pour les détails). Des essais ont également été faits sur des échantillons stérilisés au chlorure de mercure HgCl₂. La stérilisation s'est faite selon Wolf et al. (1989) et Trevors (1996). Les boîtes de Pétri sont laissées à incuber à 28°C pendant au moins 45 jours.

Les résultats du dénombrement des bactéries sont consignés sur le tableau 4.11. Des détails peuvent être trouvés à l'annexe 4.6. On peut noter que les populations de bactéries ferroxydantes acidophiles et sulfoxydantes neutrophiles sont au moins 3 fois plus importantes dans les résidus Louvicourt que dans ceux de Sigma. Toutefois, les évaluations qualitatives montrent une plus grande activité bactérienne dans les résidus Sigma (figures 4.5; 4.6 et 4.7). C'est peut-être ce qui explique la non volatilisation du chlorure de mercure dans les résidus Sigma. Pour qu'il y ait volatilisation du chlorure, il faut la présence de bactéries capables d'oxyder le fer et de réduire le mercure, ce qui n'est pas le cas avec les bactéries sulfoxydantes acidophiles et neutrophiles qui utilisent seulement le soufre comme source d'énergie.

Les cultures en milieu gélosé montrent que la stérilisation au HgCl₂ n'a éliminé qu'une partie des bactéries ferroxydantes (environ les 2/3). Par contre pour les bactéries sulfoxydantes, il n'y a pas eu de croissance significative dans les boîtes de Pétri. Dans aucune boîte de Pétri, il n'a été observé des bactéries sulfo-oxydantes acidophiles. Ces bactéries

n'ont donc pas pu se développer dans le milieu de culture que nous avons préparé. Les mêmes observations ont été faites par Leduc et al. (2001) dans un dénombrement en milieu liquide MPN. Seule, l'évaluation qualitative dans les erlenmeyers sur agitateur rotatif, a permis de mettre en évidence l'activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles dans les résidus Sigma. C'est pourquoi nous recommandons cette technique.

Tableau 4. 11. Résultats du dénombrement des bactéries dans les échantillons étudiés.

LMD : limite maximum de dénombrement ≤ 30 .

	Ferrooxydantes acidophiles (UFCg ⁻¹) x 10 ⁴	Sulfooxydantes neutrophiles (UFCg ⁻¹) x 10 ⁴	Sulfooxydantes acidophiles (UFCg ⁻¹) x 10 ⁴
Sigma	3,4 ± 0,35	4,02 ± 1,07	< LDM
Louvicourt	15,6 ± 3,18	17,1 ± 4,43	< LDM
Sigma stérilisé	0,38 ± 0,07	< LDM	< LDM
Louvicourt stérilisé	5,09 ± 1,47	< LDM	< LDM

En résumé de ce chapitre, on peut dire que les résultats de la caractérisation montrent que les résidus Louvicourt sont plus silteux par rapport aux résidus Sigma qui sont plus sableux. Ceci se traduit par une conductivité hydraulique saturée des résidus Louvicourt plus faible (d'au moins 2 à 3 ordres de grandeur) que celle de Sigma et une pression d'entrée d'air qui est nettement plus élevée pour Louvicourt. Les caractéristiques des résidus Louvicourt contrastent nettement avec celles du sable, qui peut servir comme couche de protection contre l'évaporation. Ce contraste est moindre pour Sigma. Dans le cas des mélanges, c'est le mélange le plus étalé du point de vue granulométrique (Lou-Sab) qui est le plus dense et présente la plus faible porosité. L'ajout de Sigma dans Louvicourt dans les proportions de mélange utilisées dans ce projet augmente le potentiel net de neutralisation PNN du mélange Lou-Sig comparativement à celui de Lou-Sab.

Les résultats de l'évaluation qualitative de l'activité bactérienne ont par ailleurs montré la présence de bactéries essentiellement de types sulfoxydantes neutrophiles et sulfoxydantes acidophiles avec probablement quelques ferrooxydantes acidophiles dans les résidus miniers Sigma. L'évaluation qualitative n'a montré que la présence de bactéries

sulfooxydantes neutrophiles et ferrooxydantes acidophiles dans les résidus Louvicourt. Les résultats du dénombrement en milieu gélosé permettent de confirmer partiellement ces résultats. Mais les dénombrements de bactéries n'ont cependant pas permis de mettre en évidence les bactéries sulfooxydantes acidophiles dans les différents échantillons étudiés. C'est pourquoi l'évaluation qualitative semble être la meilleure méthode pour la caractérisation des populations bactériennes dans les résidus miniers.

Après avoir déterminé les caractéristiques physico-chimiques et hydriques des résidus miniers, il sera question dans le chapitre suivant, des essais cinétiques en colonnes au laboratoire.

CHAPITRE 5

RÉSULTATS DES ESSAIS CINÉTIQUES EN PETITES COLONNES

L'objectif principal des essais en petites colonnes est d'étudier les conditions hydriques et chimiques afin de concevoir une condition de nappe surélevée dans les résidus miniers qui permette de maintenir un degré de saturation suffisamment élevé en tout temps pour limiter à un niveau acceptable l'oxydation des sulfures. Les petites colonnes utilisées ici contiennent différents types de résidus. Elles ont été montées au laboratoire dans le but d'évaluer le rôle des paramètres d'influence comme la minéralogie et les caractéristiques hydriques (teneur en eau, degré de saturation) sur la performance de la méthode de la nappe surélevée comme méthode potentielle de gestion et de fermeture de parcs à résidus. Ces essais en petites colonnes vont permettre d'isoler certains phénomènes associés à l'oxydation des sulfures dans le cas de l'application de la méthode de la nappe surélevée. Ils vont limiter aussi les phénomènes hydrogéochimiques (oxydation, neutralisation, précipitations) présents dans les grandes colonnes que nous allons voir plus loin au chapitre 6. Les essais qui ont démarré le 17 juin 2003 ont duré environ 530 jours. Le démantèlement des colonnes a commencé le 7 décembre 2005.

5.1. Caractéristiques des résidus au montage des petites colonnes

Afin de limiter le tassement des résidus pendant les essais de drainage et pour respecter leurs conditions de déposition, ceux-ci ont été consolidés directement dans les colonnes, comme décrit dans le chapitre 3. L'instrumentation des colonnes est également donnée dans ce chapitre. En rappel, les 15 colonnes étudiées comportent en moyenne 15 cm de résidus surmontés par 20 cm de sable. Des détails peuvent être trouvés à l'annexe 3.1.

Conformément à nos hypothèses de départ dans ce projet, différentes succions, inférieures à la pression d'entrée d'air (AEV) des résidus, ont été appliquées à la base des colonnes pour simuler la position de la nappe et suivre leur comportement hydrogéochimique. Les colonnes témoins sont à drainage contrôlé où les résidus peuvent se désaturer et s'oxyder librement. Elles ne comportent ni couche de sable protectrice contre l'évaporation, ni

céramique poreuse à la base. Les différentes succions appliquées ainsi que certains paramètres hydriques des résidus et du sable utilisé comme barrière à l'évaporation sont résumés au tableau 5.1. Les différentes positions de la nappe ont été fixées par rapport à la surface des résidus dans la colonne. Le choix de ces positions de la nappe s'est fait sur la base de l'AEV des résidus, estimé selon le modèle MK (Aubertin et al., 2003) et les mesures au laboratoire. Nous avons considéré environ 75 à 25 % de la valeur obtenue par la méthode des tangentes (définie dans le chapitre 2). Pour les résidus Lou-Sab, la valeur de la succion appliquée à la base des colonnes 8 et 9 est supérieure au AEV estimée avec le modèle MK mais est inférieure à l'AEV mesurée au laboratoire avec les cellules Tempe. La teneur en eau saturée ($\theta_s = n$) des résidus a été estimée sur la base de la porosité obtenue après consolidation. La teneur en eau résiduelle (θ_{rMK}) ainsi que la succion résiduelle correspondante ($\psi_{r(MK)}$) ont été déterminés sur la courbe de rétention d'eau d'après l'équation de Kovacs modifiée (éq.2.21). La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) dans chaque colonne est estimée avec la relation de Kozeny Carman modifiée (KMC) (éq.2.34).

- **Résidus Louvicourt**

Quatre colonnes portant les numéros 1, 4, 6 et 12 ont été utilisés avec les résidus Louvicourt. La figure 5.1 présentent une consolidation des résidus Louvicourt dans les petites colonnes en fonction de la contrainte appliquée et en fonction du temps. Des détails peuvent être trouvés à l'annexe 5.1. On peut noter que la déformation est très rapide, dont environ 60 % de tassement se passe lors du premier chargement et 70 % à l'issue du deuxième chargement. Les calculs donnent un indice de compression de 0,31 ce qui paraît correct comparativement aux valeurs proposées par Aubertin et al. (2002 a) pour des résidus miniers. Les valeurs du tassement à la consolidation lues sur le comparateur sont mentionnées au tableau 5.2.

Ces valeurs correspondent aux mesures de la hauteur finale des résidus dans la colonne. Les tassements lus sur le comparateur sont toutefois toujours supérieurs aux valeurs mesurées. Ceci serait dû peut-être à de petites erreurs d'appareillage ou de lecture.

Tableau 5.1. Caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans les essais en colonnes de drainage.

Colonne N ^o	Position de la nappe (cm)	θ_s %	ψ_a (MK)	θ_{rMK} %	ψ_r (MK) (cm)	k_{sat} (KMC) (cm/s)
Louvicourt						
1	-227,8	44,0	360,55	0,08	8199	$1,6 \times 10^{-5}$
4	-150,4	45,9	360,55	0,08	8127	$2,3 \times 10^{-5}$
6	-77,0	44,8	360,55	0,08	8186	$1,9 \times 10^{-5}$
12	témoin	43,1	344,55	0,08	8567	$1,4 \times 10^{-5}$
Sigma						
3	-30	43,0	41,37	0,05	862	$5,6 \times 10^{-4}$
11	-15,3	43,0	46,65	0,05	862	$5,7 \times 10^{-4}$
14	témoin	43,0	45,04	0,05	862	$4,5 \times 10^{-4}$
Lou-Sig						
2	-94,5	34,0	125,89	0,08	3736	$1,8 \times 10^{-5}$
5	-61	34,0	125,48	0,08	3756	$1,8 \times 10^{-5}$
7	-29,9	34,0	125,48	0,08	3756	$1,8 \times 10^{-5}$
13	témoin	32,0	126,03	0,08	3756	$1,3 \times 10^{-5}$
Lou-Sab						
8	-129,5	28,0	85,77	0,06	3209	$1,1 \times 10^{-5}$
9	-90,3	28,0	85,77	0,06	3267	$9,9 \times 10^{-6}$
10	-45,5	26,0	83,79	0,06	3604	$6,7 \times 10^{-6}$
15	témoin	28,0	87,05	0,06	3097	$1,2 \times 10^{-5}$
Sable						
	-	42,1		0,03	42	$1,4 \times 10^{-1}$

Pour les différents calculs (indice des vides, porosité), nous avons tenu compte seulement de la hauteur mesurée à la fin de la consolidation des résidus.

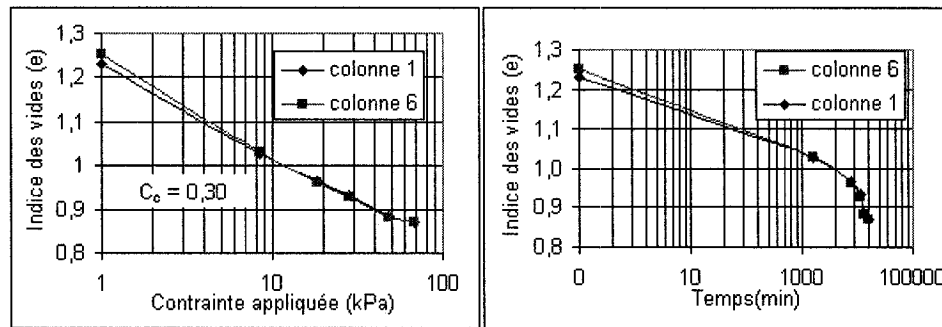


Figure 5.1. Évolution de l'indice des vides en fonction de la contrainte et du temps.

Tableau 5.2. Tassement à la consolidation.

Échantillon	Col.1	Col.4	Col.6	Col.12
Tassement comparateur (cm)	2,576	2,593	2,400	1,773
Tassement mesuré (cm)	2,311	2,156	2,261	1,217

Les caractéristiques des petites colonnes de résidus Louvicourt avant et après consolidation ainsi que celles de la couche de sable qui sert comme protection à l'évaporation sont résumées au tableau 5.3.

On peut constater que les caractéristiques des quatre colonnes sont assez similaires. Les résidus restent très saturés avec un degré de saturation compris entre 96 et 97 % après la consolidation.

Les positions des nappes sont à -228 -150 et -77,0 cm par rapport à la surface des résidus respectivement pour les colonnes 1, 4 et 6, ceci correspond à -209 cm, -134 cm et -61 cm par rapport à la base de la colonne. La colonne 1 possède la nappe la plus profonde par rapport aux colonnes 4 et 6. La colonne 12 représente la colonne témoin ou colonne de référence. Pour cette dernière, deux scénarios ont été appliqués:

- scénario 1 de début: sortie de l'eau à -16 cm (base de la colonne) pendant 322 jours;
- scénario 2 final: sortie de l'eau à -265 cm par rapport à la base de la colonne pour le reste de l'essai.

Tableau 5.3. Caractéristiques des résidus Louvicourt avant et après consolidation dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.

Louvicourt	Col. 1		Col. 4		Col. 6		Col. 12	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
Résidus								
Hauteur (cm)	18,4	16,1	19,1	16,93	18,71	16,44	17,74	16,52
Surface (cm)	79,2	79,2	80,2	80,2	79,20	79,20	81,79	81,79
Volume (cm ³)	1457,2	1274,3	1529,7	1356,8	1481,5	1302,4	1450,9	1351,4
w_{init} (%)	28,7		28,6		28,7		23,90	
Indice des vides	1,03	0,78	1,07	0,83	1,05	0,80	0,87	0,74
M_s (g)	2522,2	2522,2	2597,8	2597,8	2542,5	2542,5	2717,8	2717,8
Vol. grains (cm ³)	717,75	717,75	739,29	739,29	723,55	723,55	773,43	773,43
Vol. vides (cm ³)	739,49	556,54	790,4	617,54	757,91	578,82	677,50	577,99
θ final (%)	49,69	42,39	48,57	41,83	49,18	42,57	44,73	39,94
S_r (%)	98	97	94	92	96	96	96	93
H.consol. (cm)		2,31		2,16		2,26		1,22
Sable								
Hauteur (cm)	20,09		20,24		20,26			
θ (%)	8,84		7,30		7,34			
S_r (%)	20,98		17,3		17,55			
Vol.vides (cm ³)	670,47		685,44		670,80			
Vol.grains (cm ³)	920,0		937,34		933,50			
Indice des vides	0,73		0,73		0,72			

Le cas final a été adopté parce que l'on n'avait pas véritablement un drainage libre, et que le temps de récupération de l'eau était long (plus de 20 jours). Ainsi, pour accélérer l'écoulement de l'eau par gravité, la colonne a été portée à une hauteur de -265 cm par rapport à la base du tube de drainage.

- **Résidus Sigma**

Pour les résidus Sigma, les colonnes portent les numéros 3, 11 et 14. Les résidus avec un degré de saturation autour de 22 % sont mis dans la colonne par couches de 5 cm environ, compactées légèrement avec une masse de 500 g. La colonne 3 correspond à une nappe profonde à -30 cm. La nappe la plus basse à -15,3 cm est appliquée à la colonne 11. La

colonne 14 représente la colonne témoin et a été soumise à 2 scénarios comme dans la colonne 12 pour les mêmes raisons :

- scénario 1 de début: sortie de l'eau située au même niveau que la base de la colonne (-16 cm) pendant 322 jours;
- scénario 2 final: sortie de l'eau à -115 cm par rapport à la base de la colonne pour le reste de l'essai.

Les différentes caractéristiques des colonnes de résidus Sigma et de la couche de sable dans les colonnes sont résumées sur le tableau 5.4. On peut constater là aussi que les caractéristiques des matériaux dans les trois colonnes sont assez semblables.

- **Mélange Lou-Sig**

Un total de 4 colonnes ont été montées avec le mélange de résidus Louvicourt et Sigma, Lou-Sig (colonnes 2, 5, 7, et 13). Les résidus ont été consolidés comme dans le cas de Louvicourt mais les valeurs de consolidation lues avec le comparateur n'ont pas été satisfaisantes à cause vraisemblablement du frottement sur les parois de la colonne (possibilité de blocage par la présence de grains sur les parois de la colonne). La colonne 2 possède la nappe la plus profonde à -94,5 cm par rapport à la surface des résidus, alors que la colonne 5 a une nappe à -61 cm et la colonne 7 à -30 cm. La colonne 13 est la colonne témoin (ou de référence) et a été soumise aux mêmes conditions que la colonne 12.

Les caractéristiques des colonnes du mélange Lou-Sig sont présentées au tableau 5.5. Une bonne concordance des caractéristiques des résidus dans les colonnes peut être notée.

- **Mélange Lou-Sab**

Les quatre colonnes utilisées pour les résidus Louvicourt et Sable (Lou-Sab) sont les colonnes 8, 9, 10, et 15. Tout comme dans le cas du mélange Lou-Sig, les valeurs de consolidation lues sur le comparateur n'ont pas été satisfaisantes à cause des blocages au niveau des parois de la colonne. La colonne 8 possède la nappe la plus profonde à -130 cm par rapport à la surface des résidus. La colonne 9 a une succion de -90 cm et la colonne 10 de -46 cm. La colonne 15 est la colonne témoin ou colonne de référence et a été mise dans les mêmes conditions que les colonnes 12 et 13.

Les caractéristiques des colonnes du mélange Lou-Sab sont présentées au tableau 5.6. Ces caractéristiques sont assez semblables pour toutes les colonnes Lou-Sab avec un degré de

saturation des résidus de plus de 95 %. Ces colonnes comportent les indices des vides les plus faibles après consolidation avec des valeurs comprises entre 0,38 et 0,40.

Tableau 5.4. Caractéristiques des résidus Sigma dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, Ms : masse des solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.

Sigma		Col.3	Col.11	Col.14
Résidus				
Hauteur	(cm)	16,14	15,47	15,53
Surface	(cm)	80,00	80,00	79,00
Volume	(cm ³)	1296,8	1232,1	1227,9
w_{init}	(%)	5,92	5,92	5,53
Indice des vides		0,75	0,74	0,70
Ms	(g)	2096,4	1994,0	2040,5
Vol. grains	(cm ³)	742,86	706,60	723,05
Vol. vides	(cm ³)	553,96	525,47	504,88
θ final	(%)	9,57	9,57	9,18
S_r	(%)	22	22	22
Sable				
Hauteur	(cm)	20,02	20,96	
θ	(%)	7,31	8,80	
S_r	(%)	17,09	20,53	
Vol.vides	(cm ³)	690,15	715,01	
Vol.grains	cm ³)	918,45	953,47	
Indice des vides		0,75	0,75	

Tableau 5.5. Caractéristiques du mélange Lou-Sig avant et après consolidation dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, Ms : masse des solides, Vol. : volme, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.

Lou-Sig.	Col. 2		Col.5		Col.7		Col.13	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
Résidus								
Hauteur (cm)	18,81	16,36	19,16	16,69	18,64	16,44	18,31	15,88
Surface (cm)	79,26	79,26	79,42	79,42	79,20	79,20	80,18	80,18
Volume (cm)	1491,0	1296,6	1521,6	1325,3	1495,2	1298,3	1468,4	1273,9
w_{init} (%)	24,49		24,62		24,60		23,19	
Indice des vides	0,73	0,51	0,73	0,51	0,73	0,50	0,73	0,50
Ms (g)	2600,4	2600,4	2659,3	2659,3	2607,4	2607,4	2558,4	2558,4
Vol. grains (cm ³)	861,36	861,36	880,87	880,87	863,65	863,65	847,43	847,43
Vol. vides (cm ³)	629,67	435,21	640,77	444,41	631,59	434,43	620,92	426,48
θ final (%)	42,71	33,39	43,03	33,92	42,90	34,23	40,41	31,99
S_r (%)	101	101	102	101	102	102	96	96
ΔH (cm)		2,45		2,47		2,46		2,43
Sable								
Hauteur (cm)	20,58		20,44		20,86			
θ (%)	7,87		7,30		8,87			
S_r (%)	19,51		21,97		21,01			
Vol.vides (cm ³)	657,74		653,04		658,20			
Vol.grains (cm ³)	973,91		954,61		966,80			
Indice des vides	0,66		0,68		0,68			

Tableau 5.6. Caractéristiques du mélange Lou-Sab avant et après consolidation dans les petites colonnes. w_{init} : teneur en eau massique, Ms : masse des solides, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.

Lou-Sab	Col.8		Col.9		Col.10		Col.15	
	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après	Avant	Après
Résidus								
Hauteur (cm)	18,34	15,72	18,02	15,33	17,98	15,13	18,72	16,70
Surface (cm)	80,23	80,23	79,00	79,00	79,23	79,23	79,20	79,20
Volume (cm ³)	1471,4	1261,5	1423,1	1211,0	1424,6	1198,7	1482,4	1322,6
w_{init} (%)	20,4		20,3		20,4		18,1	
Indice des vides	0,62	0,38	0,62	0,38	0,61	0,35	0,56	0,40
Ms (g)	2686,7	2686,7	2589,6	2589,6	2617,4	2617,4	2793,4	2793,4
Vol. grains (cm ³)	911,37	911,37	878,44	878,44	887,85	887,85	947,57	947,57
Vol. vides (cm ³)	560,04	350,11	544,68	332,58	536,75	310,86	534,78	375,06
θ final (%)	37,26	27,19	36,99	26,67	37,51	25,55	34,16	26,82
S_r (%)	98	98	97	97	102	99	95	95
ΔH (cm)		2,62		2,69	-	2,85		2,02
Sable								
Hauteur (cm)	20,59		21,13		21,20			
θ (%)	8,58		15,85		9,80			
S_r (%)	22,14		35,88		23,30			
Vol.vides (cm ³)	640,14		652,23		658,86			
Vol.grains (cm ³)	1011,54		931,66		972,95			
Indice des vides	0,63		0,70		0,68			

5.2. Caractéristiques de l'écoulement dans les petites colonnes

On a réalisé un bilan des masses d'eau à partir des volumes d'eau ajoutés pour le rinçage avec ceux recueillies au drainage pour chaque cycle. Les colonnes ont été pesées au début après l'ajout de l'eau de rinçage ainsi qu'à la fin de chaque cycle. Ceci a permis de suivre la variation des quantités d'eau recueillies au drainage ainsi que l'emmagasinement. Le lixiviat a été recueilli dans des bouteilles et a été pesé à des intervalles de temps variables en fonction de l'écoulement. Les débits ainsi que les vitesses de Darcy ont été calculés pour chaque cycle de drainage (voir aussi annexe 5.2 pour les détails). Les vitesses de Darcy ont été calculées selon la formule suivante :

$$V_d = \frac{Q_d}{A} \quad (5.1)$$

où V_d est la vitesse de Darcy (LT^{-1}); Q_d est le débit (L^3T^{-1}) et A (L^2) est la section de la colonne.

Il y a eu au total 15 cycles de drainage sur 537 jours (tableau 5.7).

Tableau 5.7. Cycles de drainage (journée à la fin du cycle).

N° Cycle	1	2	3	4	5	6	7	8
Fin de cycle (jrs)	71	108	144	178	213	256	287	322
N° Cycle	9	10	11	12	13	14	15	
Fin de cycle (jrs)	353	381	414	439	475	502	537	

Seul le cycle 1 a duré 71 jours et ceci a été fait dans le but de stabiliser le profil hydrique dans toutes les colonnes. Les autres cycles ont eu une durée moyenne de 4 à 5 semaines. La quantité d'eau ajoutée par le haut de la colonne pour chaque cycle est d'environ 570 cm^3 . Cette quantité a été fixée en fonction du volume des vides dans les résidus et dans le sable.

- **Colonnes de résidus Louvicourt**

Le bilan de masses des quantités d'eau des colonnes Louvicourt en début et fin de drainage est résumé à la figure 5.2. Des détails sont donnés à l'annexe 5.3.

On peut par exemple constater que pour toutes les colonnes de résidus Louvicourt, la quantité d'eau recueillie à la fin du cycle 1 est inférieure à la quantité d'eau ajoutée au début du cycle. Une grande partie de cette eau est restée dans la colonne. De plus, à la fin du cycle, l'écoulement de l'eau n'était pas complètement terminé mais était devenu très faible de l'ordre de 2 à 3 g d'eau par jour. En considérant aussi que les résidus n'étaient pas saturés à 100 % lors du montage, une partie de cette eau a donc été retenue par les résidus, ce qui s'explique par un poids plus élevé des colonnes à la fin du cycle 1 de drainage. Il y a vraisemblablement emmagasinement dans la couche de sable. En terme de bilan d'eau, on peut retenir que, pour les colonnes 1, 4 et 6, en dehors du cycle 1, la

quantité totale de l'eau recueillie en fin de cycle représente entre 90 à 99 % de l'eau ajoutée. Les pertes moyennes d'eau à la fin d'un cycle de drainage sont de l'ordre de 15 à 20 cm³ (par rapport à l'eau ajoutée). Ces pertes sont légèrement un peu plus élevées (avec une moyenne de 25-30 cm³) à partir du 353^{ème} jour, quand on a soulevé complètement le plastique du haut de la colonne pour permettre une plus grande mobilité de l'air dans la colonne. La température au laboratoire a varié entre 22 et 27°C. Dans l'ensemble le volume d'eau recueilli à la fin de chaque cycle est presque toujours inférieur à celui ajouté. Pour la colonne témoin 12, les quantités d'eau recueillie varient selon les 2 scénarios appliqués à la colonne. Pour le scénario 1 de début (sortie d'eau à -16 cm = base de la colonne), en dehors du cycle 1 ou environ près de la moitié de l'eau ajoutée est restée dans la colonne, les quantités d'eau recueillies montrent une perte de 22 cm³ en moyenne par cycle. Dans ce cas, la plaque de plastique au dessus de la colonne a joué un rôle d'écran à l'évaporation. Pour le scénario 2 final, à partir de 322 jours, le drainage a été accéléré en portant la sortie d'eau à une élévation de -265 cm et en ouvrant complètement la colonne par le haut. La quantité d'eau recueillie à la fin de ces cycles de drainage varie de 285 à 160 cm³ sur les 570 à 600 cm³ ajoutés; la grande majorité s'est évaporée. Les teneurs en eau calculées après pesage de la colonne montrent que le degré de saturation qui est proche de 100 % pendant le scénario de début varie entre 55 et 70 % à la fin des cycles de drainage pendant le scénario final.

L'évaporation a été mesurée à l'aide d'une colonne de sable à laquelle on ajoute de l'eau au début de chaque cycle. La colonne est pesée régulièrement jusqu'à la fin du cycle. Les résultats des mesures sont présentés à l'annexe 5.4. On peut noter que l'évaporation augmente au début et atteint son maximum entre le deuxième et le troisième jour avec environ 30g/jour pour ensuite diminuer progressivement et atteindre une valeur minimale qui se situe autour de 11g/jour à la fin du cycle.

La figure 5.3 montre le volume de l'eau recueilli pendant quelques cycles de drainage que nous avons choisi de présenter de façon à illustrer l'évolution des débits recueillis. Les résultats des autres cycles peuvent être consultés à l'annexe 5.2. On compare sur cette figure, le volume de l'eau drainée dans le temps pour les différentes colonnes de résidus Louvicourt.

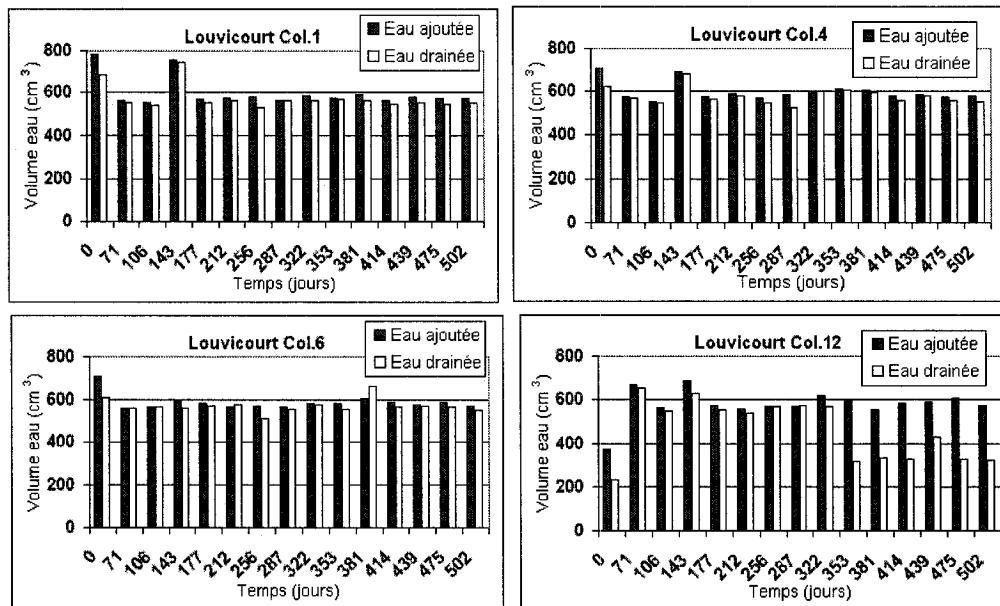


Figure 5.2. Volumes de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Louvicourt.

Les vitesses de Darcy de l'eau pour les différents cycles de drainage sont présentées à l'annexe 5.5.

On peut retenir que dans l'ensemble, le volume d'eau recueillie et la vitesse d'écoulement dans le temps sont fonction de la succion appliquée à la base de la colonne. Plus la succion est élevée (comme dans le cas de la colonne 1), plus le drainage est rapide et plus le volume de l'eau recueillie dans le temps est important. La colonne 1 avec une nappe profonde à -228 cm, présente les vitesses d'écoulement les plus élevées et 90 % de l'eau ajoutée est recueillie entre 5 et 24 h (figure 5.3, voir aussi annexe 5.2). On atteint la fin du drainage entre 0,38 et 3,72 jours pour les différents cycles de drainage. Pour la colonne 4 (nappe à 150 cm), l'écoulement de l'eau est plus lent par rapport à colonne 1. Néanmoins, 90 % de l'eau ajoutée est drainé en 2,22 jours en moyenne.

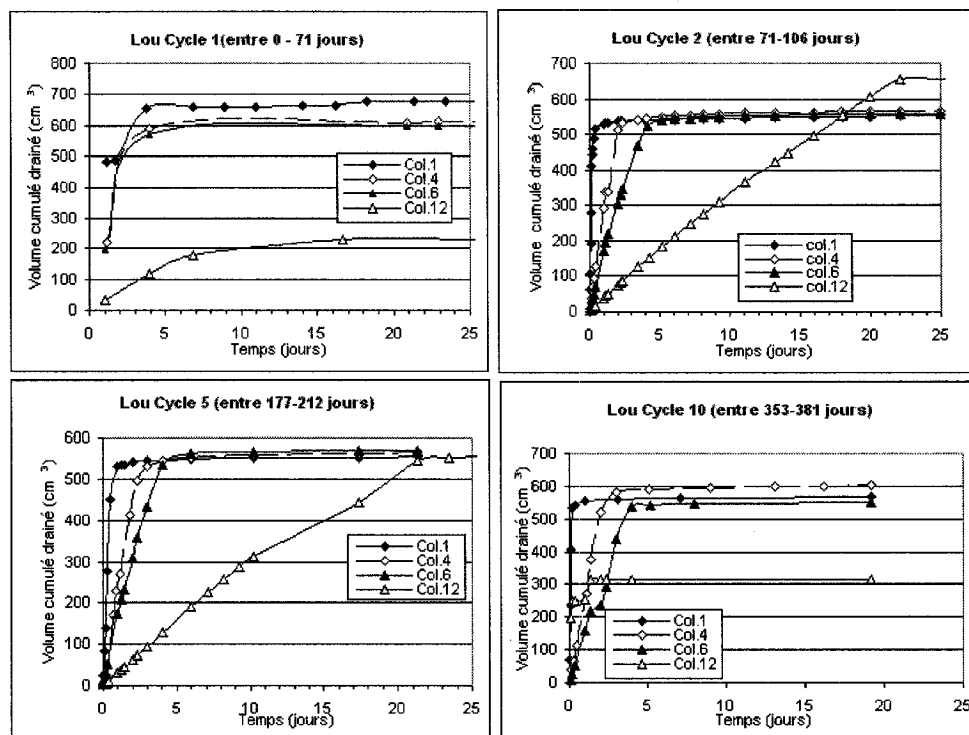


Figure 5.3. Volumes de lixiviat recueilli dans les 4 colonnes de résidus Louvicourt en fonction du temps pour quelques cycles types.

La fin du drainage est atteinte entre 2,03 et 2,28 jours. Pour la colonne 6 avec une nappe à -77cm, l'écoulement de l'eau est encore plus lent. La vitesse maximale ne dépasse pas 5 cm/jour. La vitesse d'écoulement semble être uniforme d'un cycle à l'autre, (voir aussi annexe 5.5). La fin du drainage est atteinte en un temps plus long par rapport aux autres colonnes soit entre 3,28 et 4,08 jours. En ce qui concerne la colonne témoin 12, la vitesse de l'écoulement de l'eau est variable en fonction des deux scénarios appliqués. Elle se fait plus lentement pour le scénario de début (sortie de l'eau à -16 cm = base de la colonne) et le régime permanent est atteint entre 20 et 22 jours. En portant la sortie de l'eau à -265 cm par rapport à la base de la colonne (scénario 2 final), l'écoulement de l'eau devient un peu plus rapide. Il est cependant ralenti par le fait que la colonne témoin ne possédant pas de plaque de céramique poreuse à sa base, il y a formation de bulles d'air dans le tuyau

plastique de drainage, ce qui rend plus difficile l'écoulement de l'eau malgré une sortie d'eau à -265 cm. En général, l'écoulement de l'eau est presque terminé en une journée et demie. À noter aussi que l'évaporation entraîne une désaturation plus importante des résidus à la fin du cycle de drainage ($S_r = 55-70\%$) car il n'y a pas de couche de sable de protection contre l'évaporation. Ainsi, les volumes d'eau recueillis dans le temps restent assez faibles (160 à 285 cm³ sur les 570 à 600 cm³ ajoutés) par rapport aux colonnes 4 et 6.

- **Colonnes de résidus Sigma**

La figure 5.4 montre les résultats des colonnes 3, 11 et 14 des résidus Sigma en terme de bilan d'eau (voir aussi annexe 5.3 pour les détails). On rappelle que la colonne 3 possède la succion la plus élevée à sa base, qui est de -30 cm par rapport à la surface des résidus. La succion est de -15,3 cm pour la colonne 11. Pour la colonne 14, qui est la colonne à drainage contrôlé (sans couche de sable et plaque de céramique poreuse), deux scénarios ont été appliqués comme dans le cas des colonnes Louvicourt avec dans un premier temps la sortie de l'eau fixée à 0 cm de la base de la colonne et dans un deuxième temps à -115 cm.

Les observations suivantes peuvent être mentionnées : Pour les colonnes 3 et 11, les quantités d'eau recueillies à la fin du cycle de drainage montrent une perte d'eau, attribuable essentiellement à l'évaporation qui est en moyenne de 7 à 20 cm³ d'eau (par rapport à l'eau ajoutée). Pour le cycle 1, une partie de l'eau non drainée est retenue par les résidus qui n'étaient pas saturés lors de leur montage. Pour la colonne 14 (témoin) plus de 70 % de l'eau ajoutée n'ont pas été recueillies au cours du cycle 1, la plupart étant restée dans la colonne. Les calculs indiquent que le degré de saturation des résidus est passé de 22 % à environ 50 %. Pour le scénario 1 de départ (sortie d'eau à 0 cm par rapport à la base de la colonne) les volumes d'eau ajoutés et drainés sont presque semblables. Pour le cas final, les pertes liées à l'évaporation sont en moyenne de 226 cm³ par cycle de drainage (sur les 570 à 600 cm³ d'eau ajoutés).

La figure 5.5 montre le volume d'eau recueilli pendant le drainage en fonction du temps des colonnes Sigma (matériaux plus grossiers que les autres). Comme dans le cas des colonnes Louvicourt, on compare le volume d'eau drainée dans le temps pour les différentes colonnes de Sigma. Les vitesses de Darcy sont montrées à l'annexe 5.5.

Compte tenu du caractère plus sableux des résidus Sigma, les vitesses d'écoulement de l'eau sont nettement supérieures à celles des résidus Louvicourt et sont également fonction de la succion appliquée à la base des colonnes. Pour les colonnes 3 et 11, 90 % de l'eau ajoutée est drainée en au plus 4 heures. La vitesse est plus élevée pour la colonne 3 qui subit une succion plus élevée.

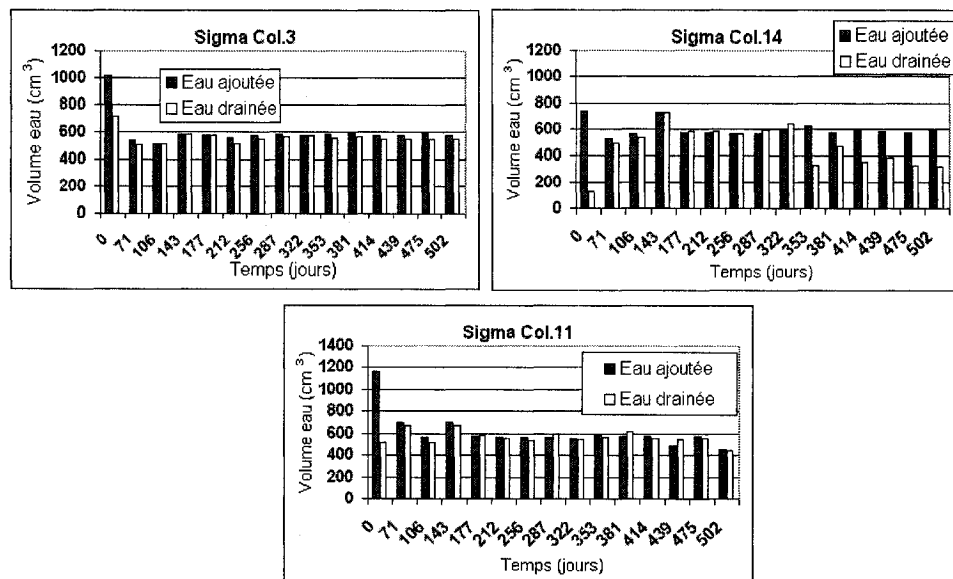


Figure 5.4. Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Sigma.

Le drainage est encore plus rapide pour la colonne témoin 14 où l'écoulement de l'eau peut être terminé en moins d'une heure. La fin de l'écoulement est atteinte selon les cycles, entre 0,13 et 0,29 jours pour la colonne 3 et entre 0,44 et 1,23 jours pour la colonne 11. Pour la colonne 14, l'écoulement est plus rapide et la fin de l'écoulement est atteinte entre 30 à 80 minutes.

- **Colonnes de mélange de résidus Lou-Sig**

Les résultats obtenus en termes de bilan d'eau sont montrés sur la figure 5.6. Ils sont qualitativement comparables à ce qui se passe dans les colonnes des résidus Louvicourt et Sigma.

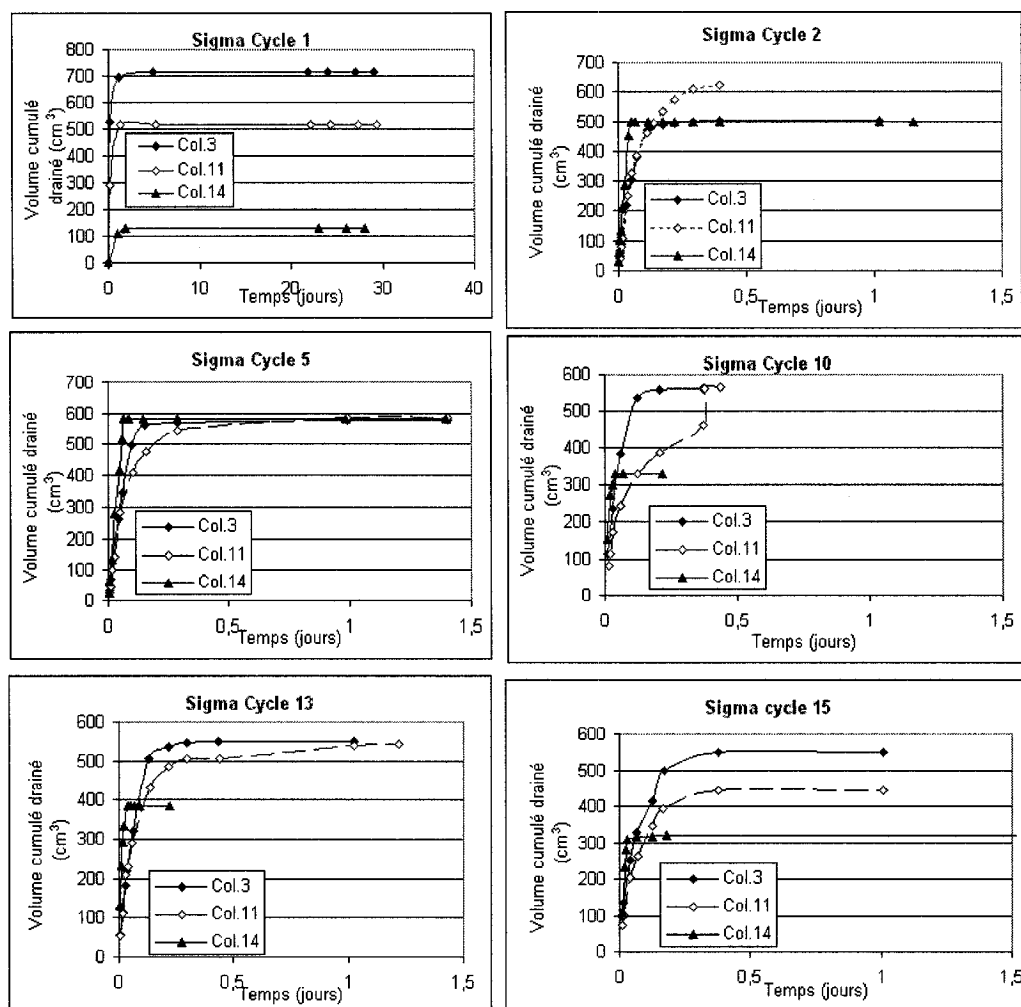


Figure 5.5. Volumes de lixiviat recueilli dans les 3 colonnes de résidus Sigma en fonction du temps pour quelques cycles types.

Pour toutes les colonnes de mélange de résidus Lou-Sig, entre 93 à 100 % de l'eau ajoutée est recueillie à la fin des différents cycles de drainage sauf pour le cycle 1 où entre 50 à 100 g d'eau sont restés dans les colonnes. Cette quantité est de 450 g pour la colonne 13. Au cours du scénario 2 final de la colonne 13 (sortie de l'eau à -265 cm par rapport à la base de la colonne), environ 59 % seulement de l'eau ajoutée sont recueillis en fin de cycle de drainage à cause de l'évaporation.

À la figure 5.7, on peut noter comme pour les cas précédents que les volumes d'eau recueillis dans le temps sont fonction de la succion appliquée à la base des colonnes.

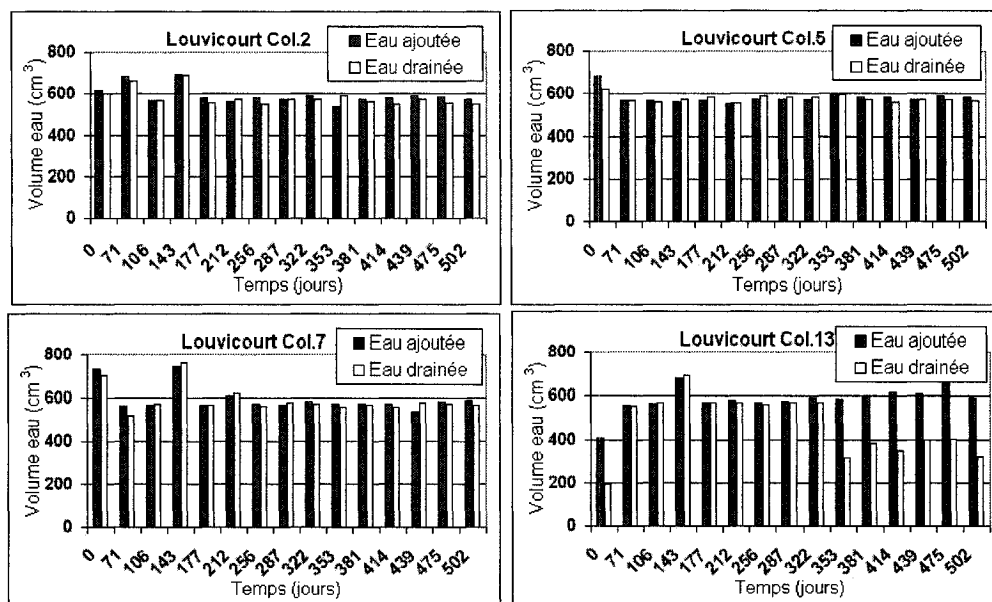


Figure 5.6. Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Lou-Sig.

Les vitesses de Darcy, présentées à l'annexe 5.5 montrent que l'écoulement de l'eau peut être considéré comme approximativement homogène d'un cycle à l'autre pour les colonnes 2, 5 et 7. La vitesse de l'écoulement de l'eau est fonction de la succion appliquée à la base de la colonne avec une vitesse plus élevée pour la colonne 2 qui possède la succion la plus élevée. Environ 90 % de l'eau ajoutée est drainé en 1, 4, 5 jours (en moyenne), respectivement pour les colonnes 2, 5 et 7. Pour la colonne 13, on retrouve la même tendance que pour la colonne témoin 12, avec des vitesses nettement plus faibles dans les premiers 322 jours (sortie d'eau est située à 0 cm à la base de la colonne). Les vitesses plus élevées notées au cours du cycle 7 peuvent être expliquées peut-être par l'existence probable d'un écoulement préférentiel. Avec la baisse de la position de la sortie d'eau à -265 cm par rapport à la base de la colonne, les vitesses d'écoulement sont devenues plus rapides et la colonne est en général complètement drainée après 1 à 3 jours.

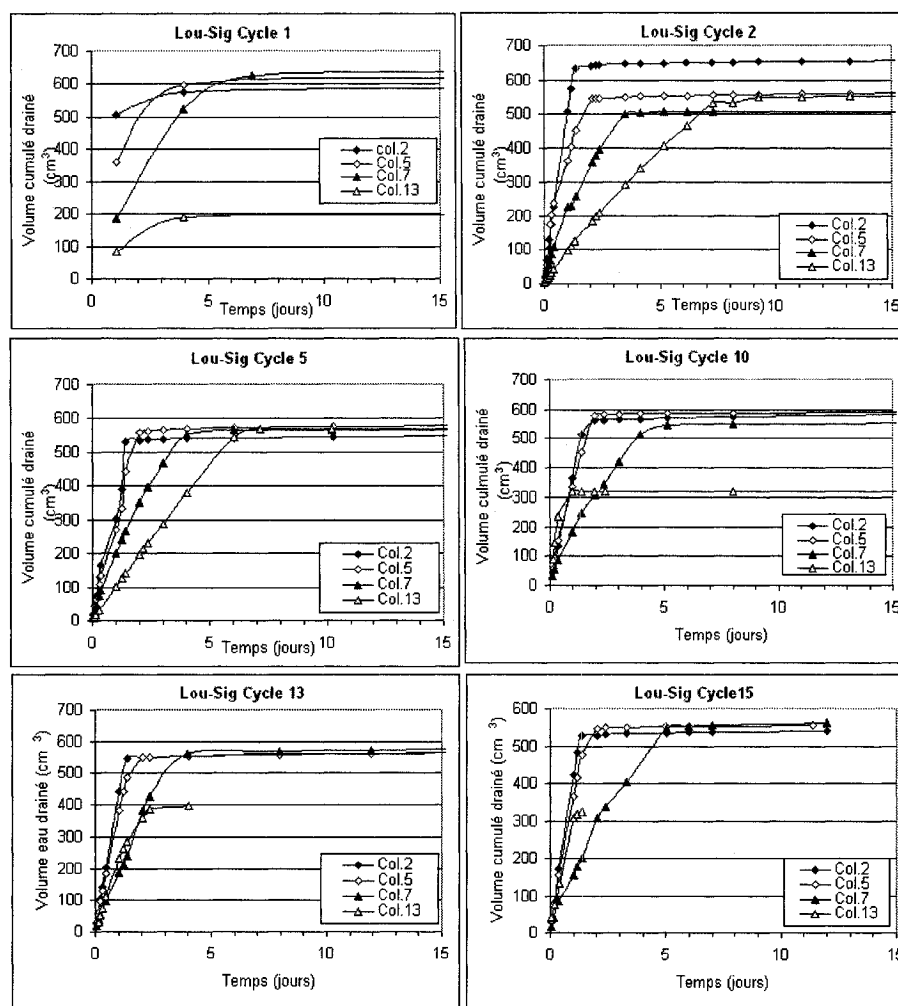


Figure 5.7. Volume de lixiviat recueillis dans les 4 colonnes de mélange de résidus Lou-Sig en fonction du temps pour quelques cycles types.

- **Colonnes de mélange Lou-Sab**

Pour les colonnes 8 et 10, la quantité d'eau recueillie à la fin de chaque cycle de drainage est de 10 à 50 cm³ inférieure à celle ajoutée (figure.5.8) sauf pour le cycle 1 où une partie de l'eau non drainée a été retenue par les résidus dans la colonne. Pour la colonne 9, les pertes sont plus importantes (jusqu'à près de 100 cm³) à cause des fuites notées au bas de la colonne.

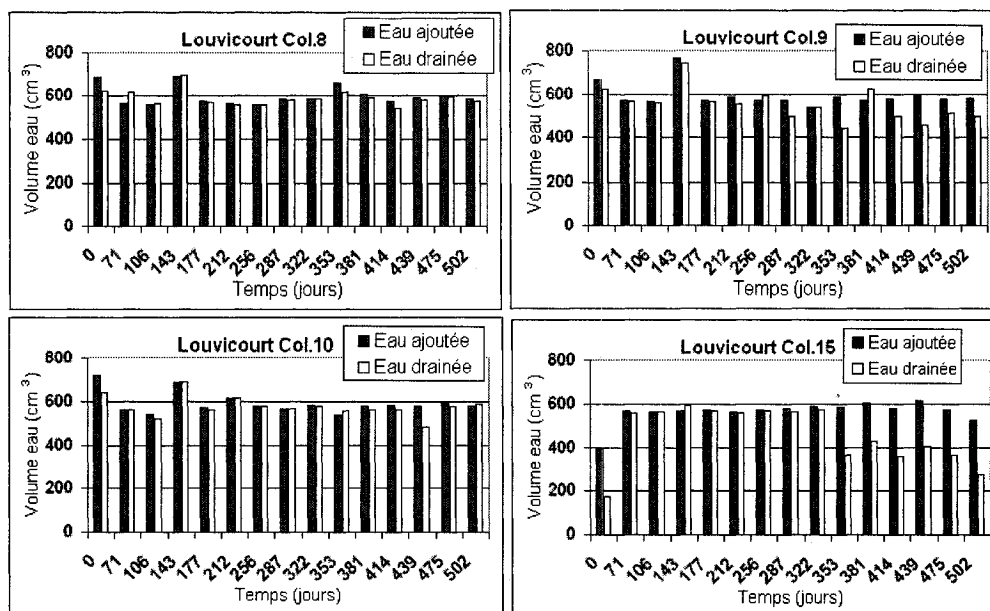


Figure 5.8. Volume de l'eau ajoutée et drainée pour les colonnes de résidus Lou-Sab.

La colonne témoin 15 qui a été soumise aux mêmes scénarios que les colonnes 12 et 13 montre un bilan de masse des eaux semblable à ces 2 colonnes. À partir du cycle 9 c'est-à-dire après 322 jours, les quantités d'eau recueillies après drainage sont plus faibles à cause de l'évaporation. Ces quantités varient entre 280 à 430 cm³, ce qui représente entre 50 à 70 % des 570 à 600 cm³ d'eau ajoutée dans la colonne.

À la figure 5.9 (voir aussi annexe 5.2 et 5.5 pour les vitesses de Darcy), comme pour les colonnes précédentes, on peut noter que les volumes d'eau recueillis dans le temps sont fonction de la succion appliquée à la base des colonnes.

La colonne 8 qui possède la succion la plus élevée se draine plus rapidement par rapport aux colonnes 9 et 10.

Les vitesses d'écoulement de l'eau sont assez homogènes d'un cycle à l'autre pour les colonnes 8 et 10 à cause du fait que les résidus dans ces colonnes sont restés très saturés. Les variations de vitesses d'écoulement sont beaucoup plus importantes dans la colonne 9 à cause vraisemblablement des fuites au bas de la colonne. Les vitesses d'écoulement dans la colonne témoin 15 montrent la même tendance que dans les autres colonnes témoins précédentes avec de faibles vitesses d'écoulement au cours des 256 premiers jours. Ces

vitesse sont devenues plus élevées avec l'augmentation de la hauteur de la sortie d'eau de la colonne après cette date. Plus de 95 % de l'eau ajoutée est alors drainée en moyenne en 2 jours pour la colonne 8 et en 5-6 jours pour la colonne 10.

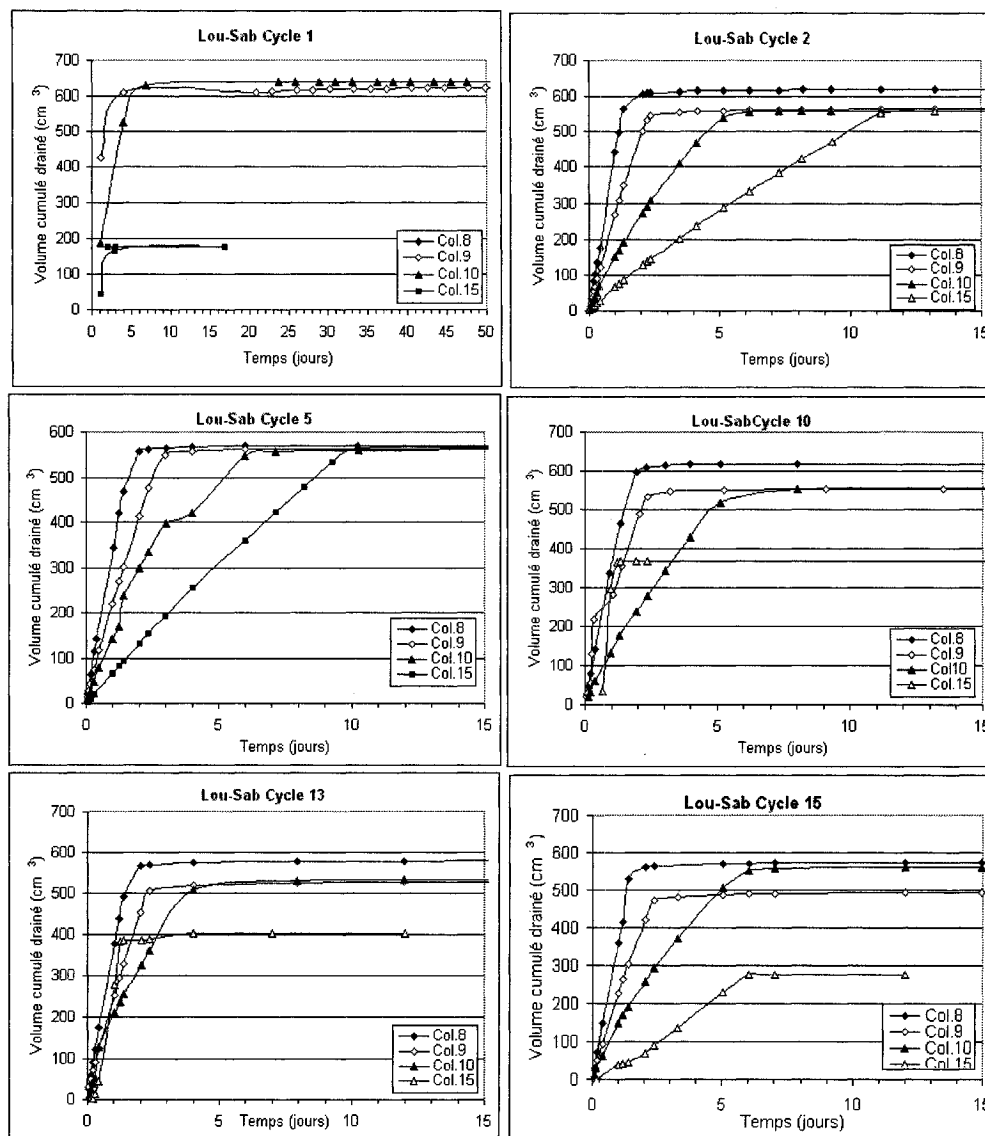


Figure 5.9. Volume de lixiviat recueillis dans les 4 colonnes de résidus Lou-Sab en fonction du temps pour quelques cycles types.

Pour la colonne 15, les pertes d'eau par cycle après les 256 premiers jours sont plus importantes de 367 cm^3 en moyenne sur les 570 à 600 cm^3 d'eau ajoutés.

Dans l'ensemble, pour toutes les colonnes du mélange Lou-Sab, l'écoulement de l'eau est moins rapide que dans les colonnes de mélange Lou-Sig à cause vraisemblablement du plus faible indice des vides au montage du mélange Lou-Sab.

5.3. Évolution des teneurs en eau dans la couche de sable

La couche de sable placée au dessus des résidus dans les colonnes sert comme couche de protection à l'évaporation. Les teneurs en eau dans cette couche ont été suivies pendant la durée des essais. Elles ont été mesurées à l'aide d'une sonde RDT amovible de 8 cm de longueur que l'on introduit entièrement dans le sable 3 à 4 semaines après le début du drainage. La teneur en eau volumique résiduelle du sable déterminée sur la courbe de rétention d'eau calculée avec l'équation (2-21) du modèle de Kovacs modifiée MK est d'environ 3 % pour une succion résiduelle d'à peu près 24 cm d'eau. Celle obtenue expérimentalement par la méthode du drainage d'une grande colonne est de 5 % et correspond à une succion de 30 cm d'eau. Les résultats des mesures de teneur en eau dans la couche de sable sont montrés à la figure 5.10 (voir aussi annexe 5.6).

La teneur en eau volumique du sable lors du montage est dans l'ensemble de l'ordre de 5 %. Au cours des essais de drainage, cette teneur en eau augmente un peu à la fin de chaque cycle de drainage. Dans toutes les colonnes, les teneurs en eau passent de 5-6 % à la fin du premier cycle de drainage à environ 8 % à la fin des essais de drainage. Du début à la fin des essais, il semble que le sable a retenu de l'eau et la teneur en eau volumique résiduelle a augmenté d'au moins de 2 à 3 %.

Ainsi, on peut conclure en ce qui concerne cette partie que pour un même type de résidus, la variation des teneurs en eau dans la couche de sable est fonction de la succion appliquée à la base des différentes colonnes, donc du niveau de la nappe. À la fin du cycle de drainage, les teneurs en eau dans le sable sont dans l'ensemble plus élevées pour les colonnes possédant les nappes les moins profondes. Ceci a aussi été vérifié comme on va le voir plus loin dans le texte lors du démontage des colonnes.

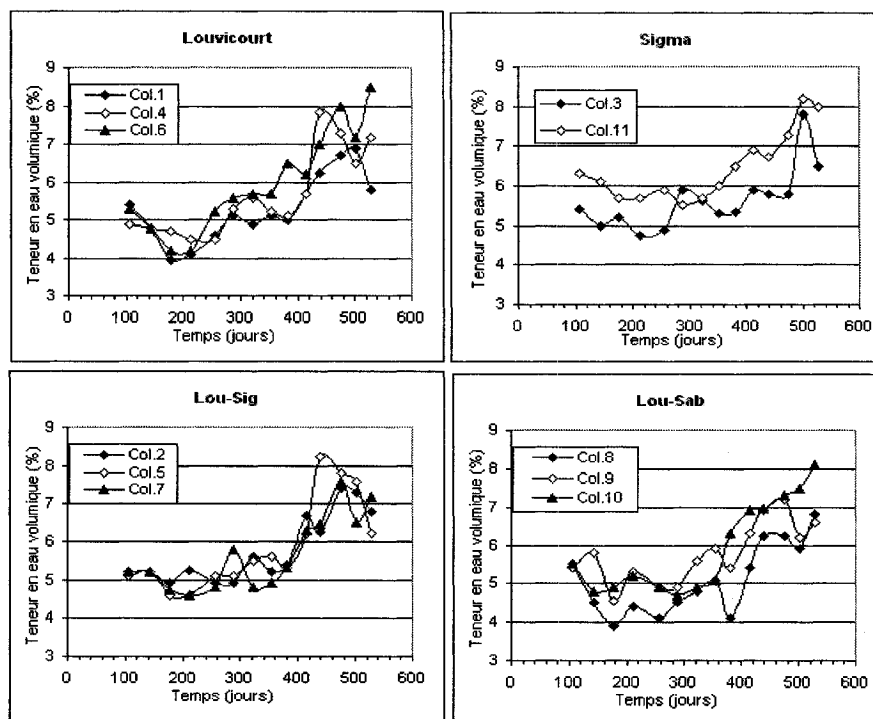


Figure 5.10. Teneur en eau volumique dans la couche de sable mesurée au RDT à la fin des cycles de drainage.

5.4. Qualité des eaux de lixiviation des colonnes

Les différentes colonnes ont été soumises à un rinçage, une fois par mois environ avec approximativement 570 cm^3 d'eau déminéralisée (EDM) dont la composition chimique moyenne est montrée au tableau 5.8.

Pour le premier cycle de drainage, c'est le surnageant qui a été récupéré pour les résidus Louvicourt, les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab. Les compositions chimiques consignées sur le tableau 5.8 montrent que les trois surnageants ont une composition chimique comparable avec un pH supérieur à 7,5. Le surnageant de Lou-Sig a cependant une concentration en sulfates légèrement plus élevée, de même que la conductivité électrique. Le surnageant des résidus Lou-Sab est en fait celui des résidus Louvicourt. Le pH de l'eau déminéralisée varie entre 5,6 et 6.

Tableau 5.8. Composition chimique de l'eau déminéralisée et des différents surnageants utilisés dans le drainage des petites colonnes.

Élément (ppm)	EDM	Surnageant	Surnageant	Surnageant
		Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab
pH	5,88	7,43	7,74	7,61
Salinité (%)	0	1,6	1,7	1,6
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5,5	1280	1750	1150
Eh (mV)	417	441	445	422
Alcalinité	-	86	42	95
Acidité	45	21	35	22
SO ₄	6,5	1280	1750	1300
Fe	<0,01	0,03	0,03	0,03
Mn	<0,03	0,93	1,03	0,93
Ca	0,12	480	460	476
Mg	0,0	178	243	170
K	<0,05	47	32,8	45
Na	1,09	84,6	76,5	84,6
Si	<0,05	2,7	1,6	2,7
Al	<0,1	<0,1	0,22	<0,1
Ni	<0,03	0,06	0,08	0,06
Zn	<0,002	0,05	0,10	0,05
Cu	<0,002	0,04	0,08	0,04
Pb	<0,003	0,02	0,11	0,02

Le lixiviat recueilli au bas des colonnes a été analysé pour un suivi des différentes caractéristiques chimiques. Pour chaque cycle de drainage, une analyse chimique détaillée a été faite sur les 50 premiers ml recueillis lors du drainage des colonnes. L'eau drainée récupérée au début d'un cycle, correspond en fait à celle du cycle précédent. Dans les paragraphes qui suivent, nous présentons les résultats de ces analyses pour les 15 cycles de drainage des colonnes. Tous les résultats des analyses sont consignés à l'annexe 5.7.

5.4.1 Conductivité, salinité, alcalinité, acidité, pH, Eh

La conductivité électrique mesure la capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique. Elle dépend des concentrations des espèces en solutions. La salinité mesure la quantité totale de substances dissoutes. Les éléments chimiques qui sont importants à considérer dans l'étude de la salinité sont les cations comme Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Li^+ , les anions comme Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , NO_3^- et d'autres éléments chimiques comme Si^{4+} , B^{3+} , Se^{2+} (Standard Methods, 1998)

L'acidité représente la capacité d'une eau à réagir avec une base forte. Elle prend en compte les ions en solution comme H^+ , Fe^{3+} , Al^{3+} . L'alcalinité est la capacité de l'eau à neutraliser les acides. Les principaux ions pris en compte sont les ions bicarbonates HCO_3^- , carbonates CO_3^{2-} , hydroxydes OH^- . On peut ajouter aussi les borates BO_3^{3-} , les phosphates PO_4^{3-} , les silicates SiO_4^{4-} (Standard Methods, 1998).

Le potentiel d'oxydoréduction mesure la concentration des différents couples rédox présents dans une solution. Plus il est élevé et plus le milieu est oxydant.

- **Résidus Louvicourt**

Les résultats portant sur l'évolution de la salinité, la conductivité, le Eh, l'alcalinité, l'acidité et le pH et sont présentés aux figures 5.11 à 5.16.

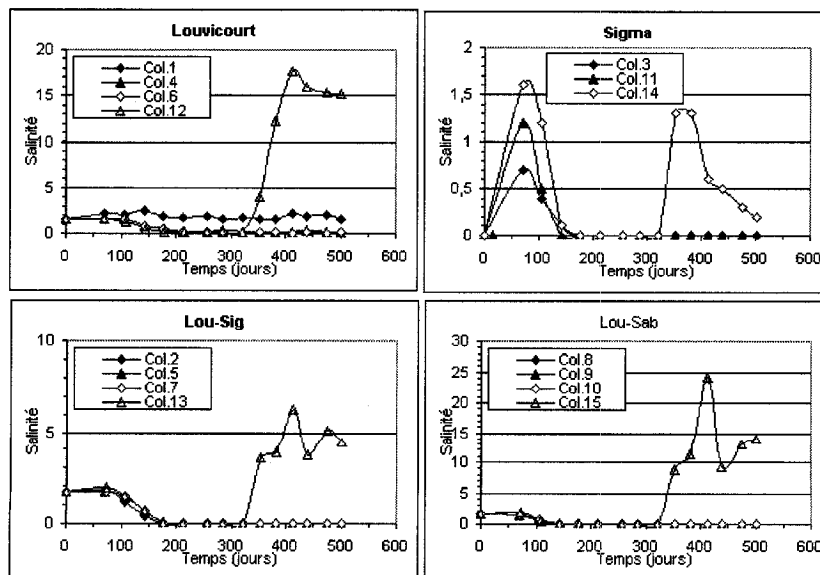


Figure 5.11. Évolution de la salinité du lixiviat au cours des cycles de drainage.

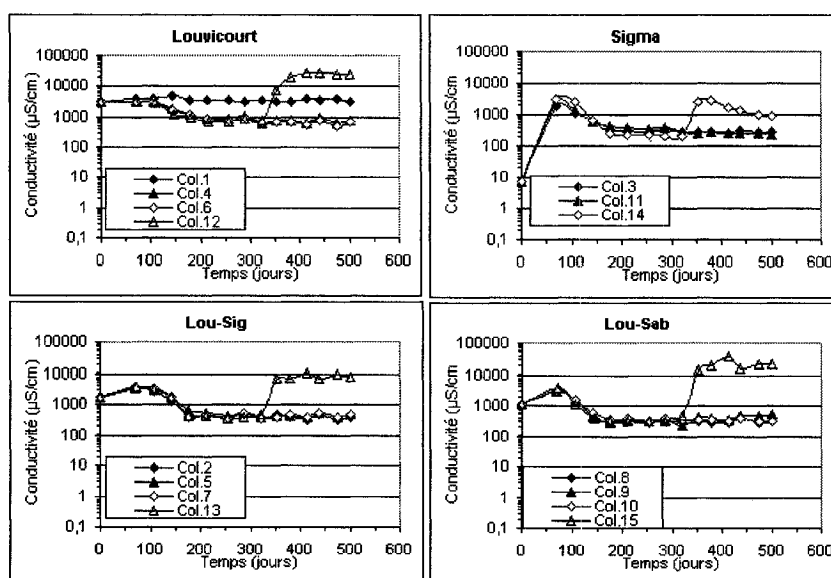


Figure 5.12. Évolution de la conductivité du lixiviat au cours des cycles de drainage.

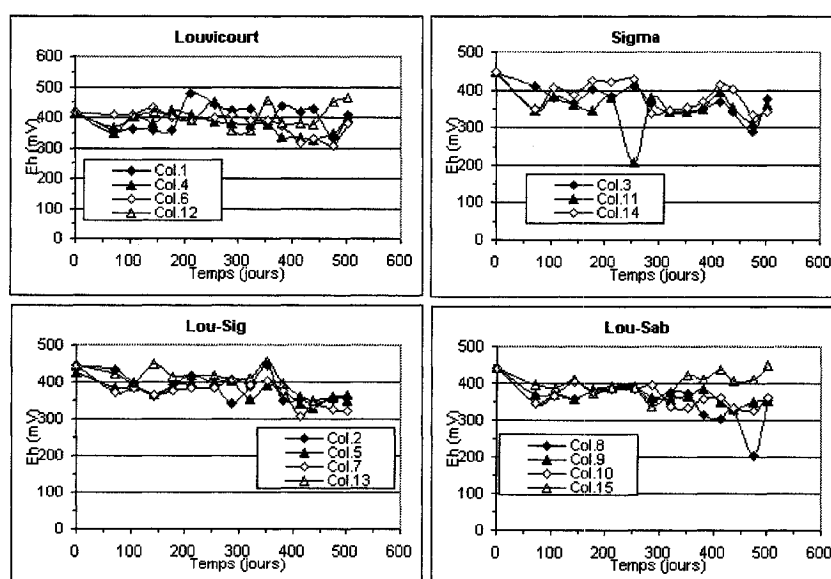


Figure 5.13. Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du lixiviat au cours des cycles de drainage.

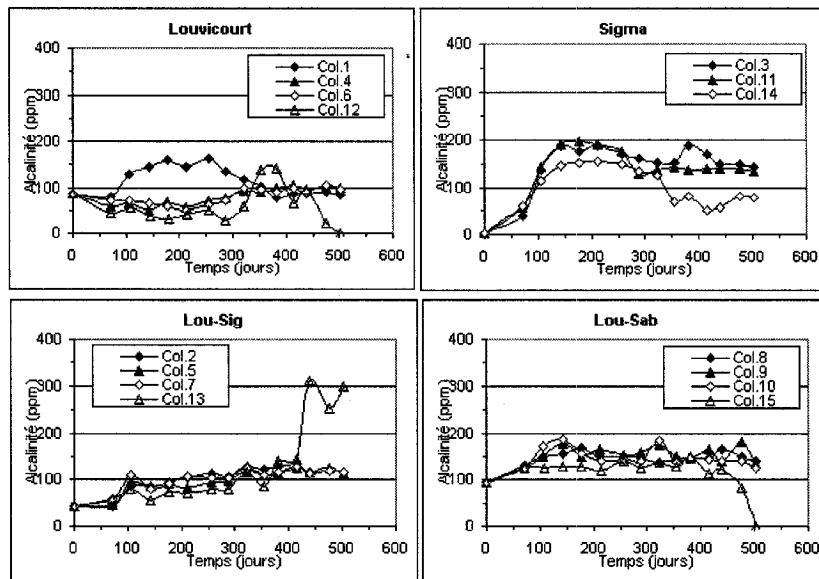


Figure 5.14. Évolution de l'alcalinité du lixiviat au cours des cycles de drainage.

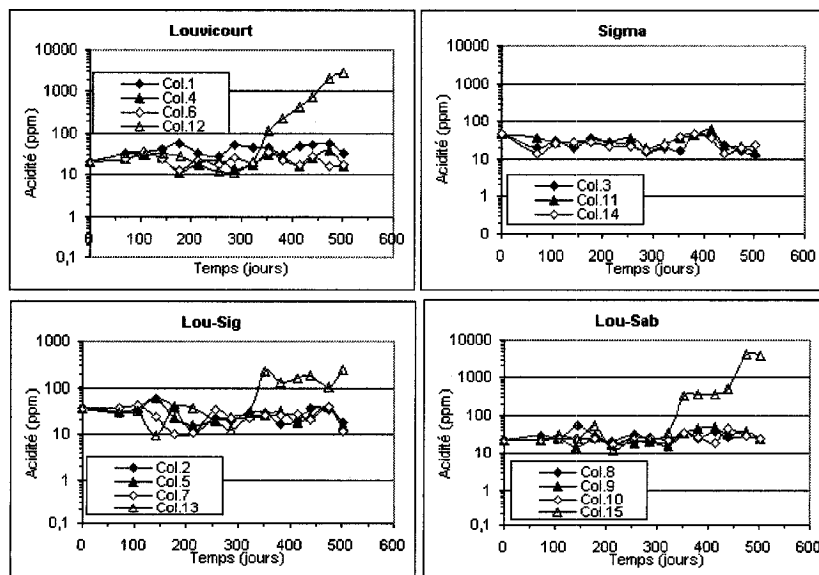


Figure 5.15. Évolution de l'acidité du lixiviat au cours des cycles de drainage.

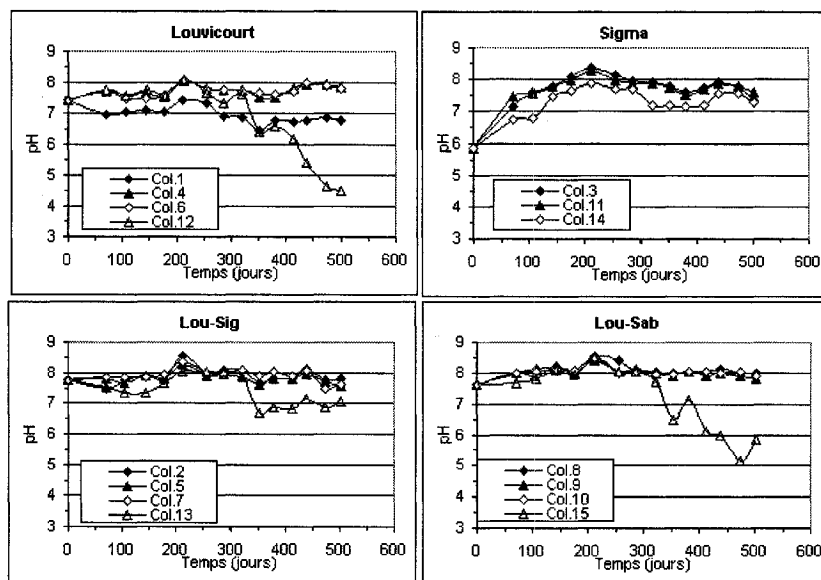


Figure 5.16. Évolution du pH du lixiviat au cours des cycles de drainage.

On peut noter les points suivants. La colonne 1 avec la nappe la plus profonde présente une salinité élevée (figure 5.11) qui varie entre 1,5 et 2,1. Ces valeurs correspondent à une conductivité qui reste élevée et proche des valeurs initiales c'est-à-dire du surnageant (valeurs entre 3000 et 4700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ figure 5.12). Les valeurs de Eh (figure 5.13) corrigées par rapport à l'électrode de référence (soit 204 mV) varient beaucoup d'un cycle à l'autre mais reste autour de 420 à 350 mV. Par rapport aux valeurs initiales, l'alcalinité (figure 5.14) augmente d'un facteur de 2 du cycle 1 au cycle 8 et atteint des valeurs de 160 mg CaCO_3/L . Elle baisse par la suite de moitié à environ 80 mg CaCO_3/L à la fin des essais. Dans l'ensemble, l'acidité (figure 5.15) augmente de 20 mg de CaCO_3/L environ à plus de 50 mg CaCO_3/L , mais la tendance n'est pas régulière. Le pH (figure 5.16) quant à lui reste proche de valeurs neutres, et variant entre 7 et 6,5. Pour les colonnes 4 et 6, la conductivité décroît ; elle et passe de 3200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au début à 630 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la fin des essais de drainage. Ceci montre qu'il n'y a moins de dissolution minéralogique dans ces 2 colonnes et une baisse des concentrations des éléments en solution. Dans le même temps, on observe aussi une baisse importante de la salinité qui passe de 1,6 à 0,1. L'alcalinité et l'acidité sont variables d'un cycle à l'autre, mais ne montrent pas une très grande différence par rapport

aux valeurs initiales. Les valeurs varient entre 50-100 mg CaCO₃/L pour l'alcalinité et 20-30 mg CaCO₃/L pour l'acidité. Le pH dans les colonnes 4 et 6 est plus élevé que dans la colonne 1 autour de 7,5-8. Globalement la tendance est à une légère baisse des valeurs du Eh de 400 mV environ à 300 mV à la fin des essais dans ces 2 colonnes. Ces résultats montrent qu'il y a moins de dissolution de carbonates dans les colonnes 4 et 6 par rapport à la colonne 1. Pour la colonne témoin 12, l'évolution des paramètres chimiques est en relation avec les deux scénarios appliqués à la colonne. Pour le scénario 1 de départ (sortie d'eau à -16 cm de la surface des résidus, au niveau de la base de la colonne), l'évolution de la conductivité, salinité, alcalinité, acidité, pH et Eh se compare bien avec celui des colonnes 4 et 6 dans les premiers 322 jours. Pour le scénario 2 final (sortie d'eau à -265 cm par rapport à la surface des résidus) à l'issue de 322 jours, on observe une augmentation progressive de la conductivité qui passe de 400 à des valeurs atteignant 25000 µS/cm à la fin des essais. La salinité qui était de 0,2 atteint une valeur de 15. L'alcalinité augmente significativement entre le cycle 10 et 11, mais baisse ensuite rapidement pour atteindre des valeurs nulles à la fin des essais. L'acidité augmente progressivement de 20,8 mg CaCO₃/L au début du scénario final à 2800 mg CaCO₃/L à la fin des essais. Pendant le même temps, le pH qui était resté neutre (autour de 7,6) pendant les 322 premiers jours devient acide et passe à 4,5 à la fin des essais, ce qui traduit une nette oxydation des sulfures. Le Eh augmente passant de valeurs autour de 350 mV à 460 mV.

- **Résidus Sigma**

Pour les colonnes 3, 11, 14, on voit que les valeurs initiales des caractéristiques chimiques de l'eau des résidus Sigma sont celles de l'eau déminéralisée. Les résultats des analyses sont présentés aux figures 5.11 à 5.16.

On peut noter que la conductivité et la salinité augmentent dès le premier cycle pour les 3 colonnes à cause de la dissolution de certains minéraux primaires présents dans les résidus (comme la calcite, le gypse). Elle passe de 7 µS/cm (correspondant à la conductivité de l'eau déminéralisée utilisée) à 1790, 2440, 3220 µS/cm respectivement pour les colonnes 3, 11 et 14 (figures 5.11 et 5.12). En même temps la salinité passe de 0 à 0,7, 1,2 et 1,6 respectivement pour ces mêmes colonnes. Pour les autres cycles, la conductivité et la salinité diminuent assez rapidement pour atteindre 600-650µS/cm en conductivité et 0 en salinité dès le cycle 4 (143 jours). Les valeurs deviennent encore plus faibles à la fin des

essais de drainage. Pour la colonne témoin 14, au cours du scénario final (sortie d'eau à -115 cm), la conductivité et la salinité qui avaient amorcé une tendance à la baisse réaugmentent entre les jours 353 et 381 de drainage attestant une dissolution des minéraux primaires. Ces valeurs vont baisser par la suite jusqu'à la fin des expériences.

L'évolution de l'alcalinité et de l'acidité (figures 5.14 et 5.15) est assez semblable pour les colonnes 3 et 11. Par rapport aux valeurs initiales, qui sont celles de l'eau déminéralisée, l'alcalinité reste élevée dans ces 2 colonnes sont entre 140-200 mg CaCO₃/L. Les valeurs de l'acidité fluctuent mais elles ont une tendance à la baisse du début vers la fin des cycles de drainage. Pour la colonne témoin 14, l'alcalinité augmente dans les premiers 322 jours de 0 à 150 mg CaCO₃/L, ce qui traduit vraisemblablement une dissolution des carbonates. Par la suite, pour le reste du temps des essais, l'alcalinité baisse pour se situer entre 50-80 mg CaCO₃/L. L'acidité quant à elle diminue de près de la moitié passant de 45 à environ 20 mg CaCO₃/L. Le pH reste basique entre 7,5 à 8 pour les 3 colonnes de résidus Sigma, les valeurs étant légèrement plus faibles dans la colonne témoin 14. Les valeurs de Eh (figure 5.13) varient d'un cycle à l'autre mais reste autour de 300 à 400 mV.

- **Mélange Lou-Sig**

Pour les colonnes 2, 5, 7 de mélanges de résidus Louvicourt et Sigma (Lou-Sig), la conductivité, la salinité, le Eh diminuent progressivement du début vers la fin des essais de drainage. Ainsi, la conductivité passe à près de 3500 à 400-450 µS/cm pendant que la salinité passe de 1,7 à 0 et ce dès le cycle 5 de drainage (soit 177 jours). Ceci signifie qu'il y a un lessivage progressif des éléments en solution et qu'il y a peu ou pas de dissolution des minéraux primaires dans les résidus. Pendant le même temps, l'alcalinité augmente progressivement et passe de 30 à près de 110-120 mg CaCO₃/L. L'acidité présente des valeurs qui fluctuent d'un cycle à l'autre entre 30 et 12 mg CaCO₃/L. Le pH reste basique avec des valeurs comprises entre 7,3 et 8.

En ce qui concerne la colonne témoin 13, au cours du scénario de départ, l'évolution de la conductivité, la salinité, le Eh, l'alcalinité, et l'acidité est similaire à celle des colonnes 2, 5 et 7. Mais pour le scénario final, les différentes valeurs augmentent dans l'ensemble. C'est ainsi que la conductivité passe de 480 à des valeurs comprises entre 6500 et 11000 µS/cm pendant que la salinité passe de 0 à des valeurs proches de 6. L'alcalinité passe de

80 mg CaCO₃/L à environ 300 mg CaCO₃/L et l'acidité de 30 à 100-200 mg CaCO₃/L. Le pH par contre diminue légèrement, mais il reste toujours proche des valeurs neutres.

- **Mélange Lou-Sab**

Les colonnes 8, 9, 10 avec le mélange Louvicourt et Sable (Lou-Sab) montrent une évolution des valeurs assez semblables à celle que l'on retrouve dans les colonnes Lou-Sig. Conductivité, salinité, et Eh diminuent progressivement du début vers la fin des essais de drainage. L'alcalinité augmente dans le même sens, mais les valeurs sont un peu supérieures à celles des colonnes Lou-Sig peut-être en raison de la vitesse de drainage qui est plus lente.

Dans le scénario 1 de début de la colonne témoin 15, l'évolution de la conductivité, la salinité, le Eh, l'alcalinité, l'acidité et le pH est comparable à celle des colonnes 8, 9 et 10. Mais au cours du scénario final, les valeurs qui tendaient à diminuer dans le cas de départ, vont réaugmenter considérablement et sont dans l'ensemble comparables à celles de la colonne 12 de résidus Louvicourt, malgré une concentration en pyrite moins élevée.

5.4.2. Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer

Les différents résultats obtenus par l'analyse des éléments dans le lixiviat sont montrés aux figures 5.17 à 5.21 (voir aussi annexe 5.7)

- **Résidus Louvicourt**

Les résultats présentés à la figure 5.16 montrent que les concentrations en sulfates sont élevées pour la colonne 1. Elles ont doublé par rapport aux valeurs initiales et ceci dès les 106 premiers jours. Les valeurs qui sont passées de 1200 à 2400 mg/L, vont plus ou moins se stabiliser autour de cette dernière valeur jusqu'à la fin des essais de drainage.

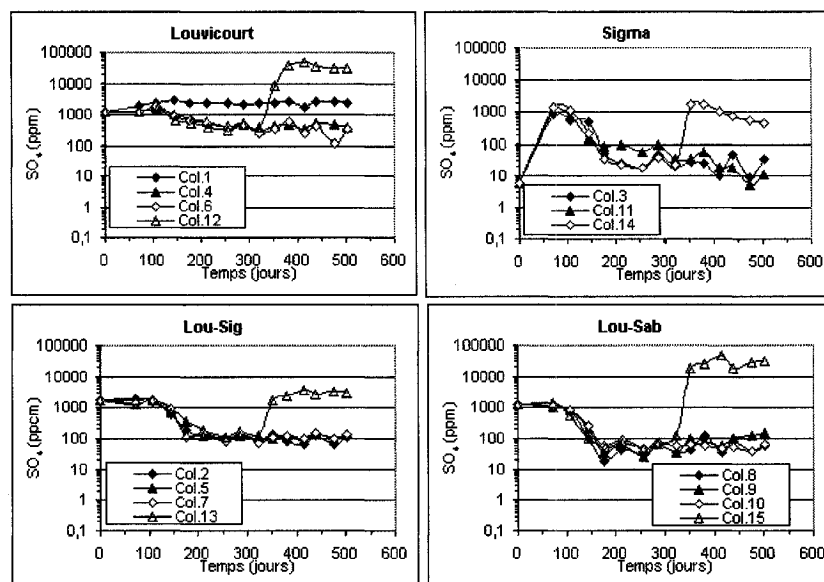


Figure 5.17. Évolution des concentrations en sulfates du lixiviat au cours des cycles de drainage.

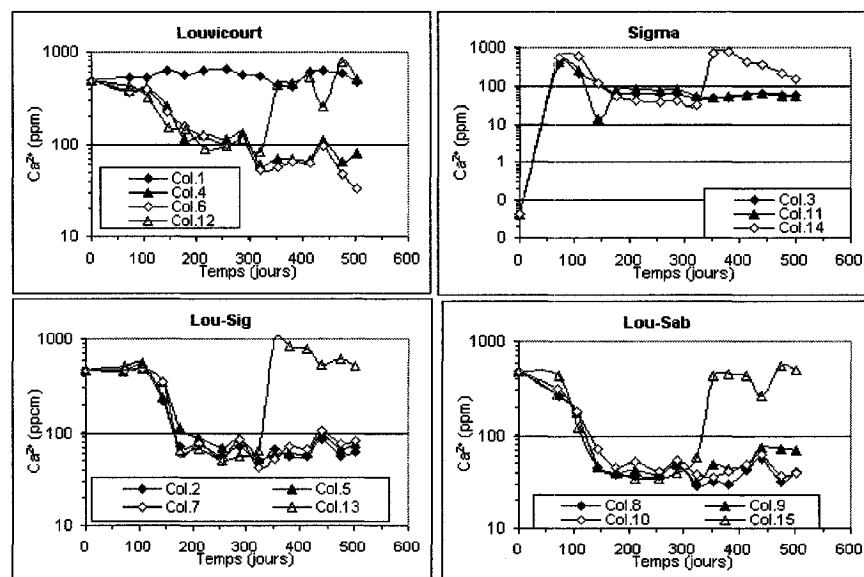


Figure 5.18. Évolution des concentrations en calcium du lixiviat au cours des cycles de drainage.

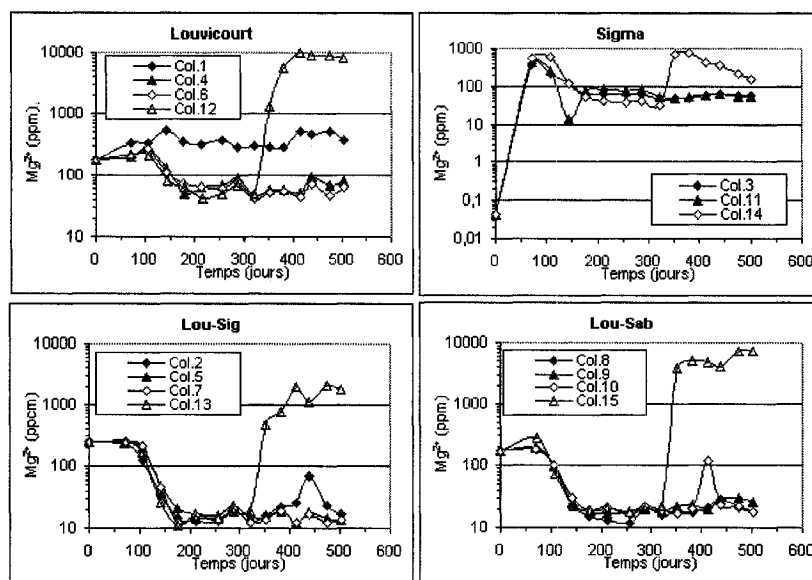


Figure 5.19. Évolution des concentrations en magnésium du lixiviat au cours des cycles de drainage.

Dans les colonnes 4 et 6, contrairement à la colonne 1, on observe une baisse progressive des sulfates ; les concentrations passant de 1200 à 300-400 mg/L à la fin des essais

Pour la colonne témoin 12, le comportement des concentrations est fonction des 2 scénarios. Dans le scénario 1 de début, il y a un lessivage des éléments en solution comme dans la colonne 4 et 6 parce que la colonne est restée saturée et il n'y a pas d'oxydation des sulfures. Mais dès que l'on est passé au scénario final après 322 jours (c'est à dire au cycle 9), les concentrations en sulfates vont augmenter considérablement passant de 400 mg/L à 45000 mg/L environ. Ceci s'explique par la désaturation des résidus qui permet la pénétration de l'oxygène dans les résidus de sa consommation pour l'oxydation des sulfures. L'évolution des concentrations en calcium, magnésium et manganèse suit celle des sulfates comme on peut l'observer aux figures 5.17 à 5.20. Dans la colonne 1, les concentrations en calcium restent élevées et fluctuent entre 400-650 mg/L. Les valeurs du magnésium fluctuent également d'un cycle à l'autre mais avec une tendance à la hausse par rapport aux valeurs initiales. Les valeurs du manganèse augmentent substantiellement, passant de 0,9 ppm à environ 15 ppm. Les concentrations en fer augmentent dès les 71

premiers jours de 0,025 à 5 ppm (figure 5.21) pour passer à environ 10 ppm au bout de 256 jours. À partir de cette date, les valeurs diminuent et ne sont plus que de 1 ppm environ à la fin des essais. Ces faibles concentrations en fer dans les solutions de la colonne 1 peuvent s'expliquer par une précipitation de ce dernier sous forme d'oxyhydroxydes. Le fer précipite aussi à l'intérieur des bouteilles de récupération du lixiviat. Dans les colonnes 4 et 6, il y a une baisse progressive du calcium, du magnésium, du manganèse et du fer. Il n'y a pratiquement pas de fer dans le lixiviat. Entre le début et la fin des essais de drainage, les concentrations en calcium passent de 480 à 50 mg/L. Ceci démontre qu'il n'y a pas de dissolution de carbonates ni de production de sulfates dans les colonnes 4 et 6 contrairement à ce qui se passe dans la colonne 1. Pour la colonne témoin 12, dans le scénario 1 de début (c'est-à-dire entre 0 et 322 jours), l'évolution du calcium est similaire à celle des colonnes 4 et 6.

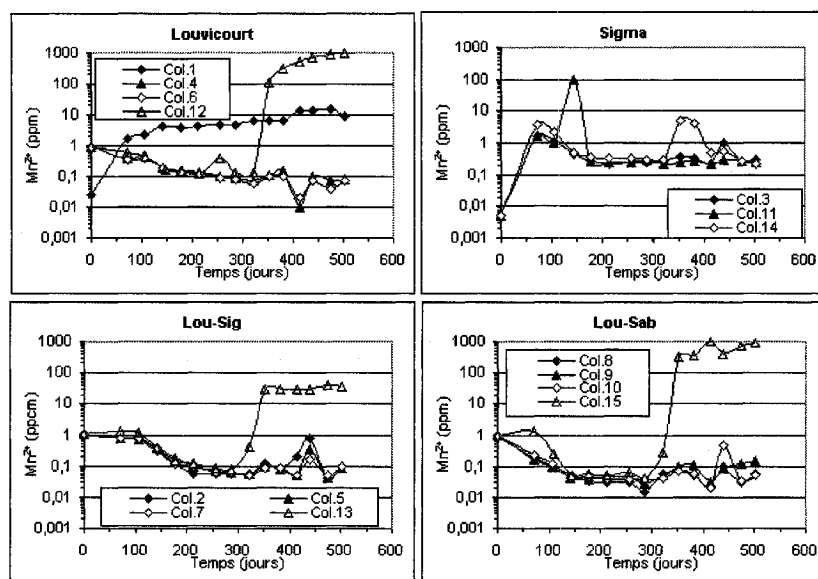


Figure 5.20. Évolution des concentrations en manganèse du lixiviat au cours des cycles de drainage.

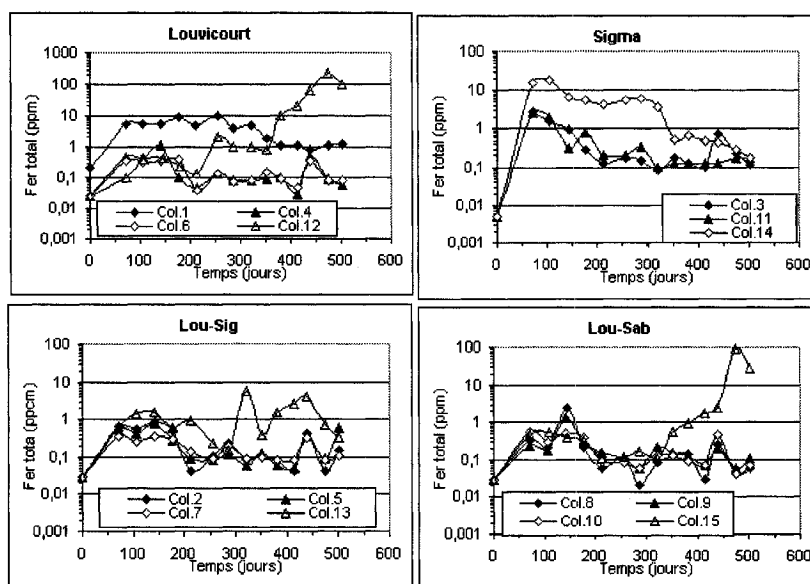


Figure 5.21. Évolution des concentrations en fer du lixiviat au cours des cycles de drainage.

Après cette date, compte tenu de la plus forte désaturation des résidus dans la colonne du fait que la sortie d'eau de la colonne a été abaissée à -265 cm (la colonne se draine plus rapidement), il y a une nette augmentation des concentrations en calcium qui passent de 85 mg/L à 500-700 mg/L.

Durant le même temps, les concentrations en fer total passent de 1 à 200 ppm environ. L'évolution du calcium, du magnésium et du manganèse se corrèle assez bien avec celles des sulfates.

- **Résidus Sigma**

Dans les colonnes de résidus Sigma 3 et 11, les concentrations en sulfates, calcium, magnésium, manganèse et fer augmentent dans les 71 premiers jours. Ceci est vraisemblablement lié à la dissolution des carbonates et sulfates primaires des résidus comme le gypse. Par la suite, ces différentes concentrations vont décroître progressivement jusqu'à la fin des essais. Dans la colonne 14, on note cependant une évolution différente qui est fonction des 2 scénarios appliqués. Dans le cas de départ c'est-à-dire pendant les 322 premiers jours, on observe une évolution identique aux colonnes 3 et 11. Dès que l'on

passé au scénario final où les résidus sont plus désaturés et plus en contact avec l'oxygène, les concentrations en sulfates, calcium, magnésium, manganèse et fer vont augmenter pendant un cycle (c'est-à-dire de 353 à 381 jours) puis vont ensuite recommencer à baisser progressivement pour le reste de l'essai.

- **Mélange Lou-Sig**

Les résultats présentés aux 5.16 à 5.19 montrent une baisse progressive des sulfates, du calcium, du magnésium et du manganèse pour les colonnes 2, 5, et 7. Les concentrations en sulfate diminuent fortement dès les 177 premiers jours et semblent se stabiliser à partir de cette date. Ceci indique qu'il n'y a pas d'oxydation de sulfures dans ces colonnes. La colonne témoin 13 montre une évolution similaire aux autres colonnes Lou-Sig pendant les 322 premiers jours où la sortie d'eau se situe à la base de la colonne. Par la suite, avec la baisse du niveau de sortie de l'eau à -265 cm, les résidus se désaturent rapidement et montrent une oxydation des sulfures avec la production de sulfates. Dès lors, les concentrations en sulfate passent de 120 ppm environ à 2500-4000 ppm. L'augmentation des concentrations en sulfate s'accompagne d'une augmentation des teneurs en calcium, manganèse, magnésium qui est due à la dissolution des carbonates au cours des processus de neutralisation de l'acidité produite lors de l'oxydation des sulfures.

- **Mélange Lou-Sab**

Dans les colonnes 8, 9 et 10, on observe une évolution des concentrations de Ca, Mg, Mn et Fe comparable à celui des colonnes Lou-Sig 2, 5 et 7 avec une baisse progressive de ces éléments et une stabilisation autour des 177 premiers jours. Pour la colonne témoin 15, l'évolution des différents éléments chimiques Ca, Mg, Mn, Fe est semblable à celui de la colonne témoin 12 des résidus Louvicourt, malgré une concentration plus faible en sulfures (15% contre environ 38 %). Ceci peut s'expliquer par le fait que le potentiel de neutralisation a fortement baissé avec l'ajout de sable.

Les concentrations en Ca, Mg, Mn, Fe sont nettement supérieures à celles de la colonne 13 des résidus Lou-Sig à cause des réactions d'oxydation-neutralisation plus importantes dans la colonne 15.

5.4.3. Zinc, cuivre, nickel, plomb

Les résultats sont montrés aux figures 5.22 à 5.25.

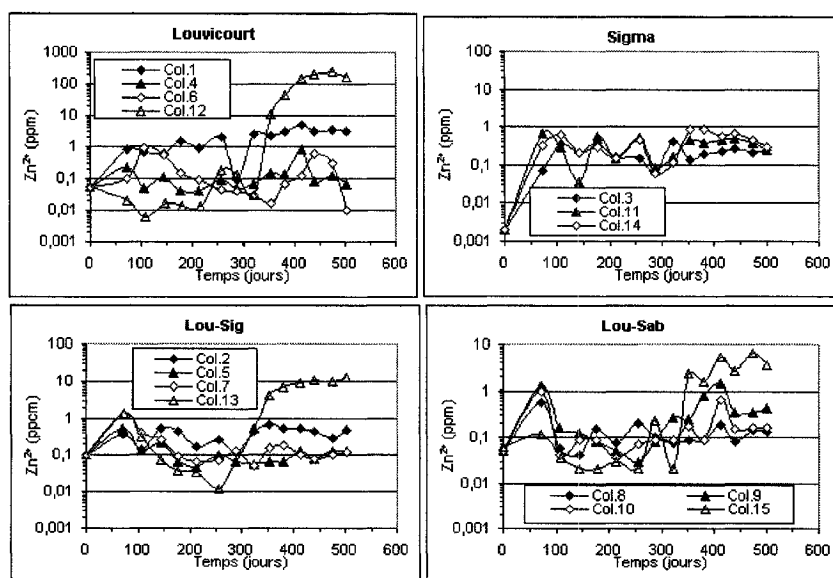


Figure 5.22. Évolution des concentrations en zinc du lixiviat au cours des cycles de drainage.

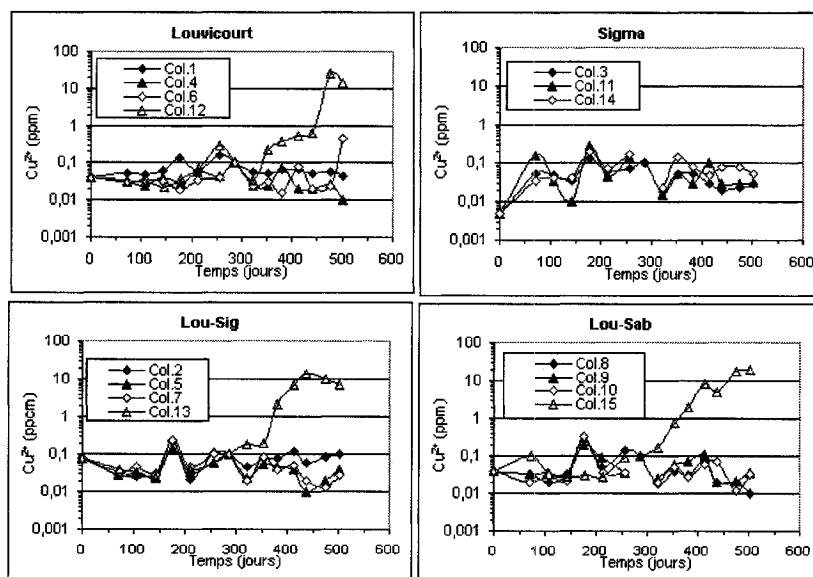


Figure 5.23. Évolution des concentrations en cuivre du lixiviat au cours des cycles de drainage.

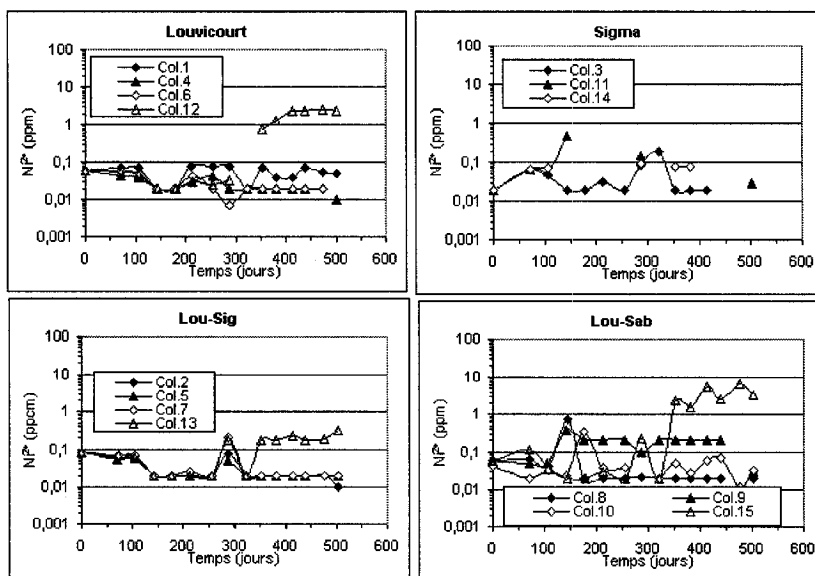


Figure 5.24. Évolution des concentrations en nickel du lixiviat au cours des cycles de drainage.

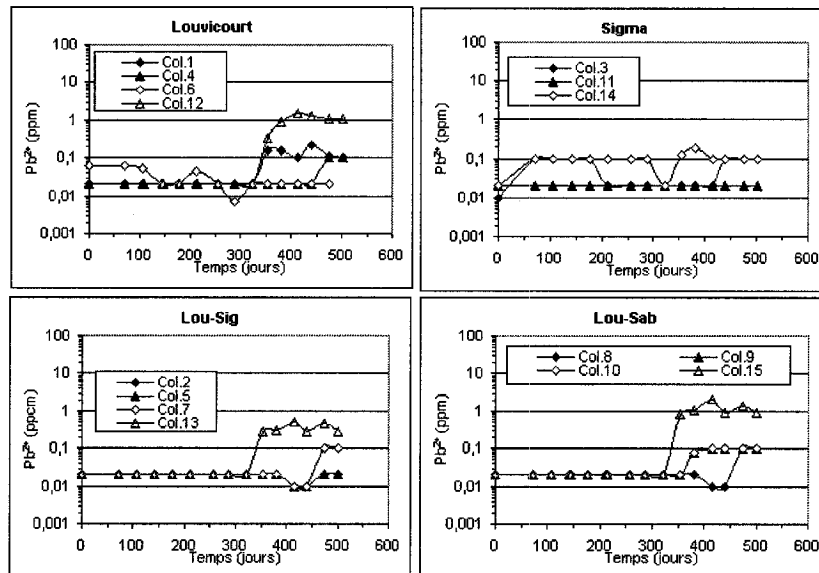


Figure 5.25. Évolution des concentrations en plomb du lixiviat au cours des cycles de drainage.

Pour toutes les colonnes témoins (12, 14, 13 et 15), les concentrations sont très faibles pendant les 322 premiers jours où la sortie de l'eau est restée à la base de la colonne. Après

cette date, avec le niveau de la sortie d'eau plus bas (cas final), les différentes concentrations sont devenues plus importantes, indiquant une oxydation des sulfures comme la pyrite, la blende, la chalcopryrite, la galène. Les concentrations sont cependant différentes d'une colonne témoin à l'autre. Par exemple, les concentrations les plus élevées en zinc sont observées dans les colonnes 12 de résidus Louvicourt (240 ppm) et 15 de mélange Lou-Sab (jusqu'à 800 ppm). Les concentrations en zinc ne dépassent pas 19 ppm dans la colonne témoin Lou-Sig. Les concentrations en Cu et Ni sont significatives dans les différentes colonnes témoins où elles peuvent atteindre 10-20 ppm à la fin des essais. Dans la colonne 14 aussi, les valeurs en Cu dépassent rarement 0,2 ppm. Les concentrations en plomb sont en général très faibles, bien que dans les colonnes témoins 12 et 15, elles peuvent approcher en valeur maximale 2 ppm.

Les concentrations en Zn, Cu, Ni et Pb sont relativement élevées dans les colonnes témoins et dans la colonne 1 des résidus Louvicourt. Pour les autres colonnes, ces concentrations fluctuent d'un cycle à l'autre, mais elles dépassent rarement 1 ppm (ce qui est assez faible). Le tableau 5.9 présente les exigences au point de déversement de l'effluent final pour la directive 019 de l'industrie minière au Québec. Le pH de l'eau doit aussi être supérieur à 6,0 et inférieur à 9,5. Dans l'ensemble, les colonnes de résidus qui possèdent une nappe surélevée obéissent à cette directive. Ce qui n'est pas le cas pour les résidus des colonnes témoins ainsi que de la colonne 1 où les résidus ont oxydé.

5.4.4. Silice, aluminium, sodium, potassium

Les résultats obtenus pour Si, Al, K sont montrés aux figures 5.26 à 5.28 (voir aussi annexe 5.7).

Les concentrations en silice fluctuent d'un cycle à l'autre; elles restent faibles et inférieures à 8 ppm pour toutes les colonnes sauf dans le scénario final (après 322 jours) avec les colonnes témoins 12 et 15.

Tableau 5.9. Exigences au point de déversement de l'effluent final (Directive 019 sur l'industrie minière du Québec ; Avril 2005, Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs).

Paramètre	Concentration moyenne acceptable (moyenne arithmétique mensuelle)	Concentration maximale acceptable dans un échantillon instantanée
Arsenic	0,2 ppm	0,4 ppm
Cuivre	0,3 ppm	0,6 ppm
Fer	3,0 ppm	6,0 ppm
Nickel	0,5 ppm	1,0 ppm
Plomb	0,2 ppm	0,4 ppm
Zinc	0,5 ppm	1,0 ppm
Cyanures totaux	1,0 ppm	2,0 ppm
Hydrocarbures (C10-C50)	-----	2,0 ppm
Matières en suspension	15,0 ppm	30,0 ppm

Les valeurs en silice sont légèrement plus élevées dans la colonne 1, ce qui indiquerait une légère dissolution des silicates.

Les concentrations en K et Na subissent une baisse progressive dans ces colonnes. Pour les colonnes 12 et 15, l'augmentation des concentrations en silice après 322 jours s'accompagne de celles en Al, K et Na, ce qui traduit une nette dissolution de certains silicates dans un milieu devenu plus acide (à cause de l'oxydation des sulfures). Pour la colonne témoin 14, la dissolution des silicates est très faible ou négligeable, compte tenu des plus faibles teneurs en Si, Al, K et Na observées.

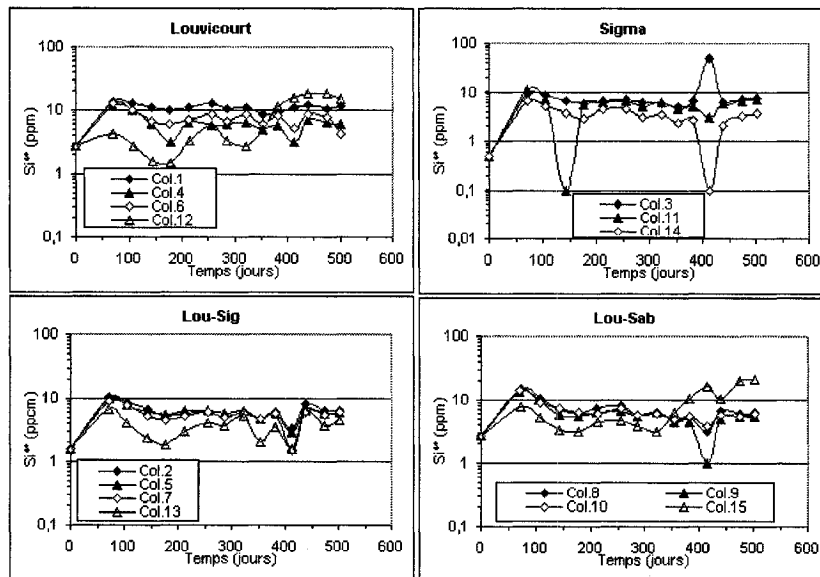


Figure 5.26. Évolution des concentrations en silice du lixiviat au cours des cycles de drainage.

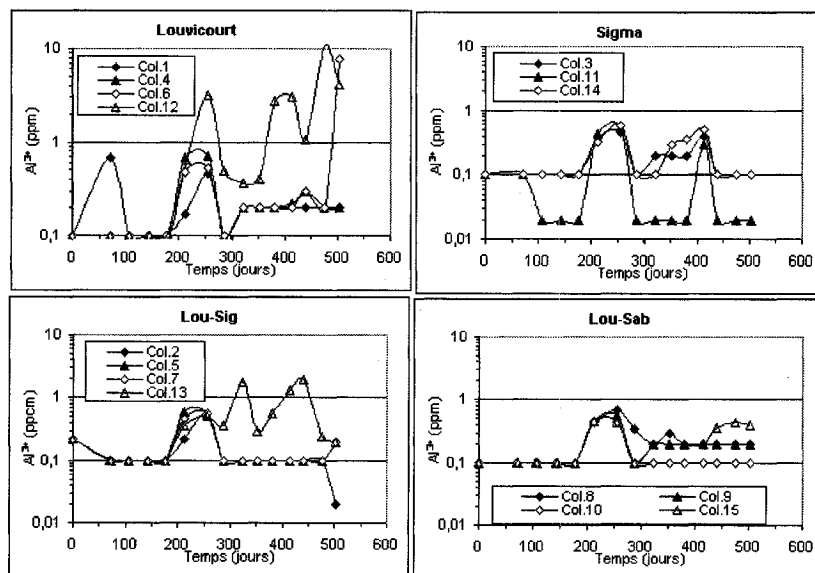


Figure 5.27. Évolution des concentrations en aluminium du lixiviat au cours des cycles de drainage.

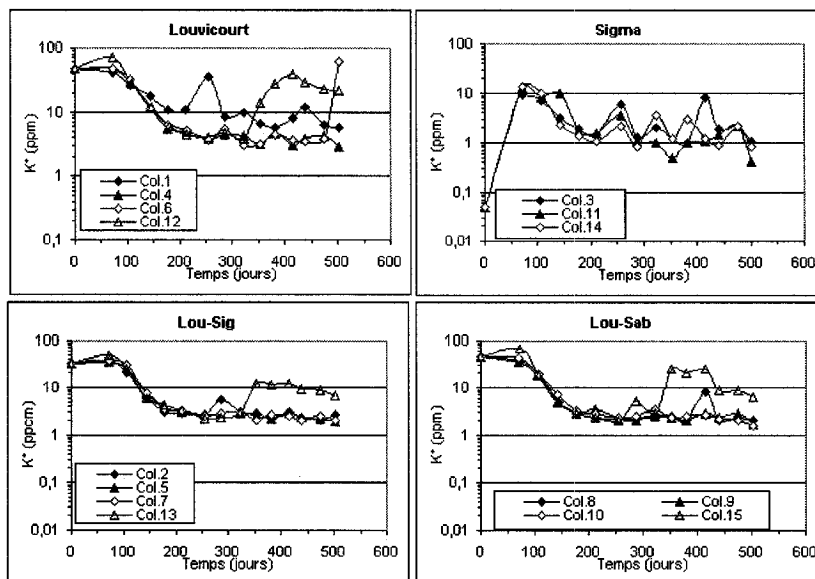


Figure 5.28. Évolution des concentrations en potassium du lixiviat au cours des cycles de drainage.

5.5. Diffusion et consommation de l'oxygène

Dans les chapitres précédents, nous avons vu que pour qu'il y ait oxydation des sulfures et production de DMA, il faut la combinaison de 3 éléments, soient les sulfures, l'eau et l'oxygène. Le flux d'oxygène qui circule dans les pores des résidus est principalement influencé par le coefficient de diffusion de l'oxygène D_e , le coefficient du taux de réaction (ou de consommation) K_r des résidus. Des travaux antérieurs ont déjà montré la relation qui existe entre D_e et les caractéristiques physiques et hydriques (porosité et degré de saturation S_r ; e.g. Aachib et al.2002 ; 2004). Selon notre hypothèse de départ, nous avons considéré que pour un degré de saturation S_r élevé, le coefficient de diffusion D_e va être faible. D'autre part, plus la concentration en pyrite est élevée et plus le coefficient K_r va être élevé (Mbonimpa et al., 2003). Toutefois, l'effet de S_r sur K_r n'est pas encore clairement établi.

Dans tous les travaux qui visent à étudier la production du DMA dans un but de contrôle et de prédiction, il est important d'évaluer le flux de l'oxygène qui atteint les résidus sulfureux. C'est dans cette optique que des essais de diffusion et de consommation

d'oxygène ont été réalisés afin de quantifier les flux et les consommations d'oxygène dans les résidus en considérant à la fois la variation du degré de saturation S_r ainsi que de la minéralogie (quantité de pyrite surtout). Les méthodes utilisées pour atteindre les objectifs ont été décrites aux chapitres 2 et 3. Les procédures utilisées pour déterminer D_e et K_r sont celles développées ces dernières années par Aubertin et al. (1995, 1999, 2000), Aachib et al. (2002; 2004); Mbonimpa et al. (2002; 2003) et Gosselin (2007) (voir aussi Gosselin et al., 2007 a et b).

Des essais de consommation ont été réalisés directement dans les petites colonnes de résidus après 3 à 4 semaines de drainage pour divers cycles. L'évaluation du flux de l'oxygène dans les résidus est basée sur l'utilisation du logiciel Pollute, comme décrit par Bussière al. (2002) et Mbonimpa et al. (2002). On a aussi utilisé la méthode de consommation d'oxygène de courte durée d'Elberling et al. (1994; 1996) qui postule un état quasi-stationnaire.

Les essais ont été réalisés comme décrit au chapitre 3. Ils visent à étudier l'influence du niveau de la nappe sur la consommation d'oxygène des résidus. Ils ont été réalisés une fois par mois après 3 à 4 semaines de drainage des petites colonnes. Le capteur, placé sur la colonne fermée hermétiquement, mesure la variation de la concentration d'oxygène avec le temps dans le réservoir source. Le réservoir source est formé par l'espace qui se trouve au dessus de la couche de sable (pour les colonnes possédant une nappe surélevée) et au dessus des résidus (pour les colonnes témoins). Dans le cas des colonnes qui possèdent une couche de sable, le volume des vides dans le sable a été ajouté dans le calcul du volume d'oxygène dans le réservoir source. La majorité des essais a été réalisée à partir du moment où nous avons constaté une production de sulfates dans le lixiviat. Quelques essais ont été faits auparavant et aussi de temps à autres sur les colonnes qui ne montraient pas de traces d'oxydation.

Pour les petites colonnes témoins à drainage libre, qui ne comportent pas de couche de sable, la teneur en eau dans les résidus a été estimée d'après les poids des colonnes au début et à la fin de chaque cycle de drainage. Pour les autres colonnes, il serait moins précis de calculer les teneurs en eau dans les résidus d'après les poids des colonnes. Nous avons donc pris en compte la teneur en eau (degré de saturation) obtenue au démontage des colonnes pour les calculs. La teneur en eau à chaque cycle dans la couche de sable est celle

mesurée avec la sonde RDT amovible que l'on insère complètement dans la couche. Il faut noter que des essais en cellules de diffusion et consommation d'oxygène des matériaux étudiés ont également été réalisés. Les résultats de ces essais, qui ne sont pas mentionnés ici dans le texte, sont néanmoins consignés à l'annexe 5.8.1.

5.5.1. Estimation du coefficient de diffusion et du coefficient du taux de consommation d'oxygène

Au tableau 5.10, on montre les résultats de l'estimation du coefficient de diffusion de l'oxygène (D_e) avec le modèle de Aachib et al. (2004; éq.2.75) et par ajustement avec le logiciel Pollute pour les mesures dans les colonnes. On y présente aussi les valeurs du coefficient du taux de réaction K_r estimées avec les mesures selon le logiciel Pollute et calculées selon le modèle de Collin (1987; éq.2.78). Des détails peuvent être trouvés à l'annexe 5.8.2.

Tableau 5.10. Coefficient de diffusion D_e et coefficient du taux de réaction K_r dans les petites colonnes.

	N°	Temps	Hauteur	S_r	θ_{eq}	D_e essais	D_e calculée	K_r calculée	K_r essais
Résidus	Col.	Jours	Source			Pollute	Aachib	Collin	Pollute
		Jours	cm	%	-	m^2j^{-1}	m^2j^{-1}	j^{-1}	j^{-1}
Louvicourt	12	353	5,64	65,9	0,15	1,7E-02	1,7E-02	10,41	2,93
		381	5,64	66,1	0,15	2,0E-02	1,6E-02	10,41	2,91
		414	5,92	70,0	0,14	8,3E-02	1,1E-02	10,41	2,60
		439	6,30	59,0	0,18	1,6E-01	3,0E-02	10,41	3,48
		475	5,53	58,2	0,19	1,7E-02	3,1E-02	10,41	3,53
		502	5,89	55,5	0,20	1,9E-01	3,8E-02	10,41	3,74
	1	353	12,58	90,0	0,05	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
		381	12,58	90,0	0,05	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
		414	12,58	90,0	0,05	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
		439	12,28	90,0	0,050	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
		475	12,58	90,0	0,050	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
		502	12,58	90,0	0,05	7,2E-05	3,5E-04	10,41	0,19
	4	381	11,31	93,0	0,04	3,0E-05	1,2E-04	10,41	0,11
Sigma	14	353	8,17	24,0	0,32	6,2E-01	1,9E-01	0,01	0,02
	3	381	12,09	99,0	0,02	3,5E-05	4,0E-06	0,01	0,05
Lou-Sig	13	353	7,31	38,10	0,21	3,8E-01	8,1E-02	2,00	1,00
		381	5,10	37,50	0,21	3,9E-01	8,3E-02	2,00	1,00
		414	6,08	30,57	0,24	4,9E-01	1,2E-01	2,00	1,11
		439	6,30	30,60	0,24	5,0E-01	1,2E-01	2,00	1,11
		475	7,06	29,80	0,24	3,9E-01	9,3E-02	2,00	1,12
		502	7,06	29,00	0,24	3,9E-01	9,4E-02	2,00	1,13
	2	381	11,68	94,00	0,03	2,0E-03	6,0E-05	2,00	0,20
Lou-Sab	15	353	7,99	24,00	0,22	5,6E-02	1,2E-01	1,27	0,11
		381	6,70	25,30	0,21	1,1E-01	1,1E-01	1,27	0,11
		414	6,23	27,40	0,21	5,1E-02	1,1E-01	1,27	0,10
		439	6,28	17,40	0,24	6,8E-02	1,6E-01	1,27	0,12
		475	5,13	17,80	0,24	6,8E-02	1,6E-01	1,27	0,12
		502	5,13	16,90	0,24	7,1E-02	1,7E-01	1,27	0,12
	8	381	12,31	92,00	0,030	5,5E-03	1,7E-03	1,27	0,50

On peut noter que le K_r calculé avec le modèle de Collin (1987) est supérieur à celui déduit des essais au laboratoire avec Pollute. Ceci peut s'expliquer en partie par le fait que le modèle de Collin (1987) ne tient pas compte de la teneur en eau des résidus.

À la figure 5.29, on présente l'évolution du coefficient de diffusion de l'oxygène déduit des mesures dans les colonnes de résidus qui ont oxydé (à la fin de cycles de drainage).

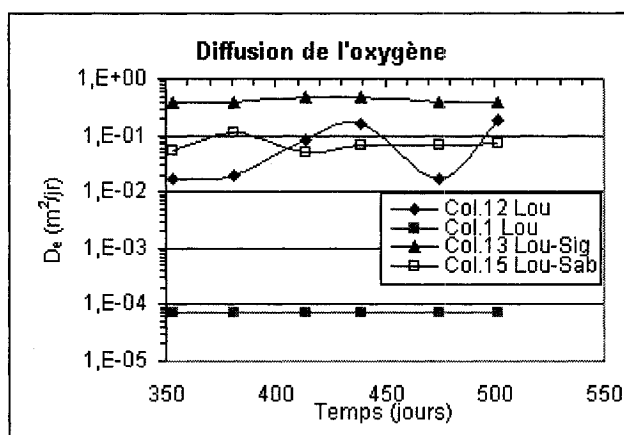


Figure 5.29. Coefficient de diffusion mesuré déduite avec Pollute à divers cycles pour les colonnes où les résidus ont oxydé.

Pour les résidus Louvicourt dans les petites colonnes, on peut noter que le coefficient de diffusion D_e , qui est de l'ordre de $2,4 \times 10^{-2} \text{ m}^2/\text{jour}$ (ou $2,8 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$) dans la colonne 12, est nettement moins élevé dans la colonne 1 ($3,5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{jour}$ ou $4,1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) et la colonne 4 ($1,2 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{jour}$ ou $1,4 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$). On retrouve ainsi la relation entre le coefficient de diffusion D_e et le degré de saturation déjà décrit dans la littérature. Le coefficient du taux de réaction K_r calculée avec le logiciel Pollute est plus élevé dans la colonne 12 qui comporte des résidus plus désaturés, avec une valeur moyenne de $3,2 \text{ j}^{-1}$. La valeur de K_r déduite des essais (avec Pollute) est de $0,19 \text{ j}^{-1}$ dans la colonne 1 et $0,11 \text{ j}^{-1}$ dans la colonne 4 (tableau 5.10). Il existe ici une relation apparente entre K_r et la saturation des résidus. Les résidus à saturation élevée (supérieure à 70 %) présentent des K_r plus faibles.

L'oxydation des sulfures n'a été significative que dans la colonne 12 à drainage contrôlé, qu'à partir du cycle 10 (353 jours). Dans la colonne 1 qui a la nappe la plus basse, on note également une oxydation des sulfures. Les deux autres colonnes de résidus Louvicourt 4 et

6 ne montrent pas de traces d'oxydation des sulfures mais une lixiviation des sulfates. À la figure 5.30, on peut constater que dans la colonne 4 où la nappe est située à -150 cm de la surface des résidus, la consommation d'oxygène est très faible et il faut environ 2 jours pour une consommation de 1,5 % (soit une consommation de 0,62 moles d'oxygène). Pour la colonne 1 qui a une nappe profonde à -228 cm de la surface, la consommation d'oxygène est plus élevée par rapport à ce qui est observé dans la colonne 4. Cette consommation est encore plus importante dans la colonne témoin 12. Ainsi, on peut noter une consommation moyenne de 2 % d'oxygène (soit 0,83 moles d'oxygène) dans les résidus de colonne 4 en 52 h contre une consommation de 6 % (soit 2,5 moles d'oxygène) pour la colonne 1 en 48 h. Pour la colonne 12, après 23 h, la concentration en oxygène dans le réservoir est passée de 20,5 % à 1 %.

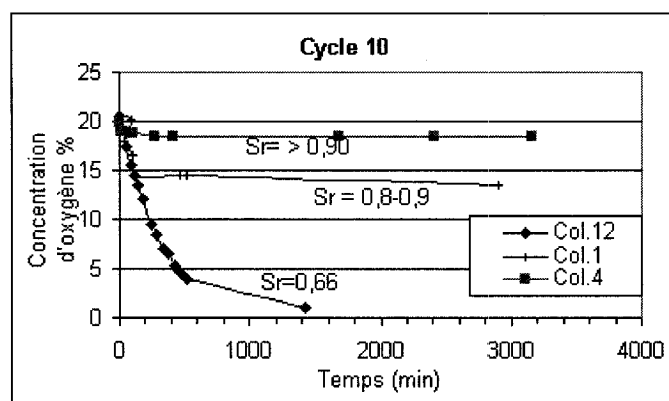


Figure 5.30. Variation de la concentration d'oxygène dans les 3 colonnes de résidus Louvicourt au cycle de drainage 10.

À la figure 5.31, on présente les résultats des essais de consommation pour les différents résidus à différents cycles pour quelques colonnes.

Dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig, il faut environ 2 à 4 h pour une baisse de 4 % de la concentration d'oxygène dans le réservoir source (soit une consommation de 1,67 moles). Ce qui est proche de ce que l'on observe dans la colonne 12 des résidus Louvicourt. Pour le même temps, dans les autres colonnes de résidus Lou-Sig avec une nappe surélevée (colonnes 2, 5 et 7), on observe dans le réservoir source une baisse de la concentration d'oxygène autour de 0,5 à 1,5 % (soit une consommation de 0,21 à 0,62 moles d'oxygène). La même tendance est observée dans les colonnes de résidus Lou-Sab

où on observe une baisse plus importante de la concentration d'oxygène dans le réservoir source de la colonne témoin 15 (entre 2% et 14 % de consommation d'oxygène pendant 22 à 71 heures), comparativement aux autres colonnes avec une nappe surélevée (colonnes 8, 9 et 10) où la consommation dépasse rarement 2 % d'oxygène.

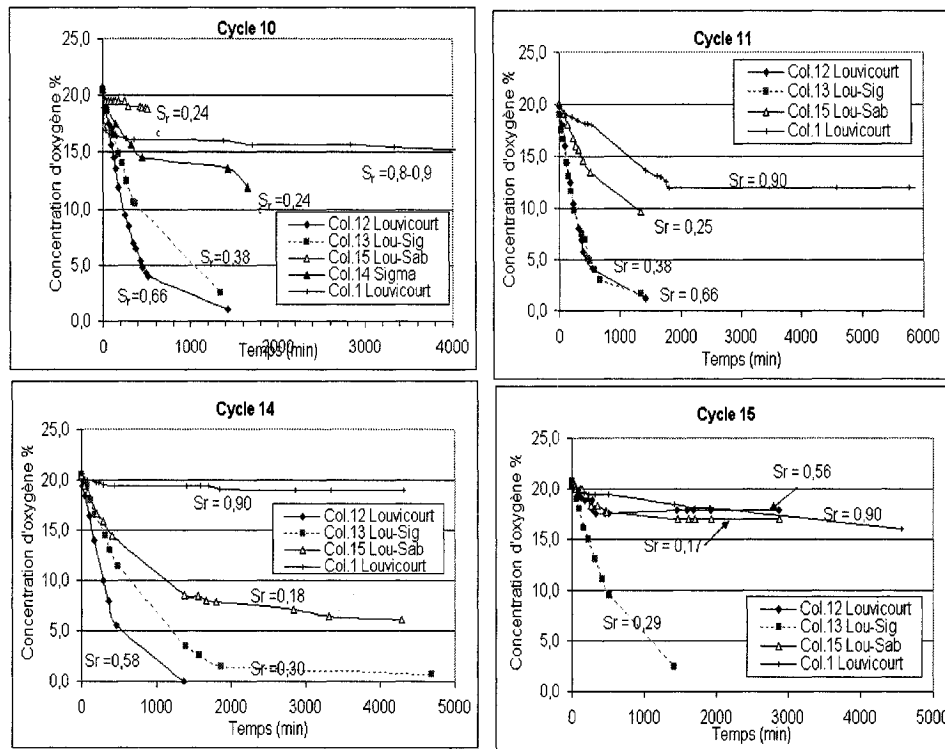


Figure 5.31. Évaluation de la concentration d'oxygène dans les résidus de quelques colonnes pour divers cycles.

Pour les colonnes Sigma, (résultats non montrés) les essais n'ont pas montré une consommation d'oxygène des résidus pendant la durée des essais soit parce que ceux-ci étaient très saturés (colonne 3 et 11) soit très secs (colonne 14).

Dans tous les cas, on peut dire, comme l'a déjà fait Gosselin (2007) que la faible consommation d'oxygène des résidus et des mélanges dans les colonnes témoins est due au faible degré de saturation. Ce qui montre que pour des résidus secs, le taux de consommation d'oxygène peut être aussi faible que pour des résidus avec une saturation de plus 70 %.

5.5.2. Estimation du flux d'oxygène dans les résidus

Le flux d'oxygène a été estimé de 3 manières: avec la méthode des sulfates décrites plus haut, le logiciel Pollute selon les essais de consommation, et la méthode de mesure de courte durée de Elberling et al. (1996 ; éq.2.81 et 2.52).

Estimation avec le logiciel Pollute : le flux à la surface des résidus dans les colonnes a été estimé comme décrit dans Aubertin et al. (2000), Bussière et al. (2002, 2004) et Mbonimpa et al. (2002) à partir du logiciel Pollute. K_r est déduit d'après les résultats des essais avec le logiciel Pollute.

Méthode de consommation à court terme : l'estimation du flux d'oxygène à la surface des résidus a été également faite selon la méthode de consommation d'oxygène à court terme proposée par Elberling et al. (1994, 1996). Cette méthode a déjà été utilisée par Bussière et al. (1997, 2004) et par Dagenais (2005). En rappel, elle implique un régime permanent et une réaction cinétique de premier ordre (Nicholson et al. 1988). La mesure de la concentration d'oxygène doit être effectuée pendant une courte période (typiquement entre 2 à 3 heures), et la décroissance de la concentration en oxygène doit demeurer faible (entre 1 à 3 %) dans le réservoir source placé au dessus des résidus. Le flux estimé est à la fois fonction du taux du coefficient de réaction K_r et du coefficient de diffusion D_e selon l'équation (2-80). Dans cette équation, la valeur du terme $(K_r D_e)^{0.5}$ est obtenue selon la pente du graphique $\ln C/C_0$ versus le temps, C étant la concentration de l'oxygène au temps t et C_0 la concentration usuelle de l'oxygène dans l'air (soit 8,65 moles /m³ à 20° C).

Les résultats des différents calculs sont résumés sur le tableau 5.11. Les détails des calculs sont présentés à l'annexe 5.8 et 5.9.

- **Résidus Louvicourt**

Pour la colonne 12, les flux d'oxygène déterminés avec le logiciel Pollute varient de 2 à 7 moles /m²/jour. Pour les colonnes 1 et 4, les flux sont plus faibles (de l'ordre de 0,03 et 0,02 moles/m²/jour).

Tableau 5.11. Estimation du flux d'oxygène à la surface des résidus.

	N°	Temps	Hauteur	S _r	O ₂ Flux	O ₂ Flux
Résidus	Col	Jours	Source		Pollute	Elberling
			cm	%	molem ⁻² j ⁻¹	molem ⁻² j ⁻¹
Louvicourt	12	353	5,64	65,9	1,940	2,25
		381	5,64	66,1	2,098	1,83
		414	5,92	70,0	4,044	1,33
		439	6,30	59,0	6,529	1,49
		475	5,53	58,2	2,120	1,52
		502	5,89	55,5	7,375	0,37
	1	353	12,58	90,0	0,032	-
		381	12,58	90,0	0,032	-
		414	12,58	90,0	0,032	-
		439	12,28	90,0	0,032	-
		475	12,58	90,0	0,032	-
		502	12,58	90,0	0,032	-
4	381	11,31	93,0	0,016	-	
Sigma	14	353	8,17	24,0	0,857	-
	3	381	12,09	99,0	0,003	-
Lou-Sig	13	353	7,31	38,1	5,381	1,46
		381	5,10	37,5	5,450	2,28
		414	6,08	30,6	6,420	2,46
		439	6,30	30,6	6,498	1,09
		475	7,06	29,8	5,761	1,27
		502	7,06	29,0	5,797	1,37
	2	381	11,68	94,0	0,027	-
Lou-Sab	15	353	7,99	24,0	2,149	-
		381	6,70	25,3	2,082	0,760
		414	6,23	27,4	1,999	1,640
		439	6,28	17,4	2,468	0,410
		475	5,13	17,8	2,450	0,640
		502	5,13	16,9	2,529	-
	8	381	12,31	92,0	0,0391	-

Il faut aussi noter, que selon les conditions frontières du logiciel Pollute, on considère un flux d'oxygène nul à la base des colonnes. Ce qui n'est pas le cas dans nos conditions de mesure des concentrations en oxygène. L'effet est plus important dans la colonne 12 qui comporte des résidus plus désaturés, donc plus de vides avec de l'air. Dans ces conditions, le logiciel Pollute surestime vraisemblablement les valeurs du flux d'oxygène.

Les essais de consommation d'oxygène de courte durée réalisés dans la colonne témoin 12 des résidus Louvicourt obéissent bien aux conditions d'une réaction cinétique de premier ordre, avec des coefficients de régression $R^2 > 0,98$, tout comme l'ont déjà observé Elberling et al. (1996) et Bussière et al. (2004). Les valeurs de flux estimées avec la méthode de courte durée sont nettement inférieures d'au moins 2 fois (voir tableau 5.11) à celles obtenues avec le logiciel Pollute compte tenu du fait que le logiciel surestime les concentrations d'oxygène à la base des colonnes.

Pour les colonnes Louvicourt (1, 4 et 6), la relation linéaire $\ln(C/C_0)$ vs le temps ne peut pas s'appliquer. La consommation de l'oxygène par les résidus est trop lente dans les résidus de ces colonnes compte tenu d'un degré de saturation approchant 90 à 95 %.

- **Mélange Lou-Sig**

Les analyses chimiques du lixiviat recueilli lors du drainage de la colonne ont ailleurs montré qu'il y a très peu d'oxydation des sulfures dans les colonnes de mélange de résidus aussi bien pour la colonne témoin que pour les colonnes avec une position de nappe surélevée. Pour les colonnes de mélange Lou-Sig avec une nappe surélevée, il y a une baisse des concentrations en sulfates. Les flux d'oxygène estimés dans ces colonnes avec le logiciel Pollute sont de l'ordre de 0,03 moles/m²/jour soit $3,5 \times 10^{-7}$ moles/m²/s. Pour la colonne 13, ces flux estimés par la méthode de mesure courte durée de Elberling (1996) sont environ 100 fois plus élevés de l'ordre de 1,66 mole/m²/jour (soit $1,95 \times 10^{-5}$ moles/m²/s) et de 5,88 mole/m²/jour (soit $6,81 \times 10^{-5}$ moles/m²/s) avec le logiciel Pollute.

- **Mélange Lou-Sab**

Pour la colonne témoin 15, les flux d'oxygène estimés avec la méthode de courte durée se situent entre 0,4 et 1,6 moles /m²/jour. Le logiciel Pollute donne des flux qui se situent entre 2 et 2,5 moles/m²/jour. Dans les 3 autres colonnes Lou-Sab avec une position de nappe surélevée, les flux d'oxygène sont faibles, de l'ordre de 0,04 moles/m²/jour.

Ces différents résultats montrent que la position de la nappe a un effet significatif sur la diffusion et la consommation de l'oxygène dans les résidus. En prenant comme exemple les résidus Louvicourt, on peut noter dans l'ensemble, comme l'a déjà observé Dagenais (2005), que plus la nappe est profonde, plus les flux d'oxygène sont élevés (voir tableau 5.11). Selon la profondeur de la nappe, ces flux peuvent être de 10 à 100 fois plus faibles comparativement aux résidus qui s'oxydent librement (tableau 5.11). Le degré de saturation a un effet sur le coefficient de diffusion. Plus celui-ci est élevé et plus le coefficient de diffusion est faible. Il en est de même pour le K_r . Les essais ont montré que plus le degré de saturation est élevé (supérieur à 85 % environ), plus K_r est faible. Pour les résidus plus saturés dans les colonnes avec une nappe surélevée, on peut noter des K_r et des D_e plus faibles. Par conséquent, les flux d'oxygène dans ces résidus sont plus faibles. Toutefois pour de faibles degrés de saturation (entre 10 et 20 %), on peut noter une faible consommation d'oxygène, ce qui est comparable aux résultats de Gosselin (2007) qui montrent, pour les résidus Louvicourt, une consommation minimale d'oxygène avec un K_r qui se situe entre 0,5 et 7,1/jr aussi bien pour des degrés de saturation inférieurs à 10% que des degrés de saturation supérieurs à 85 %. Cet auteur note également que K_r augmente continuellement avec la saturation jusqu'à un S_r d'environ 84 %, avant de commencer à baisser pour valeurs de saturation plus élevées.

5.6. Démantèlement des petites colonnes

Le démantèlement des colonnes a commencé 537 jours après le début des essais de mouillage et de drainage. L'appareillage utilisé pour le démantèlement ainsi que la méthode de récupération des échantillons des colonnes est décrit au chapitre 3. Les résidus sont décrits macroscopiquement et leur hauteur totale mesurée. Les échantillons sont ensuite découpés en plusieurs morceaux cylindriques (le plus possible). Leur épaisseur est comprise entre 1 cm et 5 cm et est variable en fonction de la position dans la colonne. Les analyses post-démantèlement ont porté sur la détermination de l'indice des vides, des teneurs en eau dans le sable et des résidus afin d'établir un profil des degrés de saturation. Les analyses granulométriques, minéralogiques et chimiques ont été effectuées afin notamment de comparer les caractéristiques initiales des résidus au moment du montage à celles finales au démontage des colonnes.

5.6.1. Apparence visuelle des résidus au démontage des colonnes

- **Résidus Louvicourt**

Les résidus Louvicourt dans les colonnes 4 et 6 présentent un aspect peu différent de celui du montage, ce qui n'est pas le cas des colonnes 1 et 12 où on observe une coloration des résidus (jaune orangée) par les oxy-hydroxydes de fer. Dans toutes les colonnes, il y a cependant formation d'une mince couche d'oxy-hydroxydes de fer de 2 à 3 mm dans la partie supérieure, au contact sable-résidus (figures 5.32 a et b).



a)

b)

Figure 5.32. Résidus Louvicourt au démontage de la colonne 1 (a) et de la colonne 4 (b).
Zone oxydée en jaune brun.

Dans la colonne 1, il y a eu vraisemblablement un écoulement préférentiel comme le montre la figure 5.32. Dans la colonne témoin 12, la coloration jaune orangée des résidus est progressive et plus intense du haut vers le bas. Dans cette colonne 12, on observe également des dépôts blanchâtres au sommet des résidus, qui sont probablement des sulfates. Dans toutes les colonnes Louvicourt, le sable au contact avec les résidus est coloré en jaune orangé sur au moins 0,5 cm. Dagenais (2005) a fait les mêmes observations lors du démontage de ses grandes colonnes.

- **Résidus Sigma**

Les résidus Sigma présentent un aspect peu différent de celui au moment du montage des colonnes. Toutefois dans la colonne 14, les résidus sont légèrement décolorés. Dans les colonnes 3 et 11, il y a formation de taches noirâtres qui deviennent très importantes vers la base (figure 5.33).

On n'observe pas de dépôt de couche d'oxyhydroxydes de fer jaune orangé à la surface des résidus à cause vraisemblablement du faible pourcentage de sulfures.



Figure 5.33. Aspect des résidus Sigma au démontage de la colonne 3. coloration noire à la base.

Il s'agit probablement de moisissures car lors des études bactériologiques, il y a eu développement de moisissures dans les milieux de culture.

Ces taches noires ne se forment pas dans la colonne 14 où les résidus sont plus secs.

- **Mélange Lou-Sig**

En dehors de la colonne témoin 13, l'aspect des résidus dans les colonnes 2, 5 et 7 est très peu différent de celui au moment du montage. On observe comme dans le cas des résidus Louvicourt, une mince couche (2-3 mm d'épaisseur) d'oxyhydroxydes de fer de coloration (jaune orangé) au niveau du contact sable-résidus. Cette couche qui recouvre la surface des résidus est issue de l'oxydation des sulfures. Dans la colonne témoin 13, la coloration initiale des résidus change et ceux-ci sont de plus en plus colorés en jaune orangé vers le sommet, ce qui semble attester d'une oxydation progressive des sulfures plus importante vers la surface des résidus.

- **Mélange Lou-Sab**

Comme dans le cas des résidus Lou-Sig, en dehors de la colonne témoin 15, l'aspect des résidus dans les colonnes reste identique à celui observé au moment du montage des colonnes. On observe comme dans le cas des résidus Louvicourt et Lou-Sig, une mince couche (2-3 mm d'épaisseur) d'oxyhydroxydes de fer de coloration jaune orangée qui résulte de l'oxydation des sulfures au niveau du contact sable-résidus. Le sable aussi au contact des résidus est coloré en jaune orangé sur environ 30 à 50 mm. Dans la colonne

témoin 15, les résidus ont changé d'aspect par rapport au montage et sont plus colorés en rouille par les oxyhydroxydes de fer, coloration qui devient de plus en plus intense vers le sommet, ce qui attesterait là aussi d'une oxydation des sulfures. À la surface des résidus, il existe par endroits, des zones un peu plus dures (comme une croûte) probablement à cause de la précipitation de minéraux secondaires.

5.6.2. Indice des vides au démontage des colonnes

Les résultats au démontage montrent que pour les résidus Louvicourt dans les colonnes 1, 4 et 6, le tassement varie de 0,20 à 0,70 cm. Des détails peuvent être consultés aux annexes 5.10 et 5.11. À la figure 5.34, on peut noter que l'indice des vides a peu varié sauf dans la colonne 12 où celui peut passer de 0,75 à près de 0,55. Pour le mélange Lou-Sig, le tassement varie entre 0,39 et 0,89 cm. À la figure 5.34 on peut noter que l'indice des vides a peu changé les résidus dans les colonnes 2,5 et 7. Les valeurs plus élevées pour la colonne 13 s'expliquent par l'existence de microfissures et micropores qui ont été notamment observées au microscope binoculaire. Ces fissures sont parfois tapissées par des oxyhydroxydes de fer de couleur brunâtre. Lors du démontage, il y a eu également formation de quelques fissures causées par la pression exercée sur l'échantillon pour le sortir de la colonne.

Le mélange Lou-Sab a tassé de 0,13 à 0,5 cm. Les valeurs de l'indice des vides ont diminué de près de 0,05 pour les colonnes 8, 9 et 10 (figure 5.34). Il y a par contre une légère augmentation de l'indice des vides pour les résidus de la colonne témoin 15 à cause de la formation de fissures. Certaines de ces fissures se sont formées lors du démontage.

Pour les résidus Sigma, les résultats montrent que l'indice de vide a très légèrement augmenté dans toutes les colonnes à cause peut-être du degré de saturation qui est passé de 22 % à près de 100 %.

5.6.3. Teneur en eau au démontage des colonnes

Le sable au dessus des résidus a été enlevé dans toutes les colonnes par couche de 2,5 à 1 cm d'épaisseur et les teneurs en eau ont été calculées après séchage des échantillons au four. Les détails des calculs sont consignés à l'annexe 5.11. Au tableau 5.12, on montre la teneur en eau massique moyenne ainsi que le degré de saturation moyen au montage et au démontage des différentes colonnes.

Pour les résidus Louvicourt, les résultats à la figure 5.35 montrent que les teneurs en eau dans le sable augmentent du haut vers le bas de la couche de sable en contact avec les résidus. La teneur en eau dans le sable est fonction de la succion appliquée à la base des colonnes. Plus la succion est élevée et plus les teneurs en eau dans le sable sont faibles. Pour la colonne 1 qui possède la nappe la plus basse, les degrés de saturation dans le sable sont plus faibles et varie à partir de la surface de 0 à 2,65 % au contact sable-résidus.

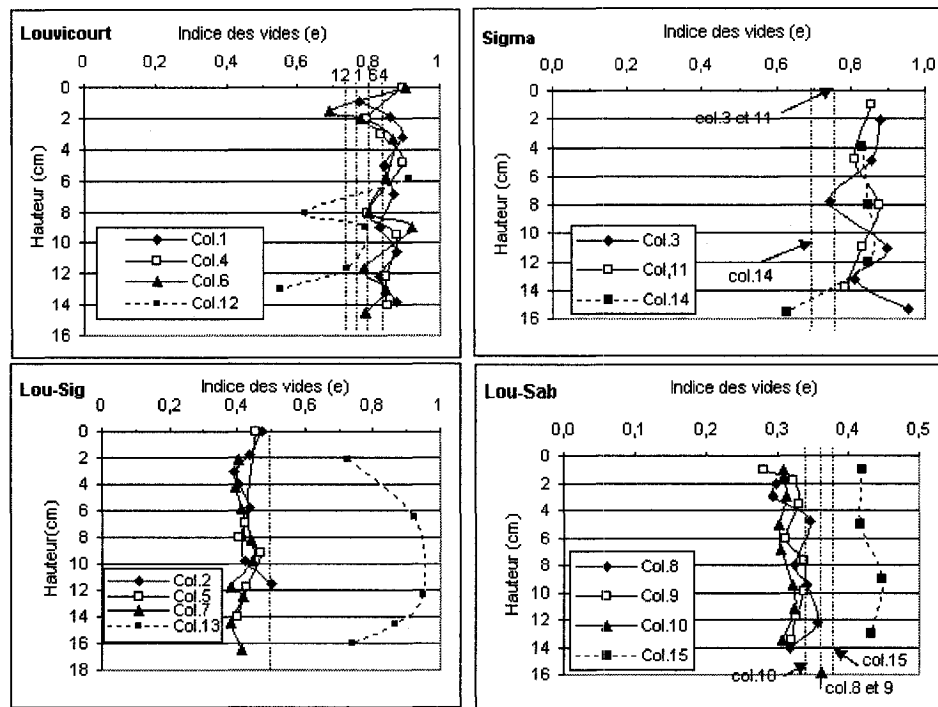


Figure 5.34. Valeurs de l'indice des vides des résidus Louvicourt au démontage des colonnes. Les lignes verticales en pointillé indiquent les valeurs initiales dans les différentes colonnes.

Pour la colonne 4 les valeurs sont plus élevées (entre 0,3 % au sommet et 6,6 % au contact avec les résidus) et le sont encore plus pour la colonne 6 qui possède le niveau de nappe la plus élevée (0,5 au sommet à 16,5 % au contact avec les résidus). Comparativement au degré de saturation du sable au montage qui se situe autour de 1,5 %, on peut dire qu'au cours des essais, la couche de sable au dessus des résidus a dans l'ensemble emmagasiné de l'eau surtout à sa base. Il faut cependant noter que dans l'ensemble, les teneurs en eau

mesurées avec la sonde RDT sont plus élevées que celles obtenues après chauffage au four (voir aussi figure 5.16 et annexe 5.5). La précision de la sonde RDT donnée par le fabricant est de 2,5 %.

Tableau 5.12. Valeurs moyennes des teneurs en eau massiques initiales ($w_{initial}$) et finales (w_{final}), des degrés de saturation initiaux ($S_{r-initial}$) et finaux ($S_{r-final}$) des résidus et des mélanges.

Matériaux	Colonnes	$w_{initial}$ %	w_{final} %	$S_{r-initial}$ %	$S_{r-final}$ %
Louvicourt	Col.1	21,4	18,3	97	84,5
	Col.4	22,4	19,4	98	88,4
	Col.6	22,1	20,5	98	93,6
	Col.12	20,07	9,2	96	37,8
Sigma	Col.3	5,5	24,5	22	99,5
	Col.11	5,9	24,5	22	102,2
	Col.14	5,9	6,9	22	16,8
Lou-Sig	Col.2	16,7	14,2	99	91,24
	Col.5	16,9	15,9	100	100,04
	Col.7	17	15,4	100	103,35
	Col.13	15,9	2,9	96	12,2
Lou-Sab	Col.8	12,8	11,3	98	89,02
	Col.9	12,9	11,1	97	90,57
	Col.10	11,7	11,5	99	99,78
	Col.15	12,7	1,6	95	13,16

Lors du montage des colonnes de résidus Louvicourt, le degré de saturation initial ($S_{r-initial}$) des résidus était supérieur à 95 % dans toutes les colonnes et la teneur en eau massique initiale ($w_{initial}$) variait entre 20 et 22 %.

Au démontage, dans les colonnes 1, 4 et 6 avec une nappe surélevée, le degré de saturation final ($S_{r-final}$) varie entre 84 et 93,6 % et la teneur en eau massique finale (w_{final}) entre 18 et 20,5 % avec les valeurs les plus élevées dans la colonne 6 qui possède la nappe la plus élevée. Pour la colonne 1, il y a une désaturation à la surface des résidus en contact avec la

couche de sable (S_r de 88% environ) à cause vraisemblablement de l'évaporation. Pour la colonne témoin (colonne12), le degré de saturation a baissé de plus de la moitié et la teneur en eau massique de près de 11 %.

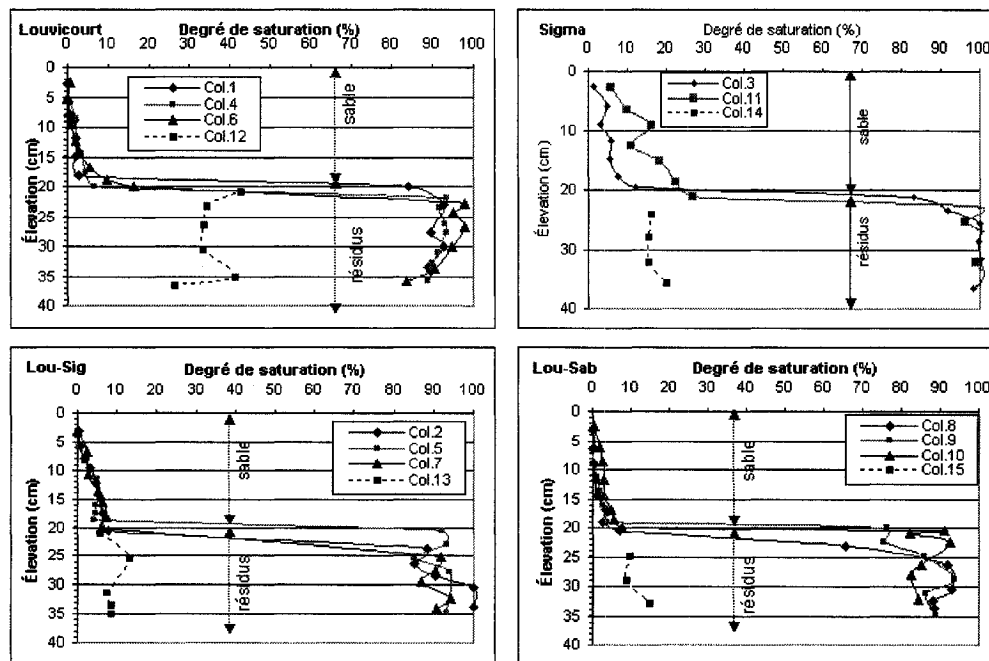


Figure 5.35. Valeur du degré de saturation dans les colonnes de résidus Louvicourt, Sigma, Lou-Sig et Lou-Sab évaluées au démontage.

Pour les résidus Sigma, les résultats présentés au tableau 5.12 montre un degré de saturation des résidus qui a augmenté de 22 % au début des essais à 100 % à la fin des essais dans les colonnes 3 et 11 avec une position de nappe surélevée. Ceci n'est pas le cas dans la colonne témoin 14 où la saturation à la fin des essais est d'environ 17 %. À la figure 5.35, on peut noter une évolution des degrés de saturation dans le sable qui est fonction de la succion appliquée à la base des colonnes, comparable à celui des colonnes Louvicourt. Au contact des résidus, le degré de saturation du sable est plus élevé dans la colonne 11 qui a la succion la plus faible à la base ($S_r = 21\%$) comparativement au sable dans la colonne 3 qui a une saturation à la base de 10 % environ.

Pour les mélange Lou-Sig et Lou-Sab, on retrouve une tendance évolutive du degré de saturation dans le sable et dans les résidus similaire à ce qui a été décrit dans les résidus

Louvicourt et Sigma (tableau 5.12 figure 5.39). Les résidus dans les colonnes 2, 5 et 7 sont restés très saturés à plus de 95 % à la fin des essais de drainage, ce qui est proche des valeurs lors du montage des colonnes. Dans la colonne témoin 13, il y a une désaturation des résidus à cause de l'évaporation et la saturation mesurée est de l'ordre de 10-13 %. Les résidus dans les colonnes 8, 9 et 10 sont restés également saturés à la fin des essais de drainage (90-100 %) avec une légère désaturation à la surface des résidus pour les colonnes 8 et 9. Dans la colonne témoin 15, la saturation des résidus est nettement inférieure à celle des autres colonnes avec des valeurs rarement supérieures à 15 %.

5.6.4. Évolution de la minéralogie

Les résultats des analyses minéralogiques post-démantèlement aux diffractions des Rayons X pour les résidus Louvicourt, Sigma, Lou-Sig et Lou-Sab sont montrés aux tableaux 5.13 à 5.16. On y mentionne également, en guise de comparaison, les valeurs initiales au montage des colonnes. Il faut noter par ailleurs que les analyses granulométriques post-démantèlement, consignées à l'annexe 5.12 ne montrent pas une différence significative dans la granulométrie des résidus comparativement aux valeurs initiales.

Pour les résidus Louvicourt, il y a souvent une différence de pourcentage en pyrite à la surface des résidus de 2 à 3 % par rapport aux valeurs initiales, ce qui peut être lié à l'oxydation des sulfures dans cette partie. L'augmentation des pourcentages en goethite correspond à une intensification des processus d'oxydation des sulfures. Les pourcentages en goethite sont plus importants dans la colonne témoin ainsi que dans la colonne 1, et ils sont dans l'ensemble plus faibles dans les colonnes 4 et 6 où les processus d'oxydation des sulfures sont plus lents. Il y a peu ou pas de dissolution des silicates.

Pour les résidus Lou-Sig (tableau 5.15), les pourcentages en pyrite ont baissé d'au moins 3 % par rapport aux valeurs initiales au haut de la colonne à la surface des résidus de la colonne témoin 13. Dans cette colonne, il y a aussi une dissolution de la calcite; les valeurs qui sont initialement de 3,1 % passent à 0,6 % au sommet de la colonne à la fin des essais. La jarosite est dissoute dans toutes les 4 colonnes. La sidérite, la goethite et le gypse semblent précipiter dans la colonne témoin 13.

Tableau 5.13. Minéralogie post démantèlement des résidus Louvicourt dans les 4 colonnes.

Minéraux %	initial	Col.1				Col.4			Col.6			Col.12		
		16-12,2	12,2-5	5-0,9	0,5-0,0	14-10	5-1	1-0	15-10	5-1,5	1,5-0	15-10	5-3	1-0
pyrite	38,0	38,6	40,3	34,6	34,3	38,3	36,8	38,6	39,0	39,4	33,5	38,6	35,7	36,4
sphalérite	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
chalcoppyrite	0,4	0,2	0,5	0,5	0,5	0,6	0,7	0,4	0,4	0,5	0,2	0,8	0,4	0,2
calcite	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	1,0	0,3	0,0	0,3	0,0	0,2	0,3
ankérite	1,3	2,6	4,9	0,2	0,2	2,5	2,4	0,0	3,3	3,2	0,1	2,3	0,0	0,1
dolomite	3,3	2,7	0,5	0,8	0,5	3,1	2,2	0,5	2,0	2,3	0,3	2,8	0,8	0,5
sidérite	6,8	7,1	7,1	5,0	3,8	7,9	6,7	3,9	8,1	7,3	2,0	6,8	8,8	1,0
goéthite	5,6	4,7	6,1	9,5	13,4	2,4	8,0	10,1	3,9	5,4	12,4	10,2	7,5	19,4
jarosite	0,2	0,3	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,5	0,1	0,4	0,1
diaspore	0,4	0,5	0,8	1,6	0,0	0,8	0,1	0,6	0,5	0,7	0,5	0,0	0,0	0,0
quartz	19,0	19,2	19,1	26,3	22,9	21,0	20,5	22,7	19,2	20,5	27,8	20,3	22,2	21,2
muscovite	11,3	10,5	10,2	10,5	8,0	9,6	8,5	10,3	8,7	7,1	8,1	9,1	6,5	7,3
chlorite	10,8	11,5	7,8	8,2	11,7	11,4	10,9	10,8	11,6	10,8	12,9	9,9	12,6	9,7
albite	0,3	0,5	0,7	1,0	1,1	0,8	0,8	0,6	1,2	0,8	0,7	0,8	0,6	0,8
orthoclase	1,5	1,4	1,5	1,1	1,4	0,7	0,8	0,7	0,9	0,8	0,7	1,4	1,7	0,4
bassanite	0,9	0,3	0,4	0,5	1,9	0,0	0,8	0,6	0,7	0,4	0,0	2,4	3,5	2,4
gypse	0,2	0,2	0,3	0,0	0,1	0,6	0,4	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	0,3	0,1

Les carbonates incluant la dolomite, l'ankérite, la calcite et la sidérite ont été dissous dans le haut des colonnes, ce qui correspond bien avec les processus d'oxydation et de neutralisation et aux mesures de Ca, Mg et Mn dans cette partie de la colonne. Pour les résidus Sigma, selon les résultats au tableau 5.14, il y a peu de variations dans les pourcentages des minéraux au début et à la fin des essais de drainage. Compte tenu des résultats de la chimie du lixiviat vus plus haut, on peut cependant supposer qu'il y a une faible dissolution de certains minéraux primaires, (comme les carbonates) et certains silicates, principalement dans la colonne témoin 14. La précision des essais de caractérisation des solides ne permet toutefois pas ici de quantifier les effets.

Tableau 5.14. Minéralogie post démantèlement des résidus Sigma dans les 3 colonnes.

Minéraux %	initial	Col.3		Col.11	Col.14
		14,1-10	1-0	1-0	1-0
Profondeur (cm)					
pyrite	3,6	3,2	3,1	4,4	4,1
sphalérite	0,1	0	0	0	0
chalcopyrite	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2
calcite	5,8	6,9	5,9	5,8	5,5
ankérite	0	1,7	0,2	0,9	1,4
dolomite	1,3	0,8	0,5	1,3	1,6
sidérite	0	0,3	0,1	0,1	0
goethite	2	1	1,6	0,9	0,9
jarosite	0,8	0,2	0,5	0,4	0,4
diaspore	1,6	1,7	1,5	1,3	1,5
quartz	42,8	44	44,1	45	42,4
muscovite	11,5	11,4	11,7	10,1	11
chlorite	7,7	7,8	8,3	8,4	9,5
albite	20,1	19,4	20,9	19,6	20,1
orthoclase	1,4	0,9	1,2	1	1,5
bassanite	0	0,2	0	0,3	0
gypse	1	0,1	0,2	0,2	0,1

Tableau 5.15. Minéralogie post démantèlement des résidus Lou-Sig dans les 4 colonnes.

Minéraux %	Initial	Col.2	Col.5	Col.7	Col.13
		1-0	1-0	1-0	1-0
Profondeur (cm)					
pyrite	16,3	15,6	15,0	15,7	13,2
sphalérite	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
chalcopyrite	0,6	0,2	0,2	0,1	0,1
calcite	3,1	4,1	1,7	4,2	0,6
ankérite	0,2	2,5	2,0	2,0	0,8
dolomite	2,8	0,3	1,1	1,2	1,0
sidérite	2,0	1,9	1,5	2,4	8,3
quartz	39,5	34,9	39,1	36,0	37,6
goethite	4,3	3,6	3,5	4,0	5,5
jarosite	1,3	0,4	0,3	0,4	0,2
diaspore	1,6	1,4	1,4	0,8	0,1
muscovite	7,3	12,4	11,5	10,1	12,3
chlorite	7,8	6,9	6,9	7,0	8,8
albite	11,3	13,3	14,2	14,3	15,3
orthoclase	1,1	1,8	1,4	1,4	0,9
bassanite	0,6	0,2	0,3	0,1	0,1
gypse	0,2	0,5	0,0	0,6	2,7

Pour les résidus Lou-Sab, il y a une dissolution évidente de la sidérite, calcite, dolomite et jarosite en haut des colonnes (tableau 5.16). Il y a formation de goethite principalement pour la colonne témoin 15 qui présente une oxydation plus marquée des sulfures.

Tableau 5.16. Minéralogie post démantèlement des résidus Lou-Sab dans les 4 colonnes.

Minéraux %	initial	Col.8		Col.9		Col.10	Col.15
Profondeur (cm)		5-2	1-0	5-1	1-0	1-0	1-0
pyrite	13,8	13,0	11,4	13,0	10,7	13,1	15,0
sphalérite	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
chalcopryite	0,1	0,2	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
calcite	0,2	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0
ankérite	0,2	0,1	0,0	1,5	0,1	0,5	0,0
dolomite	1,1	0,7	0,3	0,3	0,3	0,0	0,4
sidérite	2,1	2,2	0,5	2,5	1,0	2,2	1,2
goethite	2,3	5,9	2,7	2,2	2,8	3,5	5,6
jarosite	0,4	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
diaspore	0,5	0,0	0,2	0,2	0,2	0,0	0,1
muscovite	2,1	4,0	2,6	3,2	2,8	2,6	3,6
quartz	71,9	66,3	77,6	72,0	76,9	72,6	66,8
muscovite	2,1	4,0	2,6	3,2	2,8	2,6	3,6
chlorite	3,9	5,8	3,2	3,1	3,9	3,9	4,3
albite	2,3	0,5	0,4	0,4	0,3	0,2	0,6
orthoclase	0,4	0,1	0,4	0,3	0,3	0,7	0,7
bassanite	0,3	1,0	0,3	0,3	0,4	0,3	1,6
gypse	0,4	0,2	0,2	0,9	0,2	0,2	0,1

5.6.5. Évolution de la composition chimique

Les analyses chimiques post-démantèlement comprennent des analyses chimiques au LECO, des essais statiques ainsi que des analyses ICP afin d'évaluer l'évolution chimique des résidus suite au démontage des colonnes. Les techniques utilisées ont été décrites au chapitre 3.

5.6.5.1. Analyses chimiques au LECO

Les analyses chimiques au LECO ont dosé le soufre total et le carbone total sur des échantillons prélevés dans chaque colonne à différentes profondeurs. Les pourcentages en

équivalent pyrite et CO_2 ont été estimés par la suite à partir des concentrations en soufre et carbone. Le carbone (C) est converti en CO_2 parce que le potentiel de neutralisation des carbonates (PNC) est défini par l'analyse du carbone inorganique total (voir équation 2.92 chapitre 2).

Le profil de l'évolution des pourcentages du CO_2 et de la pyrite avec la profondeur sur les figures 5.36 à 5.39 montre les faits suivants (voir aussi annexe 5.13):

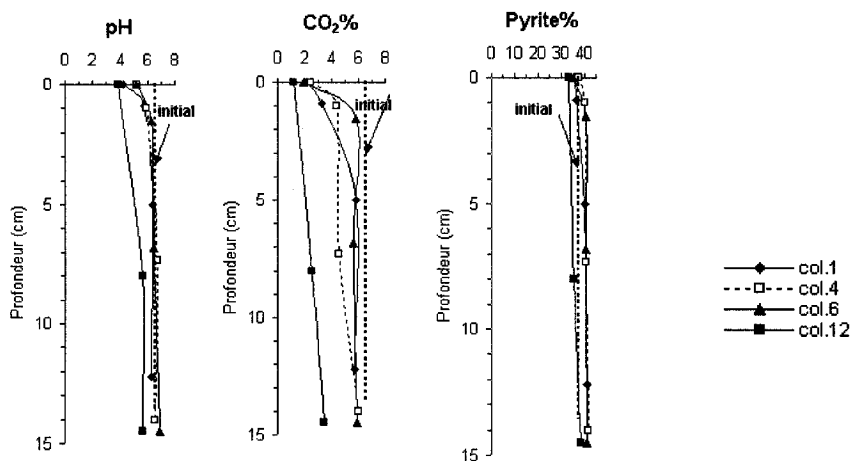


Figure 5.36. Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Louvicourt selon la profondeur dans les 4 colonnes.

Pour les colonnes de résidus Louvicourt (figure 5.36), c'est dans la colonne 12 à drainage libre que l'on rencontre les pourcentages en CO_2 les plus bas. Les pourcentages sont plus faibles près de la surface des résidus surtout dans la colonne témoin 12 ainsi que dans la colonne 1 où il y a oxydation des sulfures. Dans toutes les colonnes, les valeurs du CO_2 sont inférieures aux valeurs initiales. En ce qui concerne les pourcentages en pyrite, on note peu de variations comparativement aux valeurs initiales.

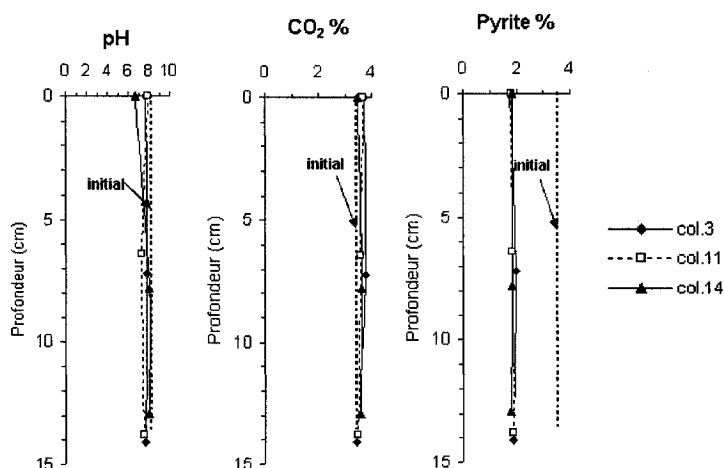


Figure 5.37. Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Sigma selon la profondeur dans les 3 colonnes.

Pour les colonnes de résidus Sigma, il y a très peu d'évolution des pourcentages en CO₂ et en pyrite de la base au sommet des colonnes comme montré à la figure 5.37. Ceci s'explique par le fait qu'il n'y a presque pas d'oxydation des sulfures mais probablement des séries de dissolution-précipitation des carbonates comme la calcite. Les concentrations en pyrite sont plus faibles que celles initiales mais compte tenu des résultats des analyses chimiques vus précédemment, ceci ne serait pas lié à l'oxydation de la pyrite mais plutôt à la précision des techniques d'analyses ainsi que les erreurs liées au prélèvement des échantillons.

Pour les colonnes de résidus Lou-Sig, il y a peu de variation des concentrations en pyrite le long des différentes colonnes par rapport aux valeurs initiales (figure 5.38). Le CO₂ montre une baisse significative, principalement dans la colonne témoin 13 où les valeurs ont diminué de près de la moitié des valeurs initiales à cause de la dissolution des carbonates. Pour les colonnes de résidus Lou-Sab, on peut observer sur la figure 5.39 qu'il y a une dissolution plus importante des carbonates par rapport aux colonnes Lou-Sig.

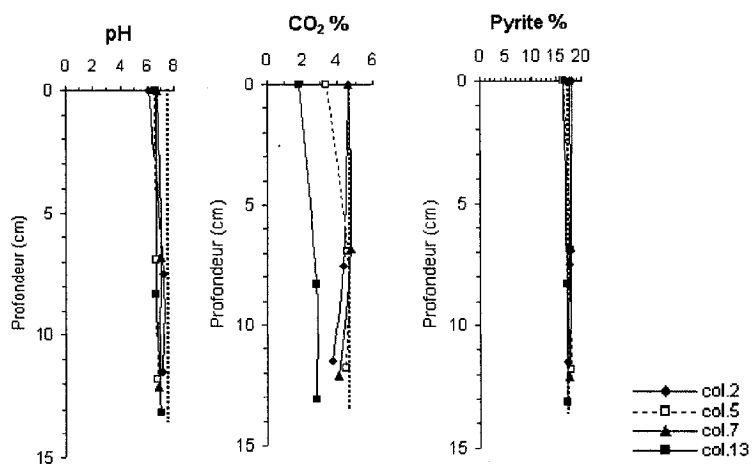


Figure 5.38. Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Lou-Sig selon la profondeur dans les 4 colonnes.

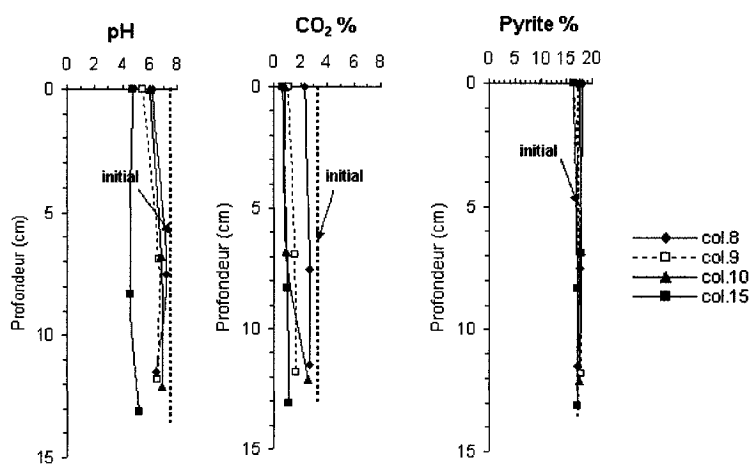


Figure 5.39. Valeurs des analyses chimiques au LECO et pH de la pâte post démantèlement des résidus Lou-Sab selon la profondeur dans les 4 colonnes.

5.6.5.2. Essais statiques

- **Le pH de la pâte**

Le pH de la pâte a été mesuré sur des échantillons prélevés à différentes profondeurs dans les colonnes. Les résultats sont montrés aux figures 5.36 à 5.39 (voir aussi annexe 5.13). On note que le pH tend à devenir acide près de la surface avec des valeurs qui varient entre 4 et 5 dans les colonnes de résidus Louvicourt. Dans l'ensemble, il a baissé par rapport aux valeurs initiales. C'est dans la colonne témoin 12 que l'on note les pH les plus faibles au démontage avec une valeur de 3,83 près de la surface des résidus. Pour les colonnes de résidus Sigma, le pH est usuellement supérieur à 7,5 sauf dans la partie supérieure de la colonne témoin où il diminue légèrement (à 6,68). Pour les résidus Lou-Sig, le pH reste toujours supérieur à 6 même dans la colonne témoin 13. Les valeurs finales sont dans l'ensemble légèrement inférieures aux valeurs initiales dans les zones non oxydées. Le pH est plus faible à la surface des résidus pour les résidus Lou-Sab, tout comme dans les résidus Louvicourt et Lou-Sig. Les pH dans la colonne témoin 15 sont proches de ceux de la colonne 12 des résidus Louvicourt bien qu'ayant un pourcentage en pyrite plus faible parce que le potentiel de neutralisation des carbonates est plus faible dans les mélanges de résidus Lou-Sab.

- **Test ABA modifié (Lawrence et Wang 1997)**

Le test ABA modifié selon (Lawrence et Wang 1997) et décrit dans le chapitre 3 a été réalisé sur les échantillons oxydés prélevés en haut de la colonne des résidus Louvicourt. Les résultats sont présentés au tableau 5.17. Pour des fins de comparaison, les résultats obtenus au moment du montage des colonnes (Lou-montage) sont aussi inclus dans ce tableau. On peut noter que le soufre total (S_{total}) obtenu avec la méthode ABA ne change presque pas à la surface des résidus dans la colonne 1, alors que dans la colonne 12, il y a une baisse d'environ 4 %. Il y a 2 fois plus de soufre sulfates ($S_{sulfates}$) dans la colonne 1 à la fin des essais et 5 fois plus dans colonne témoin 12 par rapport aux valeurs initiales. Ceci montre qu'il y a eu plus d'oxydation des sulfures dans la colonne 12. Le potentiel de neutralisation modifié ($PN_{modifié}$) passe de 41,4 kg $CaCO_3/t$ à 2,3 dans la partie supérieure de la colonne 1. Il devient nul dans la partie supérieure de la colonne 12, ce qui veut dire que la capacité de neutralisation dans cette partie des résidus est devenue très faible.

Tableau 5.17. Résultats du test ABA sur des résidus Louvicourt prélevés dans les colonnes 1 et 12 au démontage (*) et au montage : Lou.Montage.

Échantillon	S _{total}	S _{sulfates}	S _{sulfure}	PA	PN _{modifié}	PNN	ratio
	(%)	(%)	(%)	(kg CaCO ₃ /t)			PN/PA
Lou. Montage	19,50	0,31	19,19	599,7	41,4	-558,3	0,10
Col.1 (0-2 cm) *	20,00	0,64	19,40	604,9	2,3	-602,6	0,00
Col.12 (0-2cm) *	15,80	1,54	14,30	445,6	0,0	-445,6	0,00

5.6.5.3. Analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES)

Les résultats des analyses ICP post démantèlement sont résumés sur le tableau 5.18 pour les résidus Louvicourt. On y a inclus aussi les résultats obtenus au moment du montage des colonnes de résidus Louvicourt (Initial-Lou) en guise de comparaison. On note que les concentrations en Fe restent élevées dans toutes les colonnes (entre 26 et 33 %); elles paraissent légèrement plus élevées par rapport à la concentration initiale, qui est d'environ 27 %. Ceci pourrait s'expliquer aussi par une hétérogénéité locale des échantillons au prélèvement. Le soufre, le calcium, le manganèse et le magnésium ont une évolution assez similaire avec des concentrations qui diminuent vers le haut de la colonne. Quelques valeurs supérieures aux valeurs initiales laissent supposer une précipitation localisée de calcite, de goethite et de sulfates (sous forme de gypse).

Pour les colonnes Sigma, les analyses post démantèlement ainsi que la composition chimique initiale des résidus (Initial-Sigma) sont consignées sur le tableau 5.19. On peut ainsi noter que la composition chimique des résidus Sigma a très peu évolué dans toutes les colonnes pendant la durée des essais.

Les compositions chimiques des résidus dans les colonnes Lou-Sig au montage et au démontage sont mentionnées sur le tableau 5.20. Les résidus des colonnes 2, 5, 7 et 13 présentent une composition chimique assez similaire et proche de la valeur initiale.

Néanmoins, le calcium est moins abondant à la surface des résidus dans la colonne 13. Les pourcentages en soufre et en zinc sont légèrement inférieurs aux valeurs initiales (tableau 5.20) laissant supposer une légère oxydation des sulfures

Les résultats des analyses chimiques post démantèlement des résidus des colonnes Lou-Sab et la composition chimique des résidus au montage (Initial-Lou-Sab) sont consignés sur le tableau 5.21. Les résultats montrent que le calcium, le magnésium et le zinc sont moins abondants près du le haut des colonnes, avec des concentrations plus faibles par rapport aux valeurs initiales. Les concentrations en soufre fluctuent mais restent proches des valeurs initiales.

Tableau 5.18. Résultats des analyses ICP post démantèlement des résidus Louvicourt avec les valeurs initiales.

Éléments %	Profondeur (cm)	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	Zn
Col.1	0-0,5	4,36	0,98	0,18	32,80	2,40	0,07	0,19	0,00	0,01	18,90	0,11
	0,9	4,18	0,73	0,17	31,80	2,62	0,10	0,20	0,00	0,01	20,00	0,13
	5-0,9	4,29	1,45	0,18	31,80	3,22	0,15	0,23	0,00	0,01	21,50	0,14
	12,2-5	4,22	1,37	0,18	31,90	3,20	0,16	0,23	0,00	0,01	21,90	0,14
Col.4	0-0,5	4,43	0,51	0,19	33,20	2,69	0,09	0,20	0,00	0,01	20,90	0,14
	0,5-1	4,28	0,99	0,18	31,50	3,04	0,14	0,22	0,00	0,01	21,40	0,14
	14-10	4,19	1,44	0,18	30,50	3,20	0,15	0,23	0,00	0,01	20,80	0,13
Col.6	0-1	3,30	0,16	0,16	26,20	1,80	0,06	0,15	0,00	0,01	14,90	0,11
	1,5	3,49	0,79	0,17	26,90	2,51	0,14	0,20	0,00	0,01	17,80	0,14
	14,5-10	4,26	1,45	0,18	31,70	3,20	0,15	0,22	0,00	0,01	21,70	0,14
Col.12	0-1	3,56	0,89	0,17	25,10	2,05	0,07	0,16	0,00	0,01	15,80	0,09
	8-3	3,41	1,20	0,17	26,20	2,35	0,12	0,22	0,00	0,01	17,20	0,15
	14,5-10	3,41	1,14	0,17	26,00	2,55	0,15	0,21	0,00	0,01	17,10	0,14
Initial-Lou		3,90	1,26	0,19	27,30	2,83	0,15	0,60	0,00	0,02	19,50	0,14

Tableau 5.19. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Sigma avec les valeurs initiales.

Éléments %	Profondeur (cm)	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	Zn
Col.3	0-2	5,21	2,93	0,00	5,21	1,31	0,07	0,27	0,00	0,00	1,94	0,01
	14-15,7	5,01	2,98	0,00	5,15	1,31	0,08	n.d	0,00	0,00	2,03	0,01
Col.11	0-2	5,31	2,90	0,00	5,72	1,32	0,07	0,27	0,00	0,00	2,51	0,01
Col.14	0-4	5,61	3,00	0,00	5,38	1,40	0,07	0,29	0,00	0,00	2,02	0,01
Initial-Sigma		5,28	2,84	0,01	4,79	1,31	0,08	1,76	0,00	0,00	1,71	0,01

Tableau 5.20. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Lou-Sig avec les valeurs initiales.

Éléments %	Profondeur (cm)	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	Zn
Col.2	0-2	4,01	2,11	0,06	11,7	1,60	0,10	0,24	0,00	0,00	7,60	0,05
Col.5	0-2	4,30	1,48	0,06	11,4	1,62	0,09	0,23	0,00	0,00	6,73	0,05
Col.7	0-2	4,14	2,13	0,06	11,8	1,68	0,10	0,24	0,00	0,00	7,62	0,05
Col.13	0-2	4,39	0,96	0,06	12,2	1,61	0,08	0,21	0,00	0,00	7,05	0,05
Initial-Lou-Sig		4,80	2,32	0,07	12,90	1,86	0,10	1,35	0,00	0,01	8,19	0,15

Tableau 5.21. Résultats des analyses ICP post démantèlement pour les résidus Lou-Sab avec les valeurs initiales.

Éléments %	Profondeur (cm)	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	S	Zn
Col.8	0-1	1,86	0,12	0,07	12,90	0,93	0,02	0,08	0,00	0,01	7,86	0,05
	1-2	1,59	0,38	0,06	10,80	1,08	0,06	0,08	0,00	0,01	7,32	0,05
Col.9	0-1	1,89	0,17	0,07	13,20	1,02	0,03	0,08	0,00	0,01	8,35	0,05
	1-2	1,56	0,50	0,06	10,80	1,13	0,06	0,08	0,00	0,01	7,42	0,05
Col.10	0-1	1,37	0,09	0,05	9,51	0,69	0,02	0,05	0,00	0,00	5,70	0,04
	1-2	2,07	0,53	0,08	14,20	1,45	0,07	0,11	0,00	0,01	10,00	0,07
Col.15	0-1	1,50	0,50	0,06	10,30	0,82	0,03	0,07	0,00	0,01	6,65	0,04
Initial-Lou-Sab		1,70	0,55	0,08	11,70	1,18	0,06	0,25	0,00	0,01	8,01	0,10

5.6.6. Évaluation qualitative de l'activité bactérienne au démontage des petites colonnes

Un objectif secondaire de cette étude est d'évaluer si l'application de la méthode de la nappe surélevée a eu un effet sur l'activité des populations bactériennes lors des essais cinétiques en colonnes. Pour ce faire nous avons choisi de comparer l'activité bactérienne dans les petites colonnes de résidus où on a appliqué la méthode de la nappe surélevée avec celle où les résidus sont restés libres de s'oxyder dans les colonnes témoin. Tous les essais ont été faits en duplicata. Les échantillons ont été prélevés à environ 5 cm de la surface des résidus dans les colonnes. Les essais ont commencé le 12 Février 2006 et ont duré environ 35 à 40 jours.

Pour les résidus Louvicourt, nous avons choisi la colonne 6 qui possède la nappe la plus basse à 0,77 cm de la surface des résidus et la colonne 12 qui est la colonne de référence à drainage contrôlé. L'évaluation qualitative au démontage a été faite de la même manière que lors du montage des petites colonnes. Pour les résidus Louvicourt, l'étude n'a pas concerné les bactéries sulfo-oxydantes acidophiles, compte tenu du fait que les premiers résultats sur des échantillons prélevés avant le montage des colonnes ne montrent pas la présence de ce type de bactéries (voir section 2.4). Pour les résidus Sigma, les colonnes 3 (nappe à -30 cm par rapport à la surface des résidus) et 14 (drainage contrôlé) ont été choisies pour étude.

Tous les résultats de ces essais sont résumés en annexe 5.14.

5.6.6.1. Activité des bactéries ferroxydantes acidophiles

Les résultats de l'évaluation des bactéries ferroxydantes acidophiles au démontage des colonnes sont montrés aux figures 5.40 et 5.41. En guise de comparaison, on montre aussi les résultats des essais avec des échantillons prélevés lors du montage des colonnes.

Pour la colonne 6, on peut noter que l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles au démontage des colonnes est peu différente de celle au montage pendant au moins les 3 premières semaines. Pendant cette période, les valeurs du pH et du POR au montage et au démontage de la colonne 6 sont assez similaires. Après 21 jours, sans ajout de sulfate de fer, on observe une augmentation du POR qui passe de 300 mV à 500 mV en 27 jours. Ceci indiquerait que dans la colonne 6, il y a eu inhibition de l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles pendant au moins 3 semaines. L'oxydation des résidus et le pH plus faible (environ 4,5) dans les résidus de la colonne 12 ont favorisé l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles. L'évolution du pH dans les résidus de la colonne 12 est presque la même avec ou sans ajout de sulfate de fer. Ceci indiquerait que l'activité bactérienne a augmenté dans la colonne 12 par rapport au montage (figure 5.40).

Pour les résidus Sigma, il n'y a pas un grand changement dans l'évolution du pH avec ou sans ajout de sulfate de fer pour les résidus dans les colonnes 3 et 14. Par contre, le POR au démontage, avec l'ajout de sulfates de fer est nettement supérieur (de 200 à 300 mV) à celui au montage pour les colonnes 3 et 14 (figure 5.41). Il peut s'agir ici soit d'une augmentation de l'activité bactérienne, soit d'une oxydation chimique du Fe^{2+} en Fe^{3+} .

Dans tous les cas, les valeurs du POR dans le cas d'ajout de sulfate de fer sont plus élevées que celles au montage.

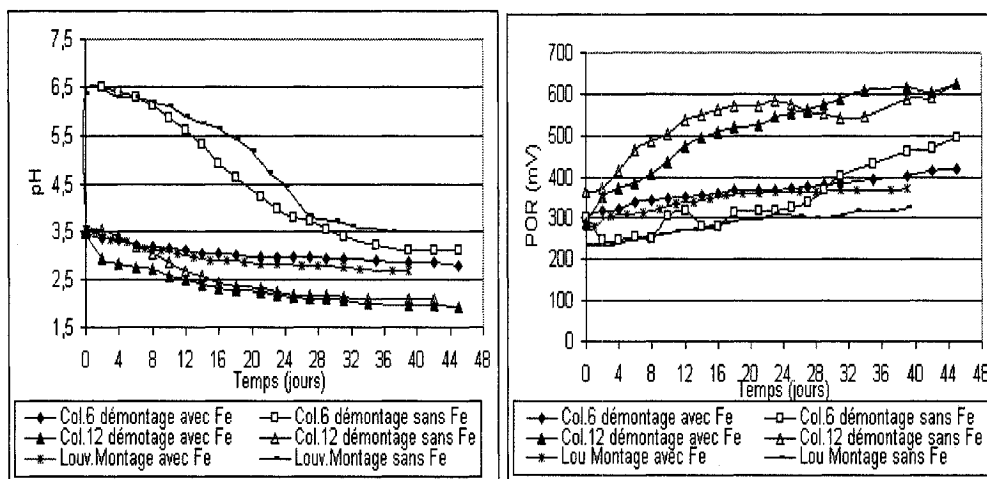


Figure 5.40. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage et démontage des colonnes 6 et 12 des résidus Louvicourt.

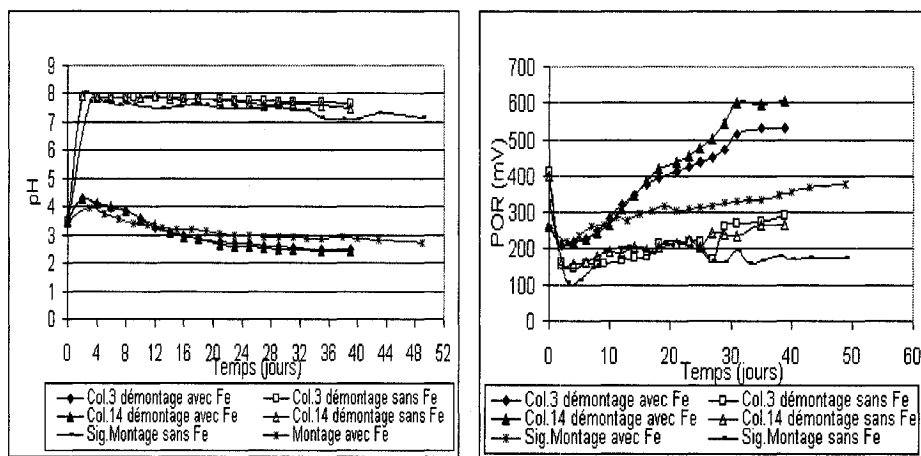


Figure 5.41. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles au montage et démontage des colonnes 3 et 14 des résidus Sigma.

5.6.6.2. Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles

Pour les colonnes 6 et 12, sans ajout de soufre, il y a très peu ou pas d'activité bactérienne (figure 5.42). Avec l'ajout de soufre, on observe deux plateaux qui correspondraient aux deux types de bactéries déjà notés lors du montage des colonnes. On peut noter ici qu'il semble y avoir plus d'activité bactérienne dans les résidus de la colonne 6 (où un pH de 2 est atteint en 25 jours) que dans ceux de la colonne 12 (le pH de 2 est atteint 10 jours plus tard à 35 jours environ). Au moment du montage des colonnes, le pH de 2 est atteint à peu près en 40 jours. Pour la colonne 12, avec l'ajout de soufre, on peut noter que comparativement à la colonne 6, il n'y a presque pas d'activité de bactéries entre 0 et 15 jours et le pH reste neutre à 7. Ceci s'explique par le fait que, les résidus ayant oxydé au cours des essais, le pH dans les résidus est devenu acide (pH=4,5) et ces conditions n'ont pas été favorables au début au développement de ces bactéries sulfoxydantes neutrophiles.

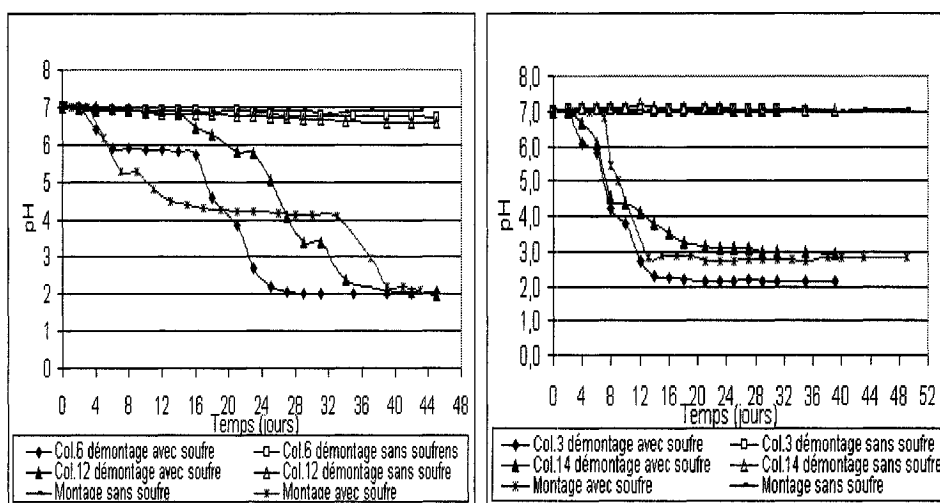


Figure 5.42. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfo-oxydantes neutrophiles au démontage des colonnes (6 et 12) des résidus Louvicourt, et (3 et 14) des résidus Sigma.

Pour les petites colonnes de résidus Sigma, les résultats des essais pour l'évaluation de l'activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles sont montrés sur la figure 5.42. Sans ajout de soufre élémentaire dans le milieu, il n'y a pas d'activité bactérienne dans les échantillons et le pH n'évolue presque pas pour les résidus dans les colonnes 3 et 14. Avec

l'ajout de soufre, le pH baisse à partir du 2^{ème} jour et passe de 7 à 2,32 au 14^{ème} jour, soit une baisse de 0,42 unité de pH /jour. Comparativement au montage, le pH dans la colonne 3 est dans l'ensemble plus faible d'une unité de pH. La période de latence qui est de 2 jours au démontage, a diminué par rapport au montage où elle était de 7 jours. Ceci s'explique par la dissolution des carbonates pendant les essais de drainage, ce qui a diminué l'effet tampon au démontage. Le pH plus faible (figure 5.42) indique qu'il y a moins de bactéries sulfoxydantes neutrophiles dans les résidus de la colonne 14 compte tenu de son milieu moins alcalin (pH plus faible) par rapport à la colonne 3 (figure 5.20) et de ses résidus qui sont plus secs (degré de saturation des résidus autour de 100 % dans la colonne 3 contre moins de 20 % dans la colonne 14).

D'après ces résultats, on peut dire que la méthode de la nappe surélevée aurait peu affecté l'activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles. Pour Sigma, il est possible aussi que la désaturation des résidus dans la colonne témoin 14 ait limité le développement de bactéries sulfoxydantes neutrophiles.

5.6.6.3. Activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles

L'évaluation de l'activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles au démontage a été faite uniquement pour les colonnes 3 et 14 des résidus Sigma. Les résultats sont mentionnés sur la figure 5.43. Sans ajout de soufre, le pH qui a été ajusté à 4 monte autour de 5,6 dès le 2^{ème} jour et se maintient autour de cette valeur pendant toute la durée des essais. L'effet tampon de l'échantillon reste à peu près le même que celui au montage. Ceci ne semble pas être logique puisqu'avec les différents cycles de drainage, il y a dissolution des carbonates et on s'attend à une baisse du potentiel de neutralisation des résidus. Avec l'ajout de soufre élémentaire dans le milieu, le pH baisse et passe de 5,19 au 6^{ème} à 2,71 au 10^{ème} jour soit une baisse de 0,62 unité de pH/jour pendant la période de croissance maximale des bactéries. Ce qui est plus élevé par rapport à ce qui a été observé avec les échantillons prélevés lors du montage des colonnes. Pour la colonne 14, l'évolution de l'activité de ces bactéries acidophiles au démontage des colonnes est proche de celui du montage. Comparativement à la colonne 3, le pH est dans l'ensemble plus élevé dans la colonne 14, ce qui indiquerait qu'il y a moins de bactéries sulfoxydantes acidophiles par rapport à la colonne 3. On peut supposer ici que c'est la forte désaturation dans la colonne 14 qui n'a

pas été favorable au développement des bactéries, comparativement à la colonne 3 qui est plus saturée.

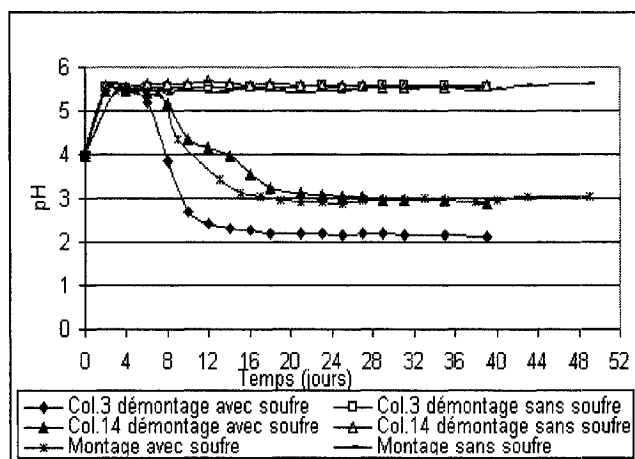


Figure 5.43. Résultats de l'évaluation de l'activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles au démontage des colonnes 3 et 14 des résidus Sigma.

5.7. Synthèse des principaux résultats des essais cinétiques en petites colonnes

Les essais cinétiques en petites colonnes ont eu pour objectif d'aider à déterminer les conditions d'application de la méthode de la nappe surélevée. Pour cela, nous avons étudié le comportement hydrogéochimique de résidus en prenant en considération l'influence de leurs caractéristiques hydriques, minéralogiques et chimiques.

Durant les essais, on a contrôlé la position de la nappe. Cette position a été fixée en fonction de la pression d'entrée d'air (AEV) de chaque matériau. La profondeur de la nappe a été choisie de telle sorte qu'elle soit inférieure à l'AEV des matériaux. Pour évaluer l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée sur une base comparative, il y a eu aussi une colonne de référence (à drainage contrôlé) où les résidus et les mélanges sont supposés s'oxyder librement.

Dans cette partie, nous présentons une synthèse des principaux résultats obtenus au laboratoire pour les essais en petites colonnes.

5.7.1. Comportement hydrique des résidus

Les essais de drainage au laboratoire montrent que pour toutes les colonnes de résidus, l'écoulement de l'eau est fonction de la succion appliquée à la base. Pour un même résidu, aux succions les plus élevées, correspondent des vitesses de drainage plus élevées, donc à des volumes d'eau drainés dans le temps plus importants. L'écoulement de l'eau semble être plus homogène pour les colonnes de résidus qui possèdent de plus faibles succions à leur base (donc plus saturées).

Les volumes d'eau recueillis à la fin du drainage des colonnes avec une nappe surélevée représentent souvent plus de 95 % de l'eau ajoutée. Par contre pour les colonnes témoins, à partir du moment où on a changé les conditions pour accélérer le drainage par gravité (à partir du cycle 9), le volume d'eau recueilli au drainage dépassent rarement les 70 %. Ceci démontre que la couche de sable au dessus des résidus a bien joué un rôle de protection contre l'évaporation.

Pour un résidu donné, la teneur en eau dans la couche de sable de surface est également fonction de la succion appliquée au bas des colonnes. Les teneurs en eau dans le sable augmentent de la surface vers la zone de contact sable-résidus et elles présentent des valeurs plus élevées pour les succions les plus faibles. Plus la nappe est profonde, et plus la couche de sable se désature.

Au démontage des petites colonnes, à la fin des différents cycles de drainage, les résidus sont restés assez saturés (S_r moyen > 85 %) dans toutes les colonnes.

Pour les colonnes de résidus Louvicourt, avec application de la méthode de la nappe perchée, le degré de saturation qui est supérieur à 95 % lors du montage, baisse entre 3 et 10%. Les résidus restent avec un degré de saturation supérieur à 80 %. Plus la nappe est profonde et moins le degré de saturation des résidus au démontage est élevé. Dans la colonne témoin 12, la désaturation des résidus est nettement plus importante avec des degrés de saturation qui passent de près de 95 % au montage à 50-70 % au démontage de la colonne. Les valeurs les plus faibles sont notées près de la surface des résidus.

Pour les colonnes de résidus Sigma, avec l'application de la technique de la nappe surélevée, le degré de saturation est passé de 20-22 % au montage à près de 100 % au démontage avec les plus faibles valeurs vers la surface. Par contre pour la colonne témoin 14 à drainage contrôlé, la désaturation des résidus est importante à la fin des essais de

drainage et les degrés de saturation sont de l'ordre de 15-20 %. Là encore la méthode de la nappe surélevée a permis de garder les résidus pratiquement saturés jusqu'à la fin des essais.

Pour les mélanges de résidus Lou-Sig et Lou-Sab, on observe la même tendance que dans le cas des colonnes de résidus Louvicourt et Sigma. Le degré de saturation des résidus reste supérieur à 90 % au démontage des colonnes. Pour les colonnes témoins Lou-Sig et Lou-Sab, la désaturation est par contre très importante. Les valeurs de S_r des résidus qui sont de 96-100% au montage passent à 8-16 % au démontage des colonnes.

On peut ainsi dire que pour les types de résidus étudiés, une position de nappe à une profondeur inférieure à leur AEV, permet de maintenir une saturation élevée dans les résidus d'au moins 85 % environ ou plus.

5.7.2. Comportement géochimique

Les quatre types de matériaux étudiés sont différents sur le plan granulométrique, minéralogique et chimique. L'objectif dans cette étude est de voir si cette différence a un effet sur le comportement géochimique des résidus dans l'application de la méthode de la nappe surélevée.

Pour les résidus Louvicourt, dans la colonne 1, qui possède la nappe la plus profonde, on observe des processus d'oxydation des sulfures et neutralisation de ces produits d'oxydation à cause d'une désaturation des résidus (S_r passe de 97% à 84 % à la fin des essais). Ainsi, les concentrations en sulfates, fer total, calcium, magnésium, manganèse dans cette colonne 1 sont plus élevées que les concentrations initiales. Les concentrations sont passées de 1280 mg/L à près de 2500 mg/L pour les sulfates, de 0,03 mg/L à près de 10 mg/L pour le manganèse, de 180 mg/L à 365 mg/L pour le magnésium et de 0,05 mg/L à près de 3 mg/L pour le zinc. Bien qu'ayant des succions différentes à leur base, le comportement géochimique des résidus dans les colonnes 4 et 6 est assez similaire car la position de la nappe est inférieure à l'AEV des résidus. On observe plutôt une baisse des concentrations en ces différents éléments chimiques en solution à cause du rinçage et au fait aussi que les sulfures n'ont pas oxydé. C'est ainsi qu'à la fin des essais, les concentrations en sulfates sont passées de 1280 mg/L à près de 400 mg/L, le calcium de 480 mg/L à près de 30 mg/L, le magnésium de 178 mg/L à près de 70 mg/L dans les résidus des colonnes 4 et 6. Les concentrations des éléments comme le fer, le zinc, le cuivre, le

plomb restent très faibles et sont conformes à la directive 019 de l'industrie minière du Québec (voir tableau 5.9). Dans la colonne témoin 12 avec un drainage contrôlé, à partir du moment où on a accéléré l'écoulement de l'eau par gravité, les processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de ces produits d'oxydation sont devenus plus importants entraînant une augmentation des concentrations en sulfates, fer total, calcium, magnésium, manganèse. À la fin des essais, les concentrations atteignent par exemple 45000 mg/L pour les sulfates, 200 mg/L pour le fer, 1000 mg/L pour le manganèse, 171 mg/L pour le zinc et 13 mg/L pour le cuivre.

L'estimation des flux d'oxygène dans les résidus Louvicourt montre que c'est dans la colonne témoin 12 que l'on observe les flux d'oxygène les plus élevés dans les résidus. Par exemple, le calcul avec le logiciel Pollute donne des flux de l'ordre de 6 à 7 moles /m²/jour pour la colonne 12. Avec l'application de la méthode de la nappe surélevée, ces flux sont nettement réduits de l'ordre de 0,01 moles /m²/jour dans les colonnes 4 et 6 où il n'y a pas eu d'oxydation des résidus. Dans la colonne 1 où il y a eu un peu d'oxydation, les flux d'oxygène sont autour de 0,03 moles /m²/jour.

Au démontage des colonnes, les compositions chimiques et minéralogiques ont peu évolué dans les colonnes 4 et 6 par rapport à celle au montage. Ce qui n'est pas le cas dans les colonnes 1 et 12 où l'oxydation des sulfures a entraîné la formation plus importante (d'oxyhydroxydes de type goethite) ainsi qu'une plus grande dissolution des minéraux (comme les carbonates, la pyrite). Les essais statiques au démontage ont en effet montré que dans la partie supérieure des résidus Louvicourt, il y a environ 5 fois plus de sulfates dans la colonne 12 témoin (1,54 % de soufre sulfates) et 2 fois plus dans la colonne 1 (0,64 % de soufre sulfates) par rapport aux valeurs initiales (0,31 % de soufre sulfates) au montage des colonnes. Ces résultats montrent que le choix de la position de la nappe dans la colonne 4 et 6 a permis de limiter la production de drainage minier acide.

Les résidus Sigma ne contiennent pas beaucoup de pyrite (environ 4%). Le comportement géochimique des résidus dans les colonnes 3 et 11 (avec application de la méthode de la nappe surélevée) est assez similaire tout comme on l'a noté pour les colonnes 4 et 6 des résidus Louvicourt. On note une baisse de la concentration des éléments en solution dans ces colonnes 3 et 11. Par exemple, les concentrations en sulfates qui sont de 800 à 1100

mg/L après 71 jours d'essai, ne sont plus que de 10 à 30 mg/L à la fin des essais après 500 jours. Il n'y a pas eu non plus de changement significatif sur le plan minéralogique et chimique au démontage par rapport à l'état initial. Pour la colonne témoin 14 (à drainage contrôlé), les concentrations des éléments chimiques en solutions ont certes diminué mais restent nettement supérieures à celles dans les colonnes 3 et 11. Par exemple, les concentrations en sulfates qui sont de près de 1300 mg/L après 71 jours d'essais sont à près de 400 mg/L à la fin des essais après 500 jours. Celles en calcium passent de 550 mg/L à près de 150 mg/L et celles en magnésium de 213 mg/L à 33 mg/L.

Pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab on observe le même comportement géochimique que les résidus Louvicourt et Sigma avec une position de nappe surélevée même si la composition minéralogique (% en sulfures) est différente. Il y a une baisse progressive des concentrations des éléments en solution. Il n'y a pas de production de drainage minier acide. L'estimation des flux dans les résidus avec le logiciel Pollute donne un flux de l'ordre de 0,001 à 0,004 moles/m²/jour. Ce flux est de 0,08 à 0,18 moles/m²/jour pour le mélange Lou-Sig de la colonne témoin 13 et de 0,89 à 1,96 moles/m²/jour pour le mélange Lou-Sab dans la colonne témoin 15. Les résultats des calculs de flux avec le logiciel Pollute montrent que ce sont les mélanges Lou-Sab dans la colonne témoin 15, plus désaturés à la fin des cycles de drainage ($S_r = 21\%$) par rapport aux mélanges Lou-Sig ($S_r = 32\%$) qui consomment le plus d'oxygène. Les essais statiques réalisés au début des essais de drainage ont aussi montré que le potentiel de neutralisation dans les résidus Lou-Sig était au moins 3 fois supérieur à celui des résidus Lou-Sab.

On peut donc dire que les résultats des essais dans les petites colonnes indiquent que l'application du concept de la nappe surélevée permet de garder les résidus suffisamment saturés pendant toute la durée des essais. Le degré de saturation élevé dans les résidus et les mélanges permet de limiter le flux de l'oxygène dans les résidus et de contrôler l'oxydation des sulfures. Il existe une relation entre la position de la nappe dans les résidus, le degré de saturation, le coefficient du taux de réaction K_r et le flux de l'oxygène dans les résidus. Pour le même type de résidus, plus la nappe est élevée, plus les résidus demeurent saturés et plus K_r et le flux d'oxygène à la surface des résidus est faible. Tant que le niveau

de la nappe est inférieur à l'AEV et les résidus avec une saturation suffisamment élevée ($S_r > 85\%$), la composition minéralogique n'a pas un effet significatif sur le comportement hydrogéochimique des différents matériaux. Ces résultats sont assez similaires à ceux observés par Dagenais (2005) dans des essais en colonne pour évaluer l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée.

5.7.3. Effets de la méthode de la nappe surélevée sur l'activité bactérienne

Les résultats obtenus ici montrent que dans le cas des résidus Louvicourt, l'application de la méthode de la nappe surélevée a eu un effet d'inhibition temporaire de l'activité des ferrooxydantes acidophiles (cas de la colonne 6). Dans ce cas, il n'y a donc pas eu de conditions favorables à leur développement à cause d'un pH qui est resté plus élevé et un degré de saturation très élevé des résidus. Des résultats similaires avec une inhibition temporaire de l'activité de bactéries par l'ajout de boues alcalines ont été obtenus par Zagury et al. (1997 a). Amyot et Vezina (1997) ont aussi observé une baisse du nombre des thiobacilles dans l'inondation du parc à résidus Solbec. Ces derniers avaient plutôt observé une croissance en nombre de bactéries sulfato-réductrices (BSR), les conditions de saturation du milieu (anaérobie) ayant favorisé leur développement.

Pour les résidus dans la colonne témoin 12, avec la désaturation et l'oxydation des sulfures, il y a eu une augmentation de l'activité des bactéries ferro-oxydantes acidophiles. Elles sont devenues aussi actives avec ou sans ajout de sulfates de fer dans le milieu. L'ajout de fer dans ce cas n'a pas eu d'effet sur l'activité bactérienne. Les résidus s'étant oxydés, même sans ajout de fer dans le milieu, les bactéries disposent déjà du fer nécessaire pour leur développement.

Pour les résidus Sigma, l'application de la méthode de la nappe surélevée ne semble pas avoir eu un effet significatif sur l'activité des bactéries ferrooxydantes.

Pour les bactéries sulfooxydantes neutrophiles et acidophiles, on observe qu'avec la méthode de la nappe surélevée, le pH a baissé d'au moins une unité, ce qui semble indiquer une légère augmentation de l'activité bactérienne. Les bactéries sulfooxydantes acidophiles peuvent donc se développer même à des pH basiques tout comme l'ont déjà observé Zagury et al (1997 a). Il faut noter aussi que les bactéries sulfooxydantes acidophiles n'ont pu être mises en évidence seulement par la méthode de l'évaluation de l'activité bactérienne utilisée dans cette étude.

Pour les bactéries ferroxydantes acidophiles, il semble que pour les résidus Louvicourt, la nappe a joué un rôle d'inhibition de l'activité de ces bactéries alors que dans le cas des résidus Sigma, l'augmentation du POR ne permet pas une telle conclusion et laisse plutôt penser à une oxydation essentiellement chimique du fer Fe^{2+} en Fe^{3+} .

Dans le chapitre suivant, nous allons aborder les essais réalisés avec les mêmes types de matériaux dans de plus grandes colonnes. Les résultats obtenus avec les petites colonnes pourront aider à mieux comprendre ce qui va se passer avec les essais dans les grandes colonnes.

CHAPITRE 6

RÉSULTATS DES ESSAIS CINÉTIQUES EN GRANDES COLONNES

Les résultats des essais dans les petites colonnes présentés au chapitre 5 ont montré l'effet de la position de la nappe dans les résidus dans l'oxydation des sulfures. On peut noter que la position de la nappe a une influence sur le comportement hydrogéochimique des résidus. En fixant cette position inférieure à l'AEV des matériaux, on a pu noter une saturation suffisante des résidus qui a empêché ou réduit l'oxydation des sulfures. Pour les essais en grandes colonnes, compte tenu de l'échelle considérée, l'application de la méthode de la nappe surélevée peut rendre les réactions chimiques assez complexes. Le comportement hydrogéochimique des résidus peut ainsi varier le long de la colonne. Les grandes colonnes vont permettre d'avoir une idée de l'effet de la longueur de la colonne sur le drainage et l'évolution chimique le long de la colonne. Les résultats obtenus dans les petites colonnes pourraient aider à mieux comprendre certains aspects du comportement hydrogéochimique des résidus dans les grandes colonnes. Le montage des grandes colonnes s'est fait environ 8 mois après celui des petites colonnes. Les essais ont duré du 16 Février 2005 au 17 mars 2006.

6.1. Caractéristiques des résidus au montage des grandes colonnes

Les résidus ont été consolidés directement dans les colonnes comme décrit dans le chapitre 3. L'instrumentation des colonnes y est également présentée. Trois colonnes comportant les mêmes matériaux que ceux utilisés dans les petites colonnes sont considérées soient : les résidus Louvicourt et les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab. L'épaisseur des résidus dans les colonnes a été fixée en fonction de la pression d'entrée d'air (AEV) des différents matériaux. Après avoir enlevé le surnageant, les résidus ont été consolidés directement dans la colonne par couche d'environ 15 cm d'épaisseur. Il y a eu au total 11 couches pour les résidus Louvicourt et 8 pour les colonnes Lou-Sig et Lou-Sab (voir aussi annexes 6.1, 6.2, 6.3).

Tout comme pour les petites colonnes, une couche de sable d'environ 20 cm d'épaisseur a été placée au dessus des résidus. Le sable utilisé est le même que celui des petites colonnes.

Les différentes positions de la nappe dans les colonnes ont été fixées à peu près à la moitié de l'AEV des matériaux calculé selon le modèle MK (éq.2.21). La colonne Louvicourt a la succion la plus élevée soit -175 cm par rapport à la surface des résidus. Les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab supportent une succion de -55 cm.

Les résultats ont montré que la consolidation a été assez homogène pour les couches dans les différentes colonnes. Pour des détails, on peut consulter les annexes 6.1, 6.2 et 6.3. Le tableau 6.1 présente un résumé des principales caractéristiques à la consolidation. On rappelle ici que contrairement aux petites colonnes, on n'a pas attendu la stabilisation de la déformation avant de rajouter les charges. Des poids de 8 kg ont été ajoutés à toutes les 5 à 10 minutes pendant au plus une heure pour chaque couche. Les résultats montrent que ce sont les résidus Louvicourt qui consolident le plus avec un indice de compression C_c plus élevé pour un indice des vides initial compris entre 0,94 et 1,05 et un indice des vides final mesuré qui varie entre 0,63 et 0,84. Les résidus Lou-Sab qui sont les plus denses consolident le moins avec un tassement moyen par couche plus faible.

Tableau 6.1. Caractéristiques des résidus à la consolidation lues sur le comparateur. e_{initial} : indice des vides initial, e_{final} : indice des vides final, ΔH : hauteur de consolidation.

Echantillon	C_c	e_{initial}	e_{final}	ΔH moyen par couche (cm)
Louvicourt	0,05 - 0,12	0,94 - 1,05	0,63 - 0,84	2,06
Lou-Sig	0,028 - 0,039	0,58-0,65	0,51-0,42	1,21
Lou-Sab	0,027-0,028	0,37-0,46	0,25-0,37	0,86

Tableau 6.2. Caractéristiques des grandes colonnes de résidus après consolidation. w_{init} : teneur en eau massique, M_s : masse des solides, $\rho_{h\ init}$: masse volumique humide initiale, $\rho_{d\ init}$: masse volumique sèche initiale, Vol. : volume, S_r : degré de saturation, θ : teneur en eau volumique ; H.consol. : hauteur de consolidation.

Résidus	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab
Hauteur (cm)	169,39	118,19	124,40
Volume (cm ³)	31039	21586	2277
w_{init} (%)	21,80	15,09	11,19
$\rho_{h\ init}$ (g/cm ³)	2,42	2,34	2,40
$\rho_{d\ init}$ (g/cm ³)	1,95	2,03	2,14
Indice des vides	0,80	0,50	0,37
M_h (g)	74886	50364	55591
M_s (g)	61475	43743	49905
Vol. grains (cm ³)	17509	14472	16675
Vol. vides (cm ³)	13530	7114	6103
θ (%)	42,54	30,63	23,95
S_r (%)	97,79	95,14	96,58
Sable			
Hauteur (cm)	21,15	20,03	19,73
θ (%)	4,62	8,67	9,00
S_r (%)	10,87	21,93	21,96
$\rho_{d\ init}$ (g/cm ³)	1,53	1,61	1,57
Vol.vides (cm ³)	1649	1444	1480
Vol.grains (cm ³)	2234	2210	2134
Indice des vides	0,73	0,65	0,69

L'indice des vides moyen initial mesuré avant consolidation est dans l'ensemble plus faible que celui obtenu au montage des petites colonnes avec 1,01 pour les résidus Louvicourt, 0,62 pour le mélange Lou-Sig et 0,44 pour le mélange Lou-Sab. C'est ce qui explique le

tassement plus faible. L'indice des vides moyen final mesuré après consolidation est de 0,80, 0,5, et 0,37 pour les résidus Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab respectivement.

Les lectures de tassement avec le comparateur ont été nettement plus précises pour les grandes colonnes par rapport aux petites colonnes.

Le tableau 6.2 présente les caractéristiques des résidus dans les colonnes après consolidation. Pour les 3 colonnes, les relations poids-volume indiquent que les résidus sont restés pratiquement saturés après la consolidation. Les plus faibles indices des vides sont obtenus dans la colonne de résidus Lou-Sab, tout comme dans les petites colonnes. On peut aussi noter que le volume des vides dans les résidus Louvicourt (13530 cm^3) est à peu près le double de celui des mélanges Lou-Sig (7114 cm^3) et Lou-Sab (6103 cm^3), ce qui aura une incidence sur le rinçage, compte tenu du fait qu'on ajoute la même quantité d'eau à chaque mois.

6.2. Caractéristiques de l'écoulement dans les grandes colonnes

Les essais dans les grandes colonnes ont duré environ 400 jours. Ils ont comporté 10 cycles de mouillage et de drainage. La durée des différents cycles est mentionnée au tableau 6.3. Comme pour les petites colonnes, le premier cycle a été le plus long avec 61 jours. Les autres cycles ont duré en moyenne 4 à 5 semaines. Au début de chaque cycle, 1900 ml d'eau déminéralisée était ajoutée par le haut de la colonne, sauf pour le cycle 2 de la colonne Lou-Sig où il a été ajouté 2900 ml. Lors du premier cycle de drainage, le surnageant naturel a été utilisé en lieu et place de l'eau déminéralisée. Entre les jours 270 et 309, soit pendant 40 jours (correspondant à R sur le tableau 6.3), les 3 colonnes ont subi un rinçage forcé de manière continue avec de l'eau déminéralisée parce que les résidus avaient commencé à s'oxyder localement à certains endroits le long de la paroi à cause de défauts d'étanchéité. Nous avons par la suite utilisé un produit étanche (pâte à plombier) pour renforcer l'étanchéité. L'objectif du rinçage était de réduire autant que possible la quantité des produits d'oxydation dans les colonnes. La qualité de l'eau de rinçage a été suivie par une mesure du pH, de la salinité, de la conductivité et des sulfates. Les essais de drainage ont repris normalement lorsque la composition chimique du lixiviat est redevenue proche des conditions préalables. Le lixiviat a été recueilli dans des bouteilles au bas des

colonnes. Il a été pesé à des intervalles de temps variables en fonction de la vitesse de l'écoulement (voir annexe 6.4 pour les détails).

Tableau 6.3. Journée pour la fin des cycles de mouillage-drainage des essais en grandes colonnes.

Cycle	1	2	3	4	5	6	7	R	8	9	10
Temps depuis le début des essais (jours)	61	106	137	164	195	225	270	309	329	360	396

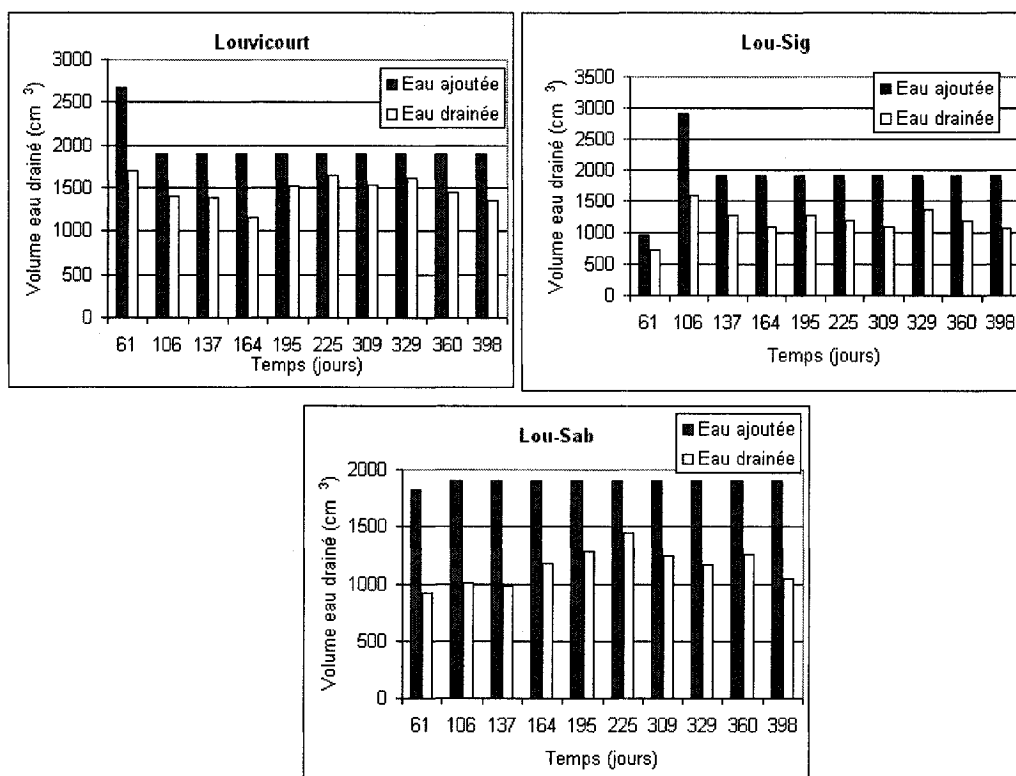


Figure 6.1. Comparaison entre le volume d'eau ajoutée au début de chaque cycle et volume d'eau recueilli à la fin de chaque cycle de drainage.

La quantité totale de l'eau recueillie pendant le drainage a été comparée à celle ajoutée dans la colonne au début de chaque cycle de drainage. Les débits ponctuels et cumulés ont été calculés en fonction du temps. La figure 6.1 montre les quantités d'eau ajoutées au début de chaque cycle ainsi que les volumes de lixiviat recueillis dans les bouteilles à la fin de chaque cycle (voir aussi annexe 6.4).

On peut ainsi noter que les volumes d'eau recueillis à la fin de chaque cycle sont toujours inférieurs à ceux ajoutés à cause de l'évaporation et de l'eau qui est retenue par les résidus dans la colonne. Les volumes d'eau recueillis diffèrent également d'un cycle à l'autre et d'une colonne de matériau à l'autre. Pour les résidus Louviourt, le volume d'eau recueilli se situe entre 60 et 87 % par rapport au 1900 cm³ de l'eau ajoutée le reste étant soit resté dans la colonne, soit évaporé. Il se situe entre 55 et 76 % pour le mélange Lou-Sig et entre 50 et 75 % pour le mélange Lou-Sab. Plus de détails peuvent être trouvés à l'annexe 6.4.

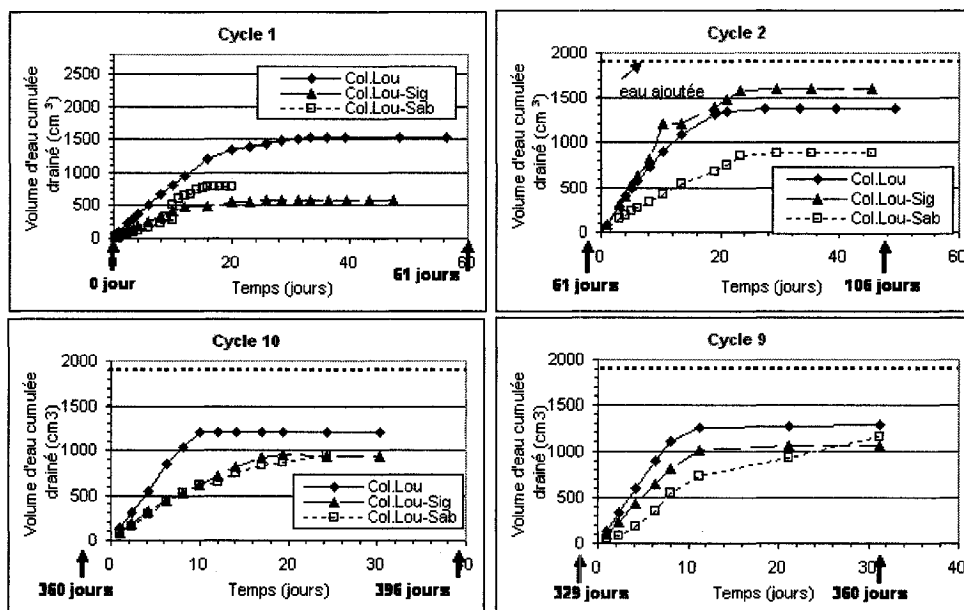


Figure 6.2. Volumes cumulés de lixiviat recueillis en fonction du temps pour les colonnes Louviourt, Lou-Sig et Lou-Sab.

C'est dans la colonne de résidus Lou-Sab que l'on recueille le moins d'eau par rapport à l'eau ajoutée. Ceci est causé par la vitesse d'écoulement de l'eau qui y est plus lente comparativement aux autres colonnes, comme nous allons le voir plus loin.

La figure 6.2 présente les volumes d'eau recueillis en fonction du temps pour quelques cycles de drainage et mouillage. La vitesse d'écoulement de l'eau est différente d'une colonne à l'autre ainsi que d'un cycle à l'autre pour une même colonne (voir aussi annexe 6.4).

On peut noter que la fin de l'écoulement de l'eau se fait à différents temps pour les différentes colonnes. Pour les résidus Louvicourt, l'écoulement de l'eau est presque terminé entre 10 et 11 jours sauf pour le premier cycle où ce temps est plus long d'au moins 30 jours. Durant cette période, le volume d'eau total recueilli varie entre 1000 et 1400 cm³ sur les 1900 cm³ ajoutés. Pour les résidus Lou-Sig, la fin de l'écoulement varie entre 15 et 23 jours après de début des cycles de drainage. Le volume d'eau recueillie pendant ce temps varie entre 900 et 1500 cm³. Pour les résidus Lou-Sab, la fin de l'écoulement est rarement atteinte et au moment de commencer un nouveau cycle, l'écoulement de l'eau de la colonne n'est généralement pas tout à fait terminé.

La colonne Louvicourt avec une nappe plus profonde, montre des vitesses d'écoulement plus élevées par rapport aux deux autres colonnes. Pour les cycles 1 et 2, 80 % de l'eau ajoutée est drainé après 15 jours. Pour les autres cycles, le temps de drainage est plus rapide; 80 % de l'eau sont drainés entre 5 et 10 jours. Ceci pourrait être lié soit à une meilleure saturation des résidus (moins d'air dans les vides), soit à l'existence d'un écoulement préférentiel.

Pour les colonnes de mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, la position de la nappe est à -55 cm par rapport à la surface des résidus. La vitesse d'écoulement de l'eau est plus rapide dans la colonne Lou-Sig comparativement à la colonne Lou-Sab. Cette différence est partiellement liée au plus faible indice des vides des résidus Lou-Sab ($e = 0,37$). On note que 80 % de l'eau ajoutée est drainée après 11 à 14 jours pour les résidus Lou-Sig et 15 à 25 jours pour les résidus Lou-Sab.

La teneur en eau de la couche de sable au dessus des résidus a été mesurée à l'aide d'une sonde RDT (préalablement calibrée) placée perpendiculairement aux parois de la colonne.

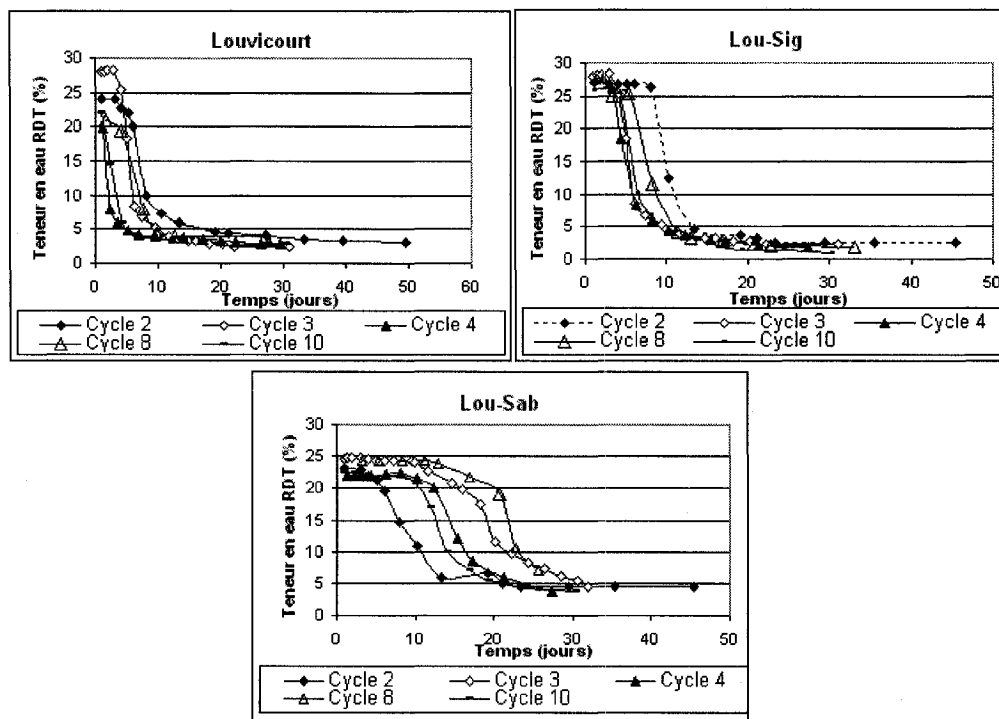


Figure 6.3. Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de sable dans les grandes colonnes de résidus (résultats montrés pour quelques cycles).

Rappelons que la teneur en eau volumique résiduelle du sable déterminée sur la courbe de rétention d'eau obtenue d'après le modèle de Kovács modifié (MK) est de 3 % pour une succion d'environ -24 cm d'eau. Celle mesurée sur la courbe de rétention d'eau (essai de drainage en grande colonne) est de 5 %. La teneur en eau volumique du sable au moment du montage des colonnes, obtenue après séchage au four, est de 4,61 % pour la colonne de résidus Louvicourt, 9,10 % pour la colonne de mélange Lou-Sig et 9,0 % pour la colonne de mélange Lou-Sab.

Au cours des essais de drainage, les teneurs en eau dans le sable évoluent quelque peu différemment d'une colonne à l'autre et d'un cycle à l'autre. À la figure 6.3, on présente l'évolution des teneurs en eau volumique dans le sable dans les 3 colonnes et pour quelques cycles. La figure 6.4 montre une comparaison de l'évolution des teneurs en eau dans la couche de sable des différents matériaux dans les colonnes. On peut noter que pour la colonne de résidus Louvicourt qui possède une nappe à -175 cm par rapport à la surface

des résidus, la désaturation de la couche de sable est plus rapide comparativement aux colonnes de mélanges Lou-Sig et Lou-Sab. La teneur en eau volumique dans le sable au dessus des résidus Louvicourt passe de 23-27 % à 5 % entre les jours 4 et 7 pour l'ensemble des différents cycles de drainage, sauf pour le cycle 1 où le temps de drainage est plus long (de 19 jours). Pour la colonne de mélange Lou-Sig, la teneur en eau volumique dans le sable passe de 27-28 % à 5 % entre les jours 7 et 10 avec un temps plus long pour le cycle 1 (de 13 jours). Pour la colonne de mélange Lou-Sab, la désaturation du sable est beaucoup plus lente et une teneur en eau volumique de 5 % est atteinte entre les jours 21 et 30. La désaturation dans le sable est fonction de la vitesse d'écoulement de l'eau dans la colonne.

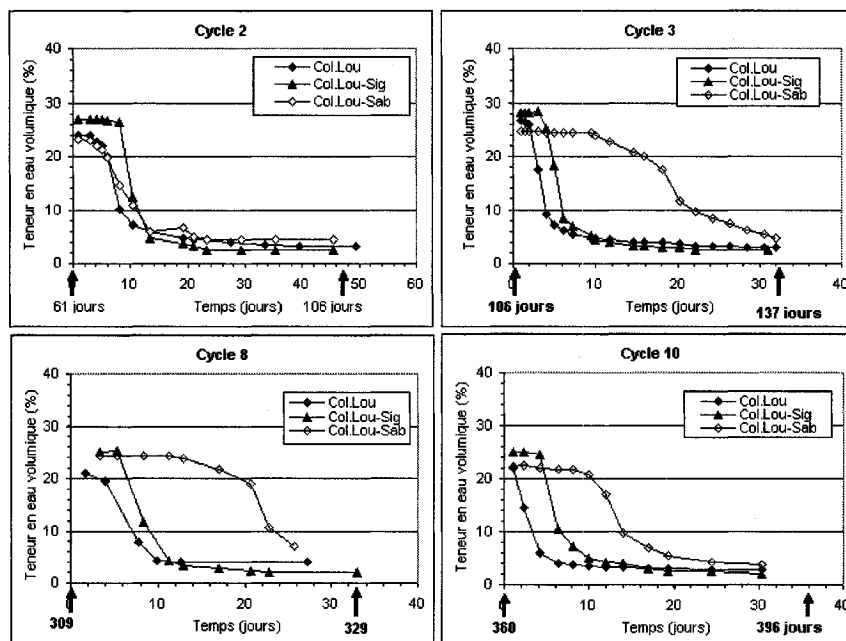


Figure 6.4. Comparaison de l'évolution de la teneur en eau dans la couche de sable des 3 grandes colonnes à divers cycles.

Il faut noter que les sondes RDT ainsi que les capteurs de pressions placées dans les matériaux pour suivre l'évolution de la teneur en eau et de la succion n'ont pas donné de résultats satisfaisants. Pour les RDT, il a été impossible de lire des valeurs sur l'appareil de mesure qui affiche toujours le message « out of range ». Ceci est probablement lié à l'effet

de la conductivité électrique élevée dans les résidus (Friedman ; 2005) et de la présence de sulfures (Robinson et al. 1994). Pour les capteurs de pressions, les valeurs de succions mesurées ne correspondaient pas à ce qui était observé le long des colonnes. Aussi nous n'avons pas tenu compte de ces résultats.

6.3. Qualité de l'eau

Les trois grandes colonnes ont été soumises à un rinçage environ une fois par mois avec l'ajout de 1900 cm³ d'eau déminéralisée (EDM). Pour le premier cycle de drainage, le surnageant a été utilisé comme dans le cas des petites colonnes. Sa composition chimique est consignée sur le tableau 6.4.

Pour les résidus Louvicourt, on note des valeurs plus élevées en sulfates, acidité et en métaux, ce qui montre qu'il y a eu vraisemblablement une légère oxydation des résidus lors de leur entreposage avant le début des essais en grande colonne. Le lixiviat recueilli au bas des colonnes a été analysé pour un suivi des différentes caractéristiques chimiques. Comme pour les petites colonnes, pour chaque cycle, les 50 premiers ml environ ont subi une analyse chimique détaillée pour chaque cycle. Des prélèvements à différentes hauteurs à travers des septa installés dans les colonnes ont été réalisés dans le but d'un suivi de l'évolution chimique le long des colonnes.

Les résultats obtenus pour les 10 cycles de drainage sont présentés dans les paragraphes qui suivent. On analysera d'une part la chimie du lixiviat recueilli au bas de la colonne, et d'autre part la chimie de l'eau au niveau des différents points de prélèvements placés le long des colonnes. Les résultats des analyses chimiques sont montrés à l'annexe 6.5 et 6.6.

6.3.1. Chimie du lixiviat prélevé au bas des colonnes

6.3.1.1 Conductivité, salinité, alcalinité, acidité, pH, Eh

Les résultats des analyses chimiques pour la conductivité, la salinité, l'alcalinité l'acidité, le pH et le Eh sont montrés sur la figure 6.5. L'ensemble des résultats des analyses chimiques est consigné à l'annexe 6.5. Rappelons que les colonnes ont subi un rinçage forcé (continu) entre 270 et 309 jours afin d'éliminer les produits de l'oxydation locale des résidus dû à une grande accessibilité des résidus à l'oxygène.

On peut constater qu'à la fin du cycle 1, soit après 61 jours de drainage, qu'il y a une baisse de la conductivité électrique dans les 3 colonnes vraisemblablement à cause du rinçage. Les valeurs de conductivité changent peu par la suite du moins pendant les 166 premiers jours.

Pour les résidus Louvicourt, les valeurs de conductivité augmentent à partir du jour 196 jours (à cause de l'oxydation des résidus) pour ensuite diminuer pendant la période de rinçage forcé.

Tableau 6.4. Compositions chimiques des différents surnageants utilisés dans les grandes colonnes.

Élément (ppm)	Surnageant		
	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab
pH	7,60	8,37	8,26
Salinité (%)	1,8	1,8	1,5
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	3610	3570	3240
Eh (mV)	236	238	189
Alcalinité	86	75	129
Acidité	55,6	26	21,2
SO ₄	2440	1920	1320
Fe	2,5	1,19	0,18
Mn	1,66	1,29	0,45
Ca	650	530	310
Mg	300	205	178
K	50	31,5	29,5
Na	97,6	72	75,0
Si	10,2	3,2	4,0
Al	6,7	0,6	0,6
Ni	0,14	0,05	0,06
Zn	1,39	1,62	0,5
Cu	0,6	0,16	0,11
Pb	<0,02	<0,11	<0,02

La tendance à la baisse se maintient jusqu'à la fin des essais. Pour les colonnes de mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, les valeurs de la conductivité et de la salinité baissent progressivement au fil des cycles de drainage à cause du lessivage des éléments en solution.

Cette baisse est plus marquée pour le mélange Lou-Sab avec des valeurs qui passent d'environ 3000 à 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la fin des essais. L'évolution de la salinité suit assez bien celle de la conductivité électrique.

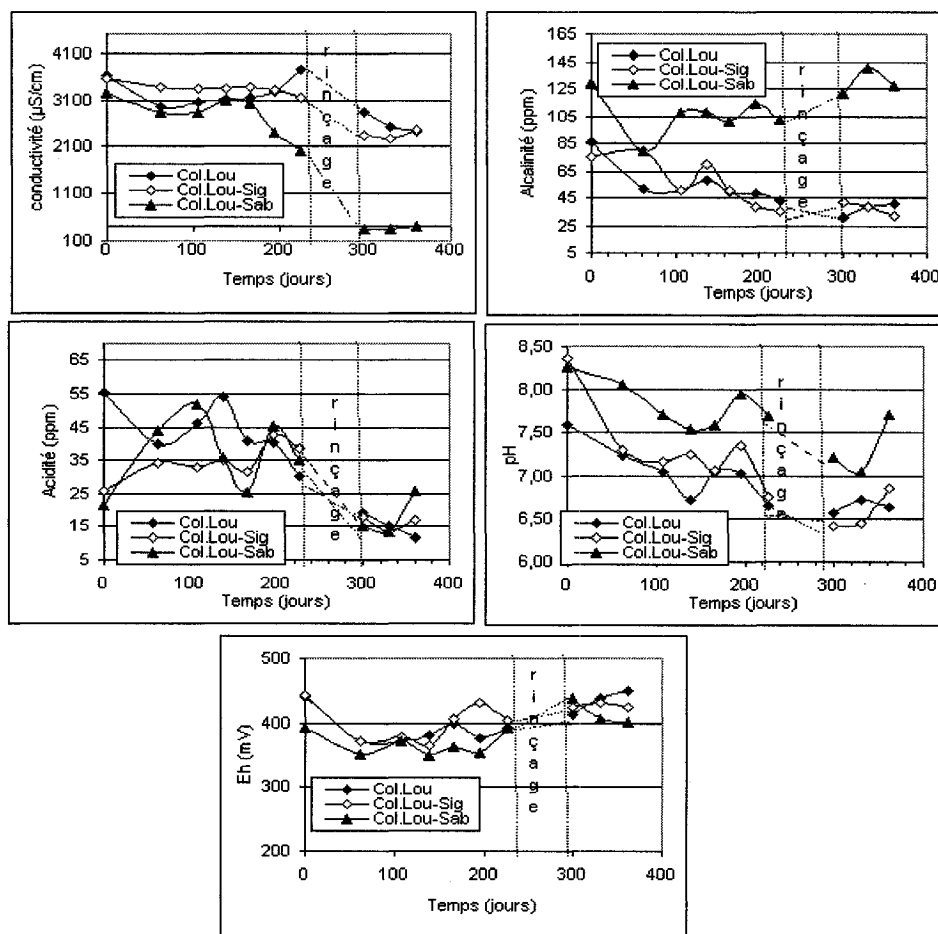


Figure 6.5. Évolution de la conductivité électrique, de l'acidité, de l'alcalinité, du pH et du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes de résidus Lou, Lou-Sig et Lou-Sab.

Le potentiel d'oxydo-réduction Eh évolue peu et reste entre 350-450 mV pour le lixiviat recueilli au bas des 3 colonnes. L'alcalinité diminue progressivement dans les résidus Louvicourt sans doute à cause de l'oxydation des sulfures.

Pour le mélange Lou-Sig, les valeurs passent de 80 ppm au début des essais à environ 40 ppm à la fin des essais. Pour le mélange Lou-Sab, l'alcalinité est plus élevée comparativement aux deux autres colonnes et se situe entre 80 et 140 ppm, ce qui peut traduire que dans cette dernière colonne que les sulfures oxydent le moins. Les valeurs de l'acidité fluctuent, mais montrent une tendance générale à la baisse dans toutes les colonnes. Le pH montre aussi une tendance à la baisse, mais reste proche de valeurs neutres passant de 7,5 à 8,5 à environ 6,5. Les valeurs les plus élevées du pH sont rencontrées dans la colonne de mélange Lou-Sab, ce qui peut être corrélé avec les valeurs élevées de l'alcalinité et l'écoulement plus lent de l'eau dans ces matériaux.

6.3.1.2. Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer

La figure 6.6 présente l'évolution des concentrations en sulfates (SO_4^{2-}), calcium, magnésium, manganèse et fer dans le lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes pendant les 10 cycles de drainage.

Les résultats montrent que dans les résidus Louvicourt, les concentrations en sulfates sont élevées (entre 1400 et 2150 mg/l) jusqu'au 5^{ème} cycle, c'est-à-dire après 196 jours. Ces concentrations augmentent légèrement par la suite (après 226 jours) ; elles passent alors de 1800 à 2160 mg/l. Les concentrations en sulfates évoluent peu dans la colonne Lou-Sig. Elles diminuent légèrement durant et après le rinçage forcé entre (270-309 jours). Dans la colonne Lou-Sab, la concentration en sulfates augmente légèrement jusqu'au 138^{ème} jour avant d'amorcer une baisse qui va s'accroître avec le rinçage forcé.

L'évolution des concentrations en Ca, Mg et Mn suit assez fidèlement celle des sulfates, ce qui reflète probablement les processus d'oxydation et de neutralisation, qui néanmoins restent relativement peu importants. Dans les résidus Louvicourt, après la période de rinçage forcée (entre 270 et 309 jours), Ca, Mg et Mn montrent une tendance à la baisse.

Pour les résidus Louvicourt, les concentrations en Ca fluctuent entre 450 et 600 ppm. Celles en Mg et Mn évoluent également assez peu initialement mais, elles baissent significativement après le rinçage forcé passant de 265 mg/L à environ 80 mg/L pour le magnésium et de 1 mg/L à 0,5 mg/L pour le manganèse.

Pour les résidus Louvicourt, les concentrations en fer qui sont assez élevées (2,50 ppm) au départ, (i.e dans le surnageant qui est le lixiviat initial) diminuent substantiellement dès le 2^{ème} cycle ; elles passent à des valeurs inférieures à 0,30 ppm.

Pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, les concentrations en fer restent faibles (inférieures à 0,50 ppm).

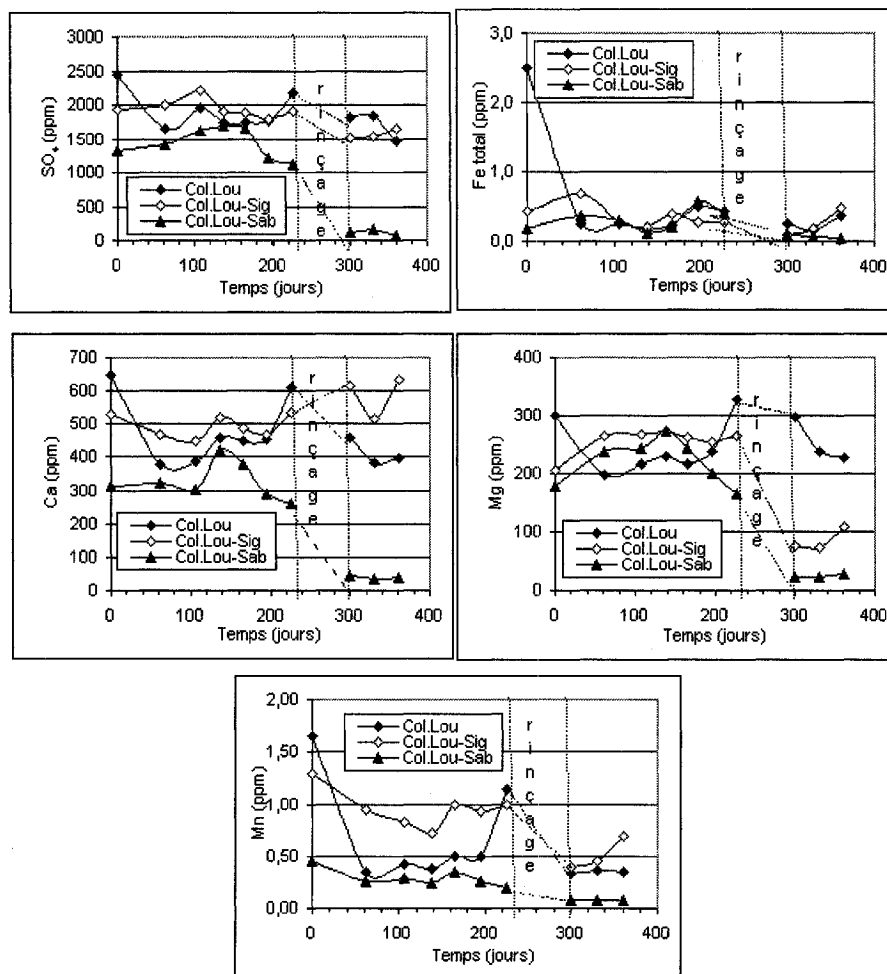


Figure 6.6. Évolution des sulfates, du fer total, du calcium, du magnésium et manganèse du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Lou, Lou-Sig et Lou-Sab.

6.3.1.3. Les métaux de base : zinc, cuivre, nickel, plomb

Les concentrations en Zn, Cu, Ni et Pb fluctuent d'un cycle à l'autre mais elles restent faibles, particulièrement pour Ni et Pb. Les concentrations en Ni et Pb sont souvent inférieures à 0,02 ppm

Les concentrations en Zn dépassent rarement 1,5 ppm et ont une tendance à la baisse vers la fin des essais. Les concentrations en Cu sont inférieures à 0,2 ppm avec les plus faibles teneurs dans la colonne Lou-Sab comme on peut le constater la figure 6.7 (voir aussi annexe 6.5). Les concentrations sont plus élevées dans le surnageant et elles baissent significativement après le premier cycle de drainage. Toutes ces valeurs de concentration des métaux ci-dessus obéissent aux exigences de la directive 019 mentionnées au tableau 5.9 du chapitre 5 précédent.

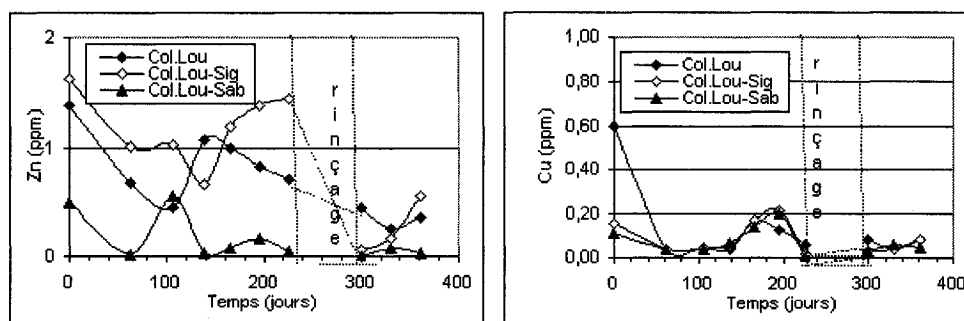


Figure 6.7. Évolution des concentrations en zinc et cuivre du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab.

6.3.1.4. Silice, aluminium, sodium, potassium

Les concentrations en silice et en aluminium sont essentiellement faibles pour tous les essais en colonnes et atteignent rarement 6 ppm telles que montrées sur la figure 6.8. Ceci montre qu'il y a très peu ou pas de dissolution des silicates (voir aussi annexe 6.5). Le potassium et le sodium ont le même comportement. Leurs concentrations baissent dans les 3 colonnes et de manière plus marquée pour la colonne Lou-Sab à cause du rinçage qui y est plus important.

6.3.2. Chimie du lixiviat aux points de prélèvement

Les points de prélèvement ont été installés à différents niveaux des colonnes. L'emplacement de ces points est consigné au tableau 6.5.

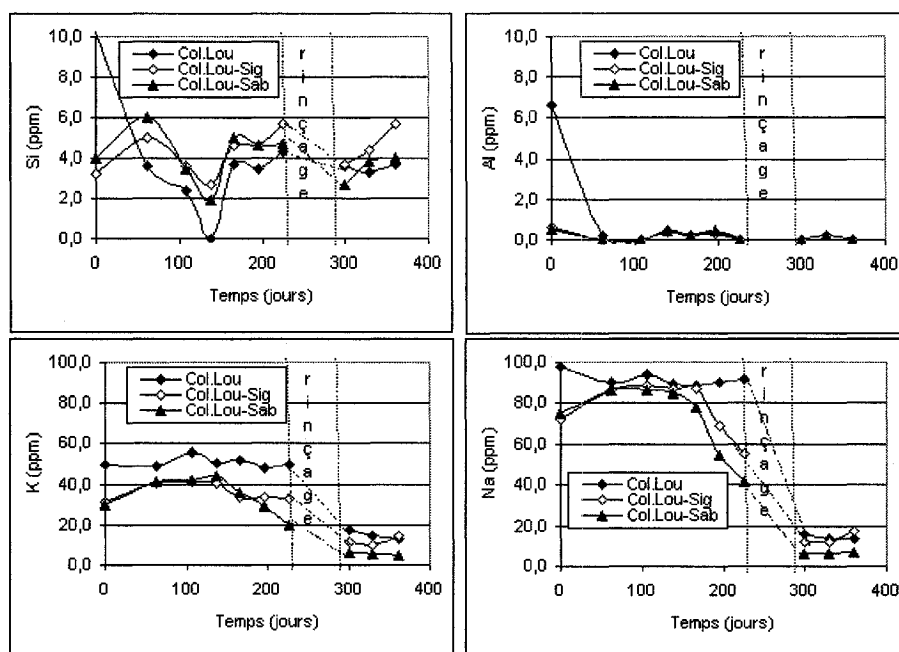


Figure 6.8. Évolution des concentrations en silice, aluminium, potassium et sodium du lixiviat recueilli au bas des grandes colonnes Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab.

Tableau 6.5. Position des points de prélèvement de lixiviats dans les grandes colonnes (à partir du bas de la colonne).

Louvicourt		Lou-Sig		Lou-Sab	
L ₁ -Lou	1,52 m	L ₁ -Sig	1,10 m	L ₁ -Sa	1,06 m
L ₂ -Lou	1,20 m	L ₂ -Sig	0,88 m	L ₂ -Sa	0,86 m
L ₃ -Lou	0,81 m	L ₃ -Sig	0,46 m	L ₃ -Sa	0,39 m
L ₄ -Lou	0,35 m	L ₄ -Sig	0,06 m	L ₄ -Sa	0,03 m
L ₅ -Lou	0,02 m				

Les prélèvements de lixiviat ont été faits avec une seringue introduite dans la colonne au niveau de chaque point de prélèvement. L'évolution des concentrations des différents éléments chimiques le long des 3 grandes colonnes de résidus est présentée dans les paragraphes qui suivent. L'ensemble des résultats des analyses chimiques est consigné à l'annexe 6.6.

Les figures 6.9 à 6.14 présentent les résultats des cycles de drainage 1, 2 ou 3, 7, 8 (0), 10 choisis pour leur représentativité, ainsi que ceux du surnageant initial des résidus avant le montage dans les colonnes.

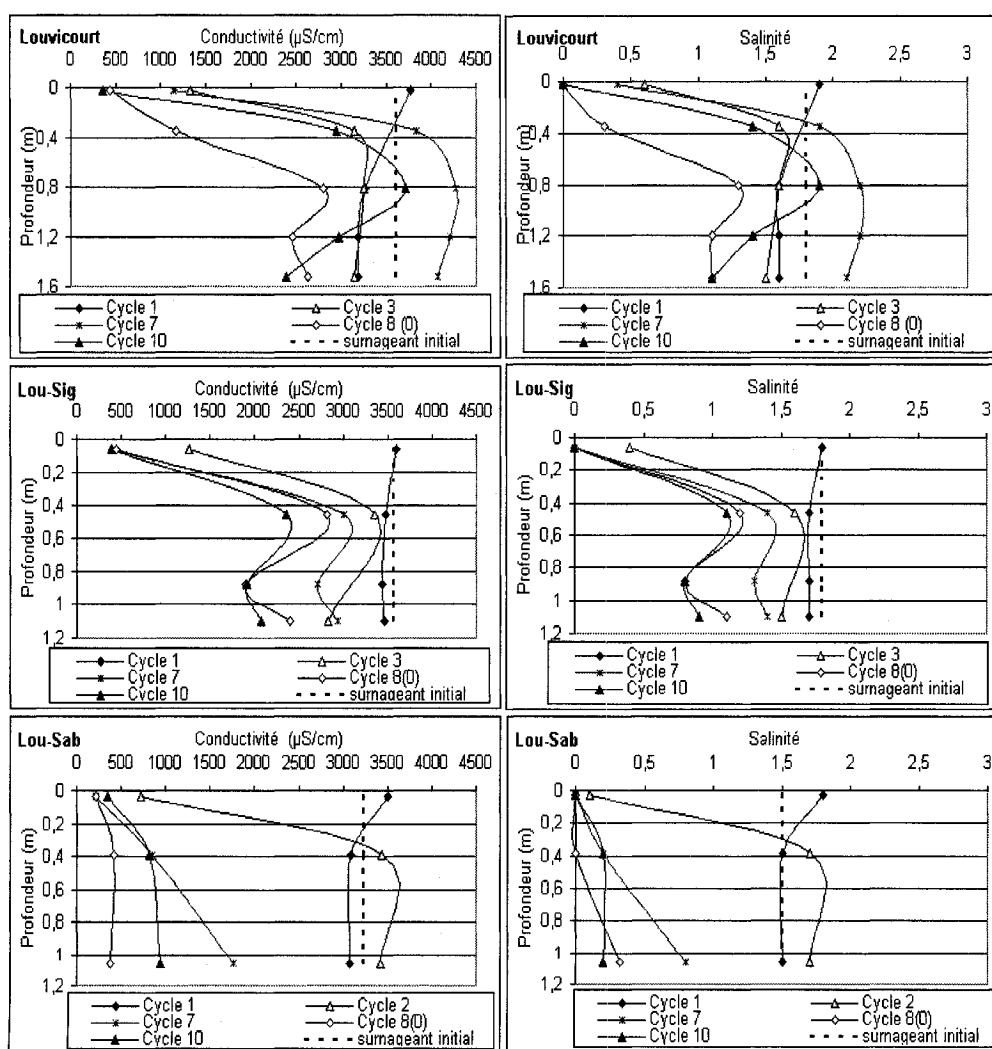


Figure 6.9. Évolution de la conductivité électrique et de la salinité le long des grandes colonnes.

Pour le cycle 1, les prélèvements ont été faits peu après le montage des colonnes, juste avant le début des essais de drainage. Pour les autres cycles, les prélèvements ont été faits à différents temps selon de la vitesse de drainage.

L'objectif a été de faire ces prélèvements au moment où il reste suffisamment d'eau interstitielle dans les résidus. Le cycle 8(0) est pris comme point de référence après la période de rinçage forcé des résidus (entre les jours 270 et 309). Il ne nous a pas été possible de faire des prélèvements en certains points de prélèvement (comme L₂Sa) au cours des essais de drainage parce que tout simplement, on n'a pas réussi à tirer l'eau avec la seringue.

6.3.2.1 Conductivité électrique, salinité, pH, Eh

Les résultats résumés aux figures 6.9, 6.10 (voir aussi annexe 6.6) montrent que les valeurs de la conductivité baissent progressivement dans les colonnes par rapport aux valeurs initiales du surnageant, à partir du cycle 7 c'est-à-dire après 236 jours.

Cette baisse qui est liée à l'effet du lessivage des éléments en solution, est principalement plus marquée vers le sommet à partir des points L₃Lou, L₃Sig. Les valeurs qui sont de 3000 à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vers la base passent à 350-200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vers le sommet des résidus. Les plus fortes baisses sont notées dans la colonne Lou-Sab, qui présente d'ailleurs des valeurs faibles sur toute sa longueur, même à la base. Ceci traduit un lessivage plus important dans la colonne Lou-Sab. L'évolution de la salinité le long des colonnes suit celle de la conductivité avec des valeurs plus faibles près du sommet.

Le potentiel d'oxydo-réduction évolue peu dans les colonnes, avec des valeurs qui se situent entre 350mV et 550 mV. Ces valeurs ont été rapportées à celles de l'électrode de référence (204 mV). Les plus fortes valeurs de Eh sont souvent notées près de la surface des résidus où vraisemblablement la présence plus importante d'oxygène permet l'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} .

Le pH baisse légèrement passant de 7,5 à environ 6 pour les résidus Louvicourt. Les valeurs sont plus faibles près de la surface des résidus à cause de l'oxydation des sulfures dans cette partie des résidus. Il faut noter cependant que des valeurs plus faibles (inférieures à 5), qui ne sont pas présentées ici ont été mesurées à la surface des résidus entre les cycles de drainage 6 à 8.

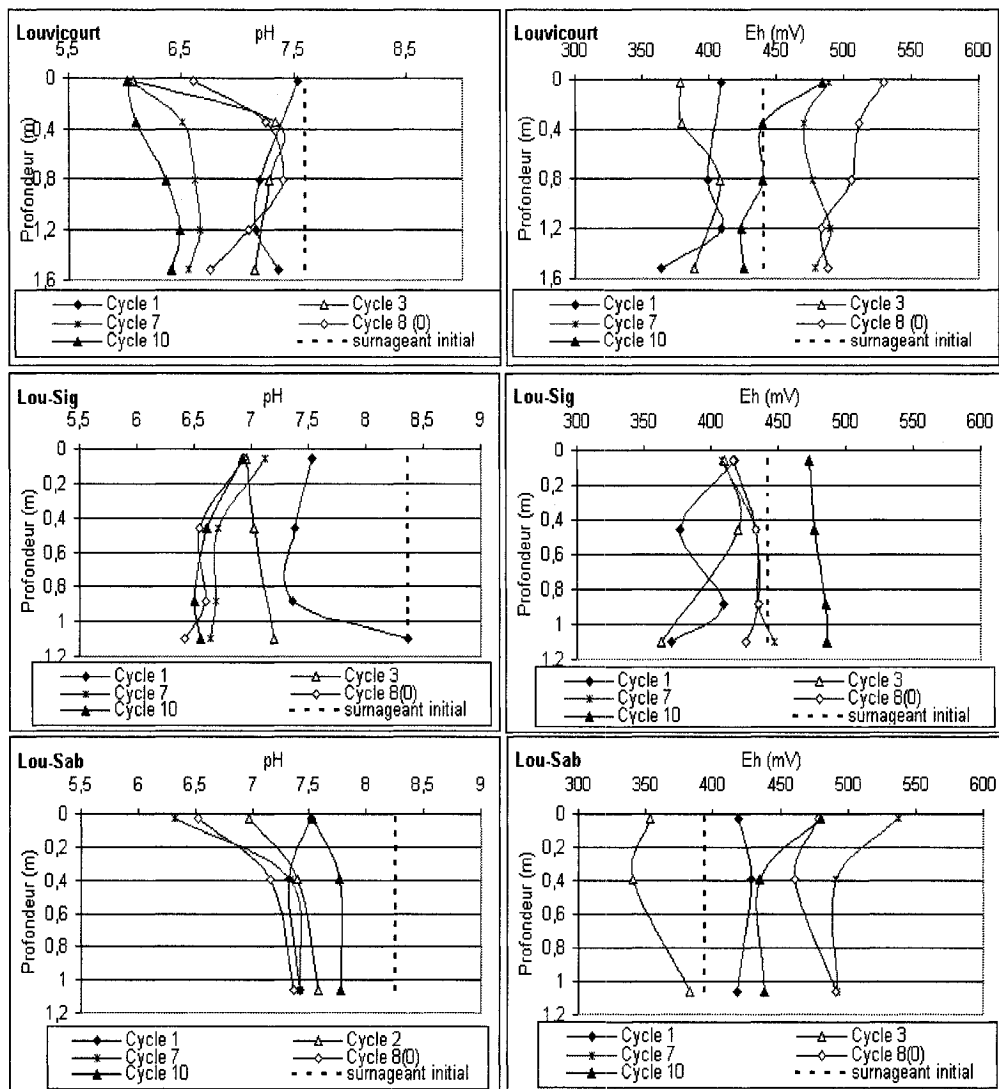


Figure 6.10. Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) et du pH mesurés le long des grandes colonnes.

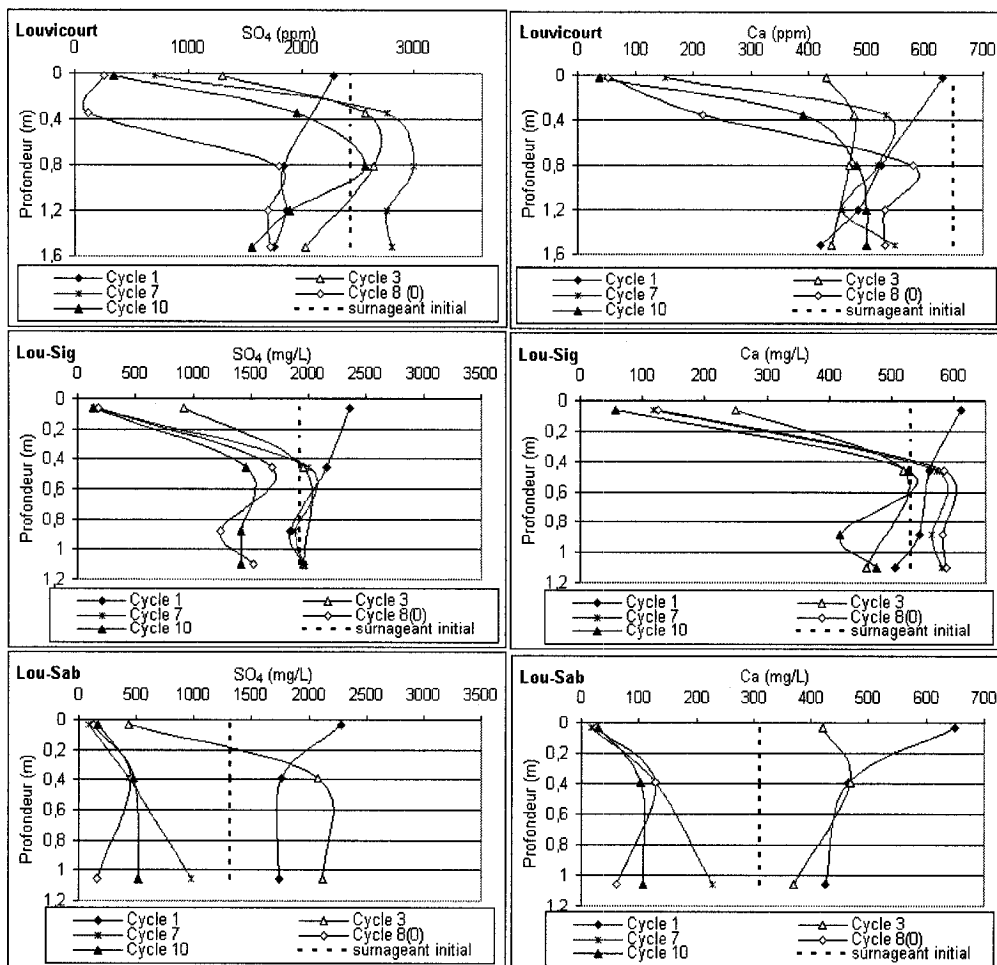


Figure 6.11. Évolution des concentrations en sulfate et en calcium le long des grandes colonnes.

Ces pH faibles semblent être causés par une oxydation locale plus importante des résidus et une précipitation d'oxyhydroxydes de fer comme la goethite ou la ferrihydrite. Pour le mélange Lou-Sig, le pH passe de 8,4 à environ 6,5 près de la surface des résidus. Là également (comme dans le cas des résidus Louvicourt), des valeurs plus faibles (inférieures à 5) ont été mesurées près de la surface des résidus. La colonne Lou-Sab montrent les valeurs de pH les plus élevées avec une tendance à la hausse vers la fin des essais de drainage (cycle 10). On note cependant une légère diminution des valeurs du pH (tout comme dans les autres colonnes) près de la surface des résidus.

6.3.2.2 Sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer et oxygène dissous

Les figures 6.11, 6.12 et 6.13 montrent l'évolution des concentrations en sulfate, calcium, magnésium, manganèse, fer total ainsi qu'en oxygène dissout le long des 3 grandes colonnes. On peut ainsi observer que l'évolution des sulfates suit assez fidèlement celle de la conductivité électrique et de la salinité avec des valeurs plus faibles près de la surface des résidus. Les valeurs mesurées pendant toute la durée des essais sont plus faibles par rapport aux valeurs initiales sauf pour les cycles 6 et 7 qui montrent des valeurs plus élevées (en raison de l'oxydation localisée des résidus). La colonne Lou-Sab est celle qui contient le moins de sulfates.

Dans les 3 colonnes, les valeurs de pH les plus faibles sont observées près de la surface des résidus, ce qui traduit vraisemblablement une oxydation plus importante des sulfures. Toutefois, les faibles pH ne correspondent pas à des valeurs plus élevées en sulfates. Il en est de même pour la conductivité électrique et la salinité. Ceci peut s'expliquer par le rinçage qui entraîne des éléments en solution vers le bas de la colonne au cours des différents cycles de drainage. Les concentrations en fer fluctuent d'un point de prélèvement à l'autre dans la colonne, avec parfois des valeurs nettement plus élevées à certains points de prélèvements. Ceci semble être causé par une oxydation locale des résidus en ces points. À la fin des essais, les concentrations en fer sont plus élevées par rapport aux concentrations initiales des différents surnageants. Le fer semble suivre le manganèse.

L'évolution des concentrations en calcium et en magnésium suit celle des sulfates. On observe aussi une baisse des concentrations près de la surface des résidus. Les concentrations en manganèse augmentent légèrement en surface, avec cependant de fortes valeurs localisées au niveau de certains points de prélèvement (comme L₅Lou pour le cycle 7).

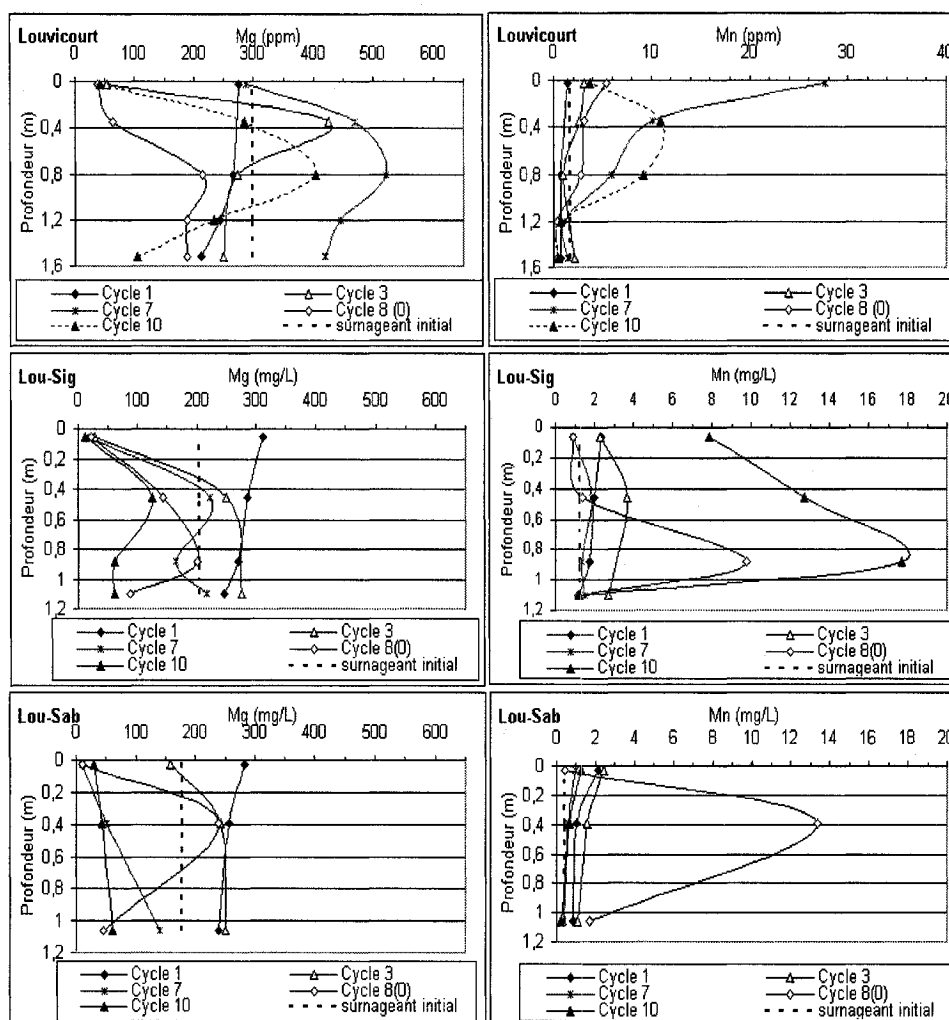


Figure 6.12. Évolution des concentrations en magnésium et en manganèse le long des grandes colonnes.

Pour le point L₂Sig, les fortes teneurs en manganèse au cycle 8 correspondent à des teneurs élevées en Ca, Mg et Fe. Ces teneurs locales plus élevées peuvent s'expliquer par une oxydation localisée des résidus. Pour la colonne Lou-Sab, la baisse de la concentration en calcium et en magnésium est beaucoup plus importante que dans les autres colonnes à cause du rinçage qui est plus important dans cette colonne.

Au point L₃Sab, les concentrations plus élevées en Fe, Mg, Ca et Mn correspondent vraisemblablement à une oxydation localisée des résidus. Les concentrations initiales en oxygène dissous dans les surnageants sont comprises entre 4 et 5 mg/L.

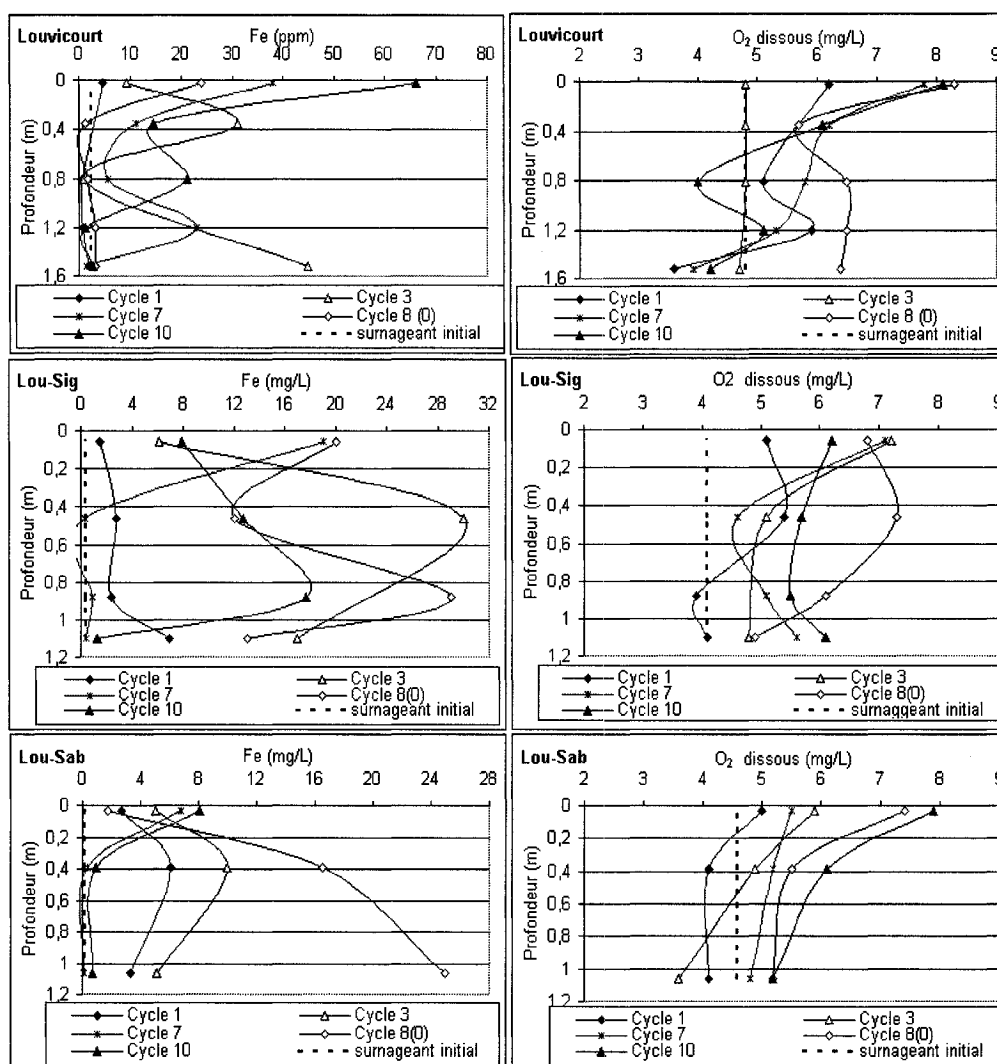


Figure 6.13. Évolution des concentrations en fer et en oxygène dissous le long des grandes colonnes.

Celles de l'eau déminéralisée utilisée pour le drainage des colonnes se situent entre 9 et 10,5 mg/L (soit saturée en oxygène). Pendant les essais, les concentrations se situent entre 3,5 et 6,5 mg/L sur environ les 2/3 de la longueur des colonnes. Vers la surface des résidus,

les concentrations augmentent pour se situer entre 5 et 10 mg/L. Il y a donc une augmentation près de la surface des concentrations en oxygène comparativement aux valeurs initiales.

6.3.2.3 Les métaux de base : zinc, cuivre, nickel, Pb

Pour la colonne Louvicourt, les concentrations du zinc et du cuivre sont assez faibles à la base des colonnes (figure 6.14), mais elles augmentent près de la surface des résidus, soulignant ainsi une plus forte oxydation des sulfures à cet endroit. Pour les colonnes Lou-Sig et Lou-Sab, les concentrations en Zn et Cu sont assez faibles tout le long des colonnes (proches des valeurs initiales).

Cependant, des valeurs très élevées ont été mesurées aux points L₂Sig pour la colonne Lou-Sig et L₃Sa pour la colonne Lou-Sab. Ces valeurs élevées en Zn et Cu sont liées aux valeurs élevées en Ca, Fe, Mn, Fe, Mg et indiquent une oxydation localisée des résidus au niveau des points concernés à cause des problèmes d'étanchéité. Les concentrations en nickel et plomb restent en général très faibles pendant toute la durée des essais (voir annexe 6.6).

Les concentrations en zinc, cuivre, nickel, Pb dépassent largement les limites des exigences de la directive 019 près de la surface des résidus Louvicourt avec des valeurs qui atteignent 45 mg/L pour le zinc et près de 8 mg/L pour le cuivre. Ceci n'est pas le cas dans des mélanges Lou-Sig et Lou-Sab (environ 15 % de pyrite) où les valeurs sont dans l'ensemble inférieures aux exigences de cette directive.

6.3.2.4. Silice, aluminium, sodium, potassium

Les concentrations en silice et en aluminium baissent rapidement dès le début du deuxième cycle (61 jours) et les valeurs restent en général faibles jusqu'à la fin des essais. Les pics de valeurs élevées en Si et Al correspondent à des zones d'oxydation localisée tels les points L₂Sig et L₃Sa. Il y aurait une dissolution des silicates en ces points. Les concentrations en sodium et en potassium baissent aussi, principalement près de la surface des résidus, surtout durant la période de rinçage forcé. Pour des détails, on peut consulter l'annexe 6.5.

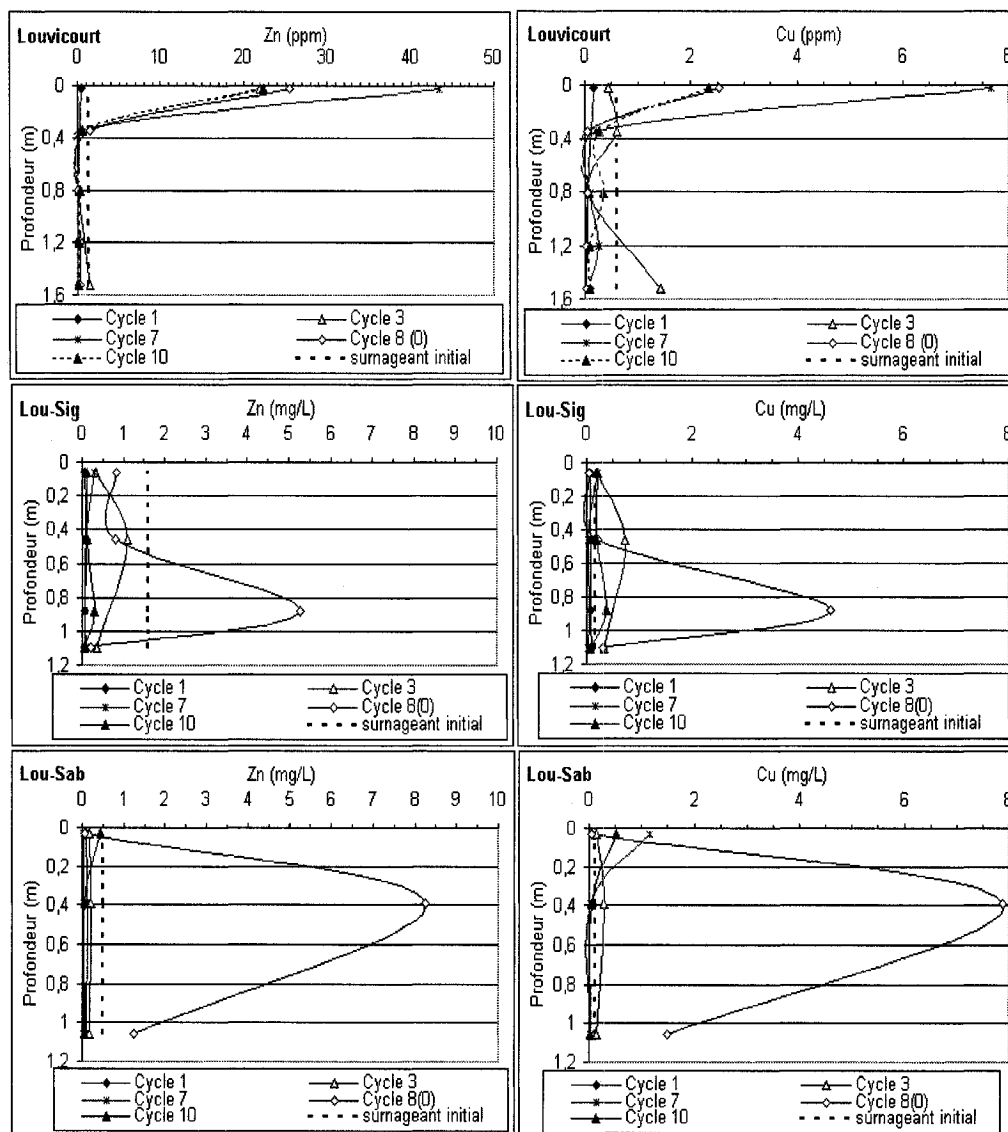


Figure 6.14. Évolution des concentrations en zinc et en cuivre le long des grandes colonnes.

6.4. Consommation d'oxygène

Les essais de consommation d'oxygène dans les grandes colonnes ont été réalisés comme dans les petites colonnes, en plaçant un couvercle étanche muni d'un capteur à oxygène au-dessus des résidus. Le capteur mesure la décroissance de l'oxygène dans le réservoir source. Le flux d'oxygène dans les résidus a été évalué en utilisant les mêmes méthodes que pour le cas des petites colonnes. Les essais ont été effectués pendant le cycle 10 après

360 jours de drainage. Les essais effectués avant cette date n'ont pas montré une consommation de l'oxygène pendant 24 à 48 heures. Il y a eu 3 essais pour les résidus Louvicourt et 2 essais pour chacun des résidus Lou-Sig et Lou-Sab. L'ensemble des résultats des essais est consigné à l'annexe 6.7. La figure 6.15 montre l'évolution de la concentration en oxygène dans les 3 colonnes de résidus durant les mesures. On peut noter que la consommation d'oxygène par les résidus est lente. Par exemple pour obtenir une baisse de 2 % (soit environ 0,84 moles d'oxygène) dans le réservoir source, il faut environ 22 h pour les résidus Louvicourt, 7 h pour les résidus Lou-Sig et 24 h pour les résidus Lou-Sab. Cette baisse lente est en partie liée à la grandeur du réservoir source (11-12 cm de hauteur) auquel on ajoute l'équivalent du volume des vides dans la couche de sable. La faible vitesse de consommation en oxygène est aussi liée à un degré de saturation élevé des résidus.

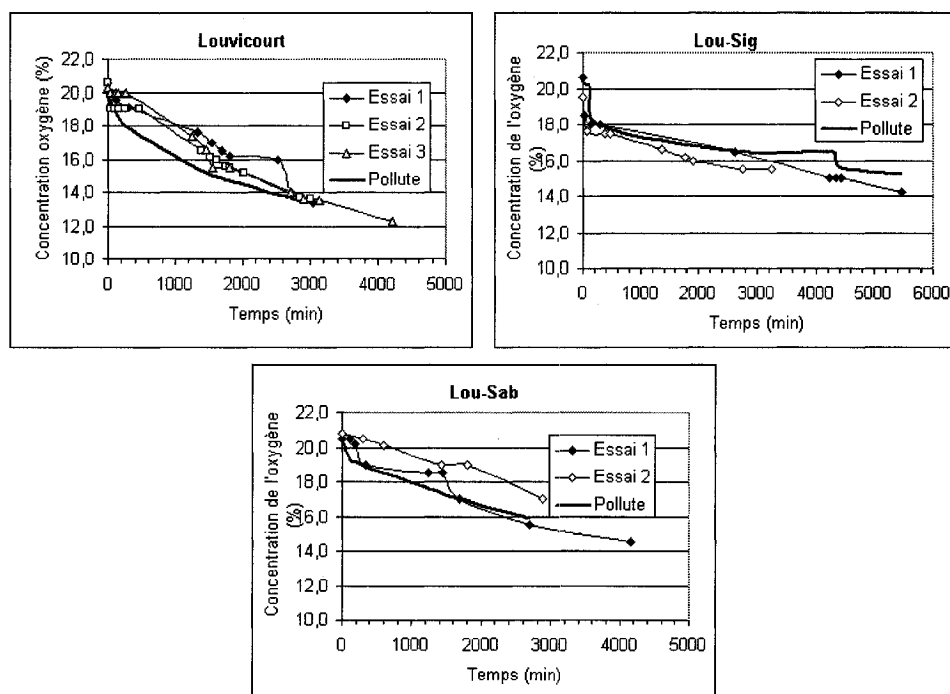


Figure 6.15. Résultats observés et modélisés avec Pollute de l'évolution des concentrations en oxygène à la fin du cycle 10 dans les grandes colonnes.

Le tableau 6.6 résume les valeurs moyennes des quantités d'oxygène consommées dans les résidus au cours du cycle 10. Le coefficient du taux de consommation K_r est calculé d'après la méthode de Collin (1987) d'une part et estimé avec le logiciel Pollute selon les mesures d'autre part. La teneur en eau dans la couche de sable au dessus des résidus est celle donnée par la sonde RDT (voir figure 6.3, 6.4 et annexe 6.4). Les teneurs en eau dans les résidus sont celles obtenues lors du démontage des colonnes. Les flux d'oxygène ont été calculés à partir du logiciel Pollute, comme décrit par Mbonimpa et al. (2002) et par Bussière et al. (2002). La méthode de courte durée de Elberling et al. (1994 ; 1996) n'a pas été utilisée compte tenu de la durée des essais. La réaction cinétique de premier ordre n'a pas été respectée.

Les résultats montrent que les résidus étant très saturés, le coefficient de diffusion D_e est dans l'ensemble faible. Ceci fait que les flux d'oxygène dans les résidus sont faibles. Ces flux sont généralement inférieurs à 0,1 moles/m²/jour (soit $1,16 \times 10^{-6}$ moles/m²/s).

Tableau 6.6. Évaluation du flux d'oxygène dans les résidus.

	Hauteur	S_r	θ_{eq}	D_e	K_r	K_r	O ₂ Flux
Résidus	Source			Aachib et al.2004	Collin (1987)	Pollute	Pollute
	cm	%		m ² .j ⁻¹	j ⁻¹	j ⁻¹	molesm ⁻² .j ⁻¹
Louvicourt	12,54	84,7	0,08	1,93E-02	10,12	0,06	0,024
Lou-Sig	12,24	90,5	0,04	6,6E-03	1,98	0,12	0,032
Lou-Sab	11,03	91,0	0,01	1,89E-02	1,77	0,38	0,014

6.5. Démantèlement des grandes colonnes

Le démantèlement des colonnes a commencé une semaine après le dernier cycle de drainage, soit après 400 jours. La méthode de démantèlement et de récupération des échantillons est décrite dans le chapitre 3. Le démantèlement s'est fait par sections de colonne. Chaque section a été pesée et la hauteur des résidus mesurée. La colonne Louvicourt comporte 4 sections de 50 cm chacune alors que les colonnes Lou-Sig et Lou-

Sab en comportent 3 chacune. Les résidus ont été découpés en tranches de 1 à 10 cm d'épaisseur selon leur position dans la colonne. L'échantillonnage a été plus serré près de la surface des résidus (échantillons entre 1 et 2 cm d'épaisseur). La couche de sable au dessus des résidus a été enlevée par couches minces de 1 à 3 cm d'épaisseur. Les analyses post-démantèlement ont porté sur la détermination des teneurs en eau dans le sable et des résidus afin d'établir un profil des degrés de saturation et de l'indice des vides. Des analyses granulométriques, minéralogiques et chimiques ont été effectuées afin de comparer les caractéristiques initiales des résidus au moment du montage à celles finales au démantèlement des colonnes.

6.5.1. Apparence visuelle des résidus au démontage des colonnes

Les résidus présentent des traces d'oxydation de couleur jaune-brun à brun dans toutes les colonnes. L'oxydation progresse en général à partir de la surface des résidus en isolant parfois des zones non oxydées. Des traces d'oxydation sont observées localement le long de la colonne, principalement dans la partie supérieure (figure 6.16 a).

On en observe aussi autour des géotextiles collés sur les parois des colonnes au niveau de quelques points de prélèvement du lixiviat et près de certains points d'insertion des sondes RDT et des capteurs de pression. Le découpage des échantillons a cependant montré que la plupart de ces zones d'oxydation sont superficielles, limitées aux parois des colonnes et ne pénètrent pas à l'intérieur des résidus. Dans la partie inférieure de la colonne, ces traces d'oxydation sont rares et les résidus n'ont pas du tout oxydé (figure 6.16 b).

La colonne Louvicourt montre des résidus plus oxydés. Des taches d'oxydation (de dimensions variables) sont observées sur au moins 1 m à partir de la surface des résidus. Dans les zones non oxydées, l'aspect des résidus au démontage des colonnes a peu changé par rapport à celui observé au montage.

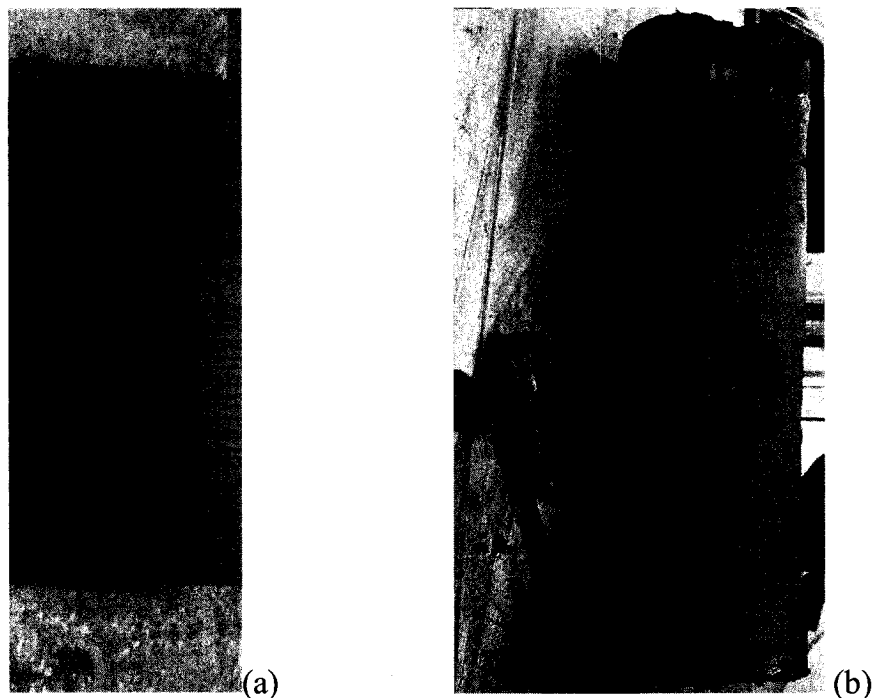


Figure 6.16. Aspect des résidus Louvicourt au démontage des grandes colonnes. (a) : section entre 100 et 150 cm avec taches d'oxydation en jaune orangé. (b) : section entre 50-100 cm.

Dans toutes les colonnes, le sable au contact avec les résidus est coloré en jaune orangé sur au moins 1 à 3 cm comme observé aussi par Dagenais (2005).

Des fissures peu profondes (entre 2 à 3 cm) dont la largeur peut atteindre 5 mm sont observées dans la partie supérieure des résidus Louvicourt et un peu moins dans le mélange Lou-Sig. Des fissures ont également été observées sur le pourtour des géotextiles au niveau des points de prélèvement du lixiviat. Leur existence peut s'expliquer par les phénomènes de retrait que l'on peut observer lors de la désaturation des résidus comme déjà mentionnée par Robinsky (1999), Jewell et al. (2002), et Martin et al. (2006).



Figure 6.17. Fissures tapissées d'oxyhydroxydes de fer dans les résidus Louvicourt.

Telles que montrées à la figure 6.17, les fissures sont souvent remplies ou tapissées par des oxyhydroxydes de fer brunâtres. Des particules de la couche de sable au dessus des résidus sont également transporté et déposés dans certaines fissures jusqu'à une profondeur de 5 à 10 cm sous la surface des résidus. Il faut noter que pratiquement aucune fissure n'a été observée dans la colonne Lou-Sab, ce qui peut s'expliquer par le caractère plus sableux de ce mélange de résidus.

6.5.2. Indices des vides et teneur en eau au démontage des colonnes

La détermination des indices des vides au démontage s'est faite d'une part selon les mesures des hauteurs finales et les poids des résidus des différentes sections de colonne, et d'autre part par la méthode à la paraffine. Des détails sur les différents calculs peuvent être trouvés à l'annexe 6.8. Les hauteurs initiales et finales ainsi que les indices des vides moyens initiaux et finaux des résidus ont été comparés. Les résultats sont résumés au tableau 6.7. On peut ainsi noter qu'à l'échelle des colonnes, le tassement des résidus est assez faible et ne dépasse pas 4 cm dans tous les cas.

Les résidus Louvicourt, avec un tassement d'environ 4,07 cm, a subi un peu plus de tassement par rapport aux mélanges Lou-Sig (1,82 cm) et Lou-Sab (2,21 cm). L'indice des vides moyen calculé ici représente l'indice des vides moyen par section de colonne. Cet indice des vides moyen est peu différent comparativement à celui au montage. Pour les résidus Louvicourt, bien qu'on ait mesuré un tassement de 4 cm, l'indice des vides a légèrement augmenté au démontage passant de 0,80 à 0,82. Ceci pourrait être lié à la méthode de démontage qui a entraîné un léger gonflement des résidus dans certaines

parties comme on peut le voir à la figure 6.17b. L'indice des vides a par contre légèrement diminué pour le mélange Lou-Sig et passe de 0,50 à 0,47 et pour le mélange Lou-Sab qui passe également de 0,37 à 0,34. Au démontage des colonnes, la saturation a baissé dans les colonnes de 3 à plus de 10 % par rapport aux valeurs initiales (tableau 6.7). C'est dans la colonne Louvicourt que les résidus ont le plus désaturé. Cette désaturation est plus élevée dans les premiers 20 cm de résidus à partir de la surface où le degré de saturation moyen est autour de 70 %. Ceci nous amène à dire que la position de la nappe dans cette colonne n'a peut être pas été adéquate (trop basse pour la capacité de rétention d'eau des résidus).

Tableau 6.7. Hauteur, indice des vides et teneur en eau des résidus Louvicourt.

	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab
Hauteur initial montage (cm)	169,99	117,98	125,18
Hauteur final démontage (cm)	165,92	116,14	122,97
Tassement (cm)	4,07	1,84	2,21
Indice des vides moyen initial	0,80	0,50	0,37
Indice des vides moyen final mesuré	0,82	0,47	0,34
Porosité initiale	0,44	0,33	0,27
Porosité finale	0,45	0,32	0,26
Teneur en eau massique initiale (%)	21,80	19,58	13,57
Teneur en eau massique finale (%)	19,44	14,28	9,92
Masse volumique sèche initiale (g/cm ³)	1,95	2,03	2,14
Masse volumique sèche finale (g/cm ³)	1,93	2,06	2,22
Teneur en eau volumique initiale (%)	42,54	30,63	23,95
Teneur en eau volumique finale (%)	38,79	29,34	22,1
Degré de saturation initial (%)	97,79	95,14	96,58
Degré de saturation final (%)	84,68	91,86	90,5

Les teneurs en eau dans la couche de sable au dessus des résidus ont été estimées après séchage des échantillons au four et les résultats sont montrés à figure 6.18. Les détails des calculs sont consignés au tableau annexe 6.8. Pour les trois colonnes, les teneurs en eau dans le sable augmentent du haut vers le bas de la couche de sable en contact avec les résidus. La teneur en eau volumique atteint 1,5 % à la base des résidus Louvicourt. Celle-ci

est de 1,4 % dans la colonne Lou-Sig et est plus élevée autour de 2 %. Les valeurs mesurées avec la sonde RDT sont dans l'ensemble supérieures à celles déduites après séchage au four.

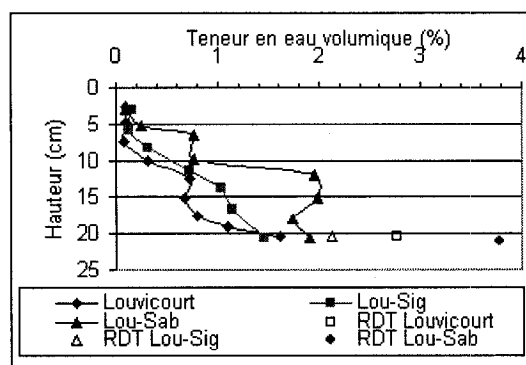


Figure 6.18. Teneur en eau volumique dans la couche de sable au démontage des colonnes. (Valeurs après séchage au four et avec la sonde RDT).

6.5.3. Minéralogie

Les résultats des analyses minéralogiques post-démantèlements obtenus par diffractions des Rayons X sont résumés sur les figures 6.19 à 6.21. Les pourcentages des différents minéraux au démontage y sont mentionnés pour chaque colonne et pour différentes profondeurs. À titre de comparaison, on y a mentionné aussi les valeurs initiales au moment du montage des colonnes. Pour les résidus Louvicourt (figure 6.19), on peut noter qu'en surface, les pourcentages en sulfures sont inférieurs aux valeurs initiales. Les pourcentages élevés en quartz dans cette zone indiquent qu'il y a eu un mélange du sable avec les résidus au niveau du contact résidus-sable. Ceci a été vérifié lors du démontage de la colonne. Les carbonates (calcite, dolomite sidérite et ankérite) se dissolvent près de la surface des résidus vraisemblablement lors des processus de neutralisation de l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Il semble aussi qu'il y ait reprécipitation de la calcite tout en haut à la surface des résidus. Il n'est pas évident de dire s'il y a eu dissolution ou précipitation de minéraux compte tenu de la précision des mesures et de la représentativité de l'échantillonnage.

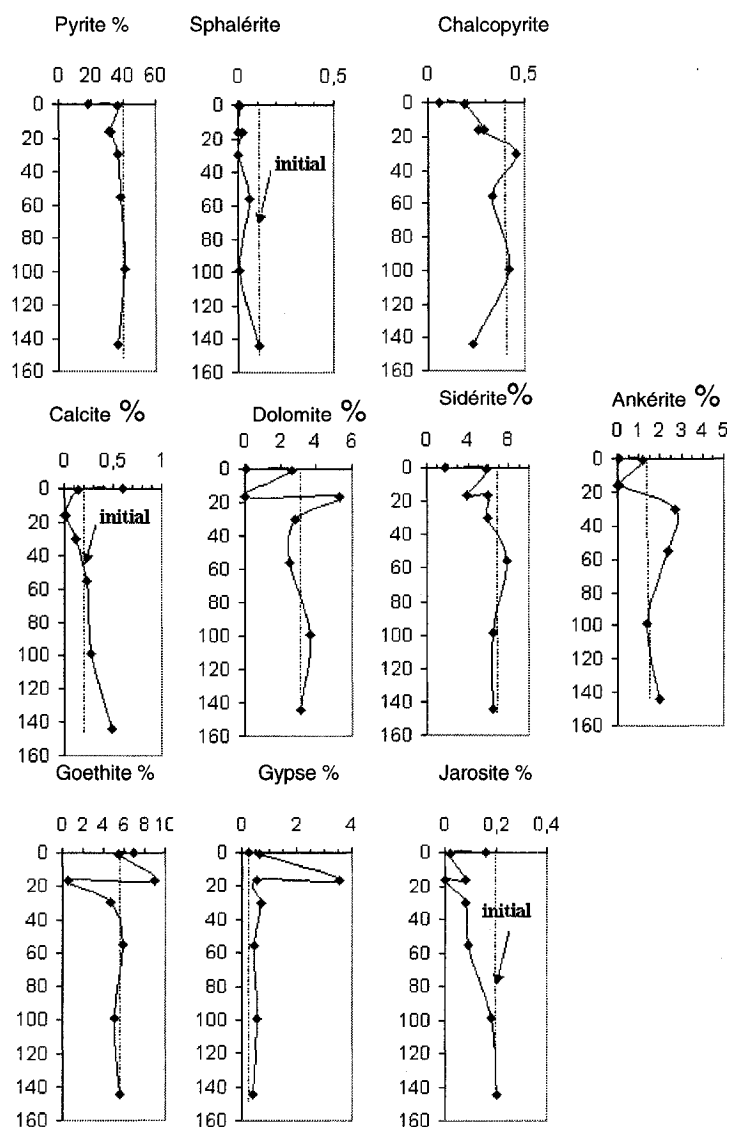


Figure 6.19. Minéralogie post démantèlement des résidus Louvicourt dans la grande colonne. (Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).

Néanmoins, on peut souligner que la goéthite et le gypse précipitent en faibles quantités principalement près de la surface. La jarosite par contre se dissout vers le haut de la colonne mais semble reprécipiter près de la surface des résidus probablement à cause des faibles pH.

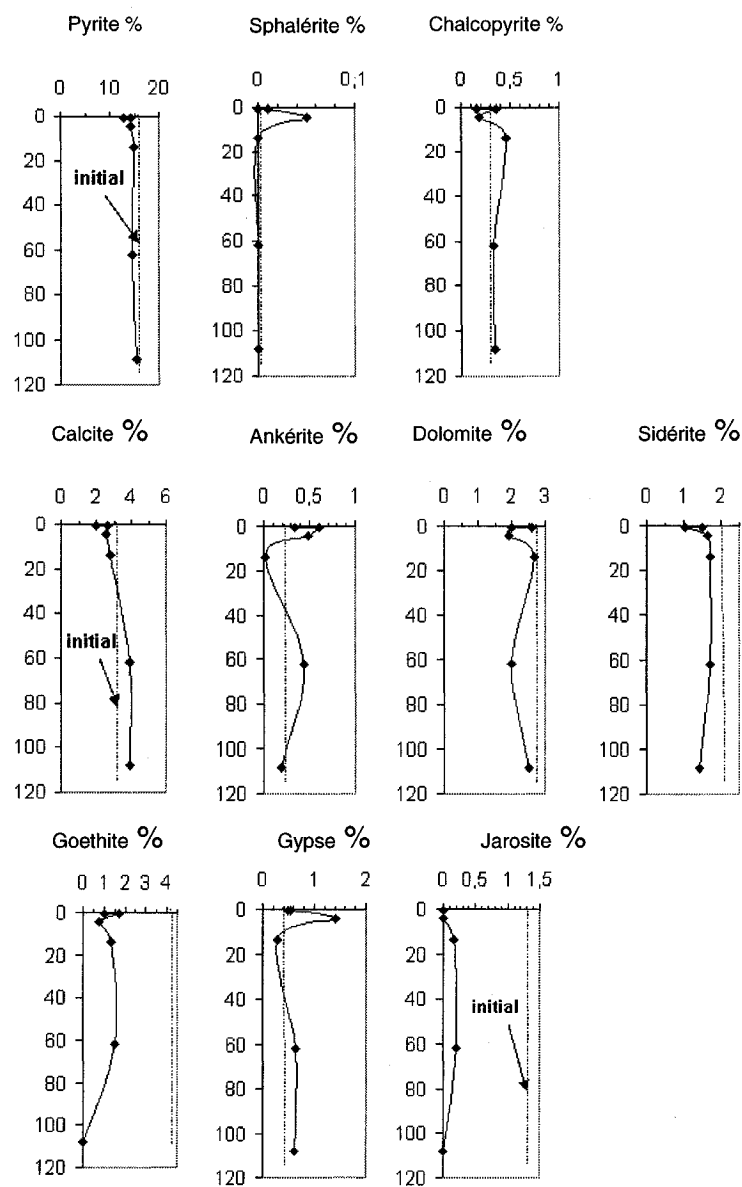


Figure 6.20. Minéralogie post démantèlement du mélange Lou-Sig dans la grande colonne.
(Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).

Pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab (figures 6.20 et 6.21), les pourcentages des minéraux évoluent peu. Les sulfures s'oxydent légèrement près de la surface des résidus, ce qui concorde avec les résultats des analyses chimiques déjà vues plus haut. Le gypse

semble précipiter légèrement sur tout le long des colonnes pendant que la sidérite et la jarosite se dissolvent.

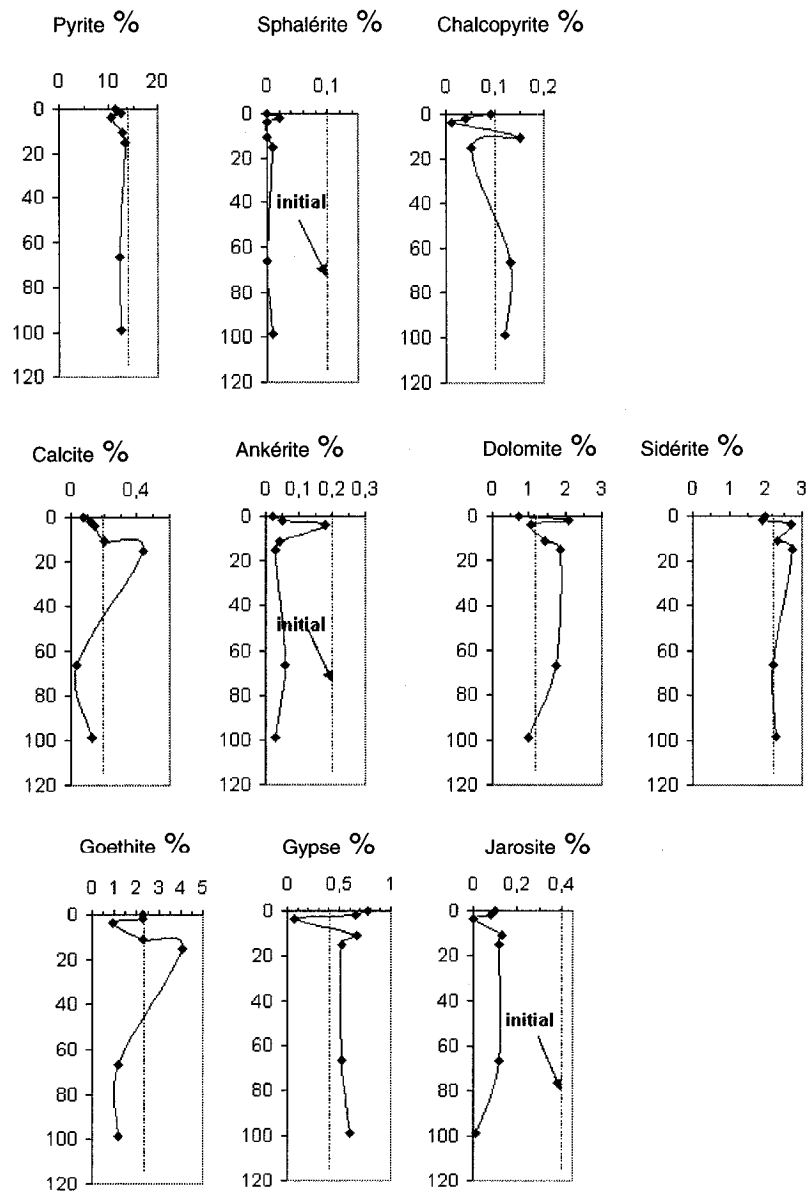


Figure 6.21. Minéralogie post-démantèlement du mélange Lou-Sab dans la grande colonne. (Le trait vertical en pointillé représente la valeur initiale).

6.5.5. Évolution de la composition chimique

6.6.5.1. Analyses chimiques au LECO

Les analyses chimiques au LECO ont été réalisées pour le soufre total et le carbone total sur des échantillons prélevés à différentes profondeurs. Les pourcentages en pyrite et CO₂ ont été estimés par la suite à partir des concentrations en soufre et carbone.

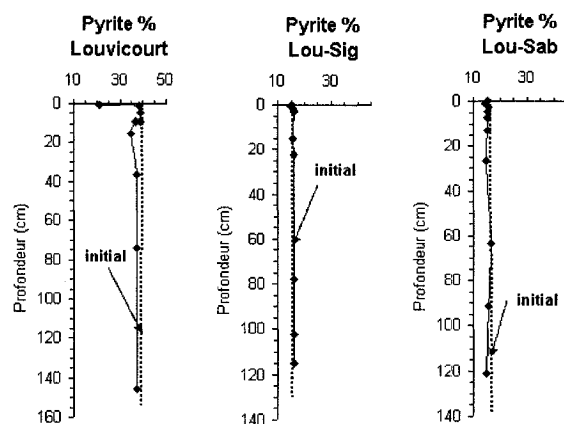


Figure 6.22. Teneur en pyrite post-démantèlement des résidus étudiés.

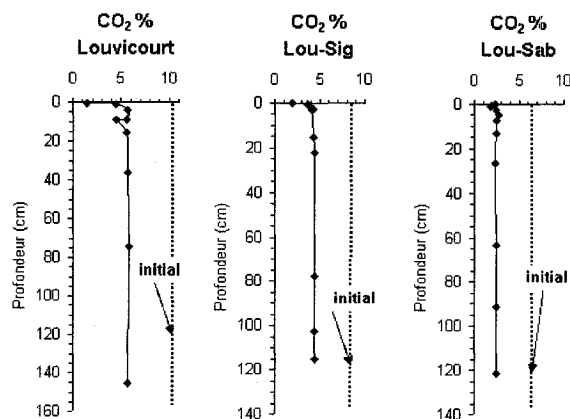


Figure 6.23. Teneur en carbone post-démantèlement des résidus étudiés.

Les résultats aux figures 6.22 et 6.23 montrent les pourcentages initiaux au montage et ceux au démontage des colonnes. Des détails peuvent être aussi trouvés à l'annexe 6.9. Pour la colonne de résidus Louvicourt, il y a une baisse des teneurs en pyrite près de la surface des résidus qui s'explique par une faible oxydation des sulfures mais

principalement par un mélange sable-résidus au niveau de la zone de contact. Les teneurs en CO_2 ont baissé de près de la moitié comparativement aux valeurs initiales. Cette baisse est plus importante près de la surface des résidus.

Dans les colonnes Lou-Sig et Lou-Sab, la baisse des teneurs en pyrite n'est pas très significative. On peut cependant noter une baisse des pourcentages de CO_2 de plus de la moitié comparativement aux valeurs initiales. Cette baisse serait liée à une simple dissolution des carbonates comme la calcite par l'eau de rinçage qui a un pH de 6.

6.5.5.2. Essais statiques

- **Le pH de la pâte**

Le pH de la pâte a été mesuré à différentes profondeurs sur les résidus prélevés dans les colonnes. Les résultats sont résumés à la figure 6.24.

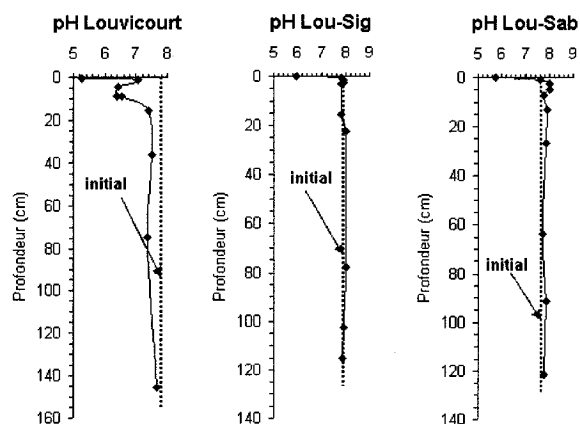


Figure 6.24. pH de la pâte post démantèlement pour les résidus étudiés.

Dans les 3 colonnes, le pH tend à devenir acide près de la surface avec des valeurs autour de 5 (figure 6.24). En dehors de cette zone superficielle qui présente un pH légèrement acide, le pH reste supérieur à 7,5 sauf dans la colonne Louvicourt où les valeurs peuvent être inférieures à 6.

- **Test ABA modifié (Lawrence et Wang; 1997)**

Le test ABA modifié de Lawrence et Wang (1997) a été réalisé sur les échantillons de la partie supérieure des résidus pour les 3 grandes colonnes. Les résultats sont présentés sur le tableau 6.8. Pour des fins de comparaison, les résultats obtenus au moment du montage des colonnes sont inclus dans ce tableau. On peut observer que la concentration en soufre

sulfure (S_{sulfure}) est plus faible d'au moins 1 à 2 % dans les 3 colonnes par rapport aux valeurs initiales. Ce qui s'explique par l'oxydation des sulfures près de la surface des résidus. La concentration en soufre sulfates (S_{sulfates}) a légèrement diminué pour les colonnes Louvicourt et Lou-Sig. Les ratios PN/PA des résidus ont peu évolué par rapport aux valeurs initiales. Ce rapport a légèrement baissé pour les résidus Louvicourt à cause de la dissolution des carbonates avec l'oxydation des sulfures.

Tableau 6.8. Résultats du test ABA post-démantèlement des résidus.

Échantillon	Prof.	S_{total}	S_{sulfate}	S_{sulfure}	PA	$PN_{\text{modifié}}$	PNN	ratio
		(%)	(%)	(%)	(kg CaCO ₃ /t)	(kg CaCO ₃ /t)	(kg CaCO ₃ /t)	PN/PA
Lou Démontage	0-2 cm	18,20	0,259	17,9	560,7	25,9	-534,8	0,05
Lou Montage		19,50	0,311	19,19	599,7	41,4	-558,3	0,07
Lou-Sig Démontage	0-2 cm	7,39	0,095	7,30	228,0	49,3	-178,7	0,22
Lou-Sig Montage		8,41	0,173	8,24	257,4	57,6	-199,8	0,22
Lou-Sab Démontage	0-2 cm	7,44	1,100	6,30	198,1	16,5	-181,6	0,08
Lou-Sab Montage		8,43	0,119	8,31	259,7	16,8	-242,9	0,06

6.5.5.3. Analyses chimiques au plasma couplé inductivement (ICP-AES)

Les résultats des analyses ICP (post démantèlement) des résidus sont résumés sur le tableau 6.9; (Ox) signifie zone oxydée. On y a inclus aussi les résultats obtenus au moment du montage des colonnes de résidus (Initial-Lou) en guise de comparaison.

Dans les trois colonnes, les concentrations des différents éléments analysés au montage et au démontage des colonnes sont semblables sauf dans la partie supérieure des résidus. Près de la surface des résidus, les différentes concentrations sont plus faibles au démontage. Cette baisse est assez significative dans le cas des résidus Louvicourt en ce qui concerne le soufre, le fer, le calcium, le magnésium. Elle résulte des processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité par les carbonates dans cette partie des résidus. Toutefois, dans cette partie des résidus, on a noté aussi un mélange des résidus avec le sable au dessus.

Tableau 6.9. Résultats des analyses ICP post démantèlement et résultats obtenus au montage des résidus dans les 3 grandes colonnes.

Prof.	Éléments	Al	Ca	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Zn
cm		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
	Echantillon										
0,37	Lou1	2,260	0,163	0,098	16,300	1,260	0,046	0,000	0,008	9,850	0,062
1,35	Lou2	3,690	0,877	0,174	28,100	2,630	0,142	0,001	0,013	18,200	0,132
9,00	Lou4	3,840	1,220	0,180	28,900	2,910	0,162	0,001	0,014	19,100	0,134
9,00	Lou4-ox	3,740	0,898	0,170	28,100	2,230	0,092	0,000	0,014	16,100	0,106
23,50	Lou7	3,780	1,240	0,178	28,500	2,850	0,153	0,001	0,014	19,000	0,130
36,50	Lou10	3,760	1,250	0,178	27,900	2,860	0,153	0,001	0,014	18,600	0,131
74,50	Lou18	3,720	1,260	0,175	28,400	2,880	0,152	0,001	0,014	18,900	0,129
123,50	Lou25	3,690	1,250	0,173	28,600	2,840	0,150	0,001	0,013	19,100	0,128
	Lou Montage	3,90	1,26	0,190	27,30	2,830	0,150	0,600	0,010	19,500	0,140
0,40	L-Sig1	4,480	1,570	0,052	11,100	1,650	0,091	0,002	0,004	6,540	0,041
1,54	L-Sig1-2	4,670	2,020	0,058	12,000	1,800	0,100	0,002	0,004	7,390	0,043
3,00	L-Sig2	4,630	2,270	0,059	12,400	1,850	0,105	0,002	0,004	7,880	0,044
3,00	L-Sig2-ox	4,600	1,900	0,063	12,700	1,830	0,098	0,002	0,004	7,670	0,044
5,34	L-Sig4	4,790	2,280	0,056	12,100	1,890	0,104	0,002	0,004	7,590	0,042
22,32	L-Sig9	4,760	2,360	0,058	12,200	1,870	0,105	0,002	0,004	7,790	0,042
101,64	L-Sig16	4,740	2,360	0,058	12,200	1,850	0,104	0,002	0,004	7,700	0,042
	Lou-Sig Montage	4,80	2,320	0,07	12,90	1,860	0,10	1,35	0,01	8,19	0,15
0,50	L-Sab1	1,390	0,293	0,062	9,960	0,948	0,050	0,000	0,005	6,560	0,043
1,00	L-Sab1-2	1,560	0,468	0,069	11,200	1,140	0,064	0,000	0,006	7,440	0,052
2,54	L-Sab2	1,560	0,489	0,069	11,200	1,150	0,063	0,000	0,006	7,570	0,049
4,74	L-Sab3	1,570	0,516	0,070	11,400	1,170	0,063	0,000	0,006	7,670	0,048
26,54	L-Sab9	2,020	0,675	0,090	14,500	1,510	0,082	0,001	0,007	9,820	0,062
56,00	L-Sab12	1,610	0,529	0,073	11,600	1,200	0,063	0,000	0,006	7,820	0,060
91,50	L-Sab16	1,630	0,551	0,076	11,800	1,230	0,063	0,001	0,007	7,910	0,060
	Lou-Sab Montage	1,70	0,55	0,08	11,70	1,18	0,06	0,25	0,01	8,01	0,10

6.6. Résumé des principaux résultats des essais en grandes colonnes

Les essais cinétiques en grandes colonnes ont été effectués pour étudier à une plus grande échelle, les conditions d'application de la méthode de la nappe surélevée. Comme pour les petites colonnes, nous avons étudié le comportement hydrogéochimique des résidus à travers un suivi des caractéristiques hydriques, minéralogiques et chimiques. Trois colonnes ont été montées avec les mêmes types de résidus, soit Louvicourt, Lou-Sig et Lou-Sab (comme pour les petites colonnes). La position de la nappe a été fixée à -175 cm

par rapport à la surface des résidus pour les résidus Louvicourt, et à -55 cm pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab.

Les caractéristiques des résidus au montage des grandes colonnes sont assez semblables à ce qui a été observé dans les petites colonnes en ce qui a trait à l'indice des vides, le degré de saturation. Des points de prélèvement localisés à divers hauteurs des colonnes ont permis de suivre la qualité du lixiviat à la base des colonnes (comme dans le cas des petites colonnes) et également sur leur longueur.

Nous présentons ici une synthèse des principaux résultats obtenus au laboratoire dans les essais en grandes colonnes.

6.6.1. Comportement hydrique

Les résultats des essais de drainage des petites colonnes montrés au chapitre 5 confirment ce qu'on a observé pour les grandes colonnes. Plus la succion est élevée à la base des colonnes, plus l'écoulement de l'eau est rapide. Ainsi c'est la colonne de résidus Louvicourt avec la nappe la plus profonde qui se draine le plus rapidement. Le mélange de résidus Lou-Sab se draine plus lentement par rapport à Lou-Sig à cause de sa densité qui est plus élevée. Comme observé dans le cas des petites colonnes, la vitesse de drainage de l'eau est variable d'un cycle à l'autre pour une même colonne. Elle semble augmenter régulièrement pour les résidus Louvicourt et le mélange Lou-Sig pendant au moins les 250 premiers jours. Ceci est peut-être lié à l'existence d'écoulements localisés avec la formation de fissures, comme on a pu le constater lors du démantèlement des colonnes.

Le taux de récupération de l'eau ajoutée pour le rinçage dépend des colonnes. Ce taux varie en moyenne autour de 75 % dans la colonne Louvicourt, 63 % dans la colonne Lou-Sig et 60 % dans la colonne Lou-Sab. Pour chaque cycle, l'eau non récupérée correspond surtout à l'eau évaporée, et aussi à l'eau retenue dans la colonne. C'est dans la colonne de résidus Louvicourt que l'on récupère le plus d'eau avec en moyenne 1476 ml par cycle par rapport aux 1900 ml ajoutés. Ceci est probablement dû à l'écoulement de l'eau plus rapide pour cette colonne, d'où un effet de l'évaporation qui est moindre.

L'évolution des teneurs en eau dans la couche de sable au dessus des résidus est également fonction la vitesse de drainage de l'eau des résidus. La colonne Lou-Sab avec une vitesse d'écoulement plus faible montre des degrés de saturation dans le sable qui sont plus élevés par rapport aux autres colonnes pendant la majeure partie des cycles.

Au démontage des grandes colonnes à la fin des essais de drainage, le degré de saturation des différents matériaux était usuellement supérieur à 90 % principalement pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab. Le degré de saturation des résidus à la fin des essais est néanmoins inférieur aux valeurs initiales de 3 % à plus de 10 %.

De façon plus spécifique, pour les résidus Louvicourt, le degré de saturation qui était supérieur à 95 % au montage montre une valeur moyenne autour de 84 % au démontage et les résidus sont plus désaturés vers la surface à 72 % environ à cause de l'évaporation. La position de la nappe dans les résidus Louvicourt ne semble pas avoir été adéquate. Il y a eu un léger tassement des résidus dans la colonne mais dans l'ensemble, l'indice des vides a peu évolué par rapport aux valeurs initiales.

Pour les mélanges de résidus Lou-Sig, le degré de saturation au montage qui était également autour de 95 % a diminué au démontage des colonnes (autour de 90 %). Les résidus ont subi un faible tassement au cours des essais. Pour les mélanges de résidus Lou-Sab, on observe la même tendance que dans les 2 autres colonnes de résidus Louvicourt et Lou-Sig avec le maintien des résidus à une saturation près de 90 % aussi bien au montage qu'au démontage.

On peut ainsi dire, selon les résultats obtenus, qu'en fixant la position de la nappe à une distance inférieure à leur AEV, on peut maintenir une saturation assez élevée dans les résidus pour éviter leur oxydation. Cet aspect sera approfondi plus loin dans la thèse.

6.6.2. Comportement géochimique

Les prélèvements du lixiviat à divers points situés le long des colonnes ont permis de suivre l'évolution géochimique. Le comportement géochimique des résidus a été également étudié au démontage des colonnes.

Résidus Louvicourt : Pour les résidus Louvicourt, on peut dire que les concentrations en éléments chimiques (notamment en sulfates, fer total, calcium, magnésium, manganèse) ont peu évolué par rapport aux valeurs initiales. Les concentrations élevées observées juste avant le rinçage forcé sont probablement reliées à une oxydation localisée dans les résidus. Les concentrations en sulfates et calcium diminuent près de la surface des résidus pendant que celles en fer, zinc et cuivre augmentent par rapport aux valeurs initiales. Ceci laisse supposer une plus grande oxydation des sulfures près de la surface. Les valeurs élevées mesurées en certains points traduisent une oxydation locale plus importante des résidus.

L'estimation des flux d'oxygène dans les résidus Louvicourt montre des valeurs très faibles de l'ordre de 0,005 à 0,09 moles /m²/jour.

Au démontage de la colonne, en dehors de certains éléments (comme le zinc, le soufre) dont les concentrations sont plus faibles, les compositions chimiques et minéralogiques ont peu évolué par rapport aux valeurs initiales au montage. Les carbonates (comme la calcite, la sidérite, la dolomite) se dissolvent près de la surface. L'oxydation des sulfures à cet endroit a entraîné la formation d'un peu plus d'oxyhydroxydes de fer comme la goéthite. Les essais statiques au démontage ont montré que dans la partie supérieure des résidus Louvicourt, il y a une légère baisse du pourcentage en soufre sulfures et soufre sulfates par rapport aux valeurs initiales. Le potentiel de neutralisation passe néanmoins de 41 kgCaCO₃/t au montage à 26 kgCaCO₃/t au démontage à cause de la dissolution des carbonates. Cette dissolution est liée aux processus de neutralisation de l'acidité produite lors de l'oxydation des sulfures et au pH légèrement acide de l'eau déminéralisée lors des différents cycles de drainage.

Le maintien de la position de la nappe à -175 cm de la surface des résidus permet de limiter l'oxydation des résidus sauf dans la partie supérieure de la colonne. Cette position n'a cependant pas pu maintenir les résidus très saturés ($S_r > 90\%$) près de la surface. Il aurait donc fallu fixer une position de la nappe plus haute dans les résidus pour assurer un degré de saturation beaucoup plus saturé.

Mélange Lou-Sig : le mélange Lou-Sig montre peu de variations des concentrations par rapport à celles initiales. On peut noter, tout comme dans les résidus Louvicourt, une baisse des concentrations en sulfates et en calcium près de la surface des résidus. Cette baisse des concentrations est liée au rinçage pendant les différents cycles de drainage. Contrairement aux résidus Louvicourt, on n'observe pas une augmentation des concentrations en Zn, Cu, ce qui veut dire qu'il y a moins d'oxydation des sulfures près de la surface pour cette colonne. Ceci s'explique en partie par le fait que les mélanges Lou-Sig sont restés plus saturés, même près de la surface, ce qui a limité l'oxydation des sulfures. Les fortes concentrations de certains éléments comme le cuivre et le zinc en certains points, traduisent une oxydation locale plus importante des matériaux. La faible oxydation du mélange Lou-Sig se traduit par un flux d'oxygène très faible de l'ordre de 0,032 moles /m²/jour. L'analyse des échantillons au démontage montre que le potentiel

d'acidité a peu varié après les essais. Sur le plan minéralogique, au démontage des colonnes, il n'y a pas eu de changement significatif par rapport à l'état initial au montage des colonnes. La position de la nappe a permis de maintenir les résidus à un degré de saturation proche de 90 % après les essais.

Mélange Lou-Sab : Pour le mélange Lou-Sab, le pH est plus alcalin par rapport aux deux autres colonnes. Ceci peut en partie s'expliquer par le fait que le volume des vides dans les résidus étant plus faible par rapport aux deux autres colonnes, le rinçage est plus important et la baisse des concentrations des éléments en solution est plus importante. La couche de sable au dessus du mélange Lou-Sab reste plus longtemps saturé à cause de l'écoulement de l'eau qui est plus lent. Ceci fait que le mélange Lou-Sab reste plus longtemps saturé et l'oxydation des sulfures y est moindre. Le flux d'oxygène est très faible de l'ordre de 0,014 moles /m²/jour. Ces résultats montrent ainsi l'importance de la conductivité hydraulique dans la performance de la méthode de la nappe surélevée. Les lixiviats prélevés à différents niveaux de la colonne montrent également des concentrations qui sont ponctuellement élevées au niveau de quelques points de prélèvement, ce qui traduit une oxydation localisée. Du point de vue minéralogique, les changements sont également peu importants par rapport aux valeurs initiales lors du montage, sauf que certains minéraux (comme l'ankérite, la calcite, le diaspore) semblent se dissoudre dans la partie supérieure des résidus. Tout comme dans les résidus Lou-Sig, la position de la nappe a permis de maintenir les résidus à un degré de saturation proche de 90 %.

En conclusion, on peut dire que les essais dans les grandes colonnes, tout comme ceux dans les petites colonnes ont montré que l'application du concept de la nappe surélevée peut permettre de garder les résidus suffisamment saturés pour éviter leur oxydation.

Dans le chapitre suivant, nous allons analyser les résultats à partir de modélisations avec des logiciels géochimiques afin de mieux comprendre et prédire le comportement des résidus dans les petites et les grandes colonnes.

CHAPITRE 7

SIMULATIONS ET DISCUSSIONS DES RÉSULTATS

Le modèle MIN3P, développé par Mayer (1999), a été utilisé dans cette étude pour simuler l'écoulement de l'eau ainsi que l'évolution des minéraux au cours des essais en colonne. Les caractéristiques du modèle ont été présentées au chapitre 2 (paragraphe 2.3). Les simulations présentées dans ce qui suit ont été réalisées dans un premier temps par les essais en petites colonnes dans le but de construire et calibrer le modèle (définition des paramètres physico-chimiques et hydriques nécessaires à la calibration du modèle). Dans un deuxième temps, les résultats sont validés avec les petites et grandes colonnes. L'objectif est d'étudier et de prédire à court et à long terme l'effet de la variation du niveau de la nappe dans le comportement hydrogéochimique des différents résidus. Les paramètres des matériaux pris en compte sont les caractéristiques hydriques comme le degré de saturation qui est une fonction de la position de la nappe, la conductivité hydraulique saturée et la composition minéralogique.

Le modèle MIN3P est un modèle de transport réactif applicable en milieu saturé et non saturé. Celui-ci prend en compte les transports advectif-dispersif de masses dissoutes ainsi que diverses réactions géochimiques incluant la dissolution et la précipitation des minéraux. Rappelons que le logiciel a été formulé en posant pour hypothèse que l'écoulement de l'eau en milieu saturé se fait selon la loi de Darcy modifiée par Richards (1931), présentée au chapitre 2 (paragraphe 2.1). Le transport de l'oxygène et du gaz carbonique est régi par les lois de Fick (données au chapitre 2). L'oxydation des sulfures dans ce projet se fait selon le modèle du noyau de réaction («shrinking core» ; Davis et Ritchie 1986) qui considère des grains sphériques avec un noyau sain entouré par un cortex d'altération.

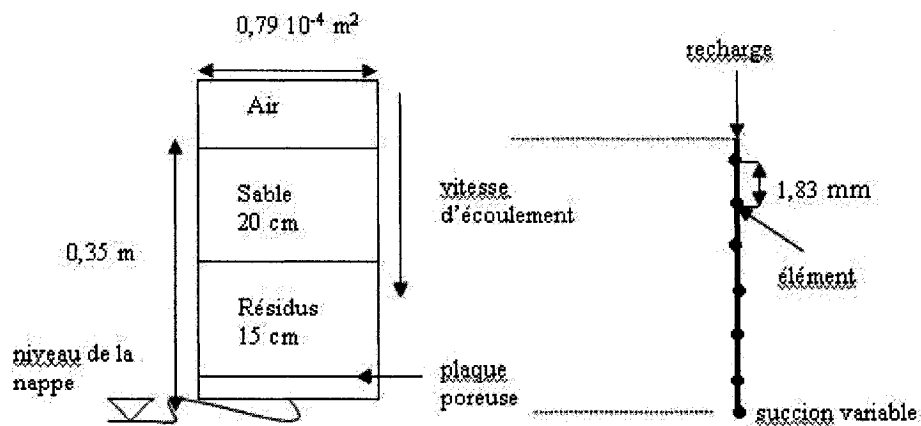
7.1. Simulations des essais en petites colonnes

7.1.1. Description des cas simulés

Le drainage minier acide (DMA) résulte de l'oxydation de minéraux sulfureux exposés à l'oxygène et à l'eau. La génération d'eau acide comprend des processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité produite. L'ensemble de ces processus est régi par des séries de dissolution-précipitation de minéraux primaires et secondaires. Le modèle MIN3P a été utilisé pour mieux comprendre les résultats obtenus au laboratoire dans le but d'évaluer l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée pour prévenir le DMA.

Les simulations ont été réalisées pour un écoulement homogène de l'eau et un transport vertical des composés dissous. Le modèle conceptuel considère la colonne cylindrique à parois imperméables comme un système unidimensionnel vertical, avec la même superficie que celle de la colonne expérimentale (figure 7.1.a). La colonne est ouverte à l'atmosphère dans la partie supérieure. Chaque petite colonne est composée de 3 couches avec, de la base au sommet, la plaque de céramique poreuse qui fait 6 mm d'épaisseur, les résidus miniers qui ont environ 15 cm d'épaisseur et la couche de sable qui fait environ 20 cm. Les colonnes à drainage contrôlé (colonnes témoins) n'ont ni plaque poreuse à la base, ni couche de sable au dessus des résidus. La succion à la base du modèle (qui représente le niveau de la nappe) est variable dans les différentes colonnes (voir figures 3.1 et 3.2 au chapitre 3). Ces succions correspondent aux différentes positions de la nappe considérées dans les essais au laboratoire.

Les colonnes avec les résidus et la couche de sable étaient discrétisées (figure 7.1.a) uniformément avec des éléments à volume fini d'une hauteur de 1,83 mm, ce qui donne un total de 200 éléments pour les petites colonnes. Pour les petites colonnes témoins sans couche de sable, le nombre d'éléments est réduit à 90. Le pas de temps a une durée maximale de 0,8 jour et minimale de 2×10^{-4} s. Les pas de temps ont été choisis automatiquement par le modèle selon des critères de convergences d'après les travaux de Mayer et al. (2002).



a) Montage au laboratoire

b) Discrétisation numérique de la colonne, et les conditions aux limites (en réalité, les petites colonnes ont été discrétisées en 200 éléments).

Figure 7.1. Modèle conceptuel des petites colonnes pour les simulations avec MIN3P. La hauteur des résidus et du sable varie légèrement d'une colonne à l'autre.

Les minéraux primaires représentent la phase solide. La phase liquide initialement présente dans les pores des résidus est composée du surnageant des différents matériaux (Louvicourt, Lou-Sig, Lou-Sab). Le diamètre des grains de sulfures a été fixé à partir du diamètre équivalent D_H , calculé à partir de l'équation (2.30). Les valeurs de D_H sont de $4,60 \times 10^{-6}$ m pour les résidus Louvicourt avec un cortex d'altération de $0,08 \times 10^{-6}$ m. Le D_H est de $1,77 \times 10^{-5}$ m pour Lou-Sig et de $2,86 \times 10^{-5}$ m pour Lou-Sab avec une épaisseur du cortex d'altération de $0,05 \times 10^{-5}$ m. Cette épaisseur a été estimée après calibration du modèle sur la colonne 1 de résidus Louvicourt, la colonne 7 des résidus Lou-Sig et la colonne 8 des résidus Lou-Sab. La dispersivité longitudinale pour chaque matériau est fixée à 0,5 mm selon l'échelle du système (Gelhar et al., 1992, Molson et al., 2004 ; 2007). La courbe de rétention d'eau (CRE) a été déterminée au laboratoire (voir chapitre 4) et prédite avec le modèle MK. Il en a été de même pour la conductivité hydraulique saturée qui a été mesurée au laboratoire et prédite avec l'équation de Kozeny-Carman Modifiée. Les paramètres α_v et n_v du modèle de van Genuchten (1980) ont été obtenus après lissage de la (CRE) d'après les essais avec les cellules Tempe. Le lissage a été fait avec le logiciel

RETC (van Genuchten et al., 1991). Les valeurs des paramètres hydriques pris en compte dans les simulations sont résumées sur le tableau 7.1. Les caractéristiques de la plaque de céramique poreuse sont celles données par le manufacturier (Soilmoisture Equipment Corporation). Les valeurs de α_v et n_v pour cette dernière ont été fixées en tenant compte de celles des résidus miniers (matériau composé de particules assez fines).

La durée des simulations était variable d'une colonne à l'autre et était fonction du nombre d'éléments, de la succion appliquée à la base de la colonne et de la composition minéralogique et chimique des résidus. Les simulations des essais en petites colonnes en 502 jours, ont chacune une durée qui varie entre 3 et 5 jours dont une durée maximale de 3 semaines avec un ordinateur Pentium RD CPU 2,80 GHz. Les simulations dans les colonnes témoins (sans couche de sable) étaient les plus rapides et ont duré au maximum 2 à 3 heures en raison du nombre d'éléments qui est plus faible. Pour le calibrage du modèle, il a fallu au moins 3 à 5 simulations par colonne (pour les colonnes 1, 7 et 8) soit en moyenne une durée totale de simulation de 10 à 15 jours.

Tableau 7.1. Caractéristiques hydriques utilisées pour les simulations des essais dans les petites colonnes.

Matériaux	n	k_{sat} [m/s]	θ_r	α_v [m ⁻¹]	n_v [-]	AEV [m]
Louvicourt	0,44	$1,0 \times 10^{-7}$	0,10	0,10	2,60	3,50
Lou-Sig	0,35	$9,6 \times 10^{-8}$	0,10	0,1	2,96	4,00
Lou-Sab	0,27	$1,0 \times 10^{-7}$	0,10	0,1	2,10	3,75
Sable	0,43	$1,0 \times 10^{-3}$	0,05	5,32	25,00	0,140
Plaque poreuse	0,45	$3,1 \times 10^{-7}$	0,10	0,05	3,00	5,00

Les fractions solides des différents minéraux ($F_{sol} = V_{minéral} / V_{solides}$) ont été calculées à partir des pourcentages poids (%) des minéraux obtenus aux diffractions de rayons X des différents matériaux. Les résultats des calculs sont consignés aux tableaux 7.2 à 7.5. La fraction volumique des minéraux F_v ($F_v = F_{sol} \times (1 - n)$) a été calculée à partir de (F_s) en prenant compte de la porosité. $F_{v-simulation}$ est la fraction volumique utilisée dans les simulations. Les fractions volumiques de l'ankérite ont été ajoutées à celles de la dolomite

car ce minéral n'est pas inclus dans la base de données. La basanite et le diaspore n'ont pas été pris en compte dans les simulations parce que les fractions étaient faibles et ces minéraux ne sont pas dans la base de données initiale du modèle. Les fractions minéralogiques ont été ajustées quelques fois pour une meilleure concordance des résultats simulés avec ceux expérimentaux et aussi pour une bonne convergence du modèle. Les modifications ont tenu compte de la plage des résultats obtenus aux diffractions de Rayons X ainsi que des erreurs possibles relatives à la précision de l'appareillage et de l'échantillonnage. Pour les résidus Louvicourt, les ajustements ont porté sur la fraction volumique de la sphalérite (1×10^{-4} dans les simulations au lieu de 3×10^{-4}). Pour le mélange Lou-Sab, les fractions de gypse ont été réduites de 0,002 à 0,0005. Pour le mélange Lou-Sig, les fractions volumiques ont été modifiées comme suit : la dolomite (0,015 à 0,007), la chalcopyrite (0,002 à 0,001), la jarosite (0,007 à 0,003), la sidérite (0,008 à 0,004), la calcite (0,017 à 0,005) et de la ferrihydrite (0,015 à 0,005) et le gypse (0,002 à 0,0005). Les ajustements minéralogiques ont été faites en supposant que compte tenu des faibles quantités de ces minéraux les erreurs à l'analyse et au prélèvement des échantillons pouvaient être plus ou moins élevées. Toutes les modifications ont été faites au cours de la calibration du modèle dans le but d'une meilleure concordance des valeurs simulées et mesurées.

Dans le modèle, le sable utilisé comme couche de protection contre l'évaporation et pour les mélanges Lou-Sab est formé à 100 % de quartz.

Tableau 7.2. Fractions volumiques des minéraux des résidus Louvicourt à partir des DRX.
vol.min : volume des minéraux.

Minéral	densité du minéral (g/cm ³)	% (poids)	Fraction solide F _{sol} (cm ³ cm ⁻³)	Fraction volumique F _v (cm ³ cm ⁻³)	F _{v-Simulation} (cm ³ cm ⁻³)
ankerite	2,95	1,260	0,013	0,007	
dolomite	2,85	3,330	0,036	0,020	0,030
chlorite - Mg/Fe	3,00	11,290	0,114	0,065	0,070
quartz	1,55	19,010	0,373	0,212	0,210
chalcopryrite	4,20	0,270	0,002	0,001	0,001
sphalérite	4,80	0,080	0,001	0,0003	0,00001
pyrite	5,02	40,000	0,242	0,138	0,140
muscovite	2,88	11,290	0,119	0,068	0,070
albite	2,62	0,280	0,003	0,002	0,002
sidérite	3,96	6,770	0,052	0,030	0,030
calcite	2,71	0,220	0,002	0,001	0,001
ferrihydrate	4,37	5,640	0,039	0,022	0,022
gypse	2,32	0,150	0,002	0,001	0,001
jarosite	2,84	0,160	0,002	0,001	0,001
orthoclase	2,58	1,490	0,017	0,010	0,001
Total		101,240	1,000	0,570	0,578

Tableau 7.3. Fraction volumique des minéraux dans le sable. vol.min : volume des minéraux.

Minéral	densité du minéral (g/cm ³)	% (poids)	Fraction solide F _{sol} (cm ³ cm ⁻³)	Fraction volumique F _v (cm ³ cm ⁻³)	F _{v-Simulation} (cm ³ cm ⁻³)
ankerite	2,95	0,00	0,000	0,000	
dolomite	2,85	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
chlorite - Mg/Fe	3,00	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
quartz	1,55	100,00	1,000	0,570	0,57
chalcopyrite	4,20	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
sphalérite	4,80	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
pyrite	5,02	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
muscovite	2,88	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
albite	2,62	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
sidérite	3,96	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
calcite	2,71	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
ferrhydrite	4,37	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
gypse	2,32	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
jarosite	2,84	0,00	0,000	0,000	1,00E-10
orthoclase	2,58	0,00	0,000	0,000	0,0000
total		100,00	1,000	0,570	0,57

Tableau 7.4. Fraction volumique des minéraux des résidus Lou-Sab à partir des DRX.

vol.min : volume des minéraux.

Minéral	Densité du minéral (g/cm ³)	% (poids)	Fraction solide F _{sol} (cm ³ cm ⁻³)	Fraction volumique F _v (cm ³ cm ⁻³)	F _{v-Simulation} (cm ³ cm ⁻³)
ankerite	2,95	0,22	0,001	0,001	
dolomite	2,85	1,06	0,007	0,005	0,006
chlorite - Mg/Fe	3	3,91	0,024	0,017	0,017
quartz	1,55	71,93	0,860	0,619	0,618
chalcopyrite	4,2	0,12	0,001	0,0004	0,001
sphalérite	4,8	0,06	0,0002	0,0002	0,0002
pyrite	5,02	13,84	0,051	0,037	0,037
muscovite	2,88	2,05	0,013	0,009	0,009
albite	2,62	2,29	0,016	0,012	0,012
sidérite	3,96	2,08	0,010	0,007	0,007
calcite	2,71	0,15	0,001	0,001	0,001
ferrihydrite	4,37	2,29	0,010	0,007	0,003
gypse	2,32	0,36	0,003	0,002	0,0005
jarosite	2,84	0,43	0,003	0,002	0,002
orthoclase	2,58	0,42	0,003	0,002	0,001
Total		101,21	1,00	0,72	0,715

Tableau 7.5. Fraction volumique des minéraux des résidus Lou-Sig à partir des DRX.
vol.min : volume des minéraux.

Minéral	densité du minéral (g/cm ³)	% (poids)	Fraction solide F _{sol} (cm ³ cm ⁻³)	Fraction volumique F _v (cm ³ cm ⁻³)	F _{v-Simulation} (cm ³ cm ⁻³)
ankerite	2,95	0,19	0,002	0,001	
dolomite	2,85	2,76	0,023	0,015	0,007
chlorite - Mg/Fe	3	7,84	0,061	0,041	0,041
quartz	1,55	39,52	0,599	0,396	0,391
chalcopyrite	4,2	0,63	0,004	0,002	0,001
sphalérite	4,8	0	0,000	0,000	0,00001
pyrite	5,02	16,29	0,076	0,050	0,050
muscovite	2,88	7,25	0,059	0,039	0,039
albite	2,62	11,3	0,101	0,067	0,033
sidérite	3,96	1,97	0,012	0,008	0,004
calcite	2,71	3,09	0,027	0,017	0,005
ferrihydrite	4,37	4,33	0,023	0,015	0,005
gypse	2,32	0,2	0,002	0,001	0,0002
jarosite	2,84	1,3	0,011	0,007	0,003
orthose	2,58	1,13	0,010	0,0068	0,001
Total		96,670	1,000	0,660	0,579

Les simulations incluent 16 composants chimiques en solution, 38 espèces chimiques secondaires et 15 minéraux (tableau 7.6). La température est fixée à 25°C. Les deux gaz pris en considération sont l'oxygène et le gaz carbonique. Deux couples redox sont utilisés : Fe²⁺/Fe³⁺ et SO₄²⁻/HS⁻. Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (D_w⁰) est de 2,38×10⁻⁹ m²/s et celui dans l'air (D_a⁰) est de 2,07×10⁻⁵ m²/s.

Comme recharge, de l'eau déminéralisée (E.D.M) est ajoutée par le haut de la colonne, environ une fois par mois. Les compositions molaires des différents surnageants utilisées dans les simulations sont présentées au tableau 7.7. La composition chimique molaire de la recharge utilisée (eau déminéralisée) y est également consignée.

Les taux de réaction des différents minéraux résumés au tableau 7.8 ont été choisis sur la base des travaux de Mayer et al. (2002) et Molson et al. (2004; 2007). Le tableau 7.9 résume les réactions stœchiométriques ainsi que les constantes d'équilibres des différents minéraux utilisés dans les simulations.

Tableau 7.6. Composés chimiques et minéraux considérés dans les simulations avec MIN3P.

Composés chimiques en solution	Espèces chimiques secondaires	Minéraux primaires
Ca ²⁺ , K ⁺ , Cl ⁻	OH ⁻ , H ₃ SiO ₄ ⁻ , CaHCO ₃ ⁺	pyrite, calcite
H ₄ SiO ₄ , Al ³⁺ , CO ₃ ²⁻	CaCO ₃ aq, CaSO ₄ aq,	dolomite, sidérite,
H ⁺ , O ₂ (aq), Fe ²⁺	KSO ₄ ⁻ , Al(OH) ₂ ⁺ , Al(OH) ₄ ⁻	gibbsite, gypse,
Fe ³⁺ , SO ₄ ²⁻ , HS ⁻	Al(OH) ₃ aq, FeOH ⁺ , FeSO ₄ aq,	ferrihydrite, jarosite,
Mg ²⁺ , Na ⁺ , Zn ²⁺	HCO ₃ ⁻ , H ₂ CO ₃ aq, AlOH ²⁺ ,	feldspath-K, quartz,
Cu ²⁺	AlSO ₄ ⁺ , Al(SO ₄) ₂ ⁻ , HSO ₄ ⁻ ,	muscovite, albite,
	FeOH ₂ ⁺ , FeSO ₄ ⁺ , FeOH ²⁺ ,	chlorite,
	FeOH ₃ aq, MgSO ₄ aq, MgCO ₃ aq,	sphalérite,
	MgOH ⁺ , MgHCO ₃ ⁺ , ZnSO ₄ aq,	chalcopyrite.
	Zn(SO ₄) ₂ ²⁻ , ZnOH ⁺ , Zn(OH) ₂ aq,	
	Zn(OH) ₃ ⁻ , Zn(OH) ₄ ²⁻ , ZnCO ₃ aq,	
	CuOH ⁺ , Cu(OH) ₂ aq, Cu(OH) ₃ ⁻ ,	
	Cu(OH) ₄ ²⁻ , Cu ₂ (OH) ₂ ²⁺ , CuSO ₄ aq.	

Tableau 7.7. Compositions molaires des surnageants (cas initial) et de la recharge ajoutée (E.D.M) utilisées dans les modélisations.avec MIN3P.

Éléments moles/L	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab	E.D.M.
pH	7,0	7,7	7,6	6,0
SO ₄ ²⁻	1,77 x 10 ⁻²	1,82 x 10 ⁻²	1,35 x 10 ⁻²	7,00 x 10 ⁻⁵
Fe ²⁺	5,36 x 10 ⁻⁷	5,36 x 10 ⁻⁷	5,36 x 10 ⁻⁷	1,29 x 10 ⁻²⁰
Fe ³⁺ (1)	1,00 x 10 ⁻¹⁰	1,00 x 10 ⁻¹⁰	1,00x 10 ⁻¹⁰	1,00x 10 ⁻²⁰
Ca ²⁺	1,22 x 10 ⁻²	1,15 x 10 ⁻²	1,19 x 10 ⁻²	2,88 x 10 ⁻⁶
Mg ²⁺	1,92 x 10 ⁻²	1,01 x 10 ⁻²	7,10 x 10 ⁻³	8,23 x 10 ⁻⁷
K ⁺	8,40 x 10 ⁻⁴	8,40 x 10 ⁻⁴	1,15 x 10 ⁻³	9,00 x 10 ⁻²⁰
Na ⁺	3,33 x 10 ⁻³	3,33 x 10 ⁻³	3,68 x 10 ⁻³	1,00 x 10 ⁻⁵
H ₄ SiO ₄	1,66 x 10 ⁻⁵	1,66 x 10 ⁻⁵	2,81 x 10 ⁻⁵	1,00 x 10 ⁻²⁰
Al ³⁺	8,15 x 10 ⁻⁵	8,15 x 10 ⁻⁵	3,70 x 10 ⁻⁵	1,00 x 10 ⁻²⁰
Zn ²⁺	1,54 x 10 ⁻⁶	1,54 x 10 ⁻⁶	7,81 x 10 ⁻⁷	1,00 x 10 ⁻¹⁰
Cu ²⁺	1,26 x 10 ⁻⁶	1,26x 10 ⁻⁶	6,35 x 10 ⁻⁷	1,00x 10 ⁻¹⁰
Cl ⁻ (2)	1,00 x 10 ⁻³	1,00 x 10 ⁻³	1,00 x 10 ⁻³	1,00 x 10 ⁻³
CO ₃ ²⁻ (3)	1,77 x 10 ⁻²	1,77 x 10 ⁻²	1,77 x 10 ⁻²	1,77 x 10 ⁻²
HS ⁻	1,00 x 10 ⁻¹²	1,00 x 10 ⁻¹²	1,00 x 10 ⁻¹²	1,00 x 10 ⁻¹²

(1) : supposées en milieu avec faible concentration en oxygène

(2) traceur non réactif

(3) supposé en équilibre avec CO₂ gazeux

Tableau 7.8. Taux de réaction des minéraux et coefficients de réaction utilisés dans les simulations (selon Mayer et al.2002, Molson et al.2007).

Minéral	Expression du taux de réaction	$S_k \cdot D_w^0$	$K_k^{m,eff}$	K_k^m	S_k
pyrite	SC	1.0×10^{-14}	-	-	-
sphalérite	SC	1.0×10^{-13}	-	-	-
chalcoppyrite	SC	1.0×10^{-14}	-	-	-
calcite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-6}	-	-
sidérite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-6}	-	-
dolomite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-5}	-	-
gibbsite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-8}	-	-
gypse	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-7}	-	-
ferrihydrite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-5}	-	-
jarosite	$R = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-7}	-	-
orthoclase	$R^* = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	5.0×10^{-11}	-	-
muscovite	$R^{*b} = S_k k_k^m [H^+]^{0.25}$	-	-	1.0×10^{-11}	100
albite	$R^{*b} = S_k k_k^m [H^+]^{1.12}$	-	-	1.0×10^{-11}	100
chlorite	$R^* = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-11}	-	-
quartz	$R^* = -k_k^{m,eff} [1-IAP/K]$	-	1.0×10^{-8}	-	-

SC: Modèle du noyau réactif (shrinking core) (Mayer et al. 2002, Molson et al. 2005; 2007);

^b d'après Mayer et al. (2002), Molson et al. (2007)

* dissolution irréversible

Tableau 7.9. Réactions stœchiométriques et constantes d'équilibre K_k^m des minéraux considérées dans les simulations avec MIN3P (tiré de Mayer et al., 2002; Molson et al., 2007).

Minéraux	Réactions	Log K_k^m
pyrite	$\text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	*
sphalérite	$\text{ZnS} + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{Zn}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$	*
chalcopryrite	$\text{CuFeS}_2 + 4\text{O}_2 \Rightarrow \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$	*
calcite	$\text{CaCO}_3 \Leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	-8,5
sidérite	$\text{FeCO}_3 \Leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	-10,5
dolomite	$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2 + \text{H}^+ \Leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{CO}_3^{2-} + \text{Mg}^{2+}$	17,09
gibbsite	$\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \Leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8,1
gypse	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	-4,6
ferrihydrite	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \Leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	4,9
jarosite	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 + 6\text{H}^+ \Leftrightarrow \text{K}^+ + 3\text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O}$	-9,2
feldspath-K	$(\text{KAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{K}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	0,08 ^a
muscovite	$\text{KAl}_2(\text{Si,Al})_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 10\text{H}^+ \Rightarrow \text{K}^+ + 5\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 \text{ (aq)}$	*
albite	$(\text{NaAl})\text{Si}_3\text{O}_8 + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O} \Rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	*
chlorite	$(\text{Mg}_2\text{Fe}_3\text{Al}_2)\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_8 + 16\text{H}^+ \Rightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 3\text{Fe}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$	13,0 ^a
silice	$\text{SiO}_2 \text{ (am)} + 2\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow 3\text{H}_4\text{SiO}_4$	-2,7
Couples redox:		
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	$\text{Fe}^{2+} + 14 \text{O}_2 \text{ (aq)} + \text{H}^+ \Leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	8,5
$\text{SO}_4^{2-}/\text{HS}^-$	$\text{HS}^- + 2\text{O}_2 \text{ (aq)} \Leftrightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	138,5
Partition des gaz		
$\text{O}_2(\text{g})/\text{O}_2 \text{ (aq)}$	$\text{O}_2(\text{g}) \Leftrightarrow \text{O}_2 \text{ (aq)}$	-2,9
$\text{CO}_2(\text{g})/\text{CO}_2(\text{aq})$	$\text{CO}_2(\text{g}) + \text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$	-18,1

* Réaction irréversible

^a Réaction irréversible, contrôlé par log-K

Les conditions initiales considèrent une colonne saturée à 100 % ($S_r = 1$) sur toute sa longueur. Au début de chaque cycle de drainage (durée de 4 semaines d'environ), un flux de $6,40 \times 10^{-6}$ m/s est appliqué en haut de la colonne. Le temps de mouillage pris en compte est de 3 heures. Le flux ajouté a été fixé en tenant compte des données expérimentales (quantité d'eau ajoutée dans la colonne, temps d'infiltration) ainsi que de la convergence du modèle. On a considéré une perte moyenne de 20g d'eau par cycle à cause de l'évaporation lors des différents cycles de drainage. Le taux d'évaporation a été fixé en tenant compte de la quantité d'eau recueillie au laboratoire lors du drainage des différentes colonnes. Pour les colonnes témoins à drainage contrôlé, au cours du scénario final, le flux appliqué a été fixé à $3,85 \times 10^{-6}$ m/s. Ce flux, qui tient compte de l'évaporation, représente la quantité totale de l'eau recueillie à la fin des cycles de drainage. La composition chimique de la recharge utilisée pour toutes les petites colonnes est celle de l'eau déminéralisée (E.D.M.) dont la composition chimique est montrée au tableau 7.7. Les différentes positions de la nappe sont celles imposées lors des essais de drainage au laboratoire (figure 3.1).

Pour les résidus Louvicourt, les simulations présentées ici portent sur les essais correspondant aux colonnes 12, 1 et 4. Pour la colonne 6, on présente seulement quelques résultats. En rappel, les succions appliquées à la base des colonnes de résidus Louvicourt 1, 4, et 6 sont respectivement de -2,09 m (correspondant à $0,75 \times$ AEV des résidus), -1,30 m (correspondant à $0,50 \times$ AEV des résidus) et -0,60 m (correspondant à $0,25 \times$ AEV des résidus). La colonne 12 est la colonne témoin et a subi 2 scénarios. Pour le scénario de départ, la sortie de l'eau a été placée à la base de la colonne. Pour le scénario final, la colonne a été portée en hauteur et la sortie de l'eau placée à -2,65 m par rapport à sa base. Lors des simulations de la colonne témoin 12, où la succion n'était pas directement contrôlée (absence de plaque poreuse à sa base), la succion appliquée à la base de la colonne a été fixée en rapport avec le degré de saturation mesuré au laboratoire à la fin des différents cycles de drainage. Les succions ainsi appliquées sont de 0 m pour le scénario de début et de -10 m pour le scénario final.

7.1.2. Résultats des simulations des petites colonnes

Pour de plus amples informations sur les conditions de la modélisation, on peut consulter les annexes 7.1 et 7.2.

7.1.2.1. Simulations de l'écoulement de l'eau

a) Louvicourt

La figure 7.2 montre les vitesses de Darcy simulées à la base des trois colonnes de résidus Louvicourt. On peut constater que l'écoulement de l'eau est plus rapide dans la colonne 1 qui a la nappe la plus basse comparativement à la colonne 4. L'écoulement de l'eau est presque terminé après environ 1,2 jours dans la colonne 1 alors que pour la colonne 4, il faut environ 1,5 jours. Par exemple pour le cycle 2, le volume d'eau drainée simulé en 1,3 jours est de 547 cm³, 528 cm³, 309 cm³ pour respectivement les colonnes 1, 4 et 6. Ces mêmes valeurs sont de 534 cm³, 335 cm³, 218 cm³ pour les valeurs mesurées. Ceci montre que la tendance est la même pour les valeurs mesurées et simulées. Pour la colonne témoin 12, les deux scénarios montrent un écoulement plus rapide de l'eau. Comme discuté dans ce qui suit, les simulations du scénario de début donnent un écoulement plus rapide par rapport à ce qui a été observé lors des mesures au laboratoire.

Le bilan de masse est souvent conservé dans les simulations. Par exemple, sur les 550 cm³ d'eau ajoutée dans la colonne, on recueille 552 cm³ à la fin de la simulation. Dans le cas de la colonne témoin 12, le volume de l'eau recueillie est de 332 cm³ contre 350 cm³ d'eau ajoutée dans les colonnes pour les simulations.

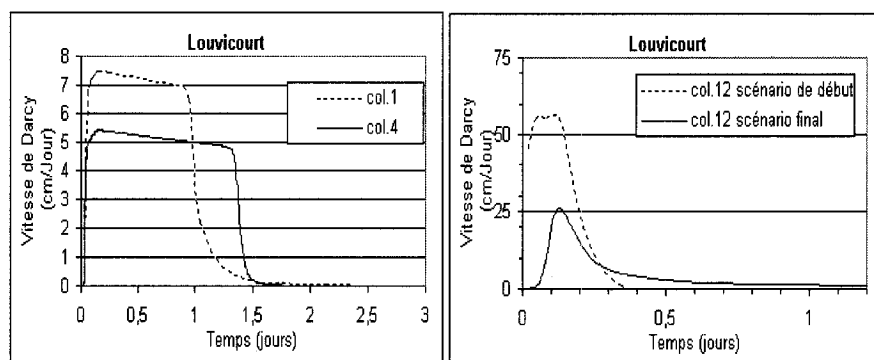


Figure 7.2. Vitesses de Darcy simulées à la base des trois colonnes de résidus Louvicourt.

À la figure 7.3, on compare les valeurs simulées et mesurées au laboratoire des volumes d'eau drainés pour les colonnes de résidus Louvicourt. Les résultats des autres colonnes Lou-Sig et Lou-Sab peuvent être consultés à l'annexe 7.1. Sauf pour le scénario 1 de début

de la colonne témoin 12 (où les conditions au bas de la colonne sont mal définies dans le modèle), on peut noter qu'il y a une assez bonne concordance entre les valeurs simulées et mesurées (voir aussi annexes 7.1 et 5.2).

Dans la colonne 4, les vitesses d'écoulement simulées sont légèrement plus rapides comparativement à celles mesurées au laboratoire. Au cours du scénario de début dans la colonne 12, les valeurs des vitesses mesurées au laboratoire sont nettement plus faibles que celles simulées.

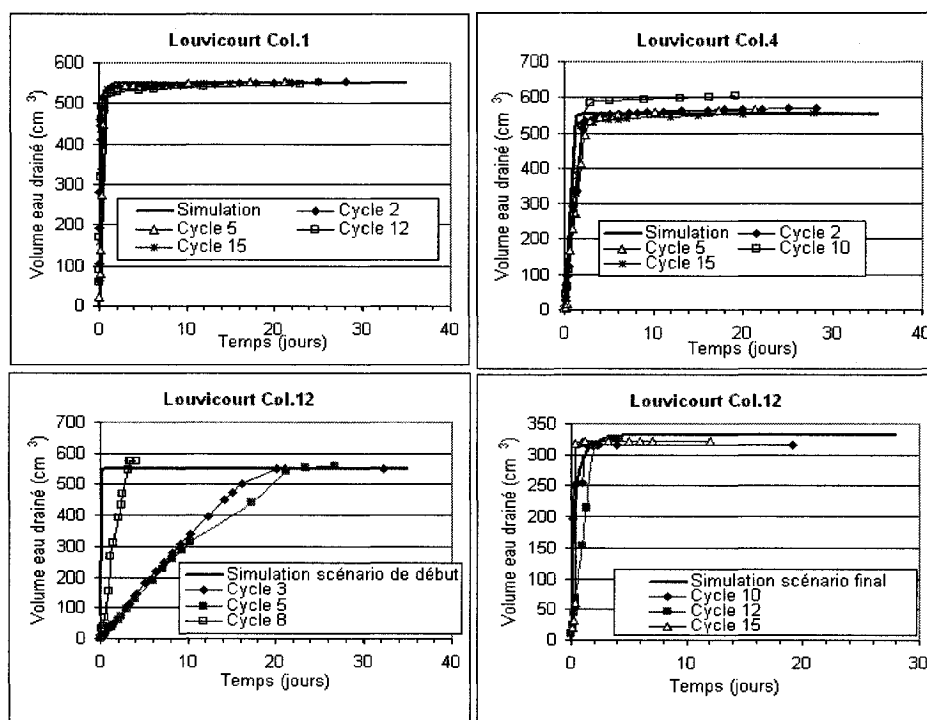


Figure 7.3. Volume d'eau drainé mesuré et simulé pour 3 colonnes de résidus Louvicourt.

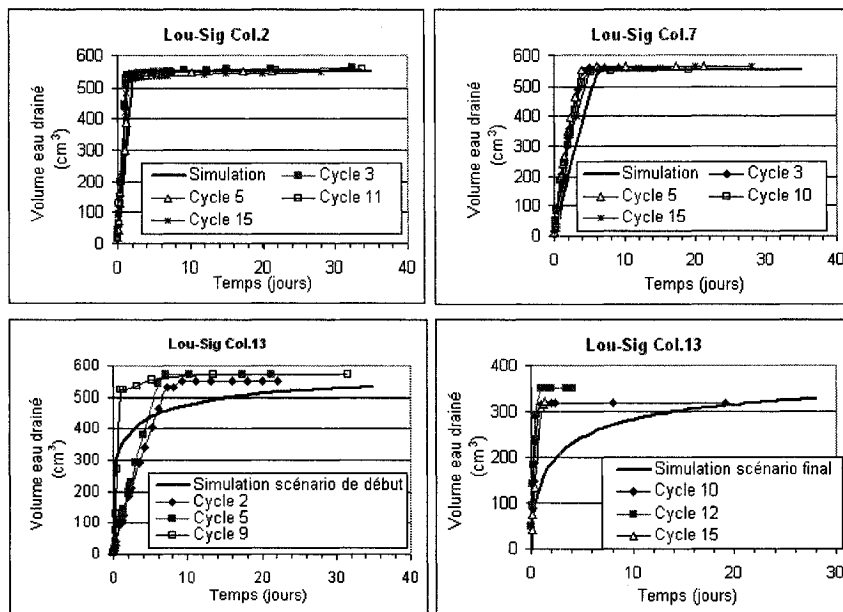


Figure 7.4. Volume d'eau drainé mesuré et simulé pour 3 colonnes de résidus Lou-Sig.

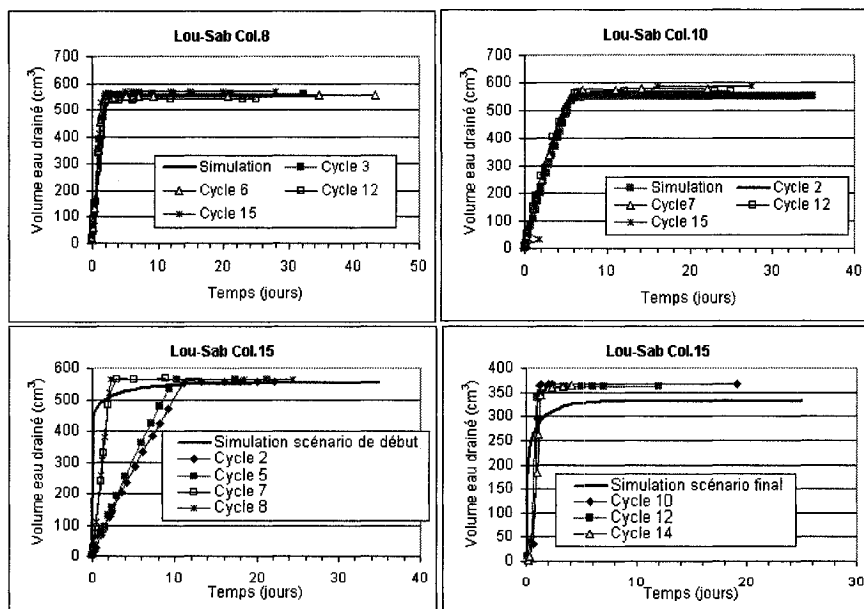


Figure 7.5. Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour 3 colonnes de résidus Lou-Sab.

b) Lou-Sig et Lou-Sab

On présente aux figures 7.4, et 7.5, les volumes d'eau drainés et simulés pour les mélanges de résidus Lou-Sig et Lou-Sab. On retrouve les mêmes tendances que dans les colonnes de résidus Louvicourt avec un écoulement qui est plus rapide dans les colonnes 2 et 8 qui ont les nappes les plus basses. Pour la colonne témoin 15, au cours du scénario de début, les vitesses d'écoulement simulées sont supérieures à celles mesurées (tout comme dans le cas de la colonne 12 de résidus Louvicourt). Néanmoins dans l'ensemble, les valeurs simulées de l'écoulement sont en assez bonne concordance avec les valeurs mesurées au laboratoire. Les différences peuvent être en partie expliquées une inadéquation de certains paramètres comme la conductivité hydraulique utilisée dans les simulations.

7.1.2.2. Simulation du comportement hydrogéochimique des résidus**7.1.2.2.1. Louvicourt****a) Degré de saturation et concentration de l'oxygène dans l'eau**

Dans la colonne témoin 12, les simulations montrent que les résidus miniers Louvicourt ont été maintenus à un degré de saturation S_r proche de 100 % durant la période correspondant au scénario de début (0-322 jours). Au cours du scénario final, les résidus se désaturent et le degré de saturation baisse à 55 % à la fin des différents cycles de drainage (figure 7.6). Ces valeurs de S_r sont proches des valeurs de saturation mesurées au laboratoire à la fin des cycles de drainage, qui varie entre 50 et 70 % (voir tableau 5.10 chapitre 5). On peut constater que pendant tout le scénario de début, l'oxygène ne pénètre pas dans les résidus miniers à cause du degré de saturation élevé des résidus dans la colonne 12. Par contre, au cours du scénario final, la désaturation des résidus permet la pénétration de l'oxygène jusqu'à la base de la colonne. La concentration en oxygène est presque à saturation près de la surface des résidus et diminue vers le bas de la colonne. On observe une désaturation après 1 h par la base de la colonne à cause probablement de la succion qui est élevée (-10 m).

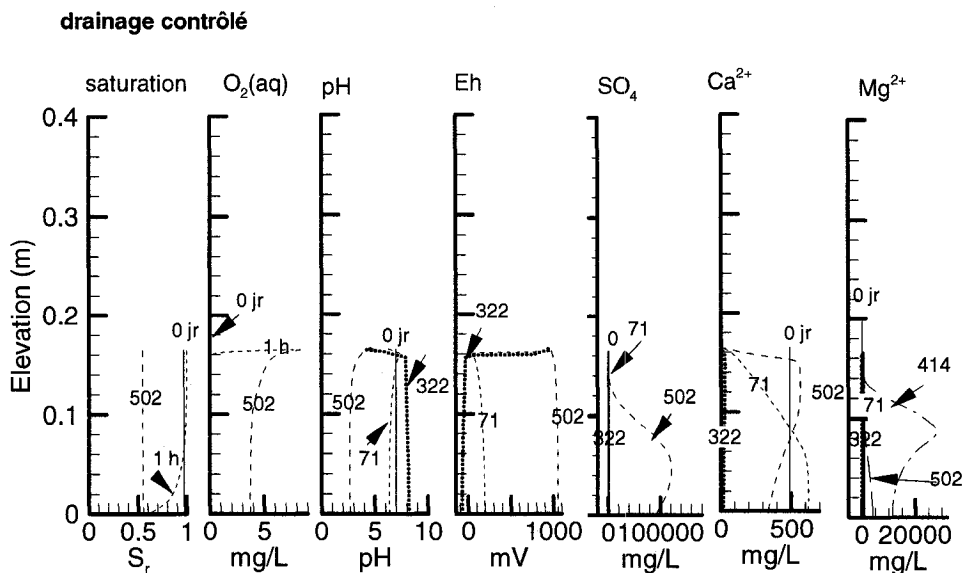


Figure 7.6. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 12, résidus Louvicourt).

On observe que les résidus sont légèrement plus saturés à la fin du cycle de drainage dans la colonne 4 ($S_r = 0,95$) que dans la colonne 1 ($S_r = 0,9$) où la nappe est la plus basse (figures 7.7 et 7.8). À cause de cette saturation élevée des résidus dans ces 2 colonnes, la pénétration de l'oxygène se limite seulement à la couche de sable et au niveau du contact sable-résidus. Aux figures 7.7 et 7.8, on observe un certain décalage entre la désaturation et la pénétration de l'oxygène dans les résidus. La circulation de l'oxygène semble plus rapide que la désaturation. Amos et Mayer (2006) expliquent cela par un phénomène d'advection des gaz dans l'eau.

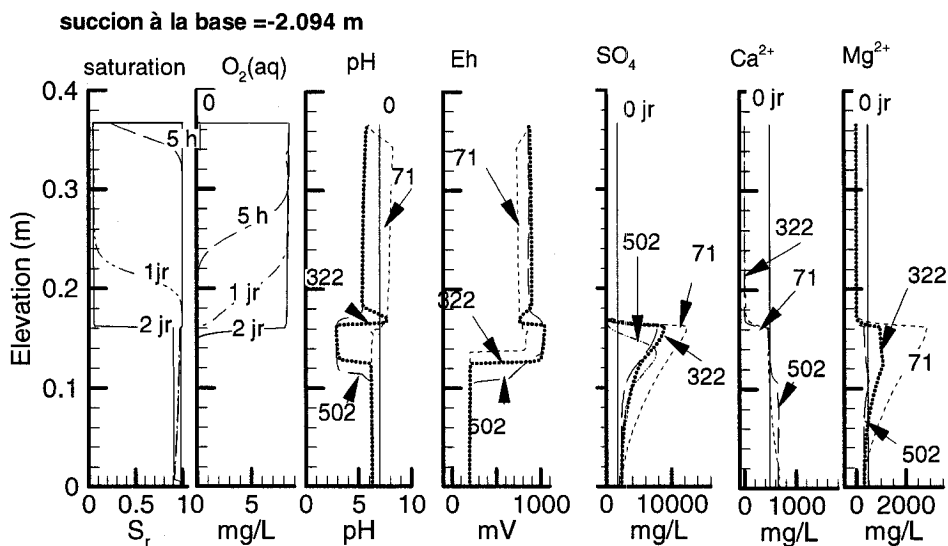


Figure 7.7. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfate, du calcium et du magnésium (colonne 1, résidus Louvicourt).

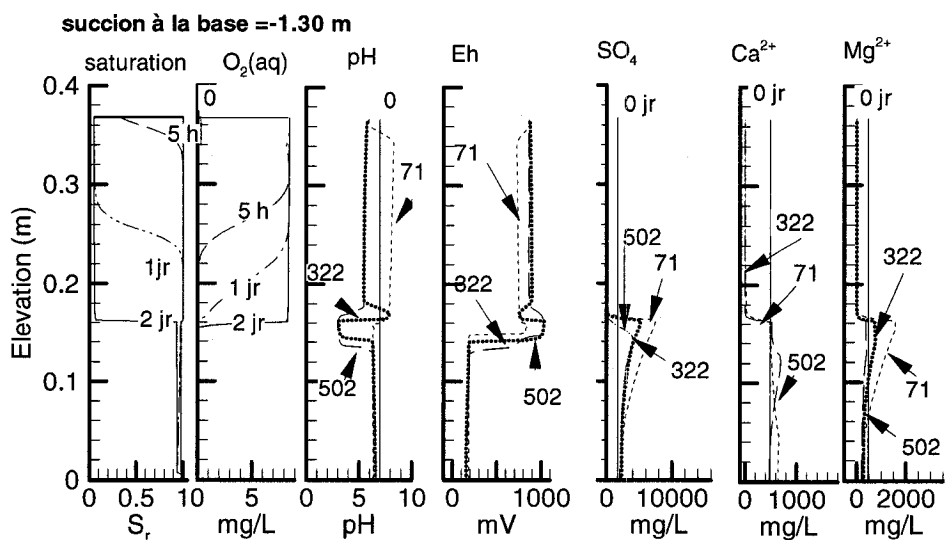


Figure 7.8. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration dans l'eau de l'oxygène, des sulfate, du calcium et du magnésium (colonne 4, résidus Louvicourt).

b) Valeurs du pH et du Eh de l'eau

Pour la colonne 12, la figure 7.7 montre que le pH reste proche de valeurs neutres au cours du scénario de départ (0 à 322 jours). Il augmente légèrement et passe de 7 à environ 8 à la fin de ce scénario. Pendant le même temps, le potentiel d'oxydo-réduction Eh baisse de 200 mV vers des valeurs négatives au bout de 322 jours. Il faut noter que le Eh simulé n'a pas été corrigé de la valeur de l'électrode de référence (204 mV) comme dans le cas des valeurs mesurées au laboratoire. Au cours du scénario final de drainage, le pH baisse et atteint une valeur minimale autour de 3 sur toute l'épaisseur des résidus à la fin des essais. À cette période, le Eh augmente et atteint 1000 mV à 502 jours. On peut ainsi noter que le pH final donné par les simulations est inférieur à celui mesuré au laboratoire lors du démontage de la colonne qui montre un pH autour de 4 près de la surface et de 5 vers la base des résidus. Ceci peut s'expliquer par la désaturation des résidus qui est légèrement plus importante dans les simulations (chapitre 5, paragraphe 5.6).

En ce qui concerne les colonnes 1 et 4 (figures 7.8 et 7.9), le pH reste proche d'une valeur neutre pendant la durée des essais, sauf au niveau du contact résidus-sable, où il peut baisser jusqu'à 3 à cause de l'oxydation des sulfures dans cette partie. Ceci se traduit aussi par un Eh élevé proche de 1000 mV près de la surface des résidus. On peut cependant noter que les processus sont plus importants dans la colonne 1 où la zone de faibles pH est plus étendue comparativement à celui de la colonne 4.

Dans l'ensemble, on note que l'évolution simulée du pH et du Eh (non corrigé) dans ces 3 colonnes est proche de ce qui a été observé au laboratoire (chapitre 5, figures 5.19 et 5.22). Cependant, le Eh simulé dans la colonne 12 au cours du scénario final est nettement supérieur (au moins 2 fois) à celui mesuré à cause vraisemblablement de la précipitation du fer dans les bouteilles de récupération du lixiviat.

c) Sulfates, calcium et magnésium en solution

Les concentrations en sulfates, calcium et magnésium se corrélaient bien avec le pH et le Eh des simulations. Les fortes concentrations en sulfates, calcium et magnésium correspondent à de faibles pH et à des Eh élevés (figures 7.6 à 7.8). Ceci est lié aux processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité produite.

Pour la colonne 12, les faibles concentrations en sulfates, calcium et magnésium au cours du scénario de début, traduisent l'absence ou la très faible oxydation des sulfures en raison

de la saturation élevée des résidus. Au cours du scénario final, ces concentrations augmentent considérablement (figure 7.6) compte tenu de l'oxydation des sulfures favorisée par la désaturation des résidus (baisse de S_r de 1 à environ 0,5). Les sulfates mesurés (avec une concentration maximale qui atteint 45000 mg/L) à la base de la colonne 12 sont inférieurs d'un facteur par rapport aux valeurs simulées qui atteignent une valeur maximale proche de 100000 mg/L. Ceci peut s'expliquer par le fait que dans les simulations, la succion de -10 m appliquée à la base de la colonne est plus élevée que ce qu'on a en réalité au laboratoire. Vers la fin des essais, les résultats des simulations montrent des concentrations en magnésium qui baissent assez fortement, ce qui peut s'expliquer par la disparition de certains minéraux comme la dolomite à cause de la neutralisation liée à l'oxydation des sulfures. Les faibles concentrations en Mg^{2+} correspondent aux faibles pH, ce qui veut dire que c'est la présence de minéraux comme la dolomite qui tamponne le pH. Ces faibles concentrations en Mg^{2+} n'ont pas été observées durant les essais au laboratoire. En effet à la fin des essais au laboratoire, les valeurs en Mg^{2+} restent élevées à près de 8000 mg/L alors que dans les simulations, elles sont moins de 100 mg/L. On peut alors supposer que dans la colonne 12, la dissolution de la dolomite (tout comme l'oxydation des sulfures) est plus importante dans les simulations comparativement à ce qui se passe réellement au laboratoire.

Dans les colonnes 1 et 4, les plus fortes concentrations en sulfates, calcium et magnésium (figures 7.7 et 7.8) sont observées près de la surface des résidus principalement au niveau du contact avec le sable. Ceci est dû à l'oxydation des sulfures dans cette zone à cause d'une plus grande disponibilité en oxygène. Ces résultats sont conformes aux observations au démontage des colonnes. On peut aussi noter que les processus d'oxydation et de neutralisation sont plus importants dans la colonne 1 comparativement à la colonne 4 où les valeurs des concentrations en sulfates, calcium et magnésium sont plus faibles compte tenu du degré de saturation plus élevé des résidus. C'est ce qui a également été observé au laboratoire. Dans l'ensemble, pour ces 2 colonnes 1 et 4, on peut noter une baisse progressive des concentrations en sulfates, calcium et magnésium avec le temps à cause de l'effet du rinçage et du fait que les sulfures s'oxydent très faiblement.

d) Métaux de base et silice en solution

Dans la colonne 12, le fer se trouve essentiellement sous forme de Fe^{2+} (figure 7.9) au cours du scénario 1 de début, en raison de la saturation élevée des résidus miniers dans la colonne. Au cours du scénario final, la majorité du fer se transforme en Fe^{3+} , le milieu étant devenu plus oxygéné à cause de la désaturation des résidus. Les concentrations élevées en Fe^{3+} traduisent essentiellement une oxydation de la pyrite et une dissolution de minéraux comme la sidérite et la jarosite, ce qui se corrèle aussi avec les concentrations élevées en sulfates et les faibles pH. Les concentrations en Fe^{3+} augmentent avec le temps. Les fortes concentrations en zinc et en cuivre au cours du scénario final (à partir de 353 jours, figure 7.9) se corrèlent bien avec celles du Fe^{3+} et elles reflètent l'importance des processus d'oxydation de la sphalérite et de la chalcoppyrite. La tendance évolutive du fer, du zinc et du cuivre observée au laboratoire correspond bien aux simulations (figures 5.28 et 5.29). Les concentrations en Al^{3+} et H_4SiO_4 se corrèlent aussi assez bien. Ces concentrations qui sont faibles au cours du scénario de début augmentent avec le temps et proviendraient de la dissolution des silicates comme la chlorite, le quartz, le feldspath potassique (orthose). Vers la fin des essais, les différentes concentrations baissent à partir de la surface des résidus, probablement en raison de l'effet de rinçage.

Pour les colonnes 1 et 4, les figures 7.10 et 7.11 montrent que les plus fortes concentrations en fer, cuivre et zinc correspondent aux zones oxydées (près de la surface des résidus au contact sable-résidus). Les concentrations sont cependant plus importantes dans la colonne 1, qui présente une plus forte oxydation des sulfures. On peut noter que les concentrations en fer, cuivre et zinc augmentent rapidement dès le premier cycle à cause d'une oxydation plus importante des sulfures au début des essais. Par la suite il y a une baisse de ces concentrations avec le rinçage et une baisse de l'intensité de l'oxydation des sulfures. Le fer est essentiellement sous forme de Fe^{2+} . Les concentrations en Fe^{3+} sont plus faibles dans la colonne 4 qui est plus saturée en eau. On peut aussi noter que la zone de concentrations élevées en Fe^{2+} se situe plus bas dans les résidus par rapport à celle du Fe^{3+} . Des observations similaires ont été notées in situ dans la mine abandonnée de Sherridon au Manitoba par Moncur et al. (2004). La dissolution des silicates se rapporte essentiellement à celle du quartz de la couche de sable au dessus des résidus près du contact sable-résidus où les concentrations en H_4SiO_4 sont élevées. Cette dissolution serait

favorisée par le pH plus faible dans cette partie de la colonne. Il y a aussi une dissolution d'alumino-silicates (chlorite, feldspath potassique) dans la colonne 1 qui explique les concentrations élevées en Al^{3+} . On peut noter sur les figures 7.10 et 7.11 que la zone des concentrations élevées en Al^{3+} se corrèle assez bien avec celle du Fe^{2+} . Les concentrations en Fe^{3+} sont nettement plus élevées comparativement aux valeurs mesurées au laboratoire. Pour Al^{3+} , on montre aussi les temps 414 et 475 jours parce que c'est à partir de 414 jours que l'on commence à observer une augmentation des concentrations.

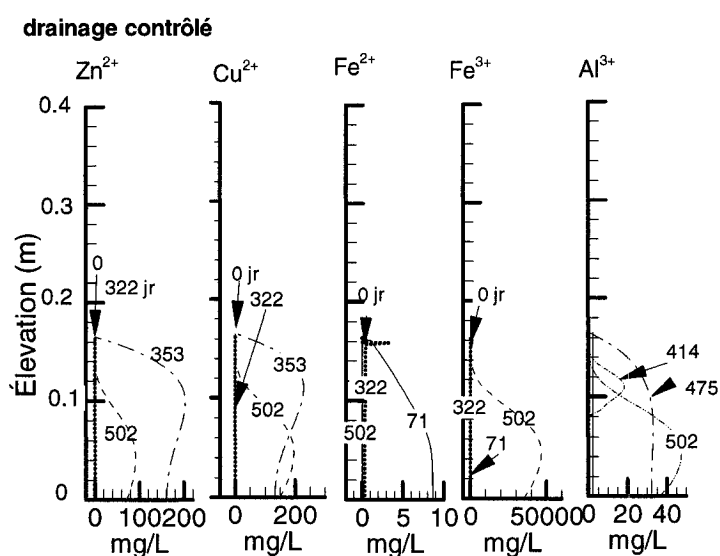


Figure 7.9. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 12, résidus Louvicourt).

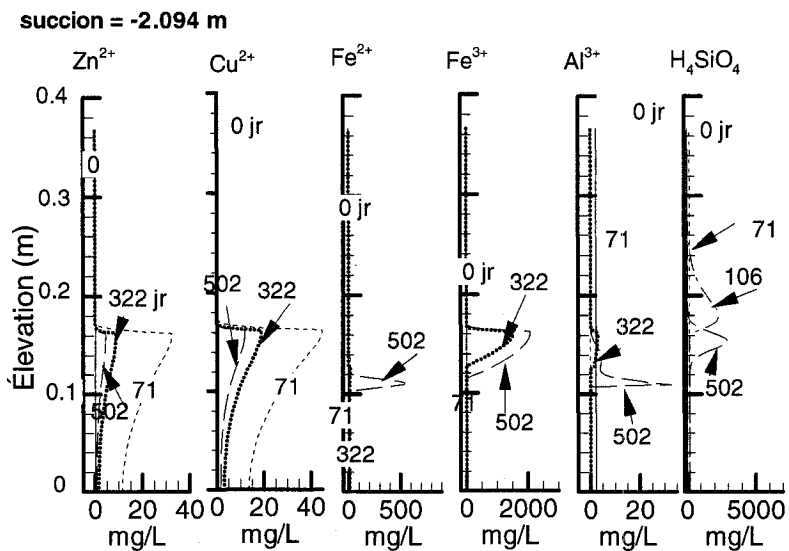


Figure 7.10. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 1, résidus Louvicourt).

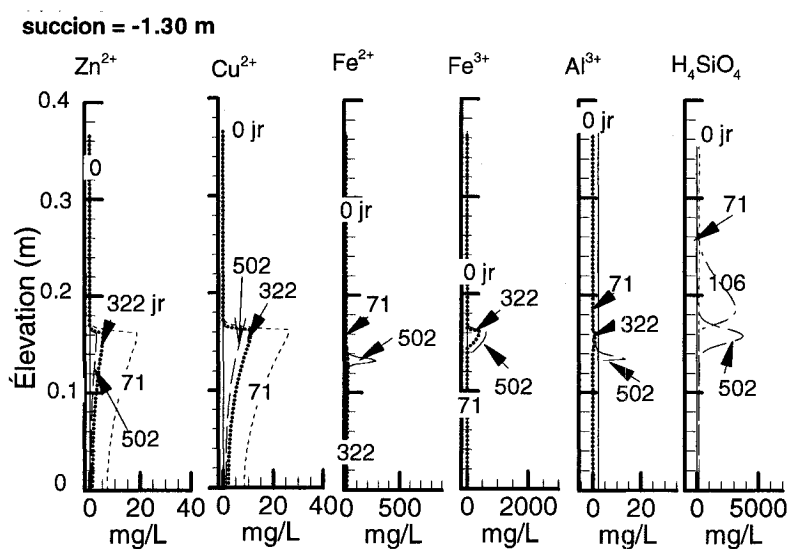


Figure 7.11. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 4, résidus Louvicourt).

e) Composition minéralogique

La figure 7.12 montre des quantités des différents minéraux (voir aussi annexe 7.3 qui donne les indices de saturation et la figure à l'annexe 7.5).

Les carbonates

Les carbonates pris en compte dans les simulations sont la dolomite, la calcite et la sidérite. La quantité d'ankérite est considérée comme étant de la dolomite.

Pour la colonne 12, les résultats des simulations montrent que la calcite subit des processus de dissolution-précipitation pendant tout le scénario de début (322 jours), ce qui est montré par un indice de saturation IS positif ou proche de zéro (voir annexe 7.3). La calcite précipite légèrement sur une grande partie de l'épaisseur des résidus au cours du scénario 1 de début à la faveur du pH qui est proche de la neutralité (figure 7.12). Elle se dissout néanmoins sur environ 9 cm à partir de la base des résidus.

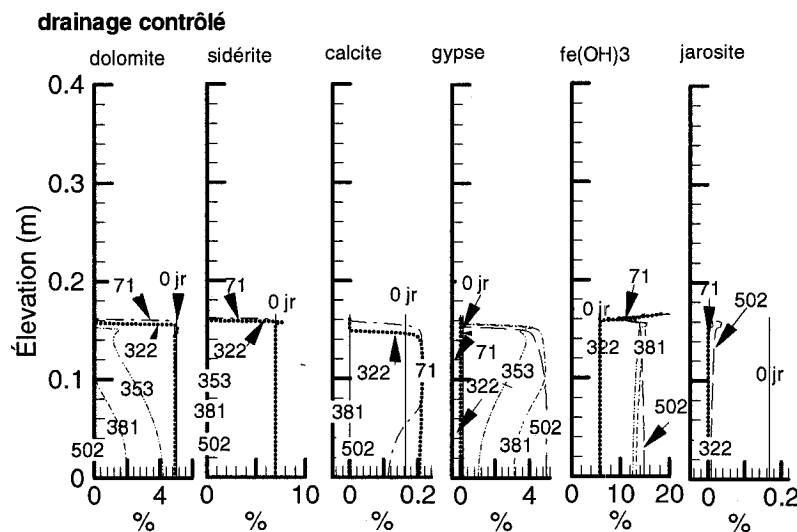


Figure 7.12. Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique pour les essais en petite colonne avec les résidus Louvicourt (colonne 12).

Pendant le scénario 2 final, il y a une augmentation de l'intensité de l'oxydation de la pyrite qui entraîne la baisse du pH. La calcite est rapidement dissoute et disparaît après 381 jours. Les analyses aux DRX donnent des valeurs de calcite qui augmentent légèrement mais restent faibles entre 0 et 0,3 %.

Pour sa part, la dolomite commence à se dissoudre faiblement vers le sommet des résidus au cours du scénario de départ. À 322 jours, elle a disparu sur environ 2 mm à partir de la surface des résidus miniers. Au début du scénario final, la dissolution devient plus rapide à cause de l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Après 381 jours, il n'y a presque plus de dolomite sur environ 5 cm à partir de la surface des résidus comme le montre l'indice de saturation qui est négatif. À la fin des simulations, il y a une dissolution complète de la dolomite sur toute l'épaisseur des résidus, ce qui explique les très faibles concentrations de Mg^{2+} données par les simulations vers la fin des essais. Ceci est différent de ce qui a été observé au laboratoire où les concentrations en Mg^{2+} restent élevées même à la fin des essais. Les analyses DRX au démontage de la colonne 12 montrent que la quantité de dolomite diminue progressivement dans les résidus et passe de 2,8 % à base à 0,5 % près de la surface. Comme suggéré plus haut, la dolomite se dissout plus rapidement dans les simulations de la colonne 12, comparativement à ce qui est observé au laboratoire. Pour la sidérite, les quantités changent peu au cours du scénario 1 de départ (322 jours). Par la suite, elle disparaît rapidement au début du scénario final à cause du pH qui est devenu acide avec l'oxydation des sulfures. La sidérite est presque complètement dissoute après 381 jours selon l'équation mentionnée au tableau 7.9. Les analyses DRX au démontage montrent cependant que c'est seulement près de la surface des résidus que la quantité de sidérite diminue et passe de 7 % à la base des résidus environ à 1 %. Les dissolutions de la dolomite et de la sidérite attestent de l'importance des processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité produite dans la colonne 12. Les résultats des simulations concordent assez bien avec ceux notés lors du démantèlement de la colonne 12 et présentés sur le tableau 5.19 au chapitre 5 qui montrent nettement une baisse des quantités des carbonates comme la dolomite, la sidérite, l'ankérite près de la surface des résidus à la fin des essais.

Pour les colonnes 1 et 4, les figures 7.13 et 7.14 montrent que la dolomite, la sidérite et la calcite sont progressivement dissoutes à partir de la surface des résidus, ce qui confirme la tendance observée aux DRX. L'indice de saturation des différents carbonates est négatif près de la surface des résidus (voir aussi annexe 7.3). Cette dissolution est plus importante dans la colonne 1 où la nappe est plus profonde et où les processus d'oxydation sont plus importants. À la fin des simulations, la dolomite a disparu sur au moins 5 cm à partir de la

surface des résidus dans la colonne 1. Cette épaisseur est plus faible dans la colonne 4 (moins de 2 cm). Après 502 jours, il y a une faible précipitation de sidérite au sommet des résidus (autour de 12 cm de hauteur) et cette précipitation est plus faible dans la colonne 4. Il n'y a pas eu de précipitation de sidérite dans la colonne 12 à cause du pH qui est plus faible.

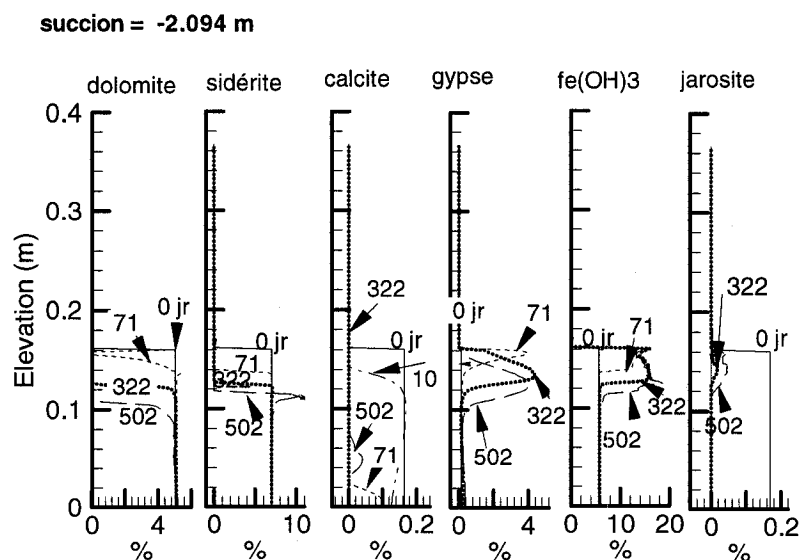


Figure 7.13. Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique des résidus Louvicourt dans la colonne 1.

Le gypse

Pour la colonne 12, pendant que les carbonates se dissolvent, on observe une précipitation du gypse. Cette précipitation se fait dès le début du scénario final sur toute l'épaisseur des résidus dans la colonne jusqu'à la fin du temps des simulations. Les quantités qui sont initialement de 0,15 % passent à plus de 4 % à la fin des essais (figure 7.12). Le comportement du gypse suit ainsi celui de la calcite. La dissolution de la calcite à pH acide entraîne en présence d'ions sulfates la précipitation du gypse comme on peut le noter avec l'équation stoechiométrique au tableau 7.9. Au cours du scénario de début, les résidus ne s'oxydent pas et il n'y a pas suffisamment d'ions sulfates pour la précipitation du gypse. Le pH reste neutre et c'est la calcite qui précipite en ce moment. Mais, au cours du scénario final, la désaturation et l'oxydation des résidus dans la colonne 12 augmentent la disponibilité en ions sulfates et le pH est devenu acide. Ce qui favorise la dissolution de la

calcite et la précipitation de gypse. Les analyses aux DRX ne montrent cependant pas une nette augmentation des quantités de gypse comme dans les simulations.

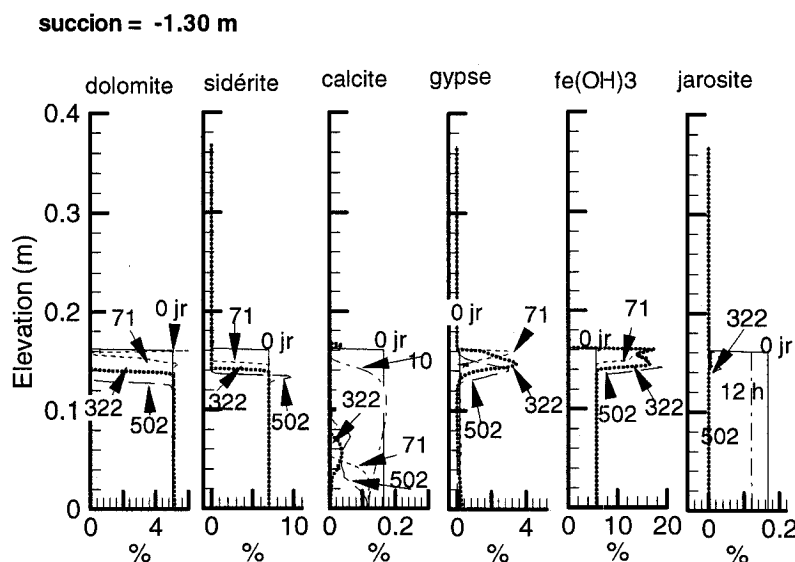


Figure 7.14. Résultats de la simulation de l'évolution minéralogique des résidus Louvicourt dans la colonne 4.

Dans les colonnes 1 et 4, le gypse précipite principalement près de la surface des résidus où l'on observe l'oxydation des résidus. Les pourcentages de gypse atteignent 4% dans cette partie de la colonne 1 contre des valeurs autour de 2 % dans la colonne 4 (figures 7.13 et 7.14) et ceci à cause des processus d'oxydation des sulfures plus importants dans la colonne 1.

La ferrihydrite (ou goethite) et la jarosite

Dans la colonne témoin 12, la quantité de ferrihydrite (ou goethite) initialement présente dans les résidus n'évolue pratiquement pas au cours du scénario de départ, les solutions restant proches de la saturation (voir annexe 7.3). Cependant, au cours du scénario final, près de la surface des résidus les solutions deviennent sursaturées par rapport à la ferrihydrite. On observe alors une précipitation de ce minéral, vraisemblablement à cause de l'oxydation des sulfures et de la dissolution de certains minéraux comme la sidérite et la jarosite dans cette zone. Au cours du scénario final, la précipitation de la ferrihydrite

devient plus importante et les valeurs passent de 5 % à environ 15 %. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus aux DRX au démontage des colonnes où on note aussi des quantités plus élevées (19 %) en goethite. La jarosite, présente en faible quantité au début des essais, est entièrement dissoute dès le jour 1, celle-ci étant instable à des pH neutres. Cependant, vers la fin des essais, on observe une précipitation de jarosite en faible quantité surtout près de la surface des résidus où le pH est devenu acide. Elle précipiterait dans des conditions de $\text{pH} < 2,3$ (Bain et al. 2001) selon l'équation mentionnée au tableau 7.9. La précipitation de jarosite nécessite la présence d'ions K^+ qui proviendraient ici de la dissolution des silicates comme l'orthose, la chlorite et la muscovite. Compte tenu des faibles quantités en jarosite et de la précision des analyses aux DRX ainsi que de l'échantillonnage, il est difficile de faire une comparaison entre les valeurs simulées et mesurées.

Pour les colonnes 1 et 4, les pourcentages de ferrihydrite ne varient pas à la base (figures 7.13 et 7.14). Vers le sommet, ce minéral précipite à la surface des résidus avec une plus grande importance dans la colonne 1. Cette tendance est observée aux DRX sur des échantillons prélevés au démontage des colonnes qui donnent respectivement 13 % et 10 % de goethite pour la colonne 1 et 4. On observe aussi que la ferrihydrite précipite aussi dans la couche de sable au dessus des résidus. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que dans les conditions initiales, on a utilisé du surnageant qui contient du fer en solution pour saturer la colonne sur toute sa longueur. De faibles quantités de jarosite précipitent près de la surface des résidus à la faveur du pH acide et des solutions qui sont saturées à sursaturées en jarosite.

Les silicates

Dans l'ensemble, la dissolution des silicates est très faible dans toutes les colonnes (voir annexe 7.4). Cette dissolution des silicates n'a pas une grande importance dans les processus de neutralisation de l'acidité produite lors de l'oxydation des sulfures. Des dissolutions de silicates à un pH faible ont souvent été décrites dans les résidus miniers selon les équations stoechiométriques mentionnées au tableau 7.9 (Jurjovec et al. 2004; Moncur et al., 2004; Malmström et al, 2006).

Les sulfures

Les sulfures pris en compte dans les simulations sont la pyrite, la chalcoppyrite et la sphalérite. Dans la colonne témoin 12, les quantités de ces sulfures n'évoluent presque pas à cause de la saturation des résidus qui est presque à 100 % au cours du scénario 1 de début. Au cours du scénario 2 final, on observe une dissolution de la pyrite et de la chalcoppyrite tout le long de la colonne (figure 7.15) à cause de la désaturation qui est devenue plus importante. Les pourcentages baissent dans les résidus d'au moins 5% pour la pyrite, les pourcentages passant de 40 à 35 % environ à la base des résidus à la fin des essais. La sphalérite baisse de près de la moitié de 0,026 % à environ 0,01% à la fin des essais.

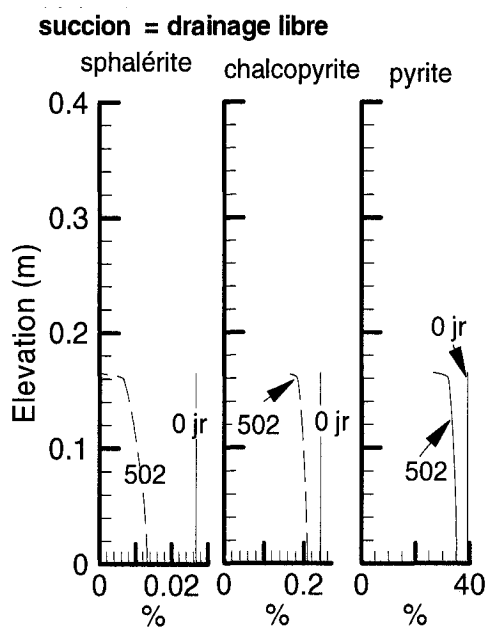


Figure 7.15. Résultats de la simulation de l'évolution de sulfures dans les résidus Louvicourt (colonne 12).

La chalcoppyrite baisse de près de 0,02 % à la fin des essais. La tendance à la baisse des quantités des différents sulfures semble se retrouver aussi dans les résultats des DRX d'échantillons prélevés lors du démontage des colonnes. Ces résultats montrés au tableau 5.15 donnent un pourcentage qui passe de 38 % à 36 % pour la pyrite, de 0,8% à la base à 0,2 % pour la chalcoppyrite, de 0,1 % à 0 % pour la sphalérite.

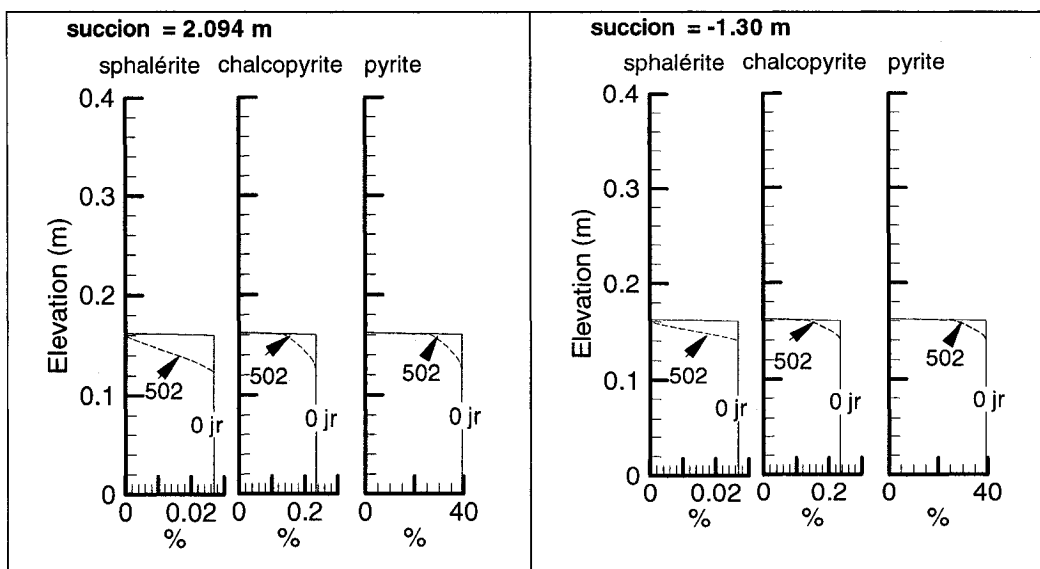


Figure 7.16. Résultats de la simulation de l'évolution de sulfures dans les résidus Louvicourt (colonnes 1 et 4).

Pour les colonnes 1 et 4, les dissolutions de la pyrite, la sphalérite, la chalcopryrite se font uniquement près de la surface des résidus avec une intensité plus faible dans la colonne 4 compte tenu de la saturation des résidus qui est plus élevée (figure 7.16). Les implications à long terme de ces processus sont discutées plus loin dans la thèse.

f) Composition chimique de l'eau à la base des résidus

Les résultats des analyses de la composition chimique (mesurée et simulée) du lixiviat près de la base des colonnes Louvicourt (à 15 cm environ de la base) sont montrés aux figures 7.17 à 7.20 (échelles semi-log et échelles arithmétiques).

Dans l'ensemble, les résultats simulés concordent assez bien avec ceux mesurés au laboratoire. On observe en général la même tendance évolutive des différents éléments chimiques.

Pour la colonne 12, les valeurs du pH mesurées et simulées sont semblables pendant les 400 premiers jours et varie entre 7,6 et 6,5. Après cette date, au cours du scénario final, le pH mesuré baisse jusqu'à des valeurs proches de 4 (figure 7.17). Quant au pH simulé, la baisse est plus importante et on atteint des valeurs proches de 2. Ceci se traduit par des processus d'oxydation plus importants dans les simulations. Notons ici que, en ce qui concerne les valeurs simulées, les pics sur le graphique sont dus au fait que ces valeurs sont ponctuelles et peuvent donc prendre en compte les fortes variations rapides du pH

alors que celles mesurées au laboratoire sont une moyenne durant l'intervalle de temps de collecte de l'échantillon. L'intensité des pics est variable d'un cycle à l'autre, ce qui peut être relié avec une intensité variable des processus d'oxydation et de neutralisation selon les cycles de drainage et mouillage. Les variations du Eh simulé se corrént bien avec celles du pH. Les valeurs les plus élevées du Eh qui traduisent un milieu plus oxydant correspondent aux pH les plus faibles. Les concentrations simulées en sulfate de la colonne 12 se corrént bien avec celles simulées en calcium et magnésium. Ceci montre bien les processus d'oxydation des sulfures qui produisent les sulfates et la dissolution des carbonates dans les processus de neutralisation. Les concentrations simulées montrent la même tendance que celles mesurées au laboratoire. Ces concentrations commencent à diminuer après environ 100 jours et elles augmentent au début du scénario final après 322 jours (figure 7.17). Les faibles valeurs en Mg^{2+} (figure 7.17 i) observées vers la fin des essais simulés, correspondent à la disparition de la dolomite (comme on l'a déjà noté plus haut). Ceci ne semble pas correspondre avec les observations au laboratoire où les concentrations en Mg^{2+} restent toujours plus élevées jusqu'à la fin des essais. On peut noter sur la figure 7.17 que les valeurs simulées en sulfate, fer et magnésium sont nettement supérieures aux valeurs mesurées. Ceci s'explique par la succion (-10 m) appliquée à la base de la colonne qui entraîne une plus forte désaturation des résidus par rapport à ce qui est observé en moyenne au laboratoire.

Les concentrations en zinc et cuivre qui proviennent de l'oxydation de la sphalérite et de la chalcopryrite montrent la même tendance que celles du fer dans la colonne 12. Ces concentrations augmentent à partir de 322 jours au cours du scénario final. Ceci est lié comme on l'a déjà vu plus haut à la plus forte oxydation des sulfures qui est favorisée par la désaturation des résidus. Les concentrations simulées du cuivre et du zinc sont souvent supérieures à celles mesurées au laboratoire principalement pour le cuivre. Les concentrations en aluminium simulées sont par contre inférieures à celles mesurées, ce qui indique que dans les simulations, l'altération des alumino-silicates est peut être légèrement moins importante que ce qui se passe réellement dans les colonnes. Les analyses aux DRX des échantillons au démontage des colonnes ne montrent cependant pas de variation très significative des silicates comparativement aux valeurs initiales.

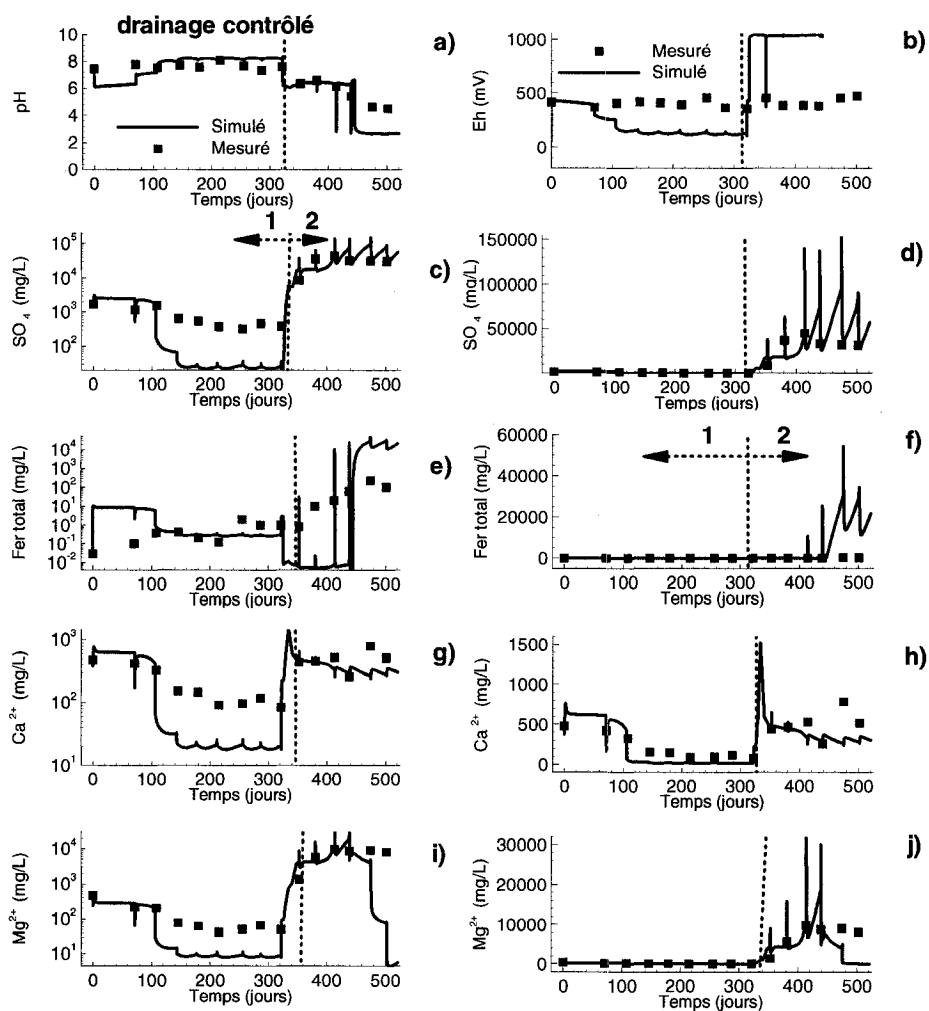


Figure 7.17. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 12 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

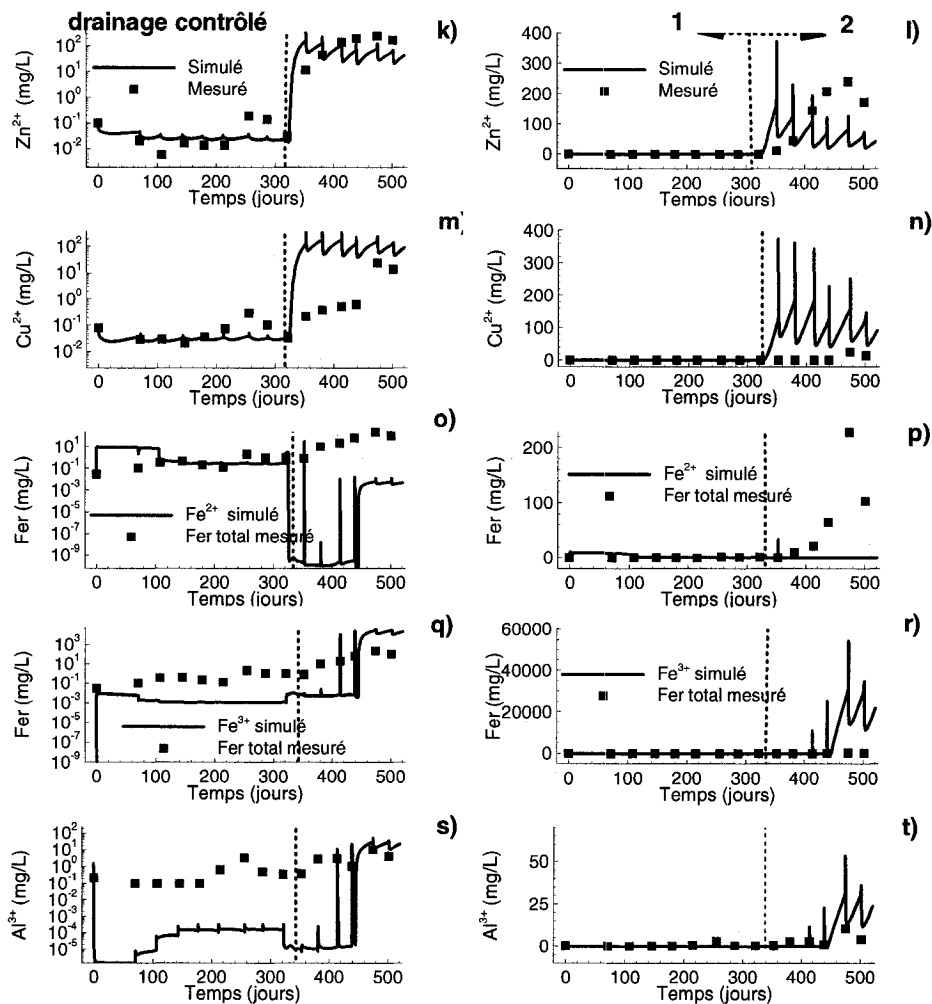


Figure 7.17 (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 12 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 de début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

Les concentrations simulées en sulfates, calcium et magnésium se maintiennent plus ou moins stables en fonction du temps (figure 7.18 et 7.19) dans les colonnes 1 et 4 des résidus Louvicourt. Les pics diminuent de façon plus marquée dans la colonne 4, ce qui indiquerait une plus faible oxydation des sulfures. Les valeurs simulées dans la colonne 4 sont supérieures à celles mesurées au laboratoire, ce qui peut laisser supposer que les

propriétés des matériaux utilisées dans les simulations ne sont pas très adéquates. La colonne 6 a une succion plus faible de -0,60 m. Pour cette dernière, le pH simulé augmente légèrement pendant environ 200 jours. Dans le même temps, on observe une baisse des concentrations en sulfate, calcium, magnésium et fer (figure 7.20). On remarque aussi que les résultats des simulations pour Ca^{2+} , SO_4^{2-} et Mg^{2+} dans la colonne 1 concordent bien avec ceux obtenus dans les essais de laboratoire comparativement à la colonne 4. Dans cette dernière, on n'observe pas la baisse progressive des concentrations notée dans les analyses au laboratoire. Les concentrations simulées en fer ne montrent pas une tendance à la baisse aux environs de 300 jours comme c'est le cas dans les valeurs mesurées au laboratoire (figure 7.20 e et g). Les concentrations en fer suivent dans l'ensemble celles des sulfates. Les valeurs simulées sont cependant supérieures aux concentrations mesurées. Ce qui pourrait s'expliquer par des processus d'oxydation plus importants dans les simulations possiblement en raison d'une inadéquation des paramètres des matériaux utilisés pour les calculs. L'essentiel du fer à la base de la colonne 12 pendant le scénario final (après 322 jours) est sous forme de Fe^{3+} (figure 7.17q) alors que dans les colonnes 1, 4 et 6, c'est du Fe^{2+} à cause du degré de saturation plus élevé des résidus dans ces dernières. Les concentrations simulées en Al^{3+} sont plus faibles que celles mesurées et ceci peut être en rapport avec le fait que des minéraux alumineux comme le diaspre n'ont pas été pris en compte dans les simulations.

Dans l'ensemble, on observe la même tendance évolutive des valeurs mesurées et simulées. Plus le niveau de la nappe est bas, plus les processus d'oxydation des sulfures et de neutralisation de l'acidité produite sont importants à cause d'une désaturation plus importante des résidus.

On retrouve cette tendance dans les colonnes 1, 4 et 6 avec cependant des concentrations généralement plus faibles dans la colonne 6 qui a le niveau de la nappe le plus élevé.

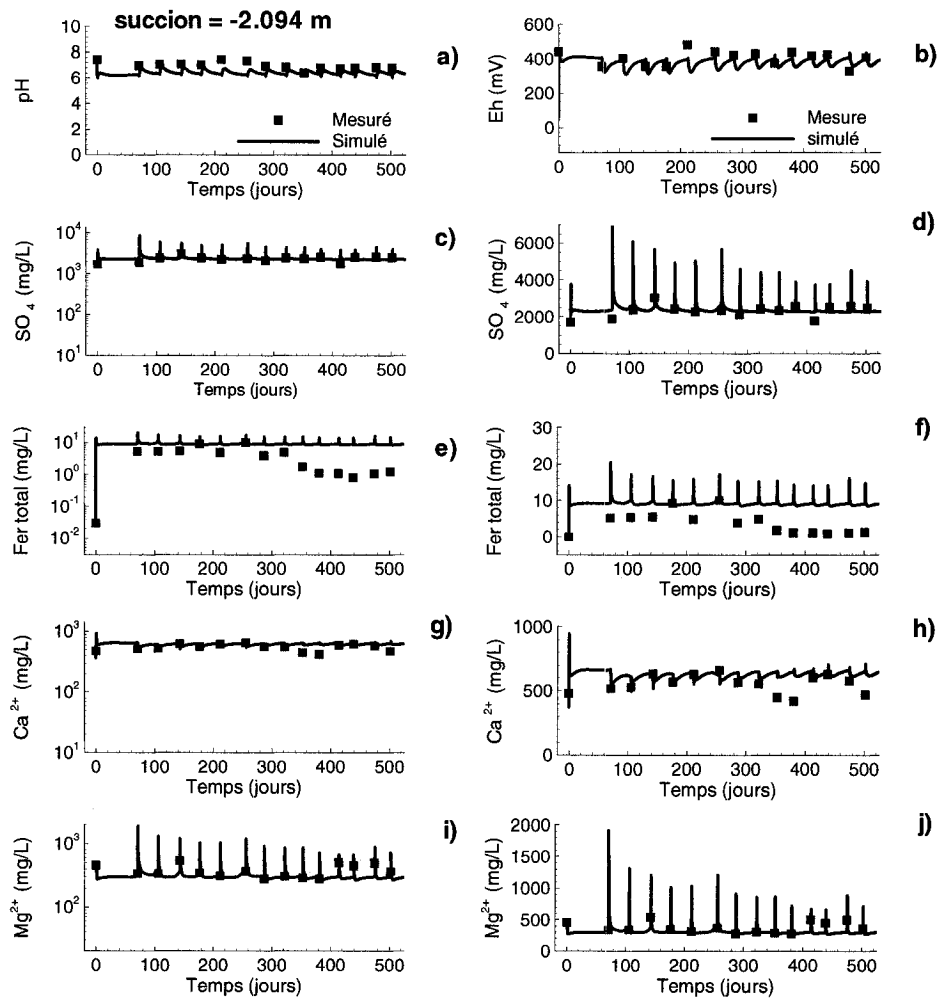


Figure 7.18. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 1 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

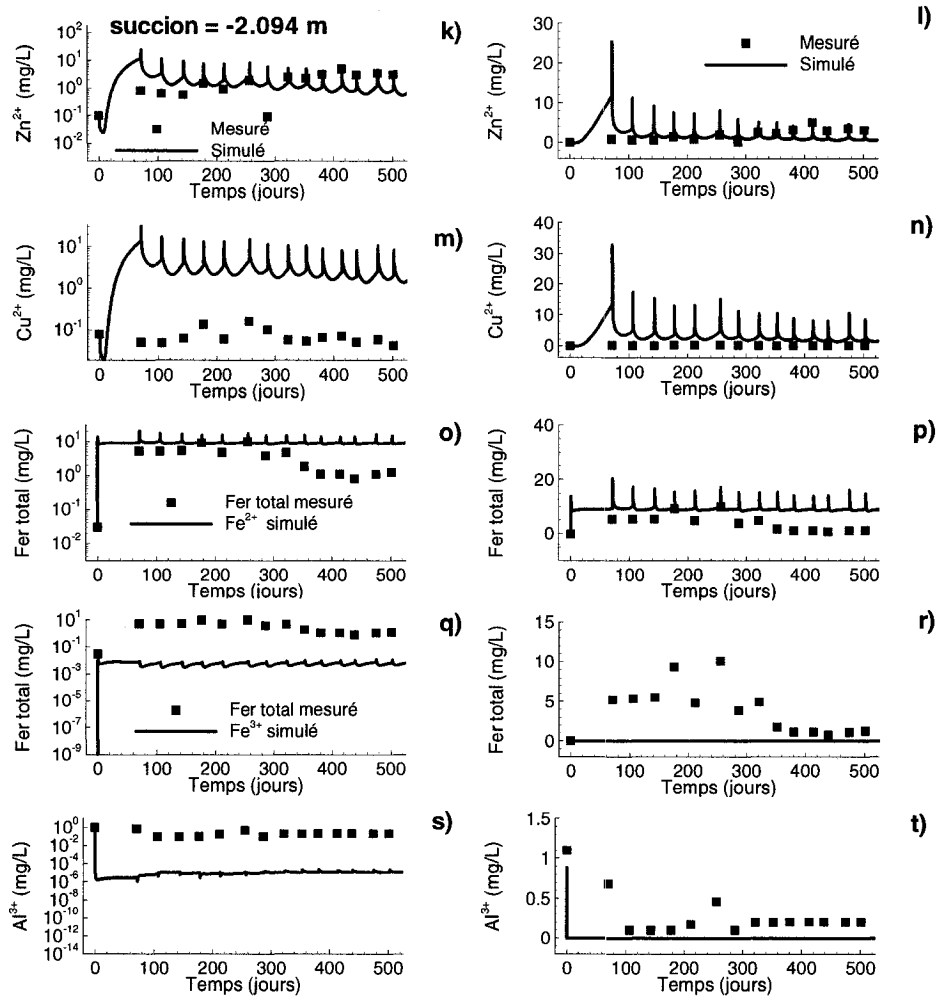


Figure 7.18. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 1 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

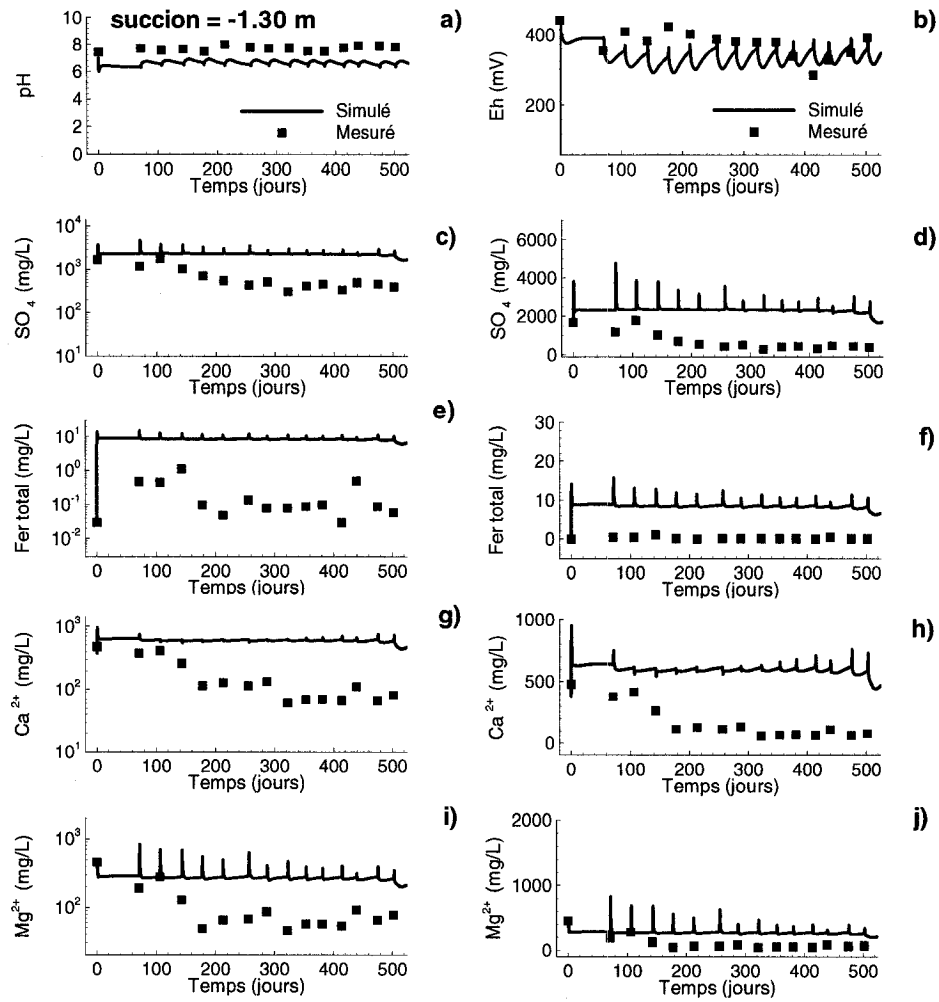


Figure 7.19. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 4 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

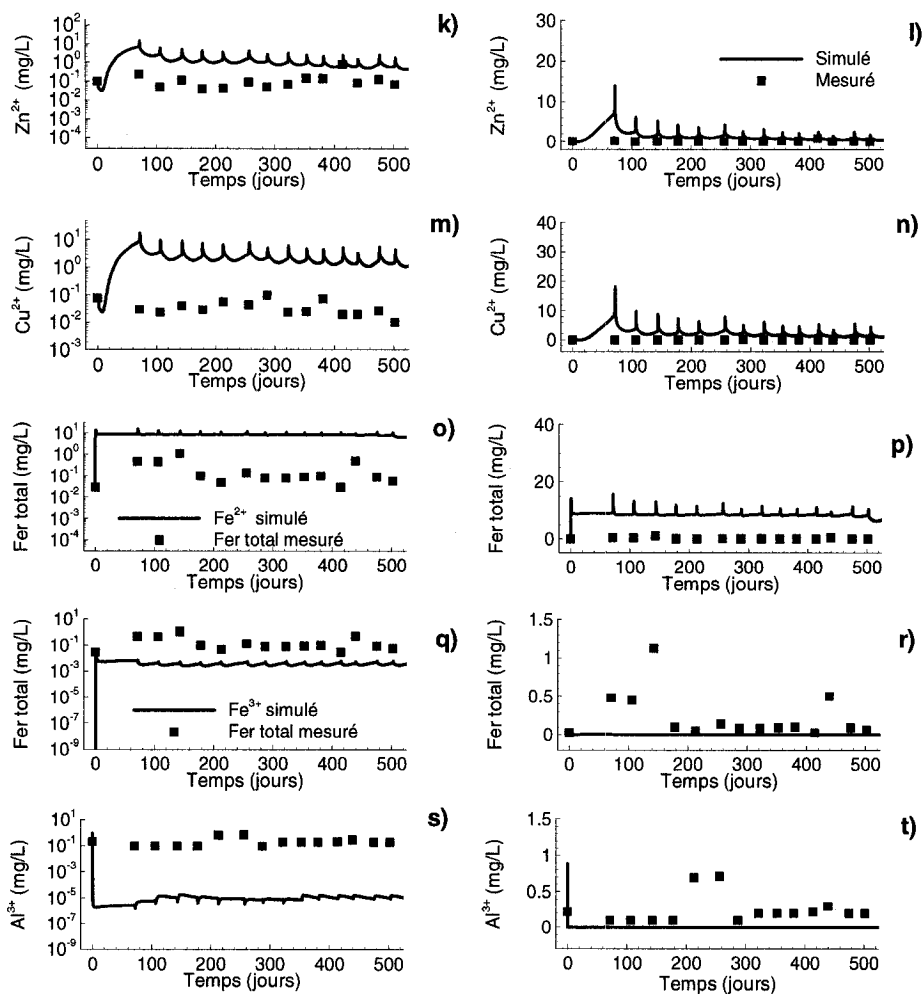


Figure 7.19. (suite et fin). Concentrations mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 4 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

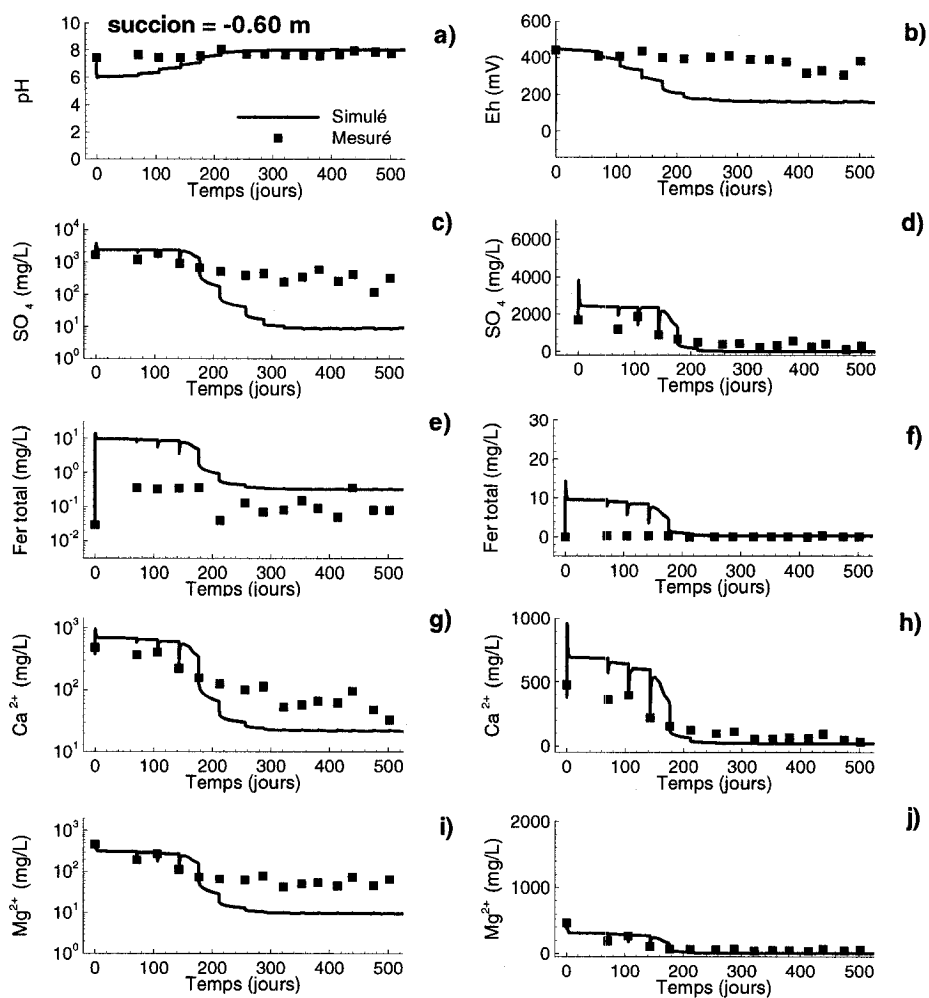


Figure 7.20. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 6 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

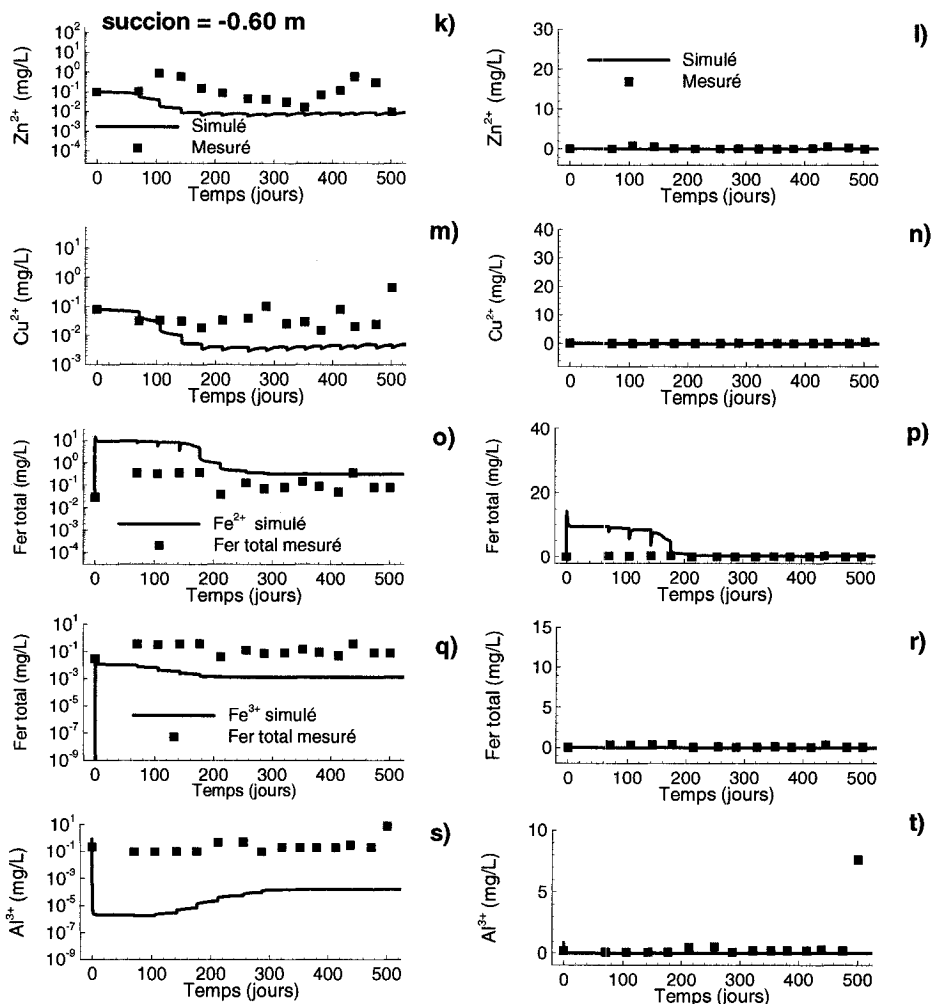


Figure 7.20. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Louvicourt dans la colonne 6 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

h) Simulation avec le logiciel Visual MINTEQ

Le logiciel visual MINTEQ a été utilisé pour calculer les indices de saturation de différents minéraux du lixiviat prélevé à la base des résidus. Les résultats sont résumés sur la figure 7.21 pour la calcite, le gypse, la ferrihydrite et la jarosite. On peut ainsi constater que dans l'ensemble, les résultats corroborent ceux de MIN3P. On peut notamment observer que c'est dans la colonne 12 (témoin) avec des processus d'oxydation plus marqués que la calcite se dissout et le gypse précipite (surtout au cours du scénario 2 final après 322 jours). Dans la colonne 4 par contre où les résidus oxydent le moins, la calcite précipite et

le gypse se dissout. Pour calcite, on peut noter que dans l'ensemble $IS \geq 0$. Dans la colonne 1, c'est aux environs de 300 jours que la calcite peut se dissoudre. L'indice de saturation de la jarosite et de la ferrihydrite qui est dans l'ensemble supérieur à zéro indique une possibilité de précipitation de ces minéraux dans les colonnes de résidus Louvicourt.

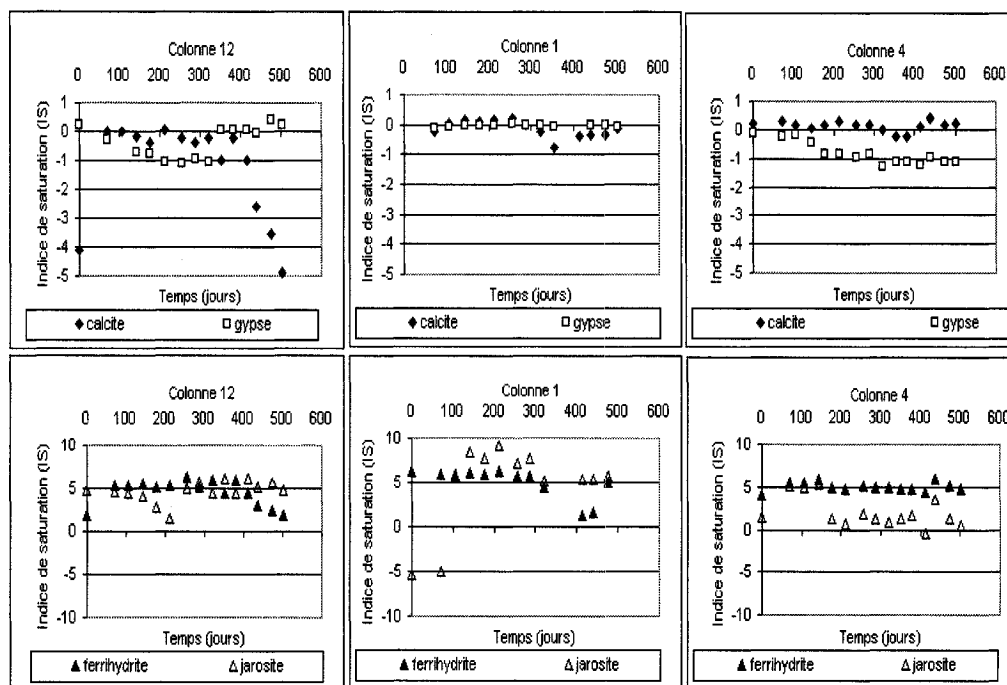


Figure 7.21. Valeurs simulées des indices de saturation avec Visual MINTEQ pour les minéraux à la base des colonnes contenant les résidus Louvicourt.

7.1.2.2.2. Lou-Sig

a) Degré de saturation et concentration de l'oxygène dans l'eau

Dans la colonne témoin 13, on retrouve comme pour la colonne 12, des résidus saturés au cours du scénario de début, et qui se désaturent de près de la moitié ($S_r \approx 50\%$) pendant le scénario final (figure 7.22). Il faut cependant noter que cette valeur simulée de S_r est supérieure à ce qui est mesuré au laboratoire qui est de l'ordre de 30%.

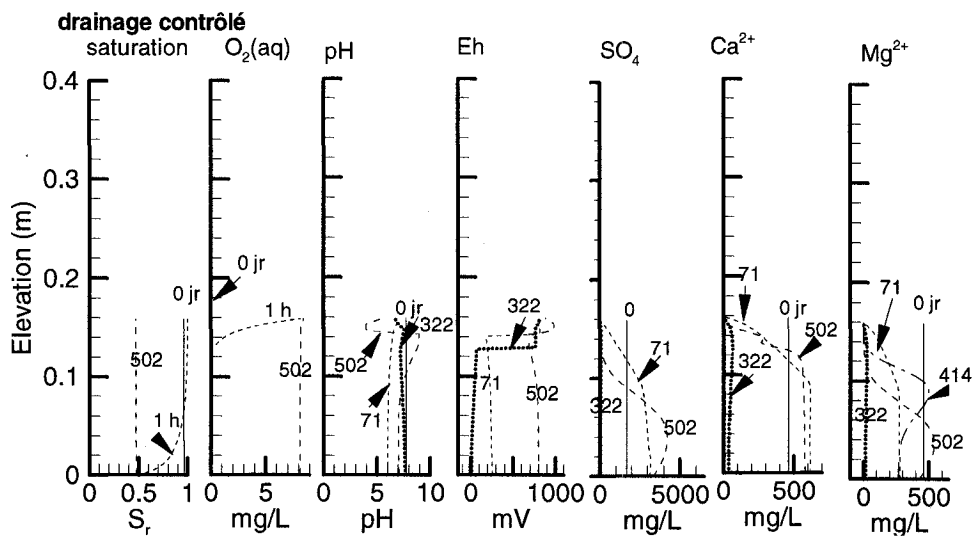


Figure 7.22. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 13, résidus Lou-Sig).

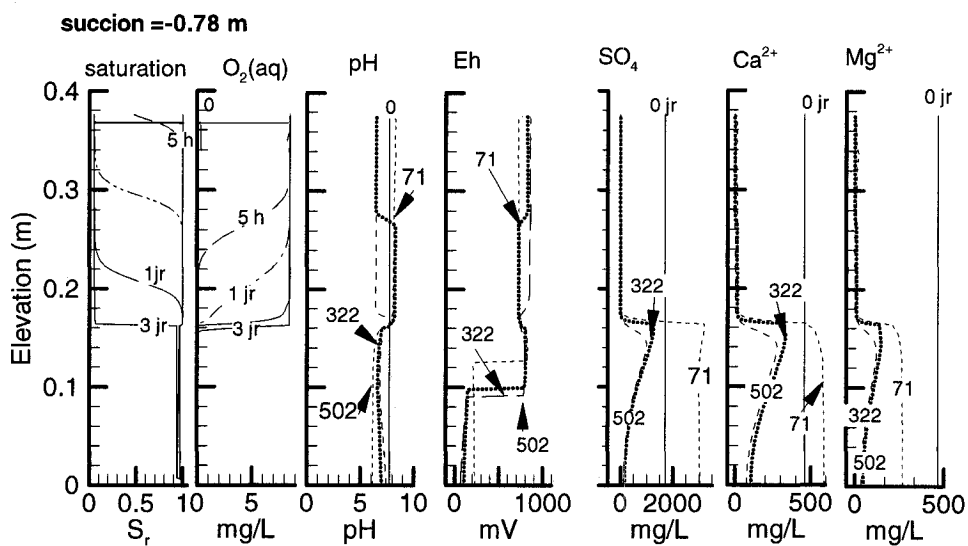


Figure 7.23. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 2, résidus Lou-Sig).

La désaturation entraîne une augmentation des quantités d'oxygène dans les résidus. Ainsi, on atteint presque la saturation en oxygène à la fin des différents cycles de drainage. Pour les colonnes 2 et 7 qui ont une nappe surélevée, on retrouve la même tendance évolutive que dans les colonnes 1 et 4 des résidus Louvicourt. La désaturation dans le sable ainsi que la circulation de l'oxygène sont plus rapides dans la colonne 2 qui a la nappe la plus basse (figures 7.23 et 7.24). Toutefois, les résidus demeurent saturés à près de 100 % dans ces 2 colonnes.

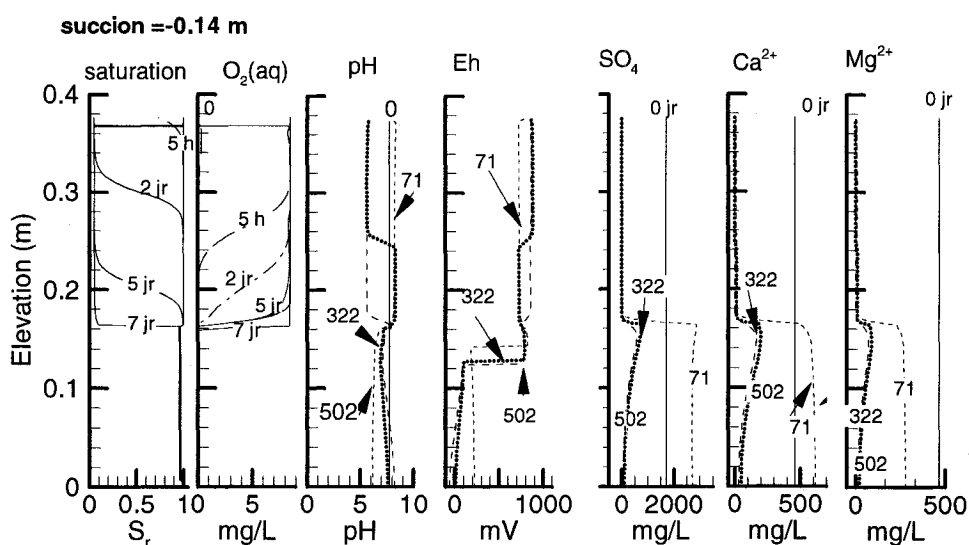


Figure 7.24. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 7, résidus Lou-Sig).

b) Valeurs du pH et du Eh de l'eau

Dans les résidus de la colonne 13, le pH simulé reste proche de valeurs neutres et évolue peu pendant toute la durée des essais (figure 7.22). Il ne baisse pas très significativement malgré la désaturation et l'oxydation des sulfures notées au cours scénario final (contrairement à ce qui se passe dans les résidus Louvicourt de la colonne 12). Ceci peut s'expliquer d'une part par la plus faible quantité de pyrite comparativement aux résidus Louvicourt et d'autre part, par le pouvoir neutralisant plus élevé des résidus Lou-Sig (voir tableaux 4.7 et 4.8). Cependant, près de la surface des résidus, le pH baisse à des valeurs

proches de 3 à cause de l'oxydation localisée des sulfures à cet endroit de la colonne. Les analyses du lixiviat au laboratoire n'ont cependant pas donné des valeurs de pH en bas de 6. Le potentiel d'oxydo-réduction Eh simulé (non corrigé) est inférieur à 300 mV à la base de la colonne, ce qui est dans l'ordre des valeurs mesurées au laboratoire qui se situent entre 400-450 mV. Il augmente près de la surface à près de 800 mV, ce qui reflète un milieu plus oxydant en haut de la colonne.

En ce qui concerne les colonnes 2 et 7, (figures 7.23 et 7.24), on voit que le pH reste toujours supérieur à 6 le long de la colonne. Ici, le modèle ne montre pas un pH plus faible dans la zone de contact sable-résidus (comme dans les colonnes de résidus Louvicourt). Il augmente légèrement à 322 jours dans la couche de sable entre 0,16 m et 0,28 m, sans doute à cause des ions SiO_4^{4-} qui sont susceptibles d'augmenter l'alcalinité (Standard Methods, 1998). Le Eh baisse progressivement avec le temps au bas des résidus. Cette baisse qui est lié à l'effet du rinçage, est plus importante dans la colonne 7 où le niveau de la nappe est plus élevé et par conséquent, les résidus plus saturés.

e) Sulfates, calcium et magnésium en solution

Dans l'ensemble, la tendance évolutive des sulfates, du calcium et du magnésium est assez similaire à ce qui a été observé au laboratoire.

Pour la colonne 13, si on considère les concentrations à la base des résidus, à la fin des essais, on note que les concentrations simulées en sulfates atteignent 3000 mg/L pendant que celles mesurées au laboratoire sont également de l'ordre de 3000 mg/L. Pour le calcium, les valeurs simulées sont de 550 mg/L contre 519 mg/L pour les valeurs mesurées. Pour le magnésium, les valeurs simulées sont autour de 500 mg/L contre 1755 mg/L pour celles mesurées. Cette différence entre valeurs mesurées et valeurs simulées pour le magnésium peut s'expliquer par une dissolution moins importante de la dolomite dans les simulations comparativement aux essais au laboratoire. Ceci expliquerait que les processus d'oxydation des sulfures sont moins intenses dans les simulations par rapport à ce qui se passe au laboratoire.

L'évolution des concentrations simulées en sulfates, calcium et magnésium dans la colonne 13 ressemble à ce qui a été observé dans la colonne 12 (résidus Louvicourt). Ces concentrations augmentent dès le premier cycle et baissent par la suite progressivement jusqu'à la fin du scénario 1 de départ à cause du rinçage. Au cours du scénario 2 final, avec

la désaturation plus importante des résidus, l'oxydation des sulfures est plus importante, ce qui augmente les concentrations en SO_4^{2-} , Mg^{2+} et Ca^{2+} . Les concentrations en sulfates sont toutefois ici nettement plus faibles (la concentration maximale est d'environ 5000 mg/L pour Lou-Sig contre près de 100000 mg/L pour Louvicourt). Ceci s'explique par la quantité plus importante de sulfures dans les résidus Louvicourt.

Dans les colonnes 2 et 7, on observe une augmentation des concentrations en sulfates et calcium dès le premier cycle à cause de la mise en solution des sulfates initialement présents dans les résidus et probablement aussi d'une oxydation des sulfures en raison de la plus grande disponibilité en oxygène. Par la suite, les concentrations en sulfates baissent progressivement jusqu'à la fin des essais (figures 7.23 à 7.24) à cause du rinçage et du fait que les sulfures s'oxydent très peu ou pas. À la fin des essais, tout à la base des colonnes 2 et 7, les concentrations simulées qui sont inférieures à 10 mg/L sont plus élevées d'un ordre de grandeur (100 à 140 mg/L) pour les valeurs mesurées au laboratoire. Les concentrations en magnésium baissent aussi progressivement depuis le premier cycle de drainage. Il faut noter que les concentrations en magnésium sont plus élevées au contact sable-résidus, ce qui indique une plus grande importance des processus d'oxydation et de neutralisation. À partir du 322^{ème} jour, les concentrations ne semblent plus évoluer dans les colonnes 2 et 7 jusqu'à la fin des essais (tout comme ce qui a été observé dans les analyses au laboratoire). À la fin des essais, les concentrations simulées en magnésium et en calcium dans les colonnes 2 et 7 qui n'atteignent pas 5 mg/L sont de l'ordre de 60-80 mg/L pour le calcium et de 14-17 mg/L pour le magnésium pour les valeurs mesurées.

d) Métaux et silice en solution

Les concentrations simulées en fer sont généralement faibles dans la colonne 13. Au cours du scénario de début, ces concentrations qui sont essentiellement sous forme de Fe^{2+} augmentent de plus de 5 fois à la fin du premier cycle de drainage. Les concentrations passent de 0,1 mg/L à environ 8 mg/L) pour ensuite baisser progressivement jusqu'à la fin des essais. Le Fe^{3+} n'est observé que près de la surface des résidus avec la désaturation des résidus (figure 7.25). Notons que les valeurs mesurées en fer total n'atteignent pas 5 mg/L à la fin des essais à la base de la colonne 13. Les concentrations en zinc et cuivre dans la colonne 13 augmentent seulement à partir du scénario 2 final avec l'oxydation des sulfures. À la fin des essais, à la base des résidus, les valeurs simulées qui sont de l'ordre 5 mg/L

pour le zinc et 60 mg/L pour le cuivre, sont respectivement de 13 mg/L et de 7 mg/L. Les concentrations en Al^{3+} augmentent surtout près de la surface des résidus et celles en H_4SiO_4 augmentent également et atteignent environ 200 mg/L à la fin des essais. Il y aurait donc une légère dissolution des silicates.

Pour les colonnes 2 et 7, les figures 7.26 et 7.27 montrent que le fer est essentiellement sous forme de Fe^{2+} compte tenu du degré de saturation et du pH qui sont élevés dans ces 2 colonnes. Les concentrations sont cependant plus faibles dans la colonne 7 qui possède un niveau de nappe plus élevé dans les résidus. Les valeurs mesurées et simulées en fer se comparent bien et sont inférieures à 1 mg/L à la base des colonnes. Les plus fortes concentrations en cuivre et en zinc sont notées près de la surface des résidus au contact sable-résidus avec des valeurs simulées qui atteignent 0,4 mg/L pour le zinc et 5 mg/L pour le cuivre. Ces concentrations baissent progressivement avec le temps à cause du rinçage et aussi du fait que les sulfures ne s'oxydent pas. Les concentrations mesurées n'atteignent pas 0,5 mg/L pour ces 2 éléments. Les concentrations en Al^{3+} baissent très rapidement dès le début du cycle de 2 mg/L à des valeurs proches de 0,1 mg/L et n'évolueront plus par la suite traduisant ainsi l'absence de dissolution des aluminosilicates, tout comme le montrent aussi les valeurs mesurées qui sont très faibles.

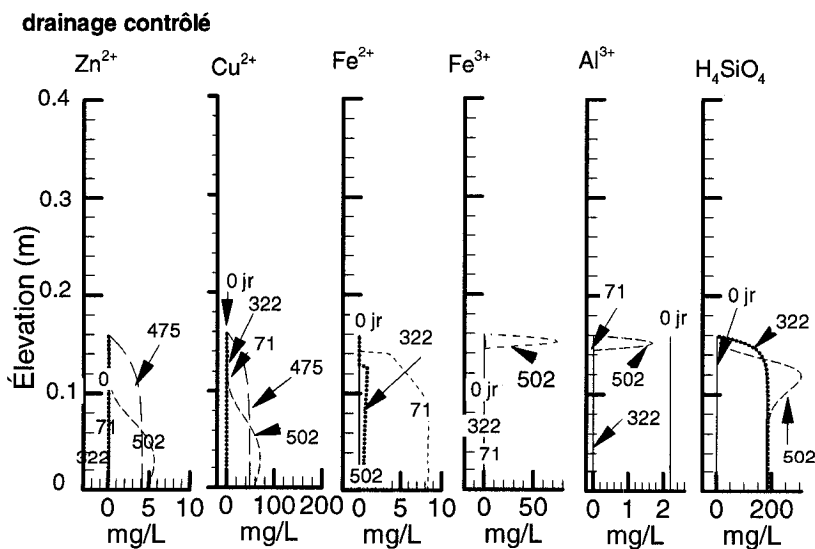


Figure 7.25. Valeurs des concentrations simulées en de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 13, résidus Lou-Sig).

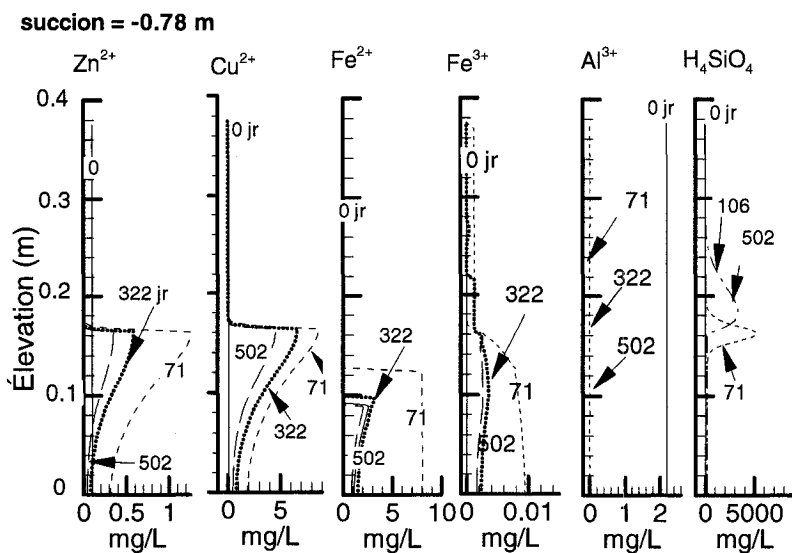


Figure 7.26. Valeurs des concentrations simulées en de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 2, résidus Lou-Sig).

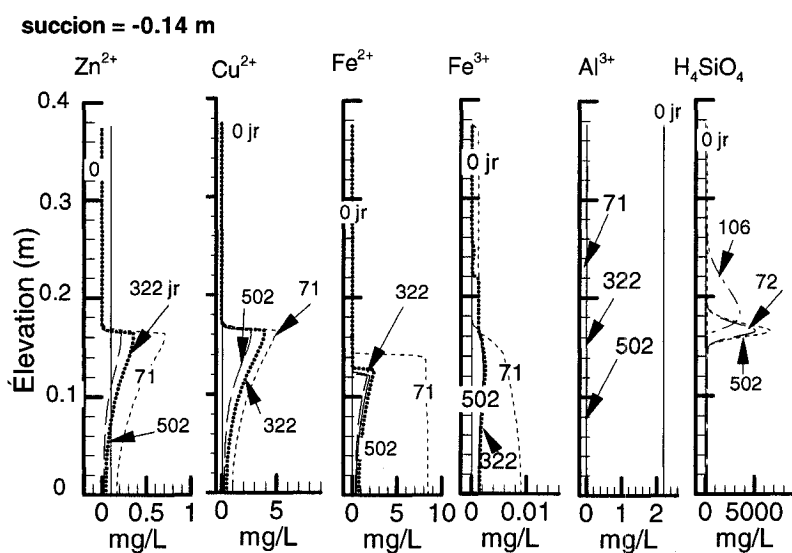


Figure 7.27. Valeurs des concentrations simulées de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} Al^{3+} et H_4SiO_4 (colonne 7, résidus Lou-Sig).

Les concentrations élevées en acide silicique H_4SiO_4 dans la partie supérieure des résidus ainsi qu'à la base de la couche de sable peuvent s'expliquer par une dissolution du quartz.

e) Composition minéralogique

Les carbonates

Pour la colonne 13, les résultats des simulations montrent que près de la surface des résidus, les solutions sont sous-saturées par rapport à la dolomite qui se dissout (figure 7.28 et annexe 7.6 et 7.7). La sidérite quant à elle, se dissout au cours du scénario de début, seulement près de la surface des résidus. Mais au cours du scénario final, elle disparaît assez rapidement et à 381 jours, il n'y a presque plus de sidérite dans les résidus Lou-Sig compte tenu de la désaturation de la colonne qui a favorisé une intensification des processus d'oxydation et de neutralisation de l'acidité produite. Dans ces résidus Lou-Sig, la sidérite se dissout plus vite que la dolomite. La calcite se dissout progressivement avec des pourcentages qui passent de 0,8 % à environ 0,4 %. Les simulations montrent cependant des solutions sursaturées près de la surface (voir annexe 7.6) où on observe une précipitation de la calcite, les quantités pouvant atteindre 1,2 %, ceci ne semble pas correspondre aux résultats des analyses DRX qui montrent une dissolution de la calcite avec une baisse du pourcentage de 3,1 % à 0,6 % près de la surface du mélange Lou-Sig.

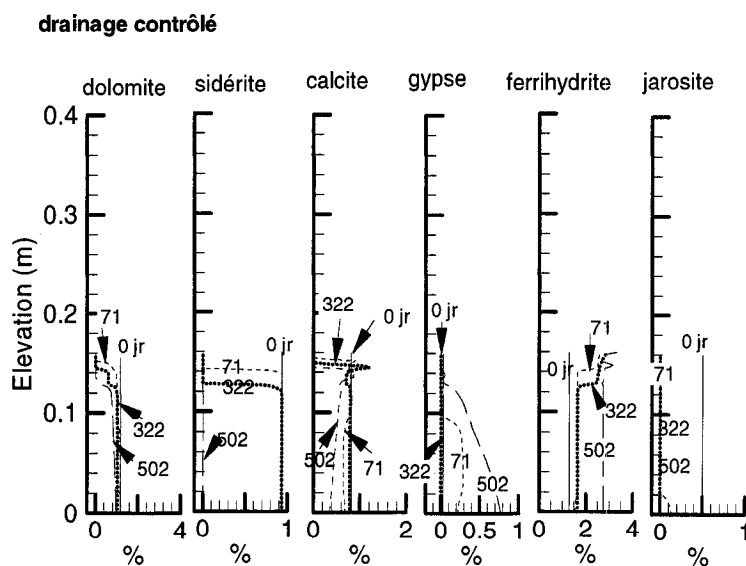


Figure 7.28. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig.

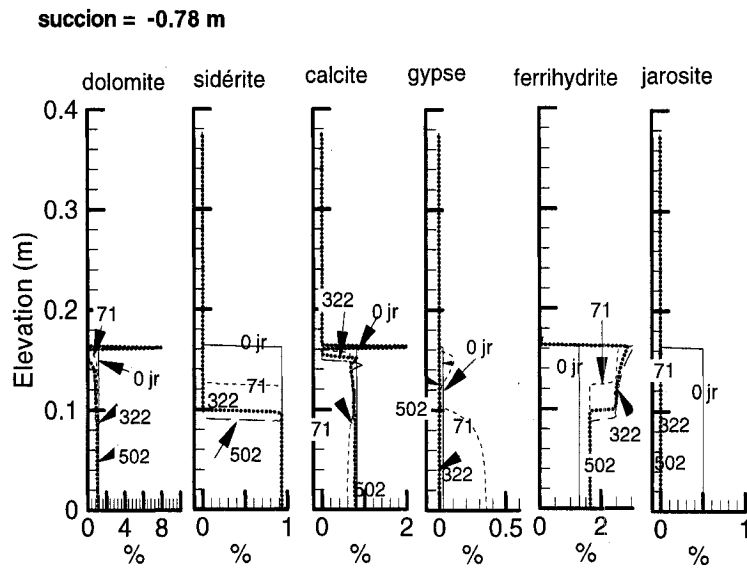


Figure 7.29. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 2 des résidus Lou-Sig.

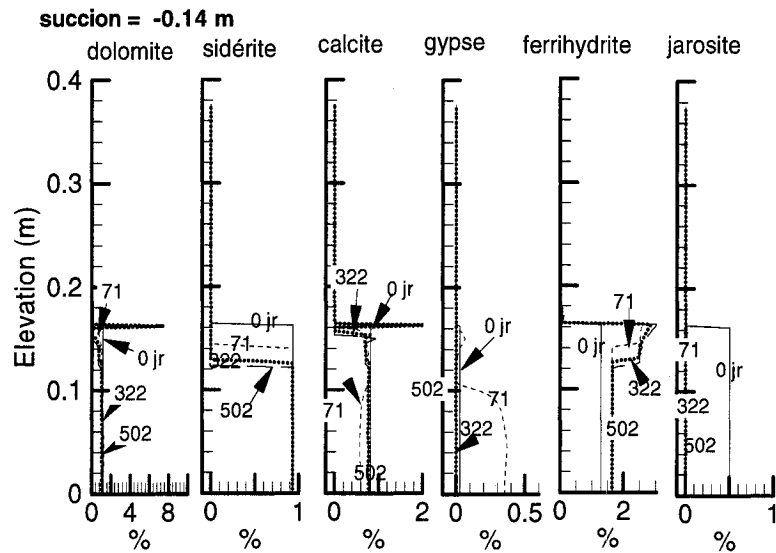


Figure 7.30. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 7 des résidus Lou-Sig.

Les carbonates montrent à peu près la même tendance évolutive dans les colonnes 2 et 7. Vers la base des résidus, les carbonates sont en équilibre avec les solutions. Leur dissolution est plus importante dans la colonne 2 qui possède la nappe la plus profonde.

Le gypse

Pour la colonne témoin 13, on observe une précipitation de gypse vers le bas des résidus après 71 jours, à cause des solutions qui sont sursaturées en ions SO_4^{2-} et de la dissolution des carbonates (qui libère Ca^{2+} en solution). Par la suite, il y a une augmentation de la précipitation du gypse avec le temps surtout vers le bas de la colonne (figure 7.28), les solutions devenant alors de plus en plus sursaturées par rapport au gypse. Dans les colonnes 2 et 7, les solutions sont sursaturées en gypse pendant seulement le cycle 1 (71 jours) où le minéral précipite. Pour les autres cycles, à cause du rinçage et du fait qu'il n'y a pas d'oxydation significative des sulfures pour alimenter le milieu en ions sulfates, on n'observe pas de précipitation de gypse. Les conditions sont dans ce cas favorables à la dissolution du gypse qui présente un indice de saturation négatif (voir annexe 7.6).

La ferrihydrite, la jarosite et les sulfures

Dans la colonne témoin 13, la quantité de ferrihydrite (ou goethite) augmente avec le temps surtout près de la surface des résidus (figure 7.28). Pour les colonnes 2 et 7, on retrouve la même tendance évolutive que dans la colonne 13 avec une précipitation plus importante de ferrihydrite près de la surface des résidus (figures 7.29 et 7.30). La jarosite se dissout très rapidement dans les 3 colonnes de résidus Lou-sig. Le pH proche de la neutralité la rend plus instable et facilite sa dissolution. Cependant, l'indice de saturation positif près de la surface des résidus, indique que la jarosite peut précipiter, le pH étant plus acide dans cette partie des résidus.

Les figures 7.31 et 7.32 montrent qu'il y a très peu de dissolution des sulfures pendant les essais. Cependant, on peut noter une dissolution plus importante dans la colonne 13 (témoin) par rapport aux deux autres colonnes, ce qui a aussi été observé dans les analyses aux DRX d'échantillons au démontage des colonnes.

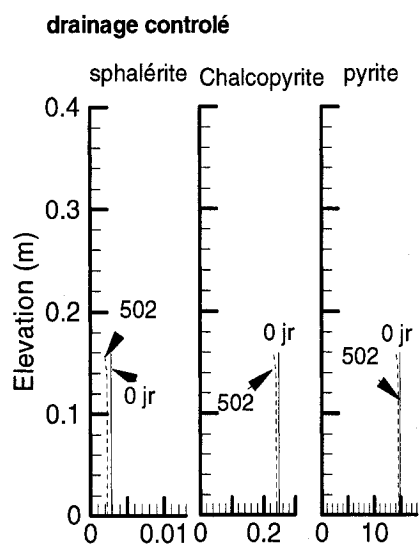


Figure 7.31. Résultats des simulations de l'évolution des sulfures dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig.

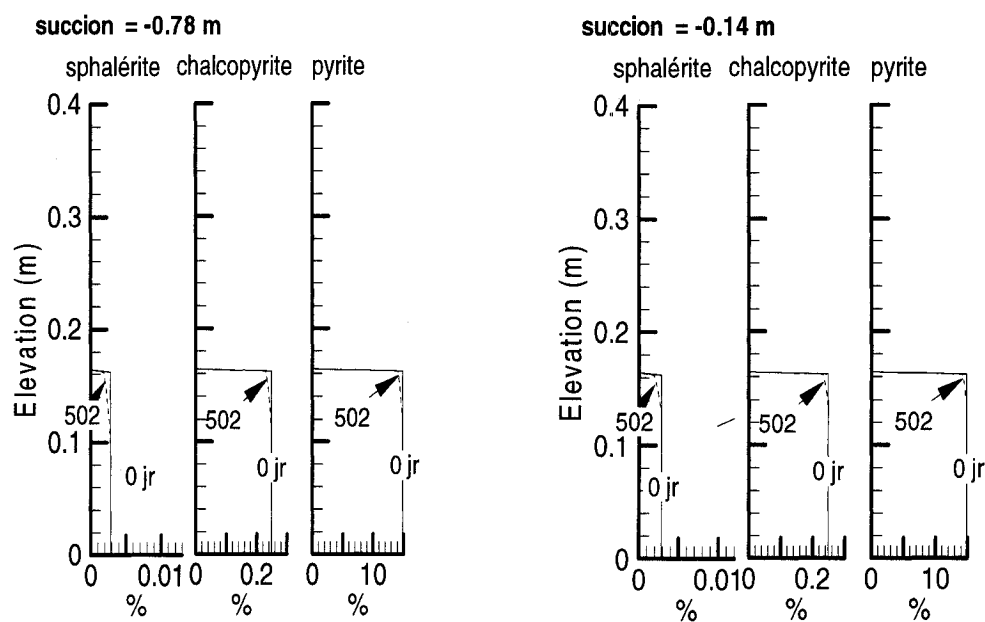


Figure 7.32. Résultats des simulations de l'évolution des sulfures dans les colonnes 2 et 7 des résidus Lou-Sig.

e) Composition chimique de l'eau à la base des résidus

Les compositions chimiques mesurées et simulées en fonction du temps à la base des colonnes Lou-Sig (à une hauteur de 15 cm) sont montrées sur les figures 7.33 à 7.35. On peut noter que les valeurs mesurées et simulées concordent dans l'ensemble assez bien (tout comme dans le cas des résidus Louvicourt). Pour les concentrations en sulfates, calcium et magnésium, les valeurs simulées sont cependant plus élevées pendant les 5 premiers cycles (0-180 jours). L'évolution des concentrations en sulfate suit celle du calcium et du magnésium. Les fortes concentrations en sulfates correspondent à celles en calcium et magnésium.

Pour la colonne 13, au cours du scénario final, les concentrations simulées en magnésium sont inférieures aux valeurs mesurées (figures 7.33 i et j). En effet, les valeurs simulées de magnésium qui sont d'environ 200 mg/L à la fin des essais, approchent 2000 mg/L dans les mesures au laboratoire. On peut supposer ici que la dolomite (par exemple) se dissout moins rapidement dans les simulations par rapport à ce qui se passe réellement dans la colonne, compte tenu des processus d'oxydation des sulfures qui sont plus lents. Les concentrations en zinc et en cuivre sont élevées au cours du scénario final dans la colonne témoin 13 mais elles le sont nettement moins dans les colonnes 2 et 7 où les résidus sont plus saturés en eau et moins oxydés. En comparant les colonnes 2 et 7, on peut noter qu'il y a au moins deux fois plus de cuivre et de zinc dans la colonne 2 qui a la nappe la plus profonde. Dans colonne témoin 13, on peut aussi noter que les valeurs simulées pour le cuivre (qui peuvent atteindre une valeur maximale proche de 80 mg/L) sont toujours supérieures à celles mesurées (valeur maximale de 12 mg/L), ce qui laisse supposer une réactivité plus importante de la chalcopyrite dans les simulations. Dans les colonnes 2 et 7 du mélange Lou-Sig, les concentrations simulées en fer sont supérieures aux valeurs mesurées (tout comme dans le cas des résidus Louvicourt). Ceci peut s'expliquer par une oxydation plus rapide des résidus dans les simulations au début des essais. Pour la colonne 13, les valeurs simulées deviennent cependant inférieures d'au moins 2 ordres de grandeur au cours du scénario 2.

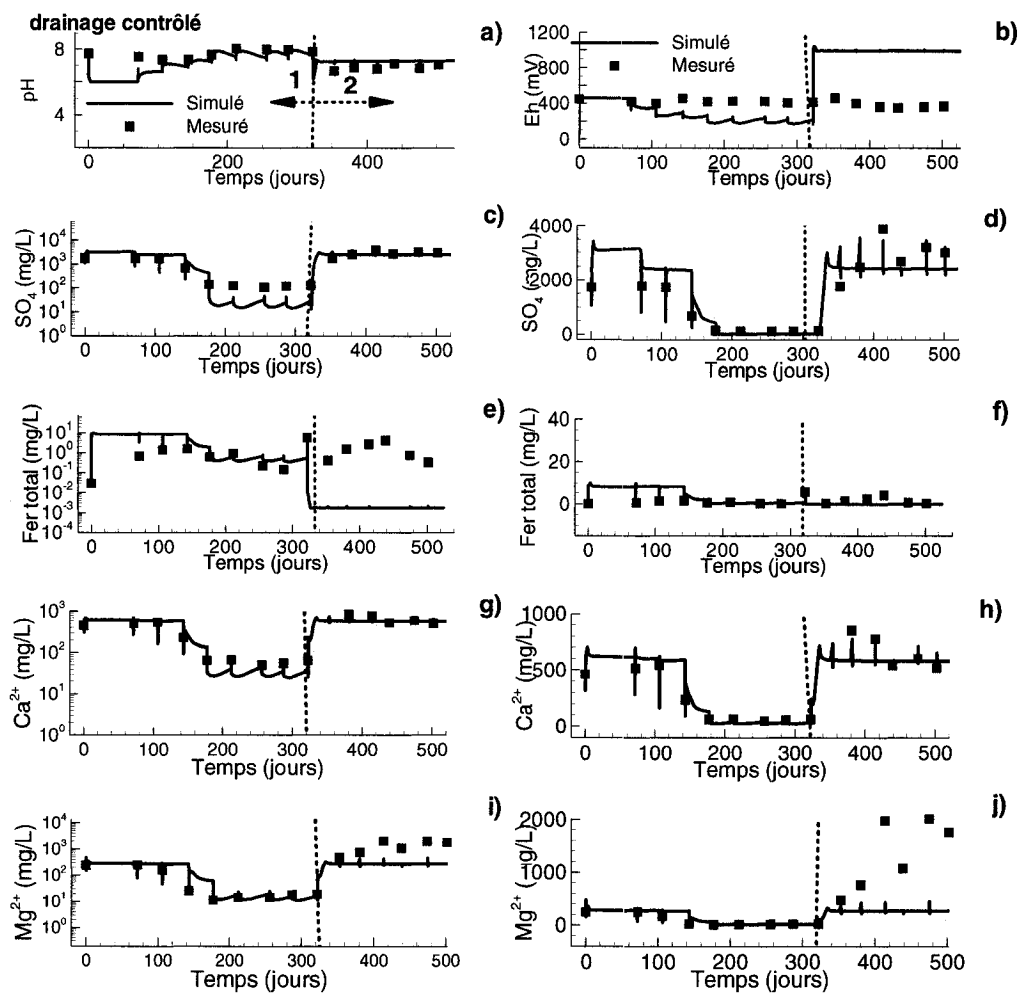


Figure 7.33. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 13 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

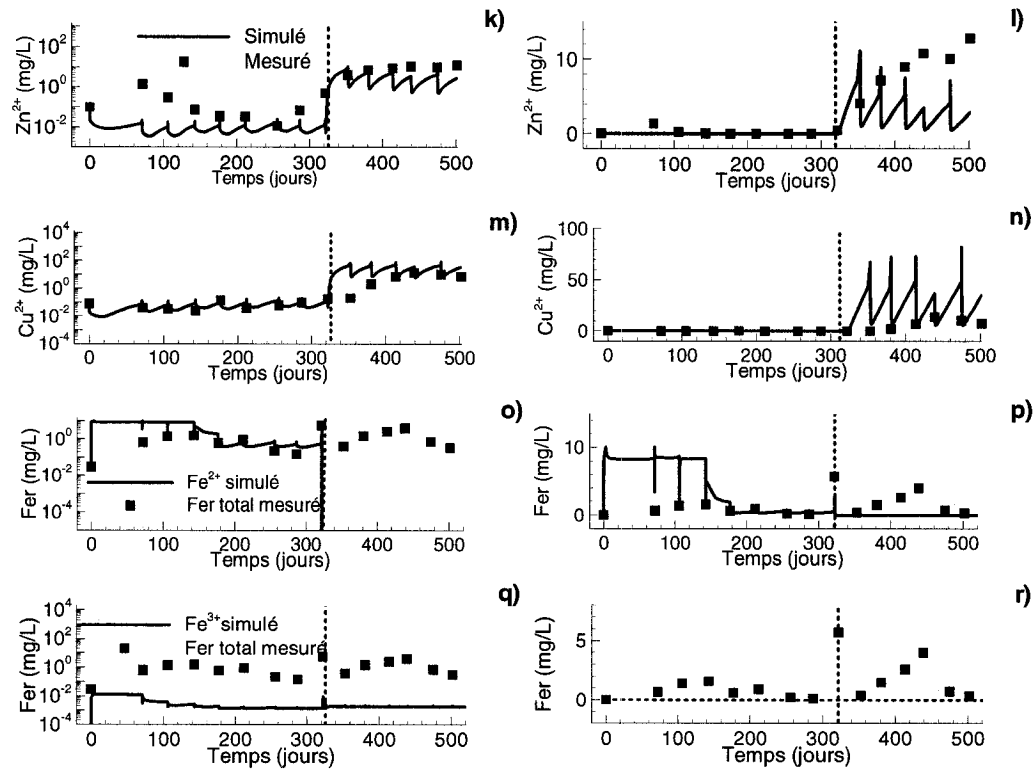


Figure 7.33. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 13 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

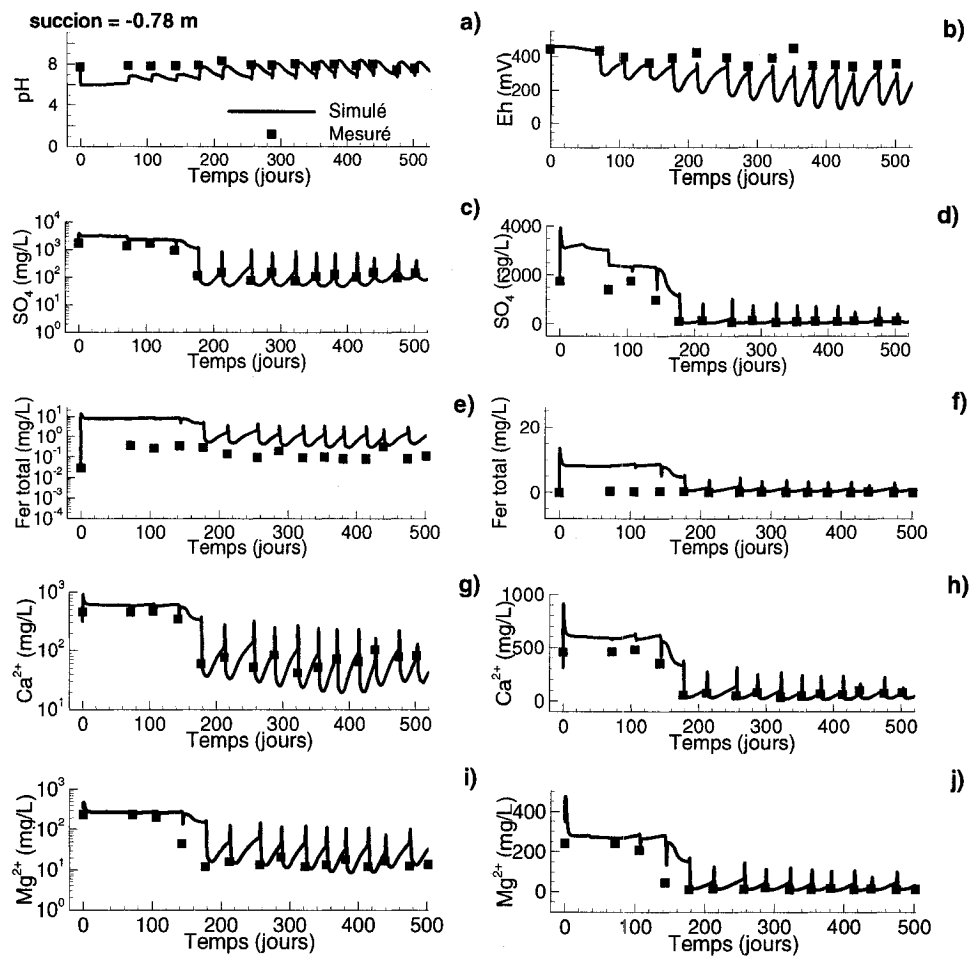


Figure 7.34. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 2 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

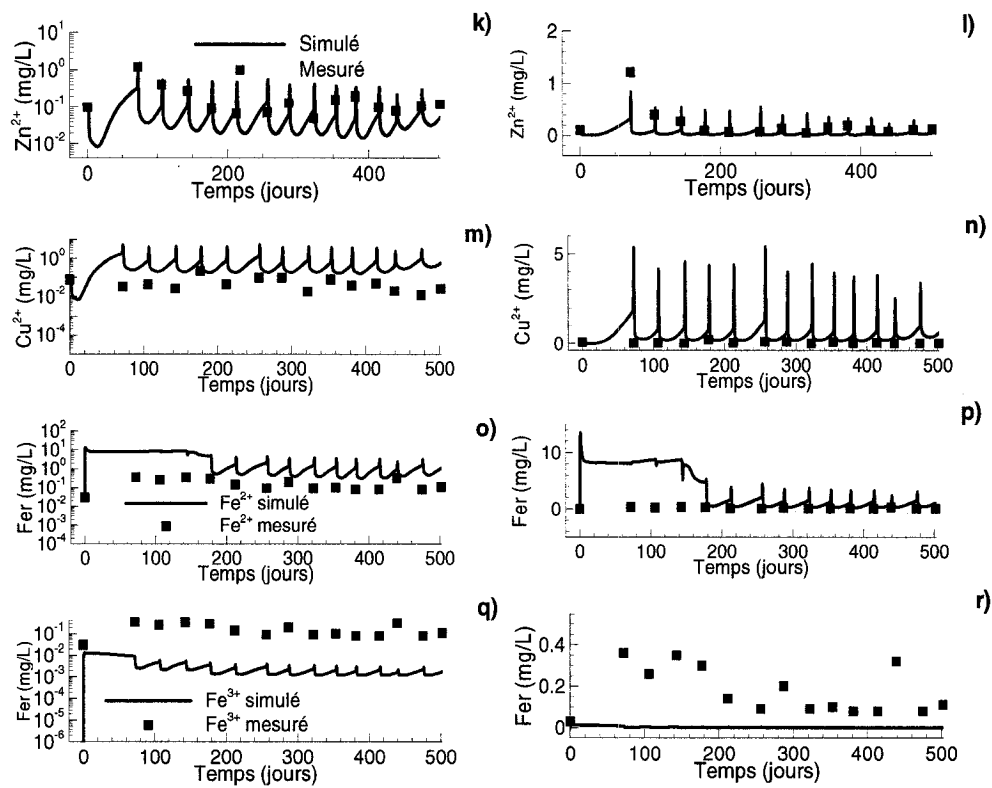


Figure 7.34. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 2 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

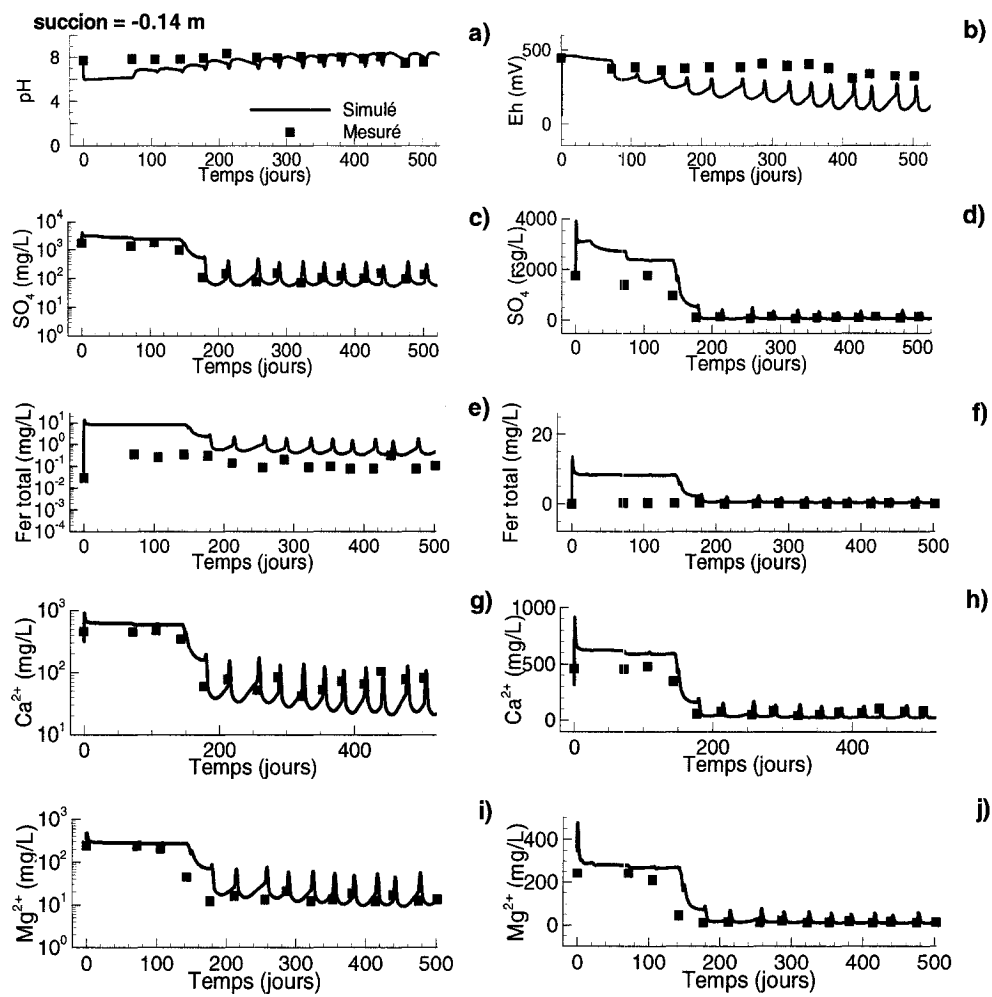


Figure 7.35. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 7 (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite).

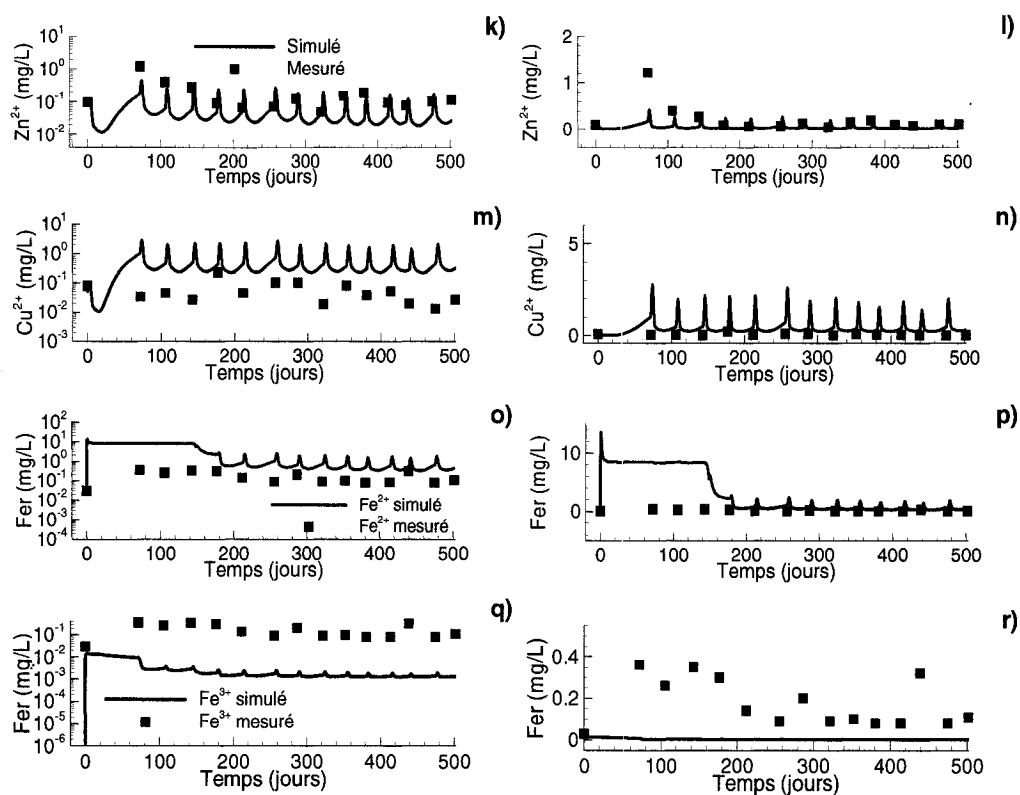


Figure 7.35. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sig dans la colonne 7 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

7.1.2.2.3. Lou-Sab

a) Degré de saturation et concentration de l'oxygène dans l'eau

Dans la colonne témoin 15, les résidus ont le même comportement que dans les autres colonnes témoins (12 de Louvicourt et 13 de Lou-Sig). Au cours du scénario 2 final, le degré de saturation simulé est d'environ 50 % (figure 7.36). On atteint alors la saturation en oxygène dans les résidus à la fin des différents cycles de drainage.

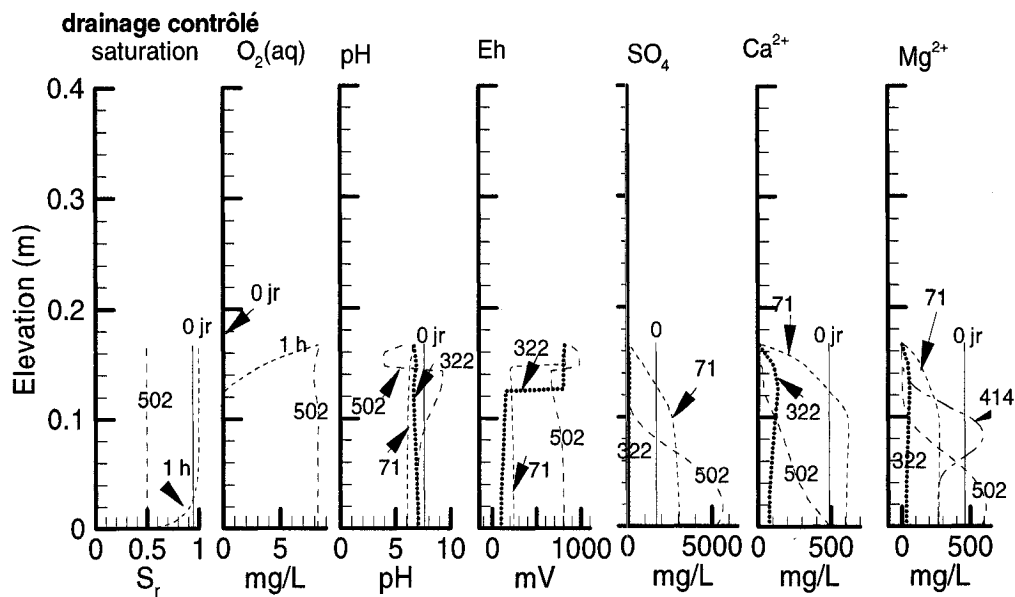


Figure 7.36. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 15, résidus Lou-Sab).

Pour les colonnes 8 et 10 qui ont une nappe surélevée, on retrouve la même tendance évolutive que dans les colonnes de même type des résidus Louvicourt et Lou-Sig. La désaturation dans le sable ainsi que la circulation de l'oxygène sont plus rapides dans la colonne 8 qui a la nappe la plus basse (figures 7.37 et 7.38). Toutefois, les résidus par contre restent saturés en eau (à près de 100 %) dans ces 2 colonnes.

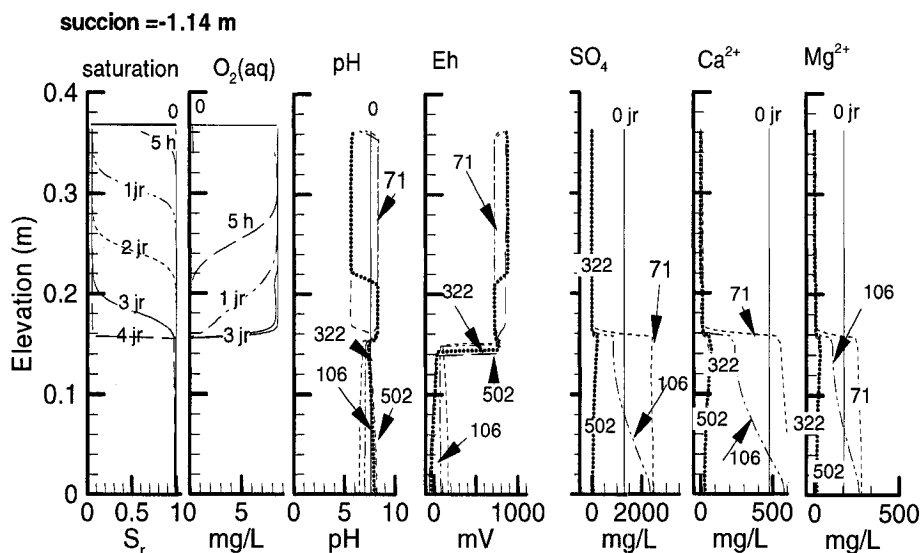


Figure 7.37. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 8, résidus Lou-Sab).

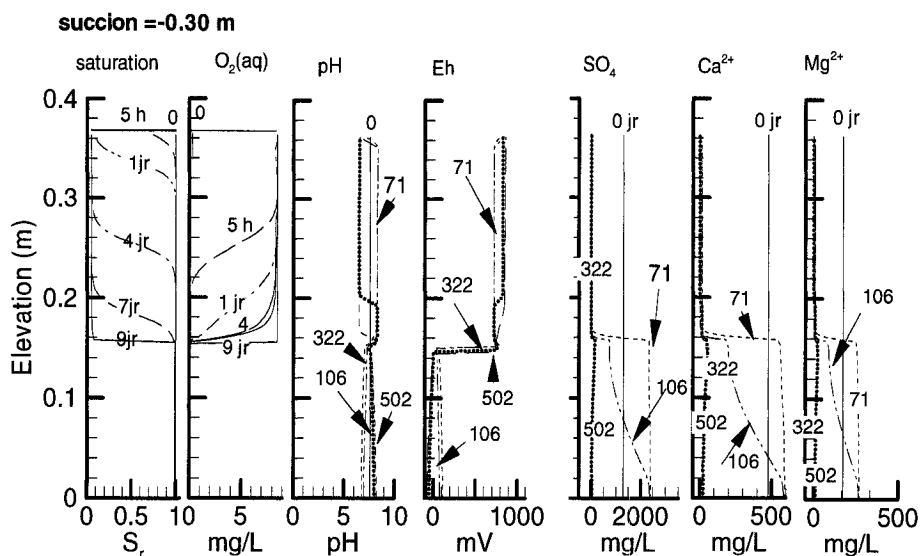


Figure 7.38. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, de la concentration de l'oxygène dissout, des sulfates, du calcium et du magnésium (colonne 10, résidus Lou-Sab).

b) Valeurs du pH et du Eh de l'eau

Pour la colonne 15, l'évolution du pH est comparable à ce qui est observé dans la colonne témoin 13 des résidus Lou-Sig. Le pH reste proche de valeurs neutres et évolue peu pendant toute la durée des essais, sauf près de la surface où il peut baisser jusqu'à 3 (figure 7.36). L'évolution du Eh ressemble à ce qui a déjà été décrit dans les colonnes de résidus Louvicourt et Lou-Sig. Le Eh est inférieur à 300 mV au début des simulations et il augmente à près de 800 mV vers la fin des essais (502 jours) à cause vraisemblablement d'une plus grande oxygénation dans les résidus. Pour les colonnes 8 et 10, les figures 7.37 et 7.38 montrent que le pH est toujours supérieur à 6 sur toute la longueur des colonnes, ce qui donne un pH inférieur à celui mesuré au laboratoire qui varie entre 7 et 8. Le Eh est inférieur à 200 mV vers la base des résidus et atteint 800 mV au contact sable-résidus. Toutefois, cette augmentation du Eh ne se traduit pas par une forte baisse du pH (comme on a pu le constater dans les résidus Louvicourt). Quant aux valeurs mesurées du Eh, celles-ci varient entre 300 et 450 mV. Les faibles valeurs mesurées du Eh au cours du scénario final 2, s'expliquent par une précipitation du fer dans les bouteilles de récupération du lixiviat.

c) Sulfates, calcium et magnésium en solution

Pour la colonne 15, les valeurs simulées des concentrations en sulfates, calcium et magnésium sont nettement inférieures aux valeurs mesurées au laboratoire, tel que montré sur la figure 7.36. Par exemple, au cours du scénario final, la valeur maximale des concentrations de sulfates simulés est d'environ 6000 mg/l alors que celle-ci atteint 40000 mg/l dans le lixiviat recueilli au laboratoire. Ceci est lié au fait que dans les simulations, le degré de saturation des résidus à la fin du cycle de drainage est plus élevé ($S_r = 0,5$), comparativement à la valeur mesurée au laboratoire qui est inférieure 0,2. Ceci explique des processus d'oxydation plus faibles dans les simulations. Les propriétés hydriques des matériaux utilisées dans les simulations sont donc différentes de celles dans la colonne au laboratoire. Mais dans l'ensemble, on observe la même tendance évolutive avec des concentrations qui augmentent au cours du scénario final compte tenu d'une plus forte oxydation des sulfures. Dans les colonnes 8 et 10, on observe aussi la même évolution des concentrations en sulfates, calcium et magnésium que dans les résidus Lou-Sig (figures 7.37 et 7.38). Il y a une baisse des concentrations avec le temps de rinçage, ce qui montre

qu'il y a peu ou pas d'oxydation des sulfures dans les colonnes. Dans la colonne témoin 15, on peut noter qu'il y a plus de SO_4^{2-} , Mg^{2+} mais moins de Ca^{2+} à la fin des essais comparativement aux résidus Lou-Sig. Ceci peut être expliqué par le pouvoir neutralisant plus élevé de Lou-Sig (66 kg CaCO_3/t), comparativement à Lou-Sab (19 kg CaCO_3/t). Par contre dans les colonnes 8 et 10 qui possèdent une nappe surélevée, il y a moins de SO_4^{2-} , Mg^{2+} , Ca^{2+} que dans les colonnes 2 et 7 des résidus Lou-Sig à cause de l'effet du rinçage qui est plus important dans les résidus Lou-Sab, compte tenu de leur plus faible volume des vides (350 cm^3 pour Lou-Sab contre 430 cm^3 pour Lou-Sig).

d) Métaux et silice en solution

Dans la colonne 15, les concentrations en fer, cuivre et zinc (figure.7.39) sont assez similaires à ce qui est observé dans la colonne 13 des résidus Lou-Sig. Les concentrations en cuivre et en zinc augmentent fortement au cours du scénario final pendant que celles en fer (qui sont essentiellement du Fe^{2+}) baissent à cause de la plus grande disponibilité en oxygène dans les résidus. Les concentrations en Fe^{3+} sont importantes seulement près de la surface des résidus où l'oxydation du Fe^{2+} en Fe^{3+} est plus marquée à cause de la désaturation plus importante. Les concentrations élevées en acide silicique H_4SiO_4 correspondraient essentiellement à une dissolution du quartz. Les concentrations en Al^{3+} baissent très rapidement dès le début des essais pour ne plus augmenter. Cependant, près de la surface des résidus, les concentrations élevées en Al^{3+} qui se corrélaient avec celles en H_4SiO_4 peuvent s'expliquer par une légère dissolution des alumino-silicates.

En ce qui concerne les colonnes 8 et 10, les concentrations en fer sont généralement faibles (figures 7.40 et 7.41). Les plus fortes concentrations en zinc et en cuivre sont notées près du contact sable-résidus où les processus d'oxydation des sulfures sont plus importants. Les concentrations en zinc et en cuivre baissent avec le rinçage. Dans la partie supérieure des résidus, on observe aussi une dissolution du quartz. Le Al^{3+} est très rapidement évacué des résidus avec le rinçage et ce, dès le premier cycle (71 jours).

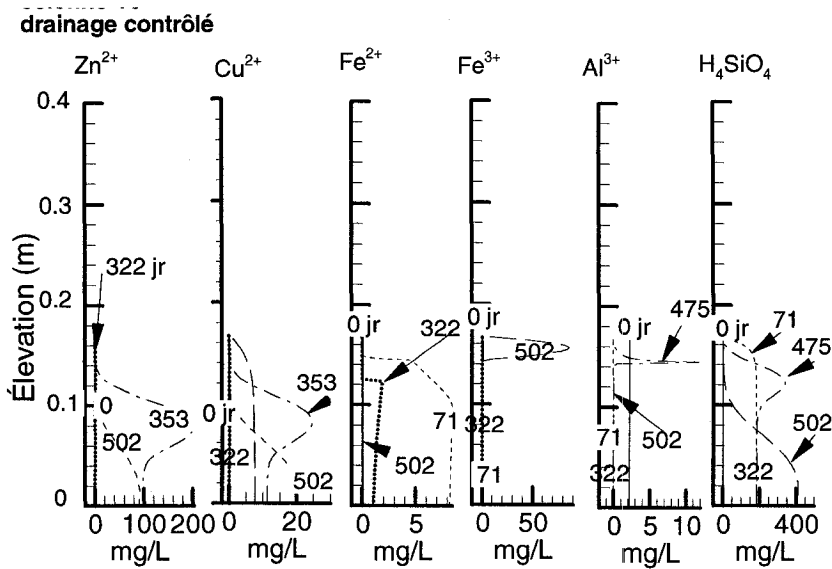


Figure 7.39. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 15, résidus Lou-Sab).

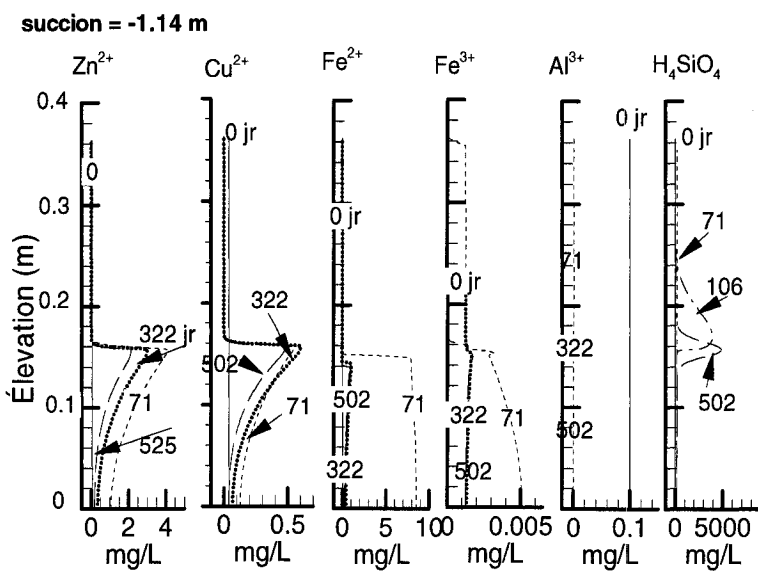


Figure 7.40. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 8, résidus Lou-Sab).

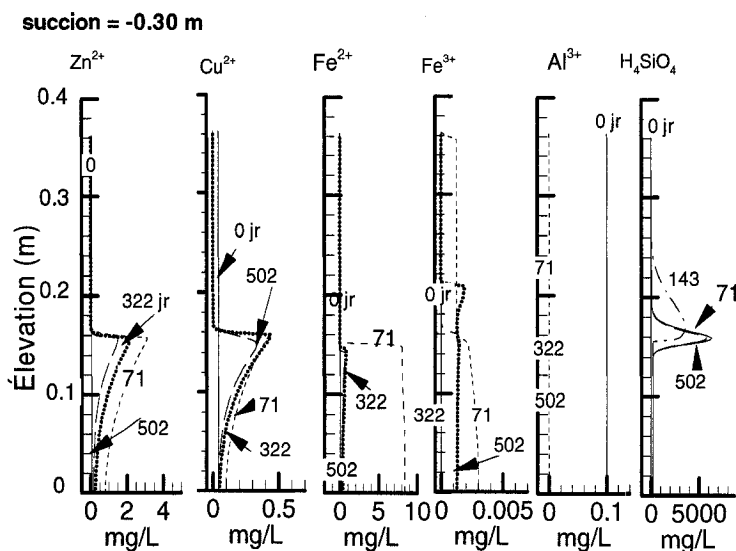


Figure 7.41. Valeurs simulées des concentrations de Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 en solution (colonne 10, résidus Lou-Sab).

e) Composition minéralogique

Les carbonates

Pour la colonne 15, la dolomite se dissout beaucoup plus près de la surface là où les indices de saturation montrent des solutions sous-saturées par rapport à ce minéral (voir annexe 7.8). Les concentrations simulées passent de 1,6 % à des valeurs proches de zéro près de la surface. La sidérite est totalement dissoute sur environ 4 cm à partir de la surface des résidus à la fin du scénario du début. Elle disparaît ensuite très rapidement au début du scénario final à 322 jours (figure 7.42). Cette dissolution est favorisée par la désaturation de la colonne qui entraîne une plus forte oxydation des sulfures et une baisse du pH. La calcite quant à elle subit des dissolutions-précipitations. Elle se dissout vers le bas de la colonne mais précipite très faiblement plus haut, près de la surface des résidus. Dans les colonnes 8 et 10, la calcite, la sidérite et la dolomite subissent peu de dissolutions (figures 7.43 et 7.44) avec cependant une solubilisation plus marquée dans la colonne 8 qui a la nappe la plus basse. Il y a une légère précipitation de la calcite tout en haut des résidus dans les colonnes 8 et 10. Les analyses DRX d'échantillons au démontage de la colonne tendent par contre à montrer une dissolution de la calcite avec des valeurs qui passent de 0,2 % à 0 % près de la surface du mélange Lou-Sab dans la colonne 15.

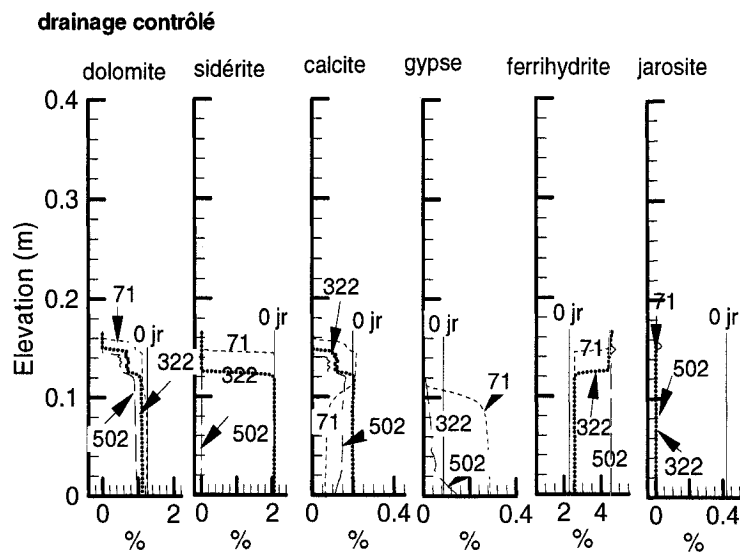


Figure 7.42. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 15 des résidus Lou-Sab.

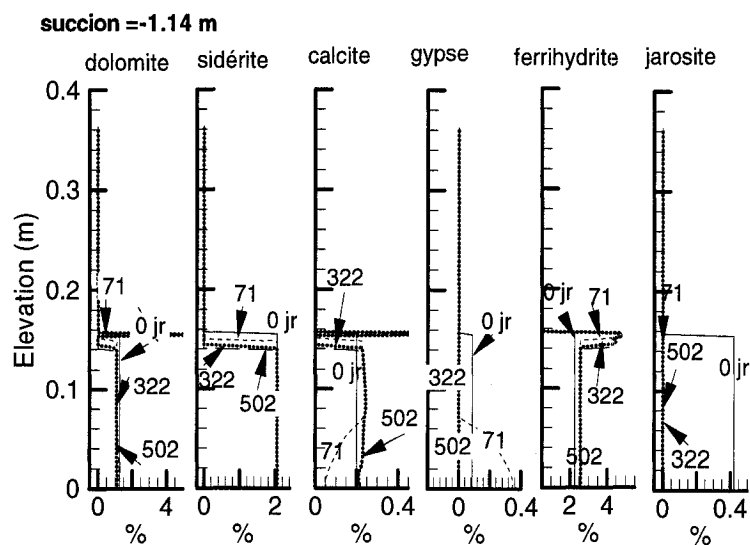


Figure 7.43. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 8 des résidus Lou-Sab.

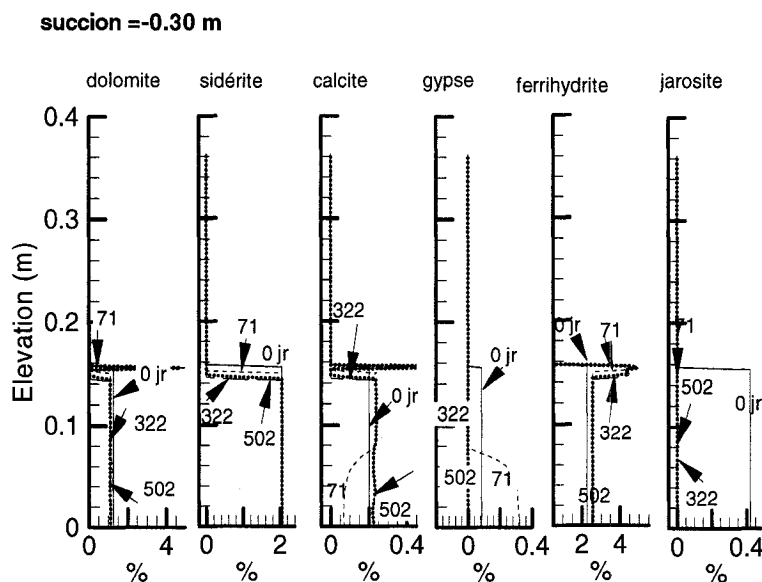


Figure 7.44. Résultats de la simulation de l'évolution des minéraux dans la colonne 10 des résidus Lou-Sab.

Le gypse

Dans la colonne 15, le gypse précipite au cours du cycle 1 à cause de l'oxydation plus importante des sulfures et de la disponibilité en ions sulfates et calcium. Par la suite, il se dissout mais précipite à nouveau vers la fin des essais (figure 7.42; voir aussi annexe 7.9). On peut noter qu'à la fin des essais, il y a moins de gypse dans la colonne 15 (moins de 0,1 %) comparativement à la colonne 13 (près de 0,3 %) à cause peut-être du rinçage qui est plus important dans la colonne Lou-Sab. Les analyses DRX d'échantillons prélevés au démontage de la colonne 15 semble montrer une dissolution du gypse, les valeurs passant de 0,4 % à 0,1 %. Dans les colonnes 8 et 10, le gypse précipite pendant les 71 premiers jours puis disparaît après cette date jusqu'à la fin des essais (figures 7.43 et 7.44). Ceci peut s'expliquer par le lessivage progressif des éléments en solution à cause du rinçage. Cette tendance semble se retrouver dans les analyses aux DRX d'échantillons prélevés au démontage des colonnes (voir tableau 5.17).

La ferrihydrite, la jarosite et les sulfures

Dans les 3 colonnes de mélange Lou-Sab, la quantité de ferrihydrite augmente assez significativement près de la surface des résidus dans les colonnes 8 et 10 à cause de l'oxydation plus importante des sulfures dans cette partie des résidus (figures 7.43 et 7.44).

Les concentrations simulées passent de 2 % au début des simulations à environ 4,4 % à la fin près de la surface des résidus. Dans la colonne 15 (témoin) les quantités de ferrihydrite sont plus importantes sur toute l'épaisseur des résidus en raison de leur désaturation plus importante qui a favorisé une plus forte oxydation des sulfures (figure 7.42). La quantité de ferrihydrite est ici nettement supérieure à ce qui est observé dans la colonne 13 de Lou-Sig. Toutefois, les sulfures se dissolvent très peu. Cette dissolution est légèrement plus importante dans la colonne 15 où les quantités de ferrihydrite passent de 2 % au début à près de 4 % sur toute l'épaisseur du mélange de résidus dans la colonne à la fin des simulations. Les analyses aux DRX d'échantillons prélevés au démontage montrent également une augmentation des pourcentages de goethite près de la surface. Les plus fortes augmentations sont notées dans la colonne témoin 15 et la colonne 8 (figures 7.42 et 7.43) où les valeurs passent de 2,3 % à 5,6-5,9 %.

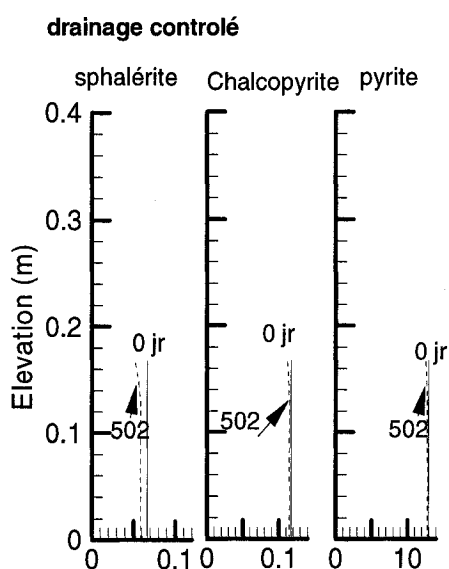


Figure 7.45. Résultats de la simulation de l'évolution des sulfures dans la colonne 15 des résidus Lou-Sab.

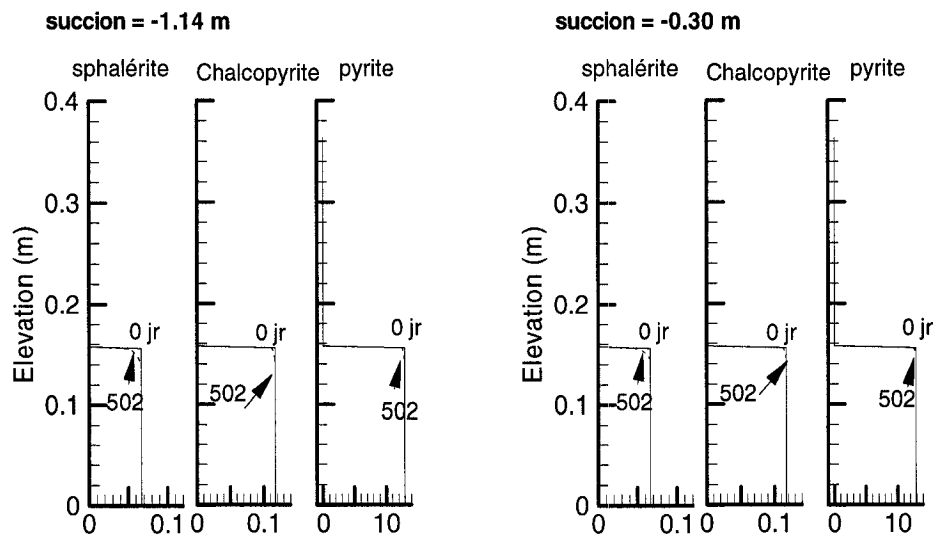


Figure 7.46. Résultats de la simulation de l'évolution des sulfures dans les colonnes 8 et 10 des résidus Lou-Sab.

C'est seulement dans la colonne 15 que l'on observe une dissolution de la sphalérite (7.45 et 7.46). Ces résultats sont différents de ce qui est observé au laboratoire où on note une nette dissolution des sulfures, les concentrations en sulfates, cuivre et zinc étant très élevées par rapport aux valeurs initiales.

f) Composition chimique de l'eau à la base des résidus

Les compositions chimiques mesurées et simulées à la base des colonnes Lou-Sab sont montrées sur les figures 7.47 à 7.49. On peut noter que les valeurs simulées montrent assez souvent la même tendance évolutive que les valeurs mesurées (tout comme pour les autres colonnes de résidus Louvicourt et Lou-Sig).

Pour la colonne 15 (témoin), le pH simulé varie peu et reste autour de 6,5 au cours du scénario 2 final. Celui mesuré au laboratoire est plus faible et baisse à près de 4. Dans l'ensemble, on peut noter que les concentrations mesurées des différents éléments chimiques sont toujours supérieures à celles simulées pour cette colonne témoin. Ceci s'explique, comme on l'a déjà dit plus haut par des processus d'oxydation des sulfures et de dissolution des carbonates moins marqués dans les simulations en raison d'un S_r simulé plus élevé. Les concentrations simulées du fer sont toutefois plus faibles d'au moins 2

ordres de grandeur des valeurs mesurées au cours du scénario 2 final. Pour les sulfates et le magnésium, la différence entre valeurs mesurées et simulées atteint un ordre de grandeur.

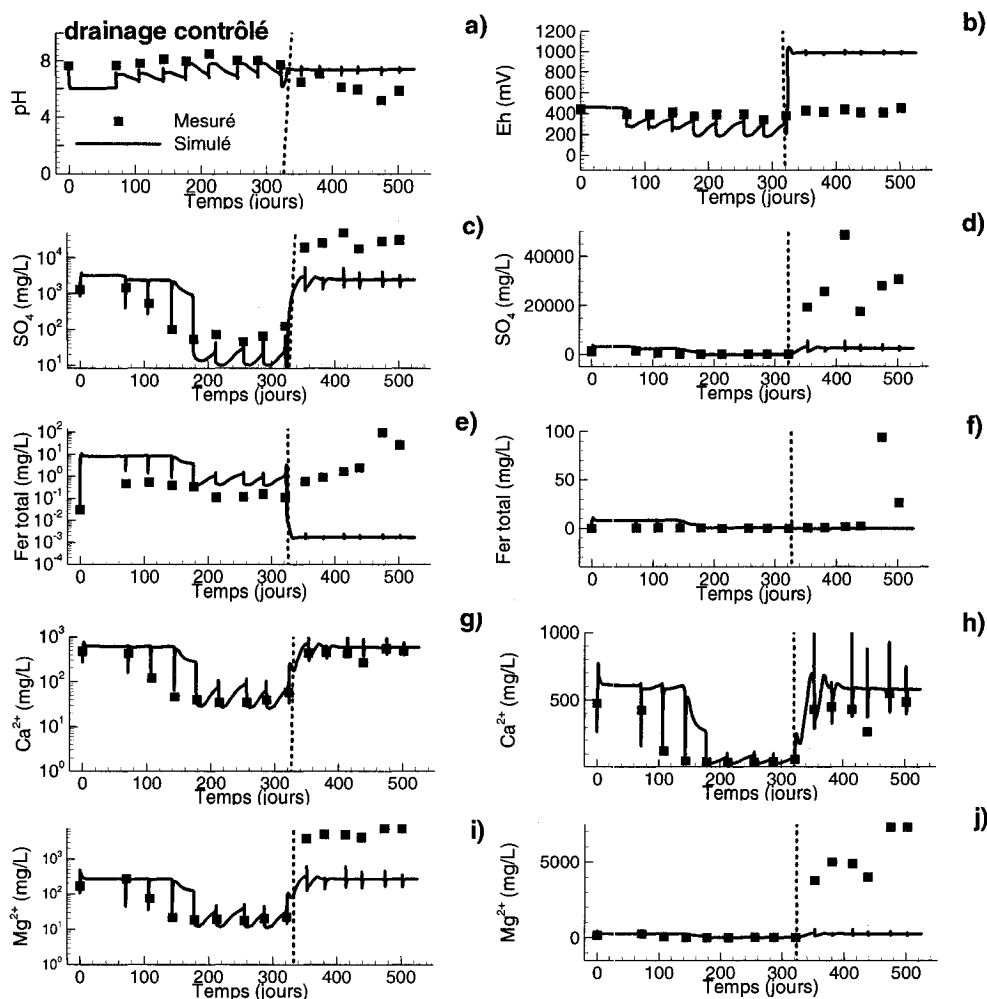


Figure 7.47. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 15 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

Pour les colonnes 8 et 10 avec une nappe surélevée, les valeurs simulées et mesurées du pH concordent assez bien. Au début des essais, pendant au moins les 100 premiers jours, les valeurs simulées du pH sont un peu plus faibles que celles mesurées. On note aussi que pendant le même temps, les concentrations simulées en sulfates, en fer et en magnésium

sont un peu plus élevées que les valeurs mesurées, ce qui est lié aux faibles pH. Après les 100 jours, les valeurs mesurées et simulées concordent assez bien.

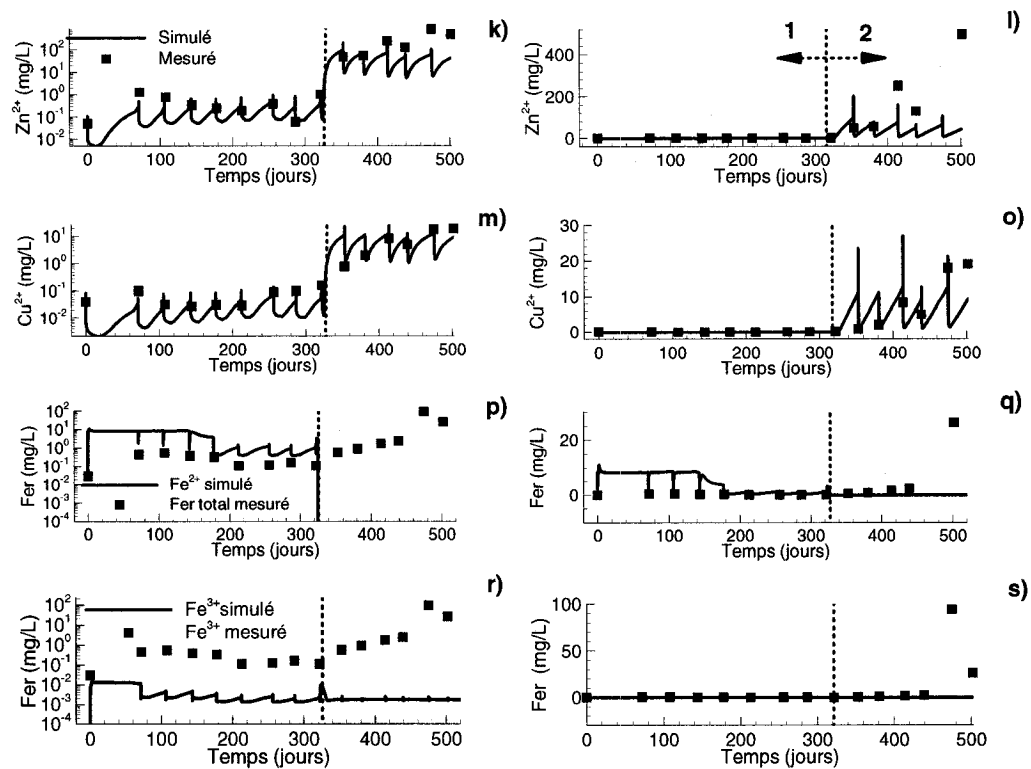


Figure 7.47. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 15 (échelles semi-log à gauche et arithmétique à droite). Le trait vertical en pointillé indique la limite entre le scénario 1 du début (à gauche) et le scénario 2 final (à droite).

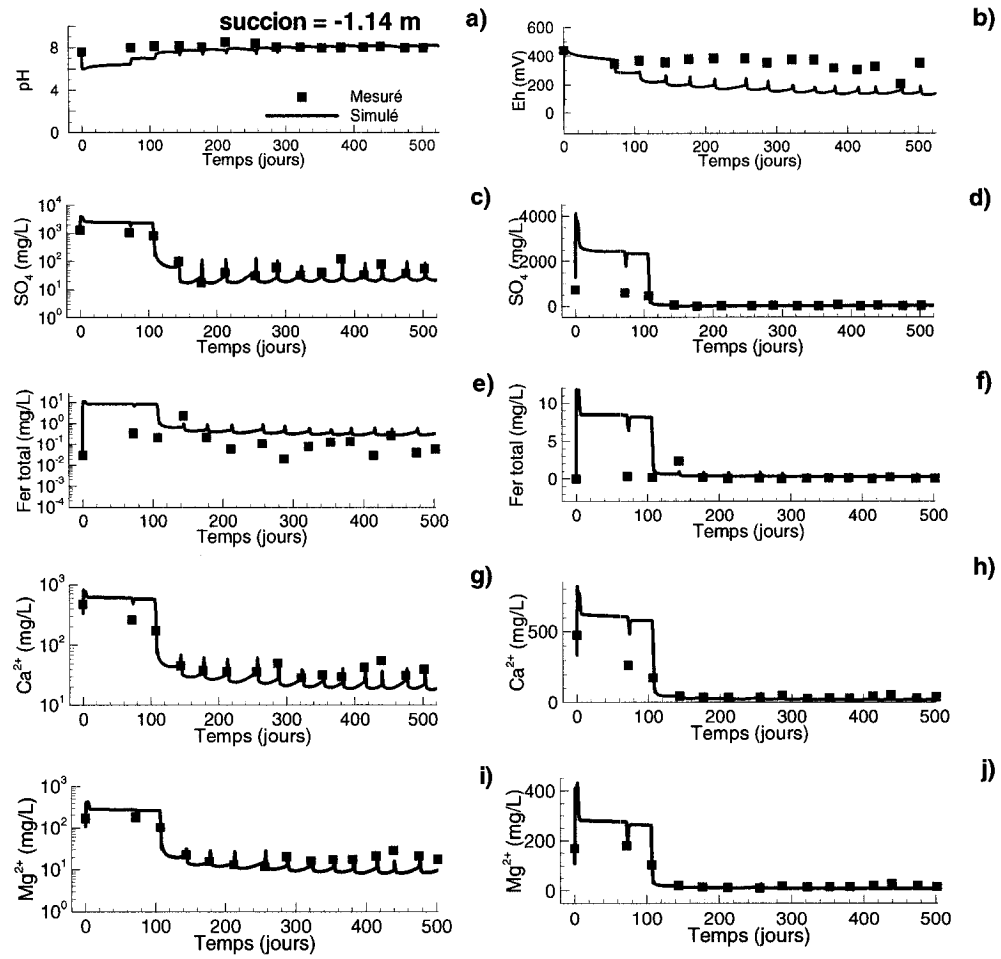


Figure 7.48. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 8 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

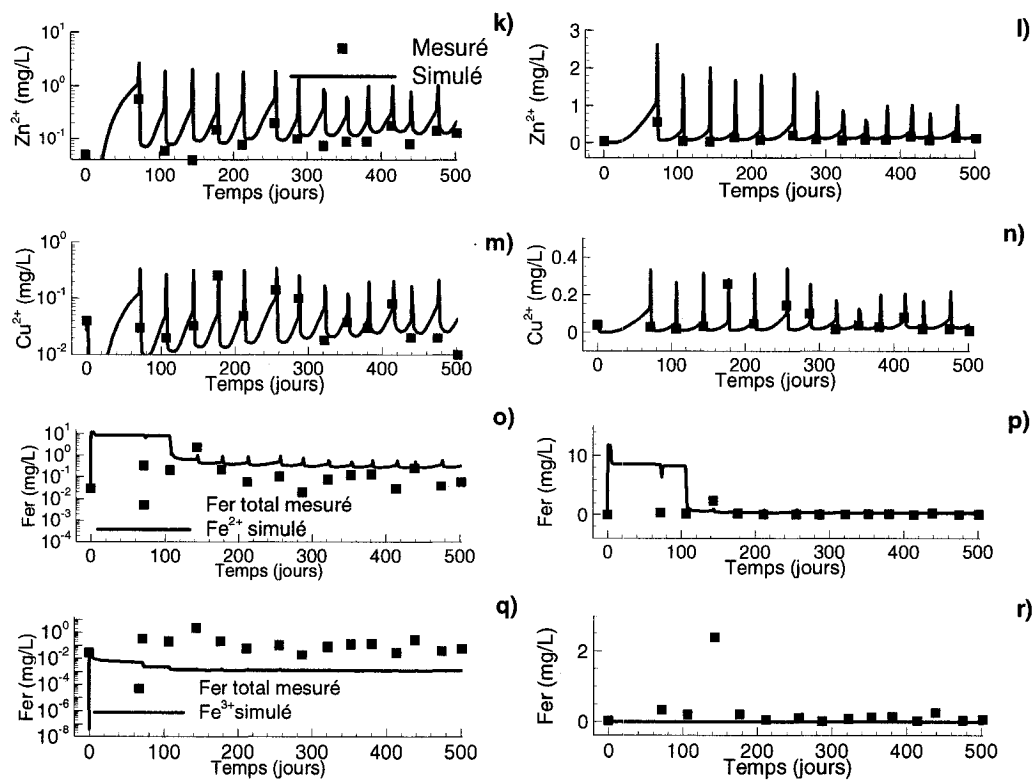


Figure 7.48. (suite et fin). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 8 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

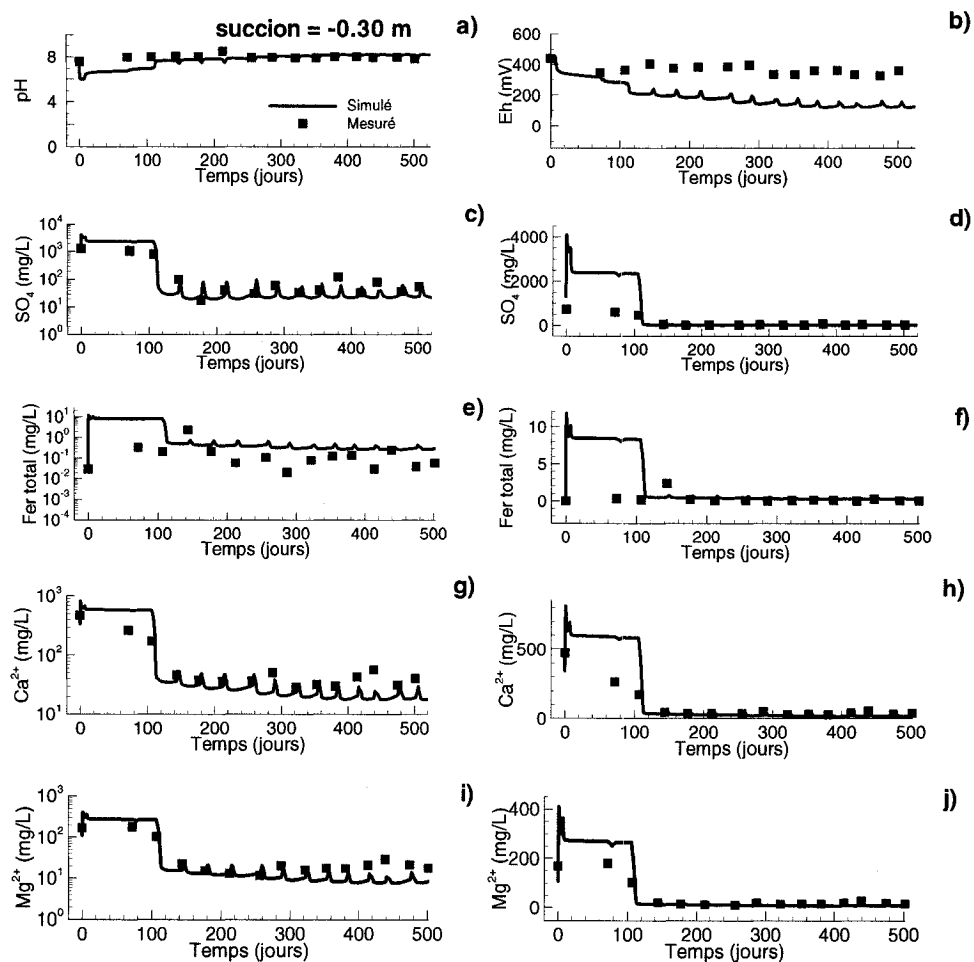


Figure 7.49. Résultats des concentrations mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 10 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

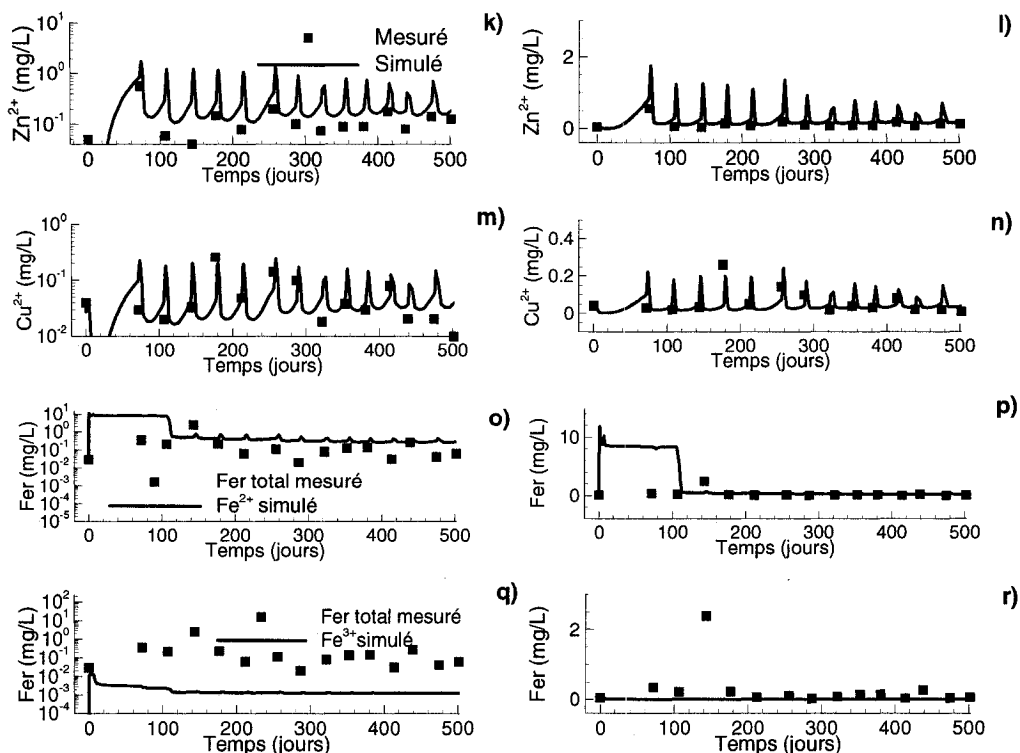


Figure 7.49. (suite). Concentrations dans l'eau mesurées et simulées à la base des résidus Lou-Sab dans la colonne 10 (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite).

7.1.3. Analyse de l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée

Les résultats des simulations des essais en petites colonnes, ont montré que Fe²⁺, Ca²⁺ et SO₄²⁻ pouvaient précipiter sous forme de minéraux secondaires dans les colonnes. Aussi, l'efficacité de la méthode, basée sur le contrôle de la position de la nappe surélevée a été évaluée ici sur la base des concentrations de deux métaux mobiles comme le cuivre et le zinc. Les concentrations considérées sont celles obtenues à la fin des simulations (502 jours) à une profondeur de 16 cm, c'est-à-dire à la base des résidus dans les colonnes. L'efficacité (Eff) exprimée a été calculée selon l'équation ci-après :

$$\text{Eff} = 100 * \left(1 - \frac{C_{di}}{C_{ic}} \right) \quad (7.1)$$

où C_{di} est la concentration de l'élément i dans la colonne témoin à drainage contrôlé; C_{ic}, la concentration de l'élément i dans la colonne c avec une nappe surélevée.

Les résultats obtenus sont résumés sur la figure 7.50. Le niveau de la nappe (h_p) est fixé en fonction de la pression d'entrée d'air (AEV) des résidus. On rappelle que l'AEV a été déterminé selon l'équation 2.30. Il représente le point où les macropores des résidus commencent à se désaturer.

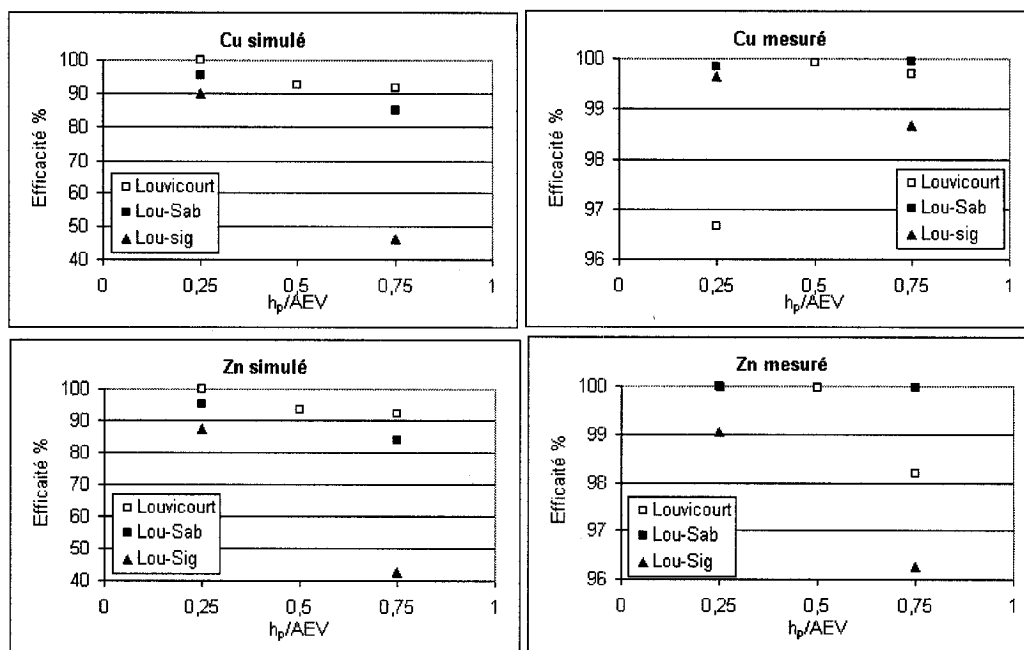


Figure 7.50. Estimation de l'efficacité de la méthode de la nappe surélevée sur la base des concentrations simulées et mesurées en cuivre et zinc après 502 jours au bas des colonnes.

On peut noter que de manière générale, l'efficacité de la méthode est plus grande pour les colonnes où la position de la nappe est plus élevée. Par exemple pour les colonnes Louvicourt, l'efficacité de la méthode par rapport au cuivre et au zinc qui est de 92 % environ si h_p/AEV est compris entre 0,5 et 0,75, atteint presque 100 % dans la colonne 6 qui possède le niveau de nappe le plus élevé ($h_p/AEV \approx 0,25$). Dans les conditions des simulations, l'efficacité de la méthode est moins importante dans les mélanges Lou-Sab et Lou-Sig. Dans les colonnes Lou-Sig, l'efficacité n'atteindrait pas 50% pour la colonne 2

qui a un niveau de nappe équivalent à 75 % de l'AEV. Mais outre cette colonne 2, on peut dire que l'efficacité simulée de la méthode de la nappe surélevée est au minimum de 80 %. On note que l'efficacité déduite des mesures au laboratoire pour le zinc et le cuivre au bas des colonnes est souvent supérieure à 95 % et elle est plus élevée que celle simulée (figure 7.50). L'efficacité mesurée par rapport au cuivre se rapproche des valeurs mesurées par Dagenais (2005) pour les résidus de Solbec-Manitou qui sont comprises entre 95 % et 99 %. Par contre pour le zinc, nos valeurs sont nettement supérieures à celles obtenues par Dagenais (2005) qui sont comprises entre 30 % et 55 %. Il faut toutefois noter que les résultats ont montré qu'il existe des différences entre les valeurs simulées et mesurées, bien qu'on observe la même tendance. Ces différences peuvent être liées à une possible inadéquation des valeurs des paramètres utilisés notamment pour la CRE, la conductivité hydraulique, les fractions volumiques des minéraux ainsi que leur réactivité. Les efficacités obtenues ici sont comparables à celles qui sont estimées pour une couverture en eau (e.g. Li et al. 1997) et aussi par une CEBC (Yanful, 1993; Aubertin et al. 1999, Bussière et al. 2004).

7.2. Résultats des simulations des essais en grandes colonnes

7.2.1. Description des cas simulés

Les simulations dans les grandes colonnes ont été réalisées dans le but d'évaluer, à une échelle plus représentative, le comportement des résidus réactifs en fonction d'une position de nappe prédéterminée et en présence d'une couche de protection contre l'évaporation. Elles ont été effectuées pour les trois grandes colonnes de résidus Louvicourt (1,90 m de hauteur totale de résidus et couche de sable), de mélange Lou-Sig (1,38 m) et de mélange Lou-Sab (1,43 m). Le logiciel MIN3P (Mayer 1999; Mayer et al (2002) a été utilisé selon une approche similaire à celle employée pour les petites colonnes (voir section 7.1). Il faut noter ici que la superficie de la colonne est de 0,0182 m². Le modèle conceptuel est identique à ce qui est montré à la figure 7.1 avec une discrétisation en éléments à volumes finis de 1,83 mm de hauteur. Le nombre d'éléments est ici de 1027 pour la colonne de résidus Louvicourt, 747 pour celle de Lou-Sig et 774 pour celle de Lou-Sab. Pour les conditions frontières, on a appliqué ici un flux mensuel de 7×10^{-7} m³/s pour environ 24

heures en haut de la colonne pour les résidus Louvicourt. Pour les mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, ce flux est de $7,33 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$ pour environ 24 à 36 heures. Au bas de la colonne, on impose une succion équivalente à peu près à la moitié de l'AEV et calculé avec la méthode MK (section 2.1.3).

Tableau 7.10. Compositions chimiques (molaires) des surnageants et de l'eau déminéralisée (E.D.M.) utilisées dans les simulations des essais en grandes colonnes avec MIN3P.

Éléments moles/L	Louvicourt	Lou-Sig	Lou-Sab	E.D.M
pH	7,6	8,0	8,26	6,0
SO ₄	$2,54 \times 10^{-2}$	$2,00 \times 10^{-2}$	$1,38 \times 10^{-2}$	$7,00 \times 10^{-5}$
Fe ²⁺	$4,50 \times 10^{-5}$	$2,13 \times 10^{-5}$	$3,21 \times 10^{-6}$	$1,29 \times 10^{-20}$
Fe ³⁺ (1)	$1,00 \times 10^{-10}$	$1,00 \times 10^{-10}$	$1,00 \times 10^{-10}$	$1,00 \times 10^{-20}$
Ca ²⁺	$1,63 \times 10^{-2}$	$1,32 \times 10^{-2}$	$7,75 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-20}$
Mg ²⁺	$1,25 \times 10^{-2}$	$8,54 \times 10^{-3}$	$7,42 \times 10^{-3}$	$2,88 \times 10^{-6}$
K ⁺	$1,28 \times 10^{-3}$	$8,21 \times 10^{-4}$	$7,56 \times 10^{-4}$	$8,23 \times 10^{-7}$
Na ²⁺	$4,20 \times 10^{-3}$	$3,13 \times 10^{-3}$	$3,26 \times 10^{-3}$	$9,00 \times 10^{-20}$
H ₄ SiO ₄	$1,06 \times 10^{-4}$	$3,33 \times 10^{-3}$	$4,17 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Al ³⁺	$8,15 \times 10^{-5}$	$2,22 \times 10^{-5}$	$2,22 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-5}$
Zn ²⁺	$2,17 \times 10^{-5}$	$2,49 \times 10^{-5}$	$7,69 \times 10^{-7}$	$1,00 \times 10^{-20}$
Cu ²⁺	$3,52 \times 10^{-6}$	$2,52 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-7}$	$1,00 \times 10^{-10}$
Cl ⁻	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$	$1,00 \times 10^{-3}$
CO ₃ ²⁻	$1,77 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10^{-2}$	$1,77 \times 10^{-2}$
HS ⁻	$1,00 \times 10^{-12}$	$1,00 \times 10^{-12}$	$1,00 \times 10^{-12}$	$1,00 \times 10^{-12}$

(1): supposées en milieu avec faible concentration en oxygène

(2): traceur non réactif

(3): supposé en équilibre avec CO₂ gazeux

La minéralogie utilisée est celle des résidus en petites colonnes (voir tableaux 7.2 à 7.5). Pour le surnageant, on a utilisé les compositions chimiques déterminées lors du montage

des grandes colonnes ; les concentrations molaires correspondantes sont consignées au tableau 7.10.

Les caractéristiques hydriques utilisées dans les simulations des essais en grandes colonnes sont résumées sur le tableau 7.11. Ici, la valeur du paramètre n_v de van Genuchten utilisé pour les petites colonnes de résidus Lou-Sab a été légèrement modifiée (de 2,1 à 1,5) afin de permettre au modèle de mieux converger. Le changement de n_v affecte peu la CRE du matériau. Pour les résidus Louvicourt, 2 cas ont été envisagés afin d'étudier l'effet de la conductivité hydraulique saturée sur le comportement des résidus résultant par exemple d'un tassement ou de la précipitation d'une grande quantité de minéraux secondaires (qui réduiraient la porosité des résidus). Pour le cas 1, $k_{sat} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, et pour le cas 2, $k_{sat} = 1 \times 10^{-8}$ m/s.

Tableau 7.11. Caractéristiques hydriques utilisées pour les simulations dans les grandes colonnes.

Matériaux	n	k_{sat} [m/s]	θ_r	α_v [m ⁻¹]	n_v [-]	AEV [m]
Louvicourt: cas 1	0,46	$1,0 \times 10^{-7}$	0,10	0,1	2,6	3,50
cas 2		$1,0 \times 10^{-8}$	0,10	0,1	2,6	3,50
Lou-Sig	0,35	$9,6 \times 10^{-8}$	0,10	0,1	2,96	4,00
Lou-Sab	0,27	$1,0 \times 10^{-7}$	0,10	0,08	1,7	3,75
Sable	0,44	$1,0 \times 10^{-3}$	0,05	5,32	25,0	1,40
Plaque poreuse	0,45	$3,1 \times 10^{-7}$	0,10	0,05	3,0	5,00

Les résultats des simulations des essais en grandes colonnes sont présentés dans ce qui suit. Ils sont aussi comparés aux mesures de laboratoire.

7.2.2. Simulations de l'écoulement de l'eau

Pour la grande colonne de résidus Louvicourt, le niveau de la nappe a été fixé à -179 cm de la surface des résidus, ce qui représente environ la moitié de l'AEV. Pour les grandes

colonnes Lou-Sig et Lou-Sab, le niveau de la nappe est équivalent aussi à environ la moitié de l'AEV déterminé avec le modèle MK. Il a été fixé à -55 cm de la surface des résidus.

On compare aux tableaux 12 et 13, les volumes d'eau drainés mesurés au laboratoire et ceux simulés avec le modèle MIN3P pour divers cycles de drainage. On peut noter que le bilan de masse est assez bien conservé car le volume d'eau ajoutée dans la colonne au début des différents cycles est souvent similaire à celui récupéré après drainage. La différence entre les quantités mesurées et simulées peut atteindre 10%. Des détails sont donnés à l'annexe 7.10.

Tableau 7.12. Bilan de masse au cycle 2 pour 45 jours de simulation.

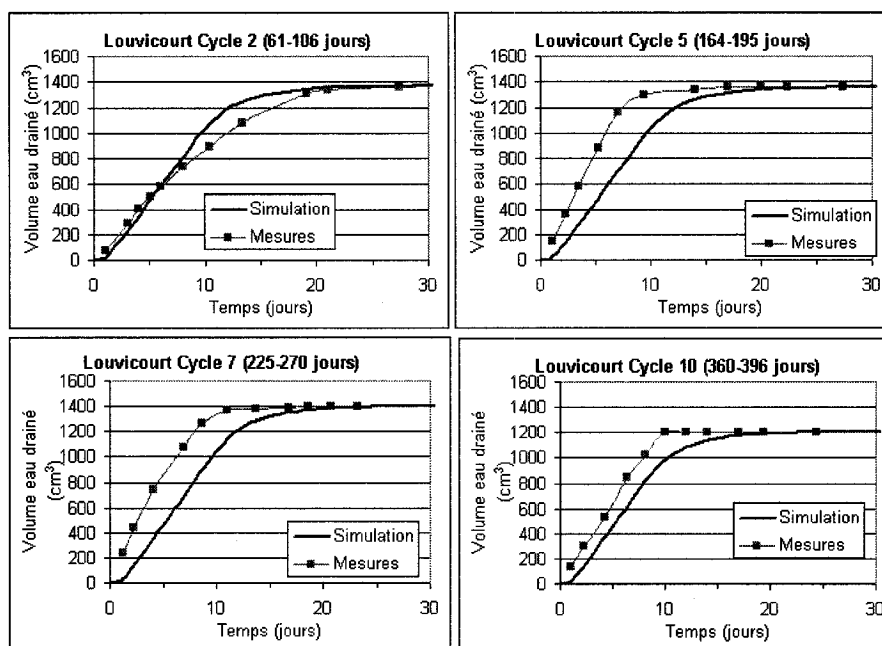
Matériaux	n	k_{sat} [m/s]	Temps Mouillage (jours)	Volume eau ajouté (cm ³)	Volume eau simulé (cm ³)
Louvicourt: cas 1	0,46	$1,0 \times 10^{-7}$	1,24	1368	1370
cas 2		$1,0 \times 10^{-8}$	1,24	1368	1160
Lou-Sig	0,35	$9,6 \times 10^{-8}$	1,38	1589	1350
Lou-Sab	0,27	$1,0 \times 10^{-7}$	1,77	896	890

Pour la colonne de résidus Louvicourt, dans le cas 1 (figure 7.51), les vitesses d'écoulement de l'eau obtenues au laboratoire sont dans l'ensemble légèrement plus rapides que celles simulées avec le modèle sauf pour le cycle 2.

Cette différence pourrait s'expliquer par l'hétérogénéité des résidus dans la colonne causée par exemple par une variation de l'indice des vides liée à la consolidation in situ des résidus. Les simulations considèrent des résidus avec des caractéristiques physiques uniformes le long de la colonne, ce qui n'est vraisemblablement pas le cas en pratique. L'existence de fissures, observées lors du démontage des colonnes, peut également favoriser des écoulements préférentiels localisés. Il y a également le fait que certaines caractéristiques des résidus, comme la conductivité hydraulique saturée et la pression d'entrée d'air (AEV) utilisées dans les simulations seraient différentes des valeurs réelles.

Tableau 7.13. Bilan de masse au cycle 10 pour 36 jours de simulation.

Matériaux	n	k_{sat} [m/s]	Temps Mouillage (jours)	Volume eau ajouté (cm^3)	Volume eau simulé (cm^3)
Louvicourt: cas 1	0,46	$1,0 \times 10^{-7}$	1,24	1205	1210
cas 2		$1,0 \times 10^{-8}$	1,24	1205	1270
Lou-Sig	0,35	$9,6 \times 10^{-8}$	1,38	941	947
Lou-Sab	0,27	$1,0 \times 10^{-7}$	1,77	948	969

Figure 7.51. Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Louvicourt : Cas 1 avec $k_{sat} = 1 \times 10^{-7}$ m/s.

Pour le cas 2 (figure 7.52) des résidus Louvicourt, la différence entre valeurs mesurées et simulées est plus importante. La vitesse d'écoulement mesurée est plus lente que celle simulée dans les 5 à 7 premiers jours, et plus élevée par la suite pour le reste du temps. Ces résultats indiquent que le choix d'une conductivité hydraulique saturée de 1×10^{-7} m/s

serait plus proche de la réalité en ce qui concerne l'écoulement de l'eau dans la colonne de résidus Louvicourt.

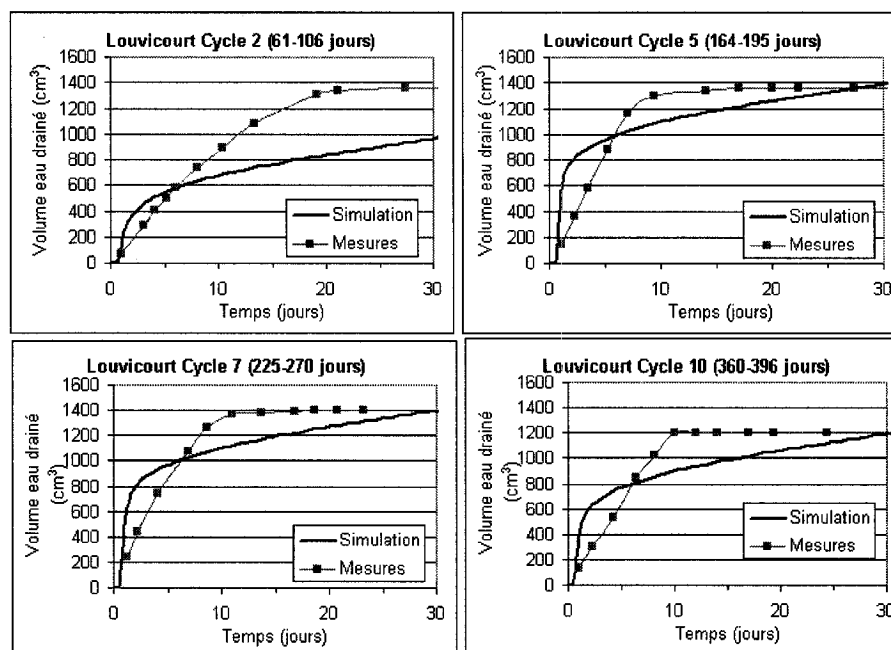


Figure 7.52. Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Louvicourt : Cas 2 avec $k_{\text{sat}} = 1 * 10^{-8}$ m/s.

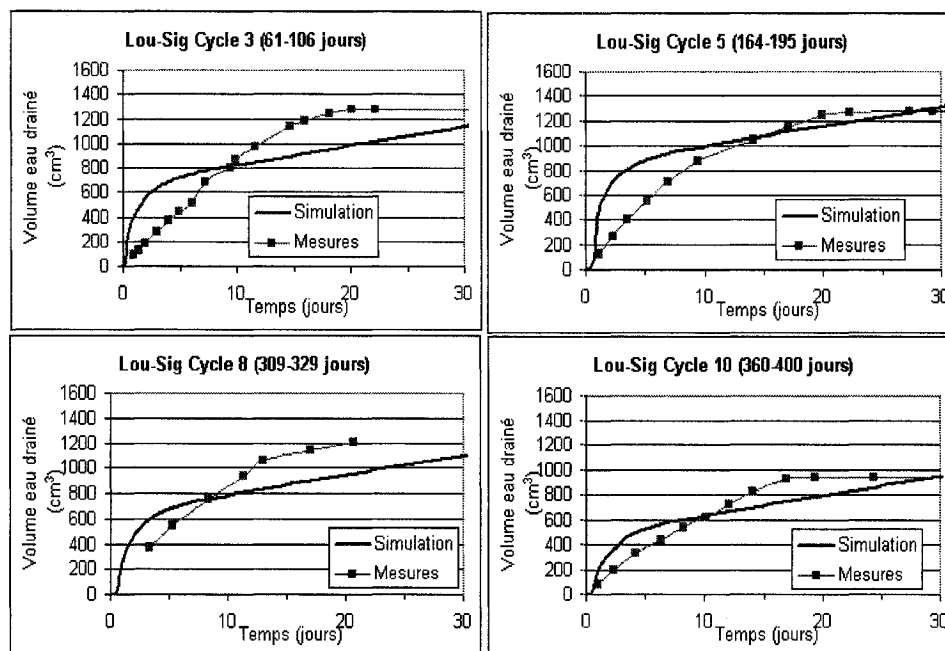


Figure 7.53. Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Lou-Sig.

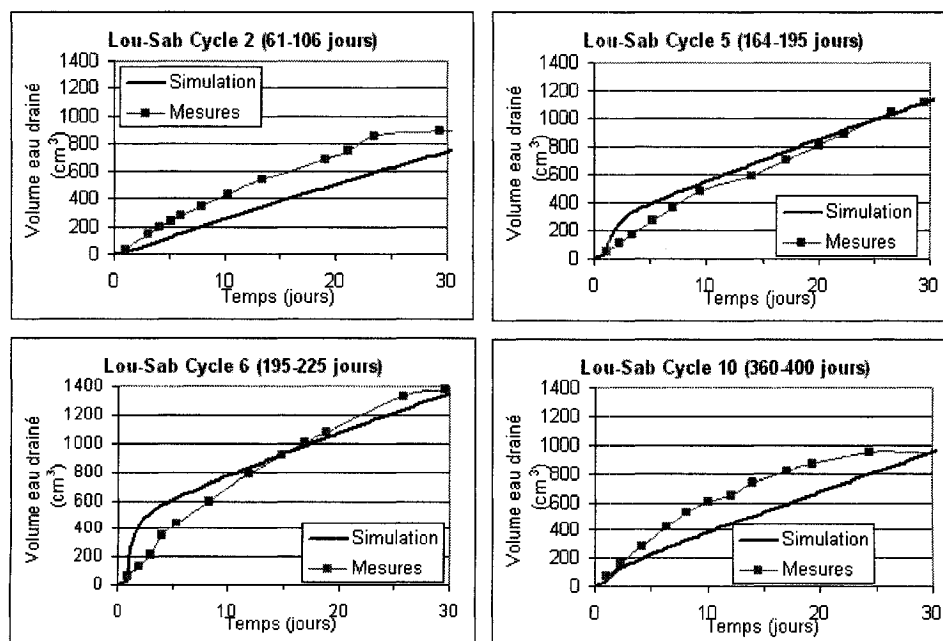


Figure 7.54. Volume d'eau drainé simulé et mesuré pour divers cycles de drainage dans la grande colonne de résidus Lou-Sab.

Dans le cas du mélange Lou-Sig, les valeurs mesurées et simulées de l'écoulement de l'eau sont assez similaires à celles obtenues pour les résidus Louvicourt pour le cas 2 avec un écoulement de l'eau simulé légèrement différent de celui mesuré (figure 7.53). Pour le mélange Lou-Sab, les vitesses d'écoulement de l'eau mesurées et simulées sont assez proches l'une de l'autre (figure 7.54).

7.2.3. Simulation du comportement hydrogéochimique des résidus

7.2.3.1. Louvicourt

a) Degré de saturation et concentration de l'oxygène dans l'eau

Pour la colonne de résidus Louvicourt, on rappelle que le niveau de la nappe se situe à -10 cm de la base de la colonne c'est-à-dire à environ la moitié de l'AEV. La figure 7.55 montre que, pour le cas 1, la couche de sable se désature lentement.

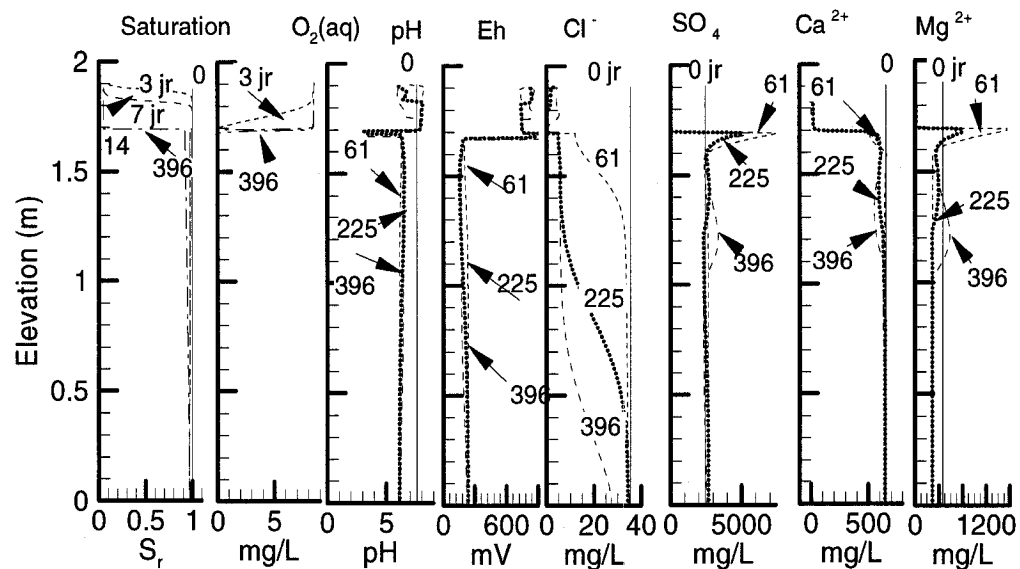


Figure 7.55. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl^-), des sulfates, du calcium et du magnésium pour l'essai en grande colonne avec les résidus Louvicourt. Cas 1 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s (niveau de la nappe à -10 cm sous la base de la colonne).

Après 14 jours, il n'y a presque plus d'eau dans celle-ci. Les résidus se désaturent légèrement et après 396 jours, ils montrent un degré de saturation S_r de 95 % à leur base et 90 % près de la surface, ce qui se rapproche des degrés de saturation mesurés au

laboratoire. En effet, les résultats obtenus lors du démontage de la colonne montrent que le degré de saturation des résidus se situe entre 91 et 95 %. Des valeurs plus faibles (d'environ 85 %) ont été mesurées près de la surface des résidus et reflètent une certaine évaporation comme l'a décrit Dagenais (2005) dans ses propres essais. Les simulations montrent par ailleurs que la saturation élevée des résidus fait en sorte que la pénétration de l'oxygène se limite seulement à la couche de sable et à la zone de contact sable-résidus.

Le cas 2, considère une conductivité hydraulique saturée de 1×10^{-8} m/s dans les simulations (au lieu de 1×10^{-7} m/s pour le cas 1). La figure 7.56 montre que la couche de sable se désature alors beaucoup plus lentement comparativement au cas 1.

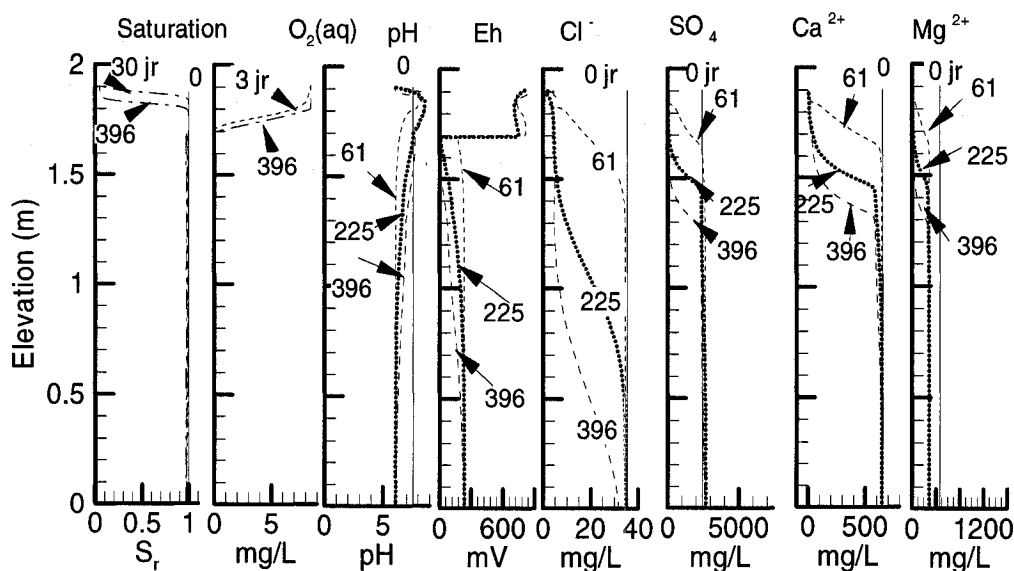


Figure 7.56. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl^-), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt. Cas 2 avec $k_{sat} = 1 \times 10^{-8}$ m/s (niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).

Sa base reste saturée pendant plusieurs jours, ce qui a une incidence sur l'oxydation des sulfures comme nous allons le voir plus loin. Le degré de saturation S_r des résidus reste également plus élevé, à presque 100 %.

b) pH, Eh, concentration en sulfates, calcium et magnésium de l'eau

Pour le cas 1, le pH varie peu au cours des simulations et reste proche de 6. Près de la surface, au niveau de la zone de contact sable-résidus, il peut toutefois baisser jusqu'à 3. Ceci peut s'expliquer par l'oxydation plus importante des sulfures dans cette zone où l'oxygène peut pénétrer en raison du faible degré de saturation du sable. Le pH reste pratiquement neutre dans les résidus parce qu'il est tamponné par les carbonates. Pour le cas 2, le pH est légèrement plus élevé vers le haut de la colonne (environ 8) comparativement au cas 1. Ceci est vraisemblablement causé par un degré de saturation plus élevé des résidus qui fait en sorte que les processus d'oxydation des sulfures sont plus lents. L'évolution du potentiel d'oxydo-réduction Eh suit celle du pH. Il faut noter ici que les valeurs du Eh des simulations n'ont pas été corrigées avec celles de l'électrode de référence (205 mV) comme dans le cas des mesures au laboratoire. Le Eh élevé au contact sable-résidus correspond à un pH faible traduisant ainsi un milieu oxygéné où l'oxydation des sulfures est plus importante. Les valeurs du Eh mesurées et simulées sont assez similaires pour le cas 1. Elles varient peu dans les résidus. Dans le cas 2, la baisse du Eh de 290 mV environ à la base à des valeurs proches de zéro près de la surface des résidus, correspond à une légère augmentation du pH et un degré de saturation plus élevée des résidus (figure 7.56).

Les concentrations initiales du surnageant et de l'eau déminéralisée ajoutée dans la colonne pour les simulations sont mentionnées au tableau 7.10. Le chlore (Cl^-) a été ajouté dans le surnageant initial ainsi que dans la recharge lors des simulations. Il est utilisé comme traceur virtuel pour comprendre l'écoulement de l'eau et le comportement d'un soluté non réactif. Le chlore (Cl^-) est progressivement lessivé de la colonne avec le temps. Les concentrations des différents éléments chimiques près de la surface des résidus sont plus élevées dans le cas 1 où les résidus paraissent moins saturés. Cette désaturation entraîne une oxydation des sulfures plus importante comparativement au cas 2 (figures 7.55 et 7.56). Les concentrations en sulfates, calcium et magnésium augmentent près de la surface des résidus dans le cas 1. Pour le cas 2 par contre, celles-ci sont progressivement lessivées vers le bas de la colonne par le rinçage et du fait aussi que les sulfures ne s'oxydent pas. Dans le cas 1, les concentrations en sulfates qui sont de 2500 mg/L au jour 0, évoluent peu sur toute l'épaisseur des résidus dans la colonne. Néanmoins, près de la surface, les

concentrations en sulfates et magnésium augmentent et peuvent atteindre respectivement 7000 mg/L et 1200 mg/L au cours du cycle 1 (61 jours), pendant que les concentrations en calcium évoluent peu. Les concentrations simulées dans le cas 1 sont nettement supérieures à celles mesurées au laboratoire (montrées sur les figures 6.11 à 6.16 au paragraphe 6.4.2). Pour le cas 2, les sulfates, le magnésium et le calcium ont été complètement lessivés à la fin des essais à 396 jours, dans les 30 premiers cm à partir de la surface des résidus. La baisse des concentrations en calcium peut s'expliquer aussi, comme nous allons le voir plus loin, par une précipitation de calcite. La tendance évolutive dans le cas 2 correspond mieux à ce qui a été observé avec les analyses chimiques du lixiviat recueilli lors du drainage de la colonne au laboratoire (présentées plus haut au paragraphe 6.4.2). Ces analyses chimiques ont en effet montré une baisse des concentrations des éléments chimiques en solution près de la surface des résidus.

c) Métaux de base et silice

Pour le cas 1, les concentrations en Fe^{2+} augmentent dès la fin du premier cycle passant de 2 mg/L à près de 20 mg/L (figure 7.57). Cette augmentation, qui a été aussi notée dans le cas des sulfates et du magnésium, peut s'expliquer par l'oxydation rapide de la pyrite au début des essais, à cause d'une grande disponibilité en oxygène. Une oxydation rapide a souvent été observée dans des dépôts de rejets miniers sulfureux frais non oxydés (Tibble, 1997; Hecht et Kölling, 2002, Gosselin 2007). Après les 61 premiers jours, les concentrations en Fe^{2+} évoluent peu sur l'épaisseur des résidus car leur haut degré de saturation limite l'oxydation des sulfures. Les concentrations en Fe^{3+} dans les simulations ne sont significatives qu'au niveau de la zone de contact sable-résidus où les valeurs atteignent près de 700 mg/L à la fin des essais. Cette augmentation des concentrations en Fe^{3+} est imputable principalement à une oxydation locale du Fe^{2+} issu de l'oxydation de la pyrite près de la surface des résidus. Pour le cas 2, on observe un lessivage progressif du Fe^{2+} dans les 30 premiers cm de la surface des résidus, assez similaire à celui des sulfates, calcium et magnésium (figure 7.58). Dans l'ensemble, les valeurs simulées en fer total (qui atteignent 500 mg/L près de la surface des résidus) sont supérieures à celles mesurées au laboratoire (proches de 80 mg/L). Les processus d'oxydation de la pyrite par exemple, seraient donc plus rapides dans les simulations par rapport à ce qu'on observe au laboratoire.

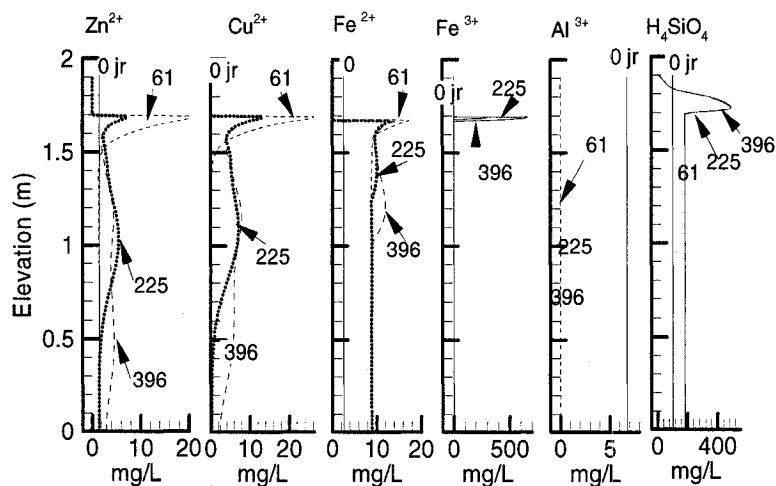


Figure 7.57. Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 1 $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s; niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).

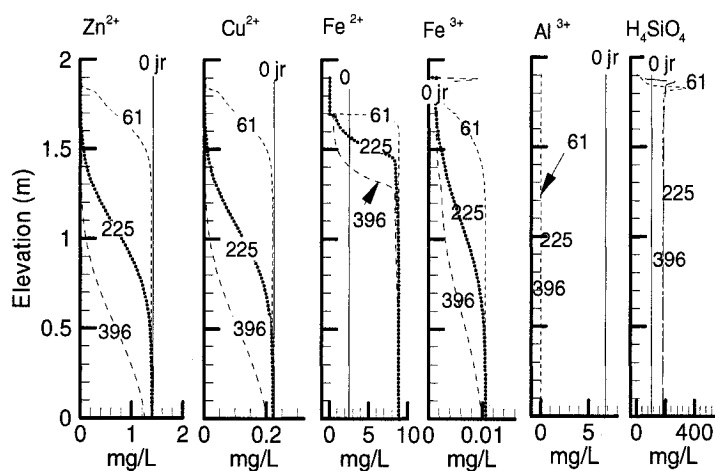


Figure 7.58. Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 2 $k_{sat} = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s; niveau de la nappe à -10 cm de la base de la colonne).

Le zinc et le cuivre montrent à peu près le même comportement que le fer dans le cas 1. Leurs concentrations augmentent près de la surface des résidus, dès la fin du cycle 1 (61 jours) passant de 1,4 mg/L à environ 20 mg/L pour le zinc, et de 0,2 mg/L à environ 26 mg/L pour le cuivre. Cette augmentation des concentrations au tout début des essais est

liée comme on l'a déjà dit plus haut, à une grande disponibilité en oxygène qui permet une oxydation plus importante des sulfures. Par la suite, il y a une baisse des concentrations en zinc et cuivre de la surface vers le bas des résidus. À 225 et 396 jours, les valeurs montrent une légère tendance à la hausse vers la base de la colonne. Cette augmentation des concentrations est liée vraisemblablement à la dispersion des éléments chimiques en solution à cause du rinçage qui les entraîne vers le bas. Ceci est aussi observé avec le traceur (Cl⁻) à la figure 7.56 qui montre un lessivage vers le bas de la colonne. Les concentrations simulées en zinc sont toutefois inférieures à celles mesurées au laboratoire, qui peuvent atteindre 45 mg/L (voir paragraphe 6.4.2). Les concentrations simulées en cuivre semblent être plus proches des valeurs mesurées qui peuvent atteindre 7,5 mg/L. Les concentrations en Al³⁺ baissent très rapidement dès le début du premier cycle à cause du rinçage. Al³⁺ est presque éliminé des solutions dès la fin du cycle 1, ce qui indique qu'il n'y a vraisemblablement pas de dissolution des aluminosilicates. L'augmentation des concentrations en H₄SiO₄ est liée principalement à la dissolution du quartz. Cette dissolution est plus importante près du contact sable-résidus où les pH sont plus faibles et proches de 3 et où le quartz est plus abondant.

Pour le cas 2 (avec une conductivité hydraulique de 1×10^{-8} m/s au lieu de 1×10^{-7} m/s pour le cas 1), on peut noter à la figure 7.58 que les concentrations en zinc, cuivre et fer sont nettement plus faibles comparativement aux résultats obtenus pour le cas 1. Il n'y a pas d'augmentation des concentrations simulées en fer, cuivre et zinc, comparativement aux concentrations initiales du surnageant. Celles-ci montrent un lessivage progressif avec le temps. Il n'y a donc vraisemblablement pas d'oxydation des sulfures à cause d'un degré de saturation élevé des résidus (presque 100 %). On peut ainsi dire que le fait de diminuer la conductivité hydraulique saturée des résidus dans les simulations a permis de les saturés plus longtemps et ceci a une incidence sur l'oxydation des sulfures. Le lessivage des éléments chimiques en solution est alors plus important à cause du faible taux d'oxydation des sulfures. Pour le cas 2, on note une augmentation des concentrations du Fe³⁺ dans le sable. Ceci ne s'explique pas puisque la couche de sable est constituée à 100 % de quartz. Il doit donc s'agir ici d'une remontée de l'eau transitoire due à l'ajout au début des cycles de rinçage. Ce résultat corrobore néanmoins avec les observations faites au laboratoire où

on a noté une coloration jaune orangée de la base de la couche de sable par des oxyhydroxydes de fer. Dagenais (2005) avait aussi noté le même phénomène dans ses essais.

d) Évolution de la composition minéralogique

Carbonates et gypse

À la figure 7.59, on montre l'évolution des minéraux dans les résidus Louvicourt pour le cas 1. Les quantités de dolomite et de sidérite n'évoluent presque pas du début à la fin des essais. La calcite se dissout progressivement vers le bas de la colonne (voir aussi annexe 7.11 qui montrent des indices de saturation négatifs). À 396 jours, il n'y a plus de calcite dans les résidus à partir d'une hauteur d'environ 1,22 m.

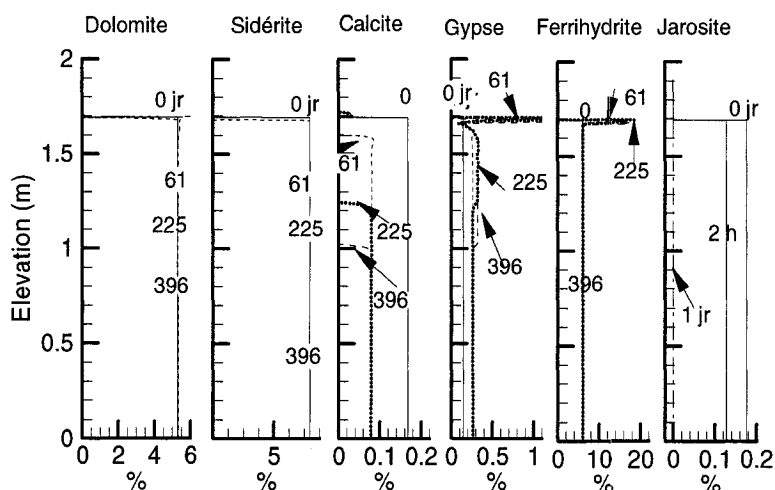


Figure 7.59. Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 1 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).

Le gypse précipite dans la zone de dissolution de la calcite. La précipitation de gypse est plus importante près de la surface. Pour le cas 2, la calcite qui se dissout plus haut près de la surface des résidus, précipite un peu plus bas sur environ 50 cm (figure 7.60). Cette précipitation s'explique par le fait que les sulfures ne s'oxydant pas, il n'y a pas suffisamment d'ions SO_4^{2-} pour précipiter le gypse (contrairement au cas 1). Le gypse se dissout progressivement et favorise ainsi la précipitation de la calcite. À la fin des simulations, il n'y a plus de gypse sur environ 40 cm à partir de la surface des résidus.

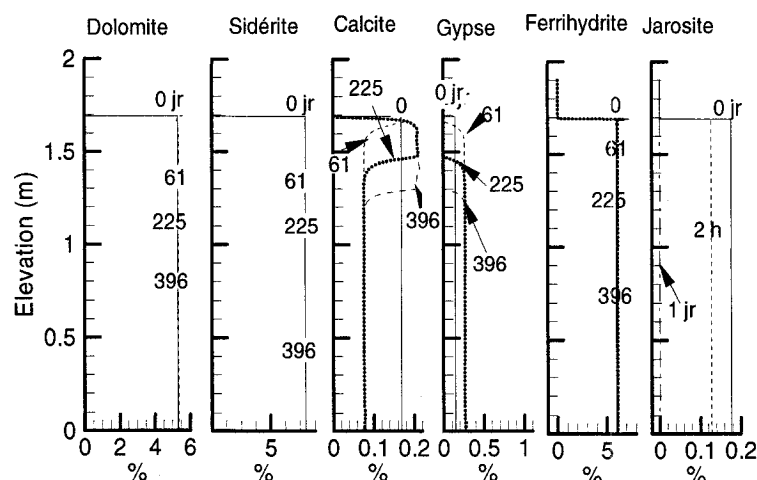


Figure 7.60. Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Louvicourt (cas 2 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).

Ferrihydrite, jarosite et sulfures

Dans les simulations, la quantité de ferrihydrite (goethite) ne varie pas le long de la colonne. Le minéral précipite seulement au niveau du contact sable-résidus (figure 7.59), à cause de l'oxydation plus importante de la pyrite et de la dissolution de la jarosite dans cette partie. Il y a plus de précipitation de ferrihydrite dans le cas 1 comparativement au cas 2 où les processus d'oxydation des sulfures sont plus faibles. Dans les 2 cas, la jarosite est totalement dissoute dès le jour 1 des essais sur toute l'épaisseur des résidus car le pH est resté proche de la neutralité. La sphalérite, la chalcopirite ainsi que la pyrite se dissolvent très peu (figure 7.61). Ceci est conforme aux analyses de diffraction de rayon X des échantillons prélevés au démontage de la colonne (voir figure 6.21) où la quantité de goethite est passée de près de 6 % à 9% près de la surface. Le pourcentage de jarosite par contre baisse et passe de 0,2 % à près de 0% sauf au niveau du contact où il semble avoir une précipitation de jarosite avec un pourcentage de 0,19 %.

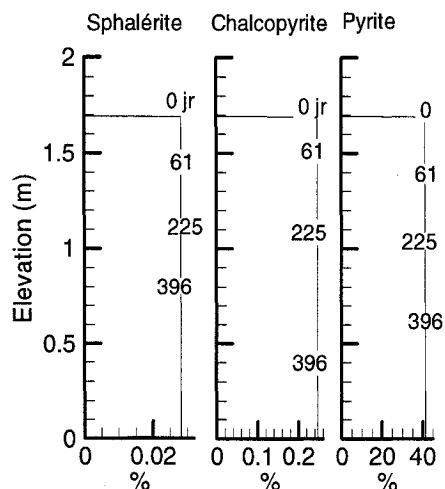


Figure 7.61. Résultats des simulations de l'évolution des teneurs en minéraux sulfureux dans les résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 1 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s niveau de la nappe à -10 cm de la base).

e) Composition chimique de l'eau à la base de la colonne

Les résultats des compositions chimiques mesurées et simulées du lixiviat à la base de la grande colonne à une profondeur de -1,69 m par rapport à la surface des résidus Louvicourt sont montrés à la figure 7.62 pour le cas 1 et à la figure 7.63 pour le cas 2.

Pour le cas 1, on peut noter que les valeurs mesurées et simulées concordent assez bien. On note néanmoins certains écarts pour les sulfates, le fer, le cuivre et le zinc. Les concentrations de ces éléments sont plus élevées dans les simulations car les sulfures s'oxydent d'une manière plus rapide dans les calculs. C'est ce qui explique aussi que le pH simulé soit dans l'ensemble légèrement plus faible que celui mesuré. Pour le cuivre et le zinc, des concentrations plus élevées sont observées aux environs de 310 jours (figures 7.62 i et n). On note aussi à la même période une baisse des concentrations du traceur non réactif (Cl) (figure 7.62b).

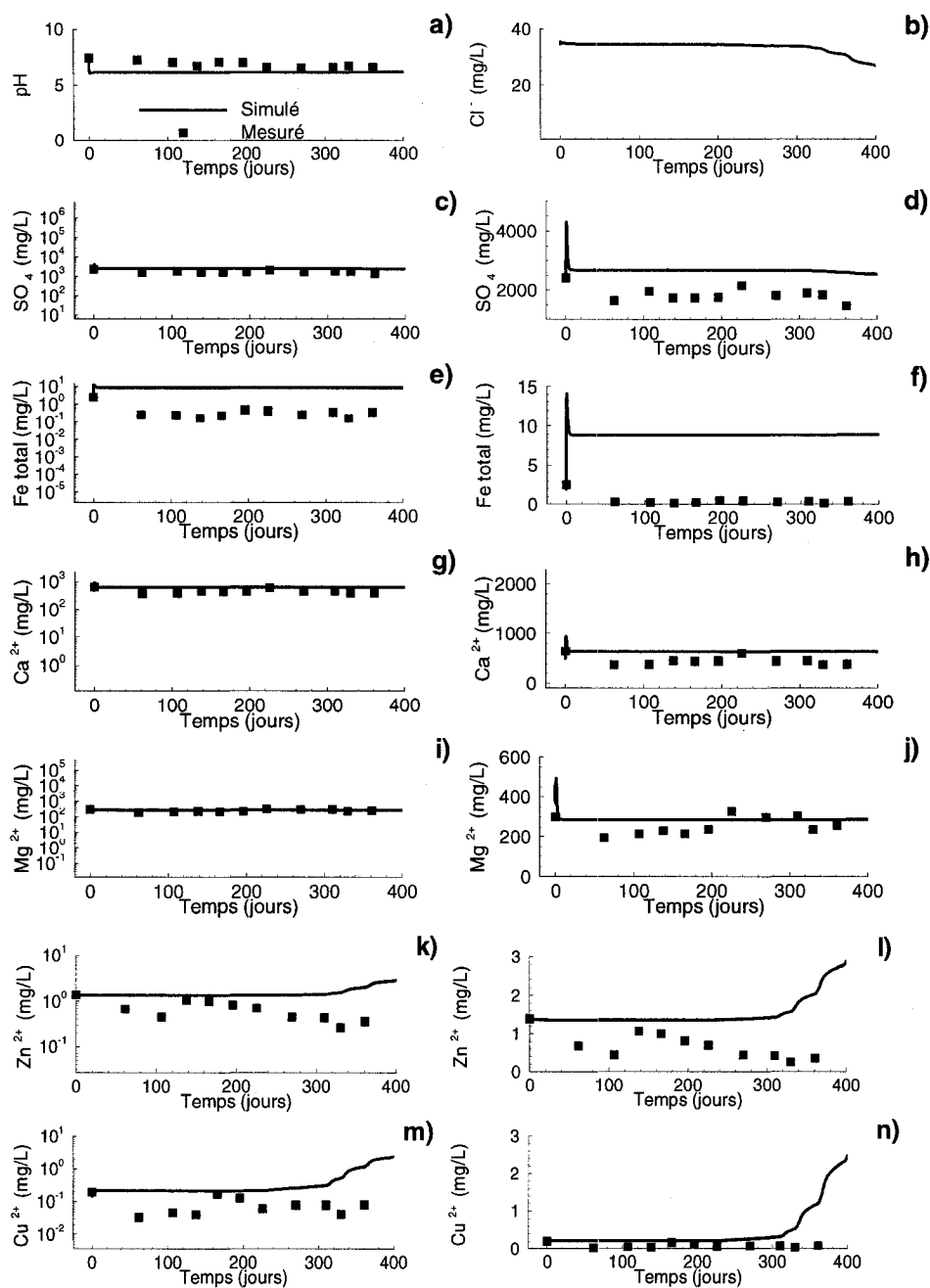


Figure 7.62. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées du lixiviat récupéré au bas (-1,69m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 1 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, niveau de la nappe à -10 cm de la base). (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite de d à n).

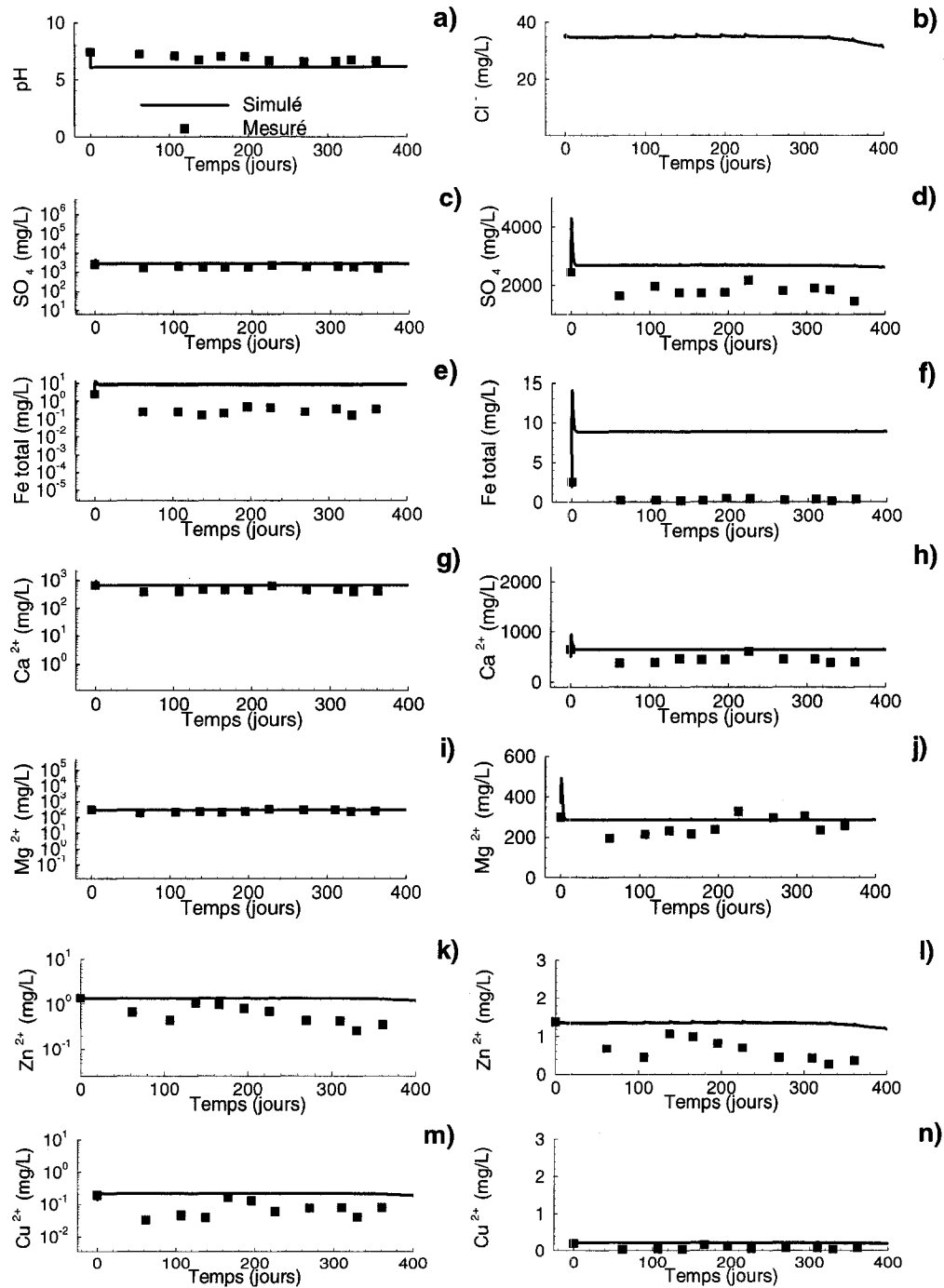


Figure 7.63. Concentrations dans l'eau mesurées et simulées du lixiviat récupéré au bas (0 m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne (cas 2 : $k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s, niveau de la nappe à -10 cm de la base). (Échelles semi-log à gauche et arithmétiques à droite de d à n).

L'augmentation des concentrations de Cu^{2+} et Zn^{2+} au bas des résidus correspondrait ainsi à un effet de dispersion des ions liée au rinçage progressif de la partie supérieure des résidus tel que suggéré par l'évolution des concentrations du traceur virtuel (Cl^-).

Le cas 2 (figure 7.63) ne montre pas cette augmentation des concentrations en cuivre vers la fin des essais car l'oxydation des sulfures y est plus faible. Ceci serait dû au fait que l'écoulement de l'eau est plus lent ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s) comparativement au cas 1 ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s). Par conséquent, les résidus restent plus longtemps saturés et les sulfures s'oxydent moins. Ces résultats montrent donc l'effet de la conductivité hydraulique sur l'oxydation des sulfures dans l'application de la méthode de la nappe surélevée. Une conductivité hydraulique faible des résidus peut augmenter la performance de la méthode.

7.2.3.2. Lou-Sig

a) Degré de saturation et concentration de l'oxygène dans l'eau

Les simulations des essais en colonne avec le mélange Lou-Sig montrent que la couche de sable se désature plus lentement comparativement aux résidus Louvicourt dans le cas 1 ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s) (figure 7.64).

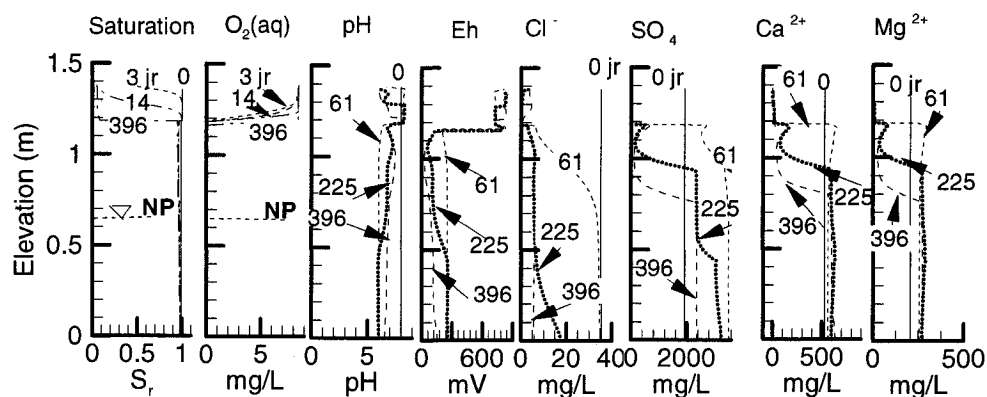


Figure 7.64 Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout (aq), du traceur virtuel (Cl^-), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sig. NP : niveau de la nappe.

Par exemple à 14 jours, le sable n'est pas complètement désaturé, contrairement à la couche de sable de la colonne Louvicourt. Ceci est lié à un écoulement de l'eau plus lent

dans le mélange Lou-Sig. Aussi, ces matériaux gardent une saturation élevée, avec un degré de saturation proche de 100% (figure 7.64), ce qui limite beaucoup la circulation de l'oxygène.

b) pH, Eh, sulfates, calcium et magnésium de l'eau

Le pH simulé baisse de 8 à 6 vers la base de la colonne pendant le cycle 1 (61 jours) (figure 7.64). Il augmente par la suite pour atteindre des valeurs proches de celles initiales (pH = 8) à la fin des simulations. À la même période, le Eh qui est proche de 200 mV à la base de la colonne, baisse près de la surface des résidus (à des valeurs proches de zéro) à cause du rinçage des ions en solution. Comme pour les résidus Louvicourt, le Eh est plus élevé (environ 700 mV) au contact sable-résidus attestant d'un milieu plus oxydant. Ces valeurs simulées du Eh sont plus élevées que celles mesurées à cause de la précipitation du fer dans les bouteilles de récupération du lixiviat. Les concentrations en sulfates augmentent pendant le cycle 1, à cause vraisemblablement de la mise en solution des sulfates initialement présents dans les résidus. Puis, par la suite, ces concentrations baissent avec le temps à partir de la partie supérieure des résidus (effet du rinçage). La précipitation de minéraux comme le gypse fait baisser également les concentrations des ions sulfates et calcium en solutions. L'évolution des concentrations en sulfates suit celle du calcium et du magnésium (figure 7.64). Il y a une baisse progressive avec le rinçage (principalement dans la partie supérieure des résidus). Dans l'ensemble, les concentrations chimiques du lixiviat prélevé en différents points le long de la colonne (voir figure 6.9 à 6.14, chapitre 6 au paragraphe 6.4.2) montrent la même tendance évolutive que celles simulées avec une baisse des concentrations près de la surface des résidus.

c) Métaux de base et silice

Les concentrations en Fe^{2+} augmentent pendant les 61 premiers jours du cycle 1 passant de moins de 2 mg/L à environ 7 mg/L (figure 7.65). Ceci résulte essentiellement de l'oxydation de la pyrite. Par la suite, sous l'effet du rinçage, les concentrations baissent progressivement. Le Fe^{3+} suit la même évolution que le Fe^{2+} . Les concentrations sont plus faibles vers le haut des résidus. Du Fe^{3+} est noté aussi dans la couche de sable au dessus des résidus (tout comme dans les résidus Louvicourt). Les concentrations en zinc baissent progressivement à partir de la surface; après environ 225 jours, il n'y a presque plus de zinc dans les résidus. Les concentrations en cuivre baissent également avec le temps. Au

cours du cycle 1 (61 jours), les concentrations en cuivre passent de 0,1 mg/L à près de 4 mg/L au niveau de la zone de contact sable-résidus à cause de l'oxydation qui y est plus importante. Dans l'ensemble, l'effet du drainage de l'eau ajoutée (rinçage) est plus important pour tous les éléments dans les résidus Lou-Sig comparativement aux résidus Louvicourt à cause du volume des vides qui est plus important dans ces derniers (13530 cm³ pour Louvicourt contre 7114 cm³ pour le mélange Lou-Sig). Il y a aussi le fait que les résidus Louvicourt semblent s'oxyder de façon plus marquée près de la surface. L'importance du rinçage dans les résidus Louvicourt et le mélange Lou-Sig est bien montrée par l'évolution du traceur non réactif (Cl) sur la figure 7.64 où la baisse des concentrations le long de la colonne avec temps est plus rapide dans les résidus Lou-Sig.

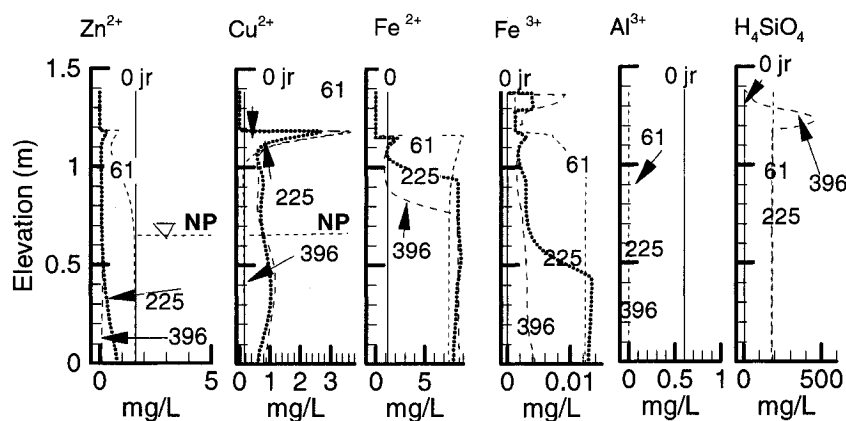


Figure 7.65. Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 des résidus Lou-Sig dans la grande colonne (NP : niveau de la nappe).

On observe la même tendance évolutive des valeurs mesurées et simulées pour le fer, le cuivre et le zinc (voir figure 6.13 et 6.14). À la fin des essais par exemple, les concentrations mesurées peuvent atteindre un maximum de près de 20 mg/L pour le fer total. Celles-ci dépassent rarement 0,5 mg/L pour le cuivre et le zinc.

d) Composition minéralogique

Carbonates et gypse

On présente à la figure 7.66, l'évolution des minéraux dans les simulations. La quantité de dolomite simulée diminue légèrement de la surface jusqu'à 30 cm en profondeur. La sidérite évolue très peu. La calcite se dissout faiblement et progressivement du haut vers le

bas de la colonne et on note une baisse de 0,1% par rapport aux valeurs initiales. Des indices de saturation IS simulés proches de zéro (annexe 7.12) indiquent que ces 3 carbonates sont dans l'ensemble proches de l'équilibre avec la solution et les dissolutions sont assez faibles. Les plus fortes précipitations de gypse se font près de la surface des résidus pendant les 225 premiers jours. Les zones de dissolution de la calcite et de la dolomite correspondent approximativement à celles de la précipitation du gypse. Des résultats similaires ont été observés au laboratoire par Aachib (1997) dans des essais en colonne avec des résidus sulfureux. Sracek et al. (2004) ont aussi rapporté des observations similaires pour les haldes à stériles de la mine Doyon. À 225 jours, la quantité de gypse a augmenté près de la surface des résidus de 0,05 % à 0,4 %. À la fin des essais, le gypse montre cependant une légère dissolution à cause des solutions qui sont devenues sous-saturées en ions sulfates avec le rinçage. Les analyses minéralogiques aux DRX ont par contre montré une tendance à la hausse des quantités de gypse dans le mélange Lou-Sig où les pourcentages initiaux passent de 0,2 % à près de 0,5 %.

Dans les simulations, on peut noter que le comportement de la dolomite et de la calcite diffère légèrement de ce qui est observé pour les résidus Louvicourt (où ces carbonates ne se dissolvent pas du tout). Dans le mélange Lou-Sig, la dissolution des carbonates pourrait s'expliquer par le fait que les solutions sont sous-saturées en ions Ca^{2+} à cause de l'effet du rinçage qui y est plus important comparativement aux résidus Louvicourt. La solution étant dans ce cas moins chargée (i.e relativement plus pure comparativement à celle de Louvicourt) aurait un plus grand pouvoir de dissolution. Par ailleurs, la dissolution de la dolomite et de la calcite dans les résidus Lou-Sig expliquerait la précipitation accrue de gypse dans les 225 premiers jours (comparativement à ceux de Louvicourt). Les analyses de DRX d'échantillon au démontage de la colonne montrent que les pourcentages du gypse ont une tendance à la hausse, la valeur initiale de 0,2 % passant à 0,5 - 0,6 %. La tendance évolutive de la dolomite, de la sidérite (dissolution près de la surface des résidus) est en accord avec les résultats des analyses aux DRX d'échantillons au démantèlement de la colonne (figure 6.22 au paragraphe 6.6.3) avec des valeurs qui passent de 2 % à 1,5 % pour la sidérite, dolomite, de 3,1% à 2 % pour la calcite. La dolomite par contre évolue peu et reste autour de 2,6 % proche de la valeur initiale qui est de 2,8 %.

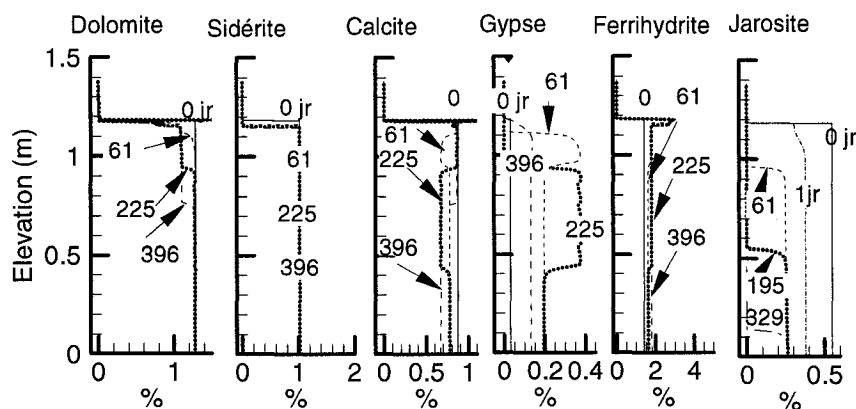


Figure 7.66. Résultats des simulations de l'évolution des minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sig.

Ferrihydrite, jarosite et sulfures

Du début à la fin des essais, la quantité de ferrihydrite (goethite) évolue peu sauf au niveau du contact sable-résidus où elle augmente de 1,8 % à environ 3 %. Les analyses DRX d'échantillons au démontage de la colonne montrent par contre des pourcentages variables le long de la colonne mais sans dépasser 2 %. La jarosite se dissout moins rapidement comparativement aux résidus Louvicourt (figure 7.60 et 7.66). Ce qui ne se retrouve pas dans les analyses de DRX d'échantillons au démontage de la colonne où la jarosite est dissoute dès la base de la colonne et disparaît au sommet. Des conditions très acides sont nécessaires à la précipitation de la jarosite et celle-ci n'est pas stable à des pH proches de la neutralité (comme c'est le cas ici). Elle est toujours présente dans les résidus Lou-Sig, même après 320 jours de simulation alors que dans les résidus Louvicourt, elle est complètement dissoute après seulement 1 jour. Ceci peut s'expliquer en partie par le fait qu'il y avait moins de jarosite initialement dans les résidus Louvicourt (0,18 %) que dans Lou-Sig (0,50 %). La jarosite supplémentaire provient ici du résidu Sigma (0,82 %).

Les sulfures tels que la sphalérite, la chalcopirite et la pyrite s'oxydent très peu ou pas à cause du degré de saturation élevé des résidus (tout comme dans les résidus Louvicourt). Les analyses DRX au démontage de la colonne montrent apparemment une dissolution de ces sulfures avec des pourcentages passant de 16 % à 13 % près de la surface pour la pyrite, de 0,6% à 0,16 % pour la chalcopirite.

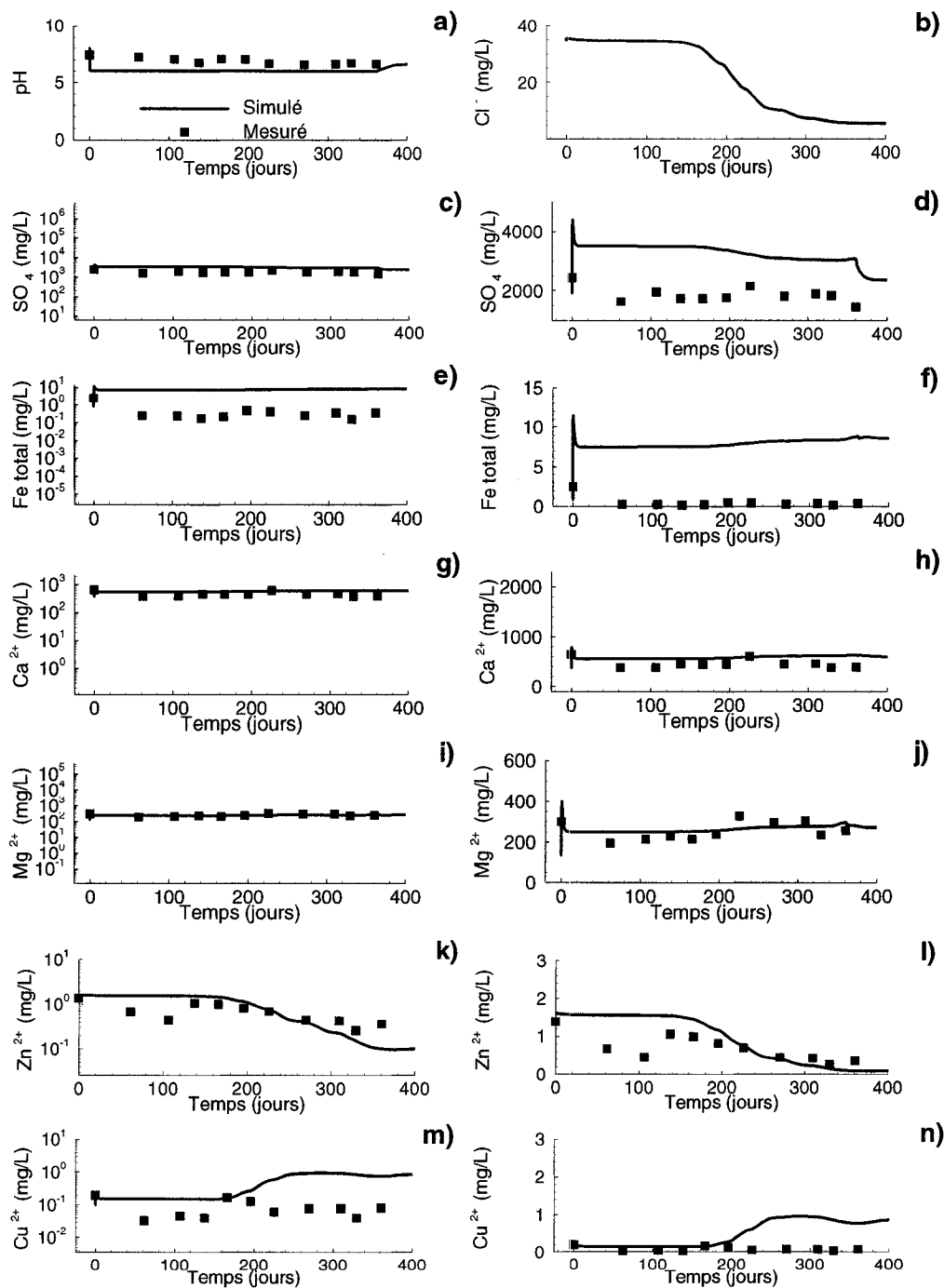


Figure 7.67. Valeurs des concentrations chimiques mesurées et simulées pour le lixiviat récupéré au bas (-1,18 m) des résidus Lou-Sig dans la grande colonne. (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite de d à n).

e) Composition chimique de l'eau à la base des résidus

Les résultats des compositions chimiques mesurées et simulées de l'eau à la base de la grande colonne de résidus Lou-Sig (profondeur de -1,18 m) sont montrés sur la figure 7.67. On peut noter (comme dans les résidus Louvicourt) que les valeurs mesurées à la base des colonnes et celles simulées concordent assez bien sauf pour les sulfates, le fer, le cuivre dont les valeurs simulées sont surestimées. Les concentrations simulées en zinc et celles mesurées concordent bien et montrent une tendance à la baisse aux environs de 125 jours (figure 7.67f). Ceci correspond aussi à la baisse de la concentration du traceur virtuel (Cl) (figure 7.67h).

L'augmentation des concentrations simulées en cuivre peut s'expliquer par l'effet de dispersion si on compare ces concentrations à celles du traceur virtuel (Cl). Cette tendance n'est pas observée pour les valeurs mesurées (figure 7.67). Après 225 jours, les concentrations simulées en magnésium sont supérieures à celles mesurées d'au moins un ordre de grandeur. Cette différence pourrait s'expliquer en partie par une altération plus importante (dans les simulations) de minéraux qui contiennent du magnésium comme la chlorite.

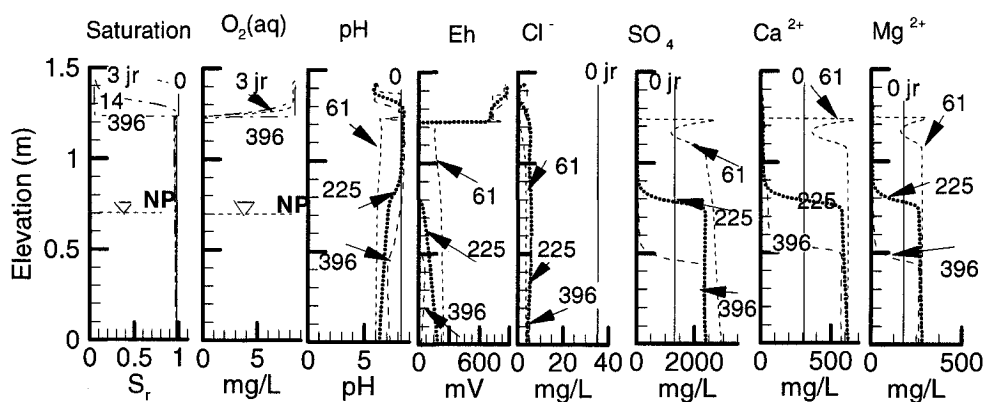


Figure 7.68. Valeurs simulées du degré de saturation, du pH, du Eh, des concentrations en oxygène dissout, du traceur virtuel (Cl), des sulfates, du calcium et du magnésium pour les essais en grande colonne avec le mélange de résidus Lou-Sab. (NP : niveau piézométrique).

7.2.3.3.Lou-Sab

a) Degré de saturation et concentration en oxygène

Les simulations des essais en grande colonne avec le mélange Lou-Sab montrent que la couche de sable se désature plus lentement comparativement aux résidus Louvicourt. Les résidus restent également à un degré de saturation élevée proche de 100% (figure 7.68), limitant ainsi la circulation de l'oxygène.

b) pH, Eh, sulfates, calcium et magnésium

L'évolution du pH et du Eh est assez similaire à celle observée pour le mélange Lou-Sig. Il y a une baisse du pH de 8 à 6 dans les résidus pendant le cycle 1 (61 jours) et une légère augmentation par la suite pour les autres cycles. On atteint des valeurs proches de celles initiales à la fin des essais (figure 7.68). Pour le Eh, les valeurs qui sont autour de 200 mV au début, tendent vers zéro vers la surface des résidus à cause notamment du lessivage des éléments en solution. Les valeurs du Eh sont plus élevées (environ 700 mV) au niveau du contact sable-résidus, là où le milieu est plus oxydant. Le pH simulé est inférieur à celui mesuré qui varie entre 7 et 8. Des Eh élevés de 700 mV comme dans les simulations n'ont également pas été mesurés au laboratoire. Les concentrations simulées en sulfates, calcium et magnésium montrent également une évolution semblable à ce qui est observé dans le mélange Lou-Sig. Les valeurs baissent progressivement avec le temps. Ici, la baisse est beaucoup plus importante que dans le mélange Lou-Sig et Louvicourt. Après le premier cycle (61 jours), le traceur virtuel (Cl) a presque disparu de la colonne (figure 7.68), ce qui montre un rinçage plus important des éléments chimiques en solution comparativement à ce qui se passe dans mélange Lou-Sig et Louvicourt. Ce lessivage plus rapide des éléments chimiques en solution peut trouver une explication dans le fait que le volume des vides dans Lou-Sab est plus faible (6100 cm³ contre 7100 cm³ pour Lou-Sig et 13500 cm³ pour Louvicourt). Le rinçage est ici proportionnellement plus important compte tenu du fait que l'on ajoute à peu près la même quantité d'eau dans les colonnes pour les simulations (en moyenne 1400 cm³ pour Louvicourt, 1200 cm³ pour Lou-Sig et 1100 cm³ pour Lou-Sab). Il faut noter que cette quantité d'eau représente l'eau récupérée au bas de la colonne au laboratoire à la fin des cycles de drainage. Elle tient compte de la perte par évaporation,

puisque 1900 cm³ d'eau sont ajoutés en haut de chaque colonne au début de chaque cycle de drainage.

c) Métaux de base et silice

Les concentrations simulées en zinc et en cuivre augmentent très rapidement principalement à la surface des résidus (dès les 61 premiers jours) à cause de la disponibilité en oxygène qui favorise l'oxydation des sulfures. Ceci est comparable à ce qu'on a déjà observé précédemment pour les résidus Louvicourt et Lou-Sig. Les concentrations passent ici de 0,2 mg/L à 4 mg/L environ pour le zinc, et de 0,07 mg/L à environ 9 mg/L pour le cuivre. Par la suite, l'oxydation des sulfures est considérablement réduite à cause du degré de saturation élevée des résidus. On note une baisse des concentrations tout le long de la colonne (effet du rinçage). Les concentrations plus élevées vers la base de la colonne à 225 jours s'expliquent par l'effet de dispersion des éléments chimiques en solution. À la fin des simulations, il n'y a presque plus de zinc et de cuivre dans la colonne. Cette tendance a aussi été observée dans les analyses au laboratoire pour le zinc où les concentrations deviennent très faibles de l'ordre de 0,4 mg/L (figure 6.16, chapitre 6). Toutefois, en ce qui concerne le cuivre, les analyses au laboratoire ont montré vers la fin des essais des concentrations plus élevées près de la surface des résidus (0,6 à 1,2 mg/L), ce qui traduit une certaine oxydation de la chalcopirite à cause de la désaturation partielle des résidus. Ceci n'est pas observé dans les simulations où ces concentrations en cuivre sont presque nulles. L'évolution des concentrations en Fe²⁺ est assez similaire à celle du zinc et du cuivre, avec des valeurs qui augmentent assez rapidement au cours des 61 premiers jours et qui baissent par la suite à partir de la surface du mélange de résidus.

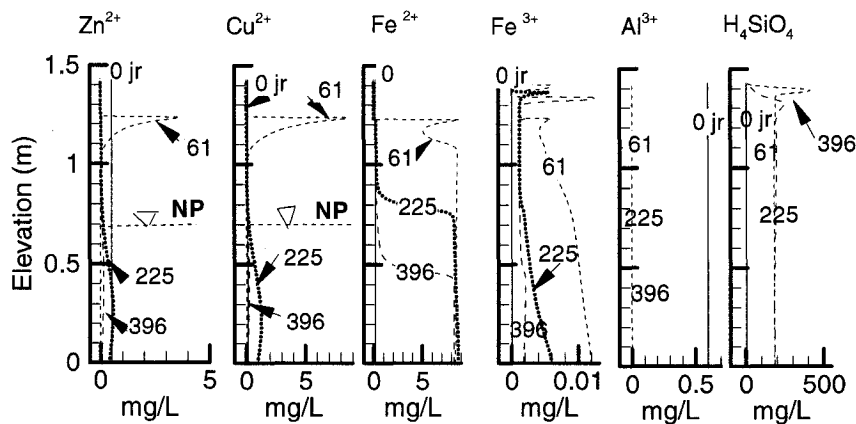


Figure 7.69. Valeurs simulées des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , et H_4SiO_4 des résidus Lou-Sab dans la grande colonne.

Le Fe^{3+} suit essentiellement le Fe^{2+} et les concentrations diminuent avec le temps (figure 7.69). Ainsi, les concentrations simulées en fer total qui atteignent 9 mg/L à la base de la colonne Lou-Sab à la fin des essais, sont inférieures à 1 mg/L pour les valeurs mesurées au laboratoire. Les concentrations élevées en H_4SiO_4 au sommet de la colonne sont liées à une dissolution du quartz. L'aluminium est éliminé de la colonne dès la fin du premier cycle de drainage.

d) Composition minéralogique des résidus

Carbonates et gypse

L'évolution des carbonates dans les résidus Lou-Sab est comparable à ce qui est observé dans les résidus Lou-Sig. La dolomite, la sidérite et la calcite sont presque en équilibre avec les solutions, leur indice de saturation étant proche de zéro (voir annexe 7.13). La dolomite se dissout néanmoins assez faiblement du haut vers le bas des résidus (figure 7.70). Cette dissolution peut être favorisée par le pH de l'eau de rinçage qui est légèrement acide (5,6-6,0), de même que par des solutions légèrement acides liées à l'oxydation des sulfures près de la surface des résidus. À la fin des essais, la quantité de dolomite a baissé d'au moins de 0,2 % dans la partie supérieure des résidus. La sidérite évolue très peu (figure 7.70). La calcite semble précipiter très faiblement vers le haut mais se dissout légèrement à la base des résidus. Les analyses aux DRX d'échantillons prélevés au démontage montrent la même tendance avec dissolution des carbonates près de la surface du mélange de résidus Lou-Sab. La quantité de dolomite baisse de 1,1 % à la base à 0,72 %

près de la surface. Il en est de même pour la calcite qui passe de 0,2 % à la base à 0,08 % près de la surface. Tout comme dans les simulations, la sidérite évolue peu et la quantité passe de 2,1 % à la base à 1,98 % au sommet du mélange Lou-Sab. Le gypse se dissout progressivement à partir du haut des résidus mais précipite vers la base de la colonne à cause de la plus grande disponibilité en ions Ca^{2+} et SO_4^{2-} . Cette tendance ne semble pas se retrouver dans les analyses aux DRX d'échantillons prélevés lors du démontage où on observe une tendance à la hausse de la quantité de gypse, les valeurs passant de 0,4 % à la base à 0,78 % près de la surface des résidus. Il y a moins de gypse vers le haut du mélange Lou-Sab comparativement au mélange Lou-Sig parce que dans ce dernier, le lessivage des ions Ca^{2+} et SO_4^{2-} en solution est moins important et permet donc la précipitation de gypse. Il y a aussi le fait qu'initialement, il y a plus de calcite (qui se dissout plus facilement) dans le mélange Lou-Sig.

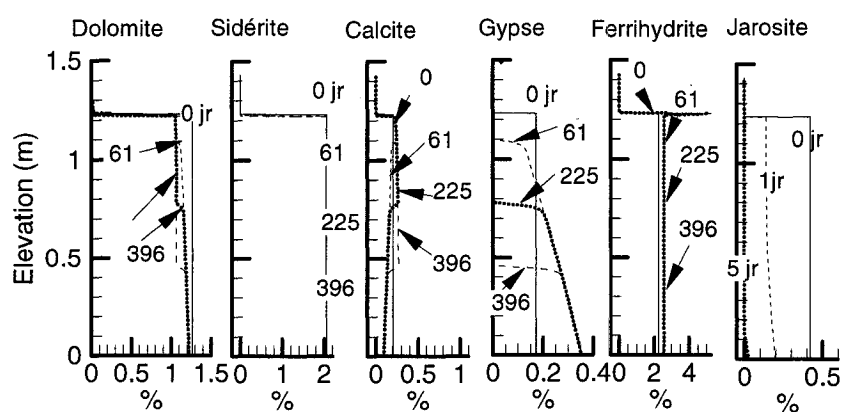


Figure 7.70. Résultats des simulations de l'évolution de minéraux pour les essais en grande colonne avec les résidus Lou-Sab.

Ferrihydrite, jarosite et sulfures

Dans les simulations des essais en grande colonne Lou-Sab, la quantité de ferrihydrite (ou goethite) a augmenté près de la surface, ce qui indiquerait une certaine oxydation à cet endroit (figure 7.70). La plus forte augmentation est notée près de la surface des résidus où les valeurs passent de 2 à plus de 4%. Les valeurs mesurées au démontage de la colonne à la fin des essais ne montrent pas de variation significative des pourcentages de goethite qui restent autour de 2 %. Ici, la dissolution de la jarosite est comparable à celle dans les

résidus Louvicourt (vitesse de dissolution rapide) mais est différente des résidus Lou-Sig (vitesse de dissolution plus lente). Tout comme dans les résidus Louvicourt, il n'y a plus de jarosite au bout de 5 jours dans les résidus Lou-Sab. Les analyses aux DRX d'échantillons à la fin des essais montrent par contre qu'il y a environ 4 fois moins de jarosite (environ 0,1 %) dans les résidus comparativement à la quantité initiale qui est de 0,4 %. Les sulfures tels que la sphalérite, la chalcopyrite ainsi que la pyrite se dissolvent très peu tout comme dans les résidus (Lou-Sig) et montrent la même tendance que les analyses aux DRX d'échantillons de résidus au démontage de la colonne.

e) Composition chimique de l'eau à la base des résidus

Les compositions chimiques mesurées et simulées du lixiviat à la base de la grande colonne Lou-Sab (profondeur de -1,23 m) sont montrées sur la figure 7.71. On peut noter que dans l'ensemble, le pH simulé est inférieur à celui mesuré. Dans l'ensemble, on peut noter que les concentrations simulées sont supérieures à celles mesurées pour les sulfates, le calcium, le magnésium, le cuivre et le zinc. Ceci est lié vraisemblablement au processus d'oxydation plus marqué dans les simulations. C'est ce qui explique d'ailleurs que le pH simulé soit inférieur à celui mesuré au laboratoire. Le cuivre et le zinc ont à peu près le même comportement pour les valeurs mesurées (montré par la ligne de tendance sur les figures 7.71k et 7.71m) et simulées. La variation des concentrations est liée à l'effet de dispersion des éléments dans la colonne (à cause du rinçage), avec un décalage dans le temps (t) pour les valeurs des concentrations mesurées et simulées. Ce décalage t (figures 7.71k et 7.71m) serait d'environ 50 jours. Ceci peut indiquer que la vitesse d'écoulement de l'eau est plus rapide dans les simulations comparativement à ce qui se passe réellement dans la colonne.

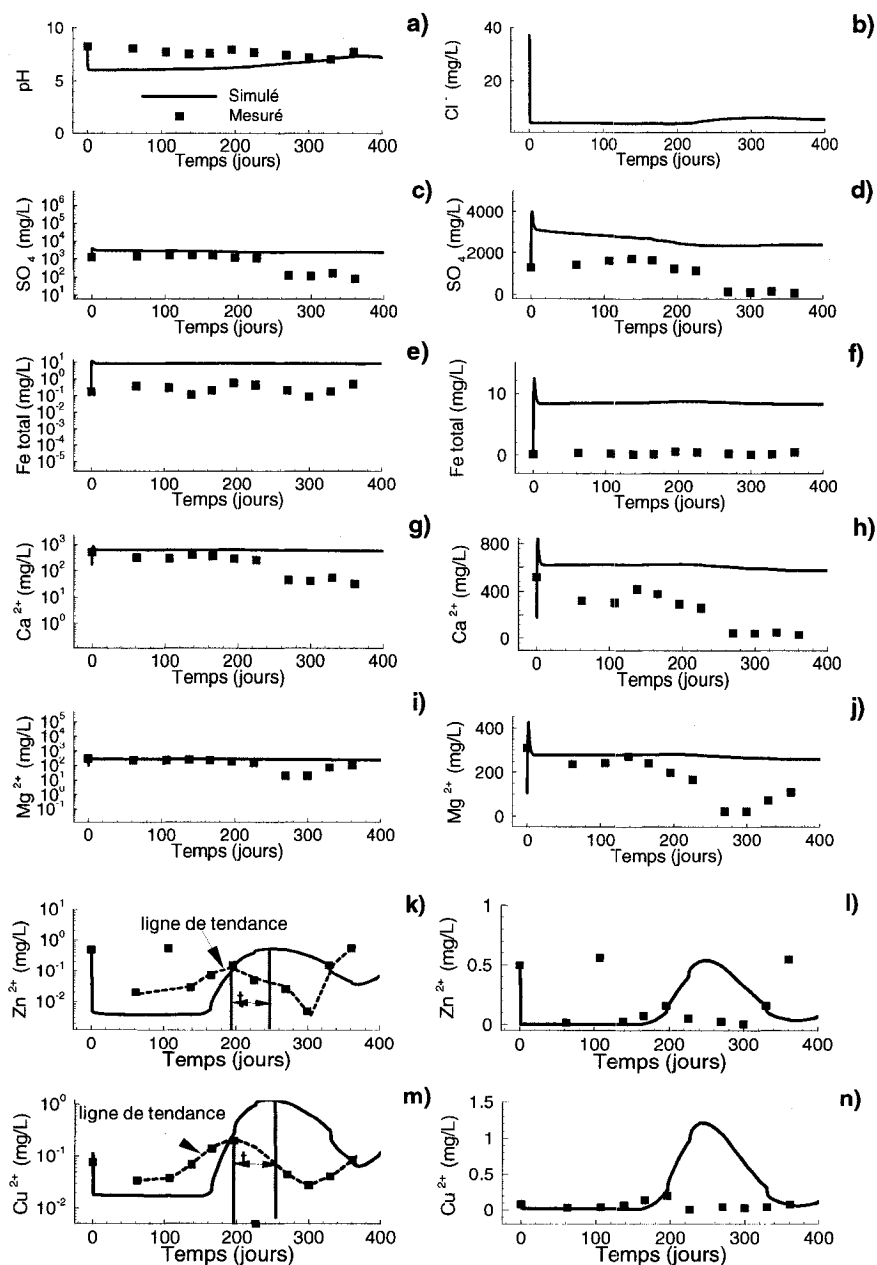


Figure 7.71. Valeurs de concentrations chimiques mesurées et simulées pour le lixiviat récupéré au bas (-1,23 m) des résidus Lou-Sab dans la grande colonne (échelle semi-log à gauche et arithmétique à droite de d à n).

Il faut noter que les concentrations du traceur (Cl⁻) baissent très rapidement du fait du plus faible volume des vides. Ces concentrations atteignent les valeurs minimales à la base de la colonne en 2 jours.

7.3. Autres simulations

7.3.1. Influence de la position de la nappe

Comme on l'a vu au chapitre 2, la technique de la nappe surélevée vise le maintien des résidus sulfureux dans un état près de la saturation (au-dessus de la nappe) pour limiter le flux d'oxygène et réduire leur oxydation. Dans ce cas, la profondeur de la nappe phréatique ne devrait pas être supérieure à la pression d'entrée d'air des résidus (MEND, 1996 ; Ovara et al. 1997, Dagenais, 2005). Dans ce paragraphe, on a simulé différentes positions de la nappe allant de -0,7 m à -6 m de profondeur sous la surface des résidus. L'objectif est d'évaluer l'effet du niveau de la nappe sur l'évolution hydrogéochimique des résidus, afin d'estimer par exemple l'influence d'une sécheresse ou d'une perte importante d'eau dans le parc à résidus. Les caractéristiques des résidus Louvicourt ont été utilisées pour cette étude paramétrique. Toutes les caractéristiques du sable et des résidus (conductivité hydraulique saturée, courbe de rétention d'eau, compositions minéralogiques et chimiques initiales) sont identiques à celles de la modélisation des essais en grande colonne (cas 1) avec les résidus Louvicourt. On analyse dans ce qui suit, les résultats des simulations correspondant à la fin du cycle 1 de drainage et à 396 jours (fin du cycle 10). Aux figures 7.72 (a et b), on peut noter que la désaturation des résidus est fonction de la position de la nappe. Plus la position de la nappe est élevée, moins les résidus vont se désaturer, comme déjà été observé expérimentalement et numériquement. Par exemple, pour une position de la nappe inférieure à -0,7 m de la surface des résidus (environ $1/5 \times \text{AEV}$ des résidus), le degré de saturation S_r , après 396 jours est d'environ 98 % près de la surface. Pour une position de la nappe à -6,2 m (environ $2 \times \text{AEV}$ des résidus), le degré de saturation est de 75 % environ.

L'évolution du pH suit celle du degré de saturation. Les figures 7.72 c à f montrent que plus le niveau de la nappe est bas et plus la baisse du pH est importante dans les résidus, plus les résidus vont oxyder. La figure 7.72 (e et f) représentent un agrandissement pour

7.72 (c et d) du pH près de la surface des résidus. À la figure 7.72 e, on peut noter qu'à 61 jours (premier cycle de drainage), le pH dans les résidus change peu et reste autour de 6. Dans la couche de sable, il devient néanmoins plus élevé à cause de la dissolution du quartz qui libère des ions SiO_4^{4-} susceptibles d'augmenter l'alcalinité du milieu (Standard.Methods, 1998). À 396 jours, le pH baisse fortement près de la surface et passe de valeurs proches de 8 à 3. Plus le niveau de la nappe est bas et plus l'épaisseur de cette zone de faible pH près de la surface des résidus est importante. Les fortes concentrations des différents éléments chimiques se corrélaient avec les degrés de saturation et les pH les plus faibles. À la figure 7.73, on peut noter qu'après 396 jours de simulation, il y a au moins 30 fois plus de sulfates, 2 fois plus de fer ferreux et au moins 10 fois plus de cuivre et zinc pour une nappe située à 2xAEV (-6,2 m) comparativement à une position 1/5xAEV (-0,7 m) des résidus. Pour une position de la nappe à 1xAEV (environ -3,5 m), à 61 jours, la concentration maximum simulée atteint 16000mg/l pour les sulfates, 50 mg/L pour le zinc et 60 mg/L pour le cuivre. Ces mêmes concentrations sont de 1500 mg/L environ pour les sulfates et moins de 10 mg/L pour le cuivre et le zinc pour une position de la nappe 1/5xAEV (-0,7 m) des résidus.

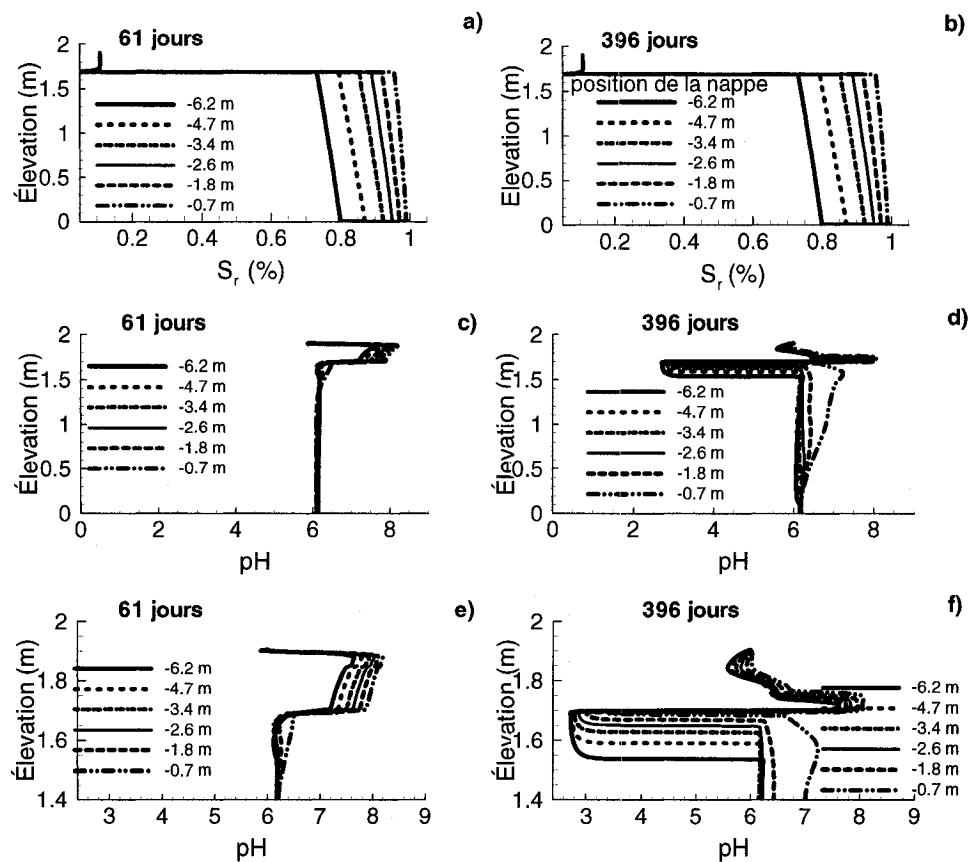


Figure 7.72. Valeurs simulées du degré de saturation et du pH pour différentes positions de la nappe par rapport à la surface des résidus Louvicourt dans la grande colonne.

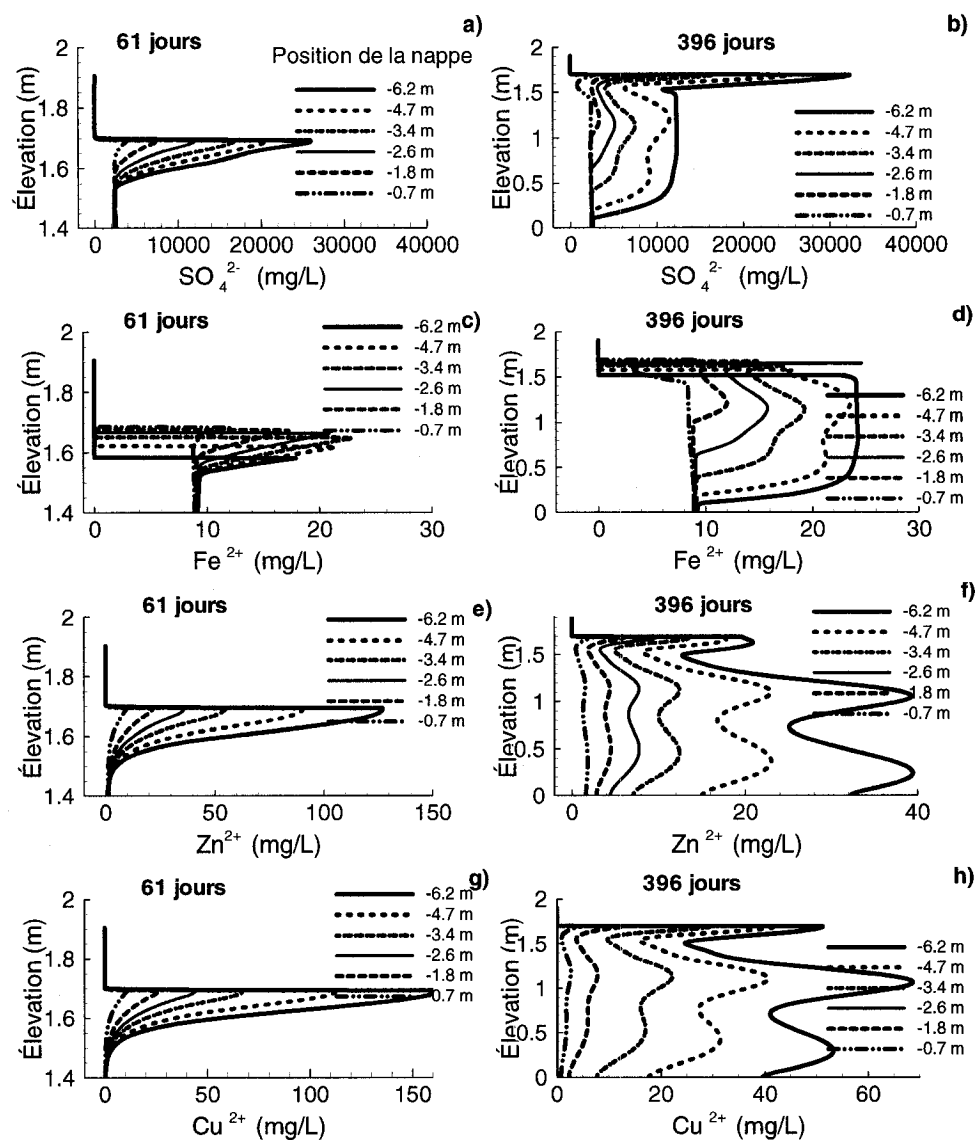


Figure 7.73. Valeurs simulées des concentrations d'éléments en solution après 61 jours (cycle 1) et 396 jours (cycle 10) pour différents niveaux de la nappe dans les résidus Louvicourt.

Les résultats des simulations confirment les résultats observés dans les petites colonnes. Ils mettent en évidence une relation directe entre le niveau de la nappe, le degré de saturation des résidus suite à un drainage et le degré d'oxydation des résidus. On peut ainsi noter que tant que la position de la nappe est inférieure à l'AEV des résidus, ceux-ci restent à un degré de saturation élevé, ce qui empêche leur oxydation.

7.3.2. Simulation du comportement à long terme des résidus Louvicourt

7.3.2.1. Période de 10 ans

Le comportement hydrogéochimique des résidus Louvicourt dans la grande colonne a été simulé pour une période de 10 ans dans un premier temps. La CRE utilisée dans cette étude a été modifiée afin de garder les résidus plus saturés. On a rehaussé la valeur de l'AEV selon les courbes présentées sur la figure 7.74. Ceci permet de tenir compte de la plage des mesures de la CRE au laboratoire. On a ainsi modifié les valeurs des paramètres de van Genuchten pour la courbe de lissage obtenue avec le logiciel RETC. On a considéré $\alpha_v = 0,05$ au lieu de 0,1 afin d'augmenter la teneur en eau des résidus. Ceci donne des résidus avec un AEV de 6 m environ. La valeur de n_v a été portée à 4 au lieu de 2,6 afin de faciliter la convergence du modèle.

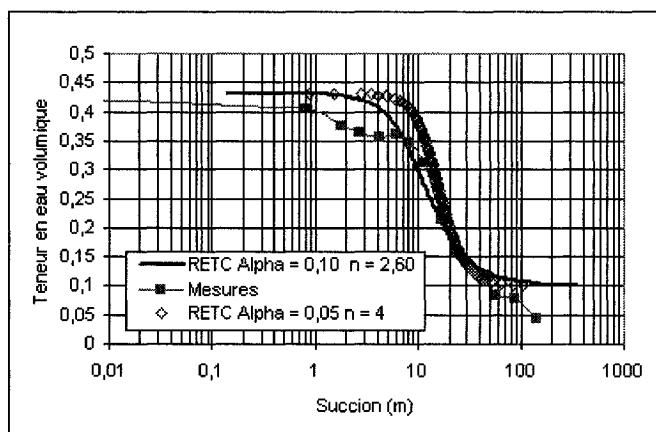


Figure 7.74. Lissage RETC de la CRE modifiée utilisée dans les simulations.

Les paramètres considérés dans les simulations sont les mêmes que ceux du cas 1 ci-dessus ($k_{sat} = 1 \times 10^{-7}$ m/s), mais avec un AEV augmenté à 6 m environ. Le niveau de la nappe (NP) se situe à -1,80 m sous la surface des résidus (soit à -0,1 m de la base de la colonne). Ceci correspond à 1/3 de l'AEV considéré dans les simulations.

Tableau 7.14 Valeurs simulées des concentrations de l'eau (mg/L) à divers temps à la base et au sommet des résidus Louvicourt dans la grande colonne, ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus ; nd : non déterminé).

	Initial	1 an		5 ans		10 ans	
	mg/L	-169 cm	-0,5 cm	-169 cm	-0,5 cm	-169 cm	-0,5 cm
SO ₄ ²⁻	2440	2610,000	35,729	329,000	269,333	234,000	125,713
Ca ²⁺	650	642,000	17,700	91,300	43,790	71,200	9,556
Zn ²⁺	1,33	1,530	0,017	0,112	0,080	0,053	0,032
Cu ²⁺	0,60	0,583	0,038	0,490	0,646	0,033	0,000
Fe ²⁺	2,50	8,850	0,000	0,133	0,000	0,176	0,000
Fe ³⁺	nd	0,010	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000

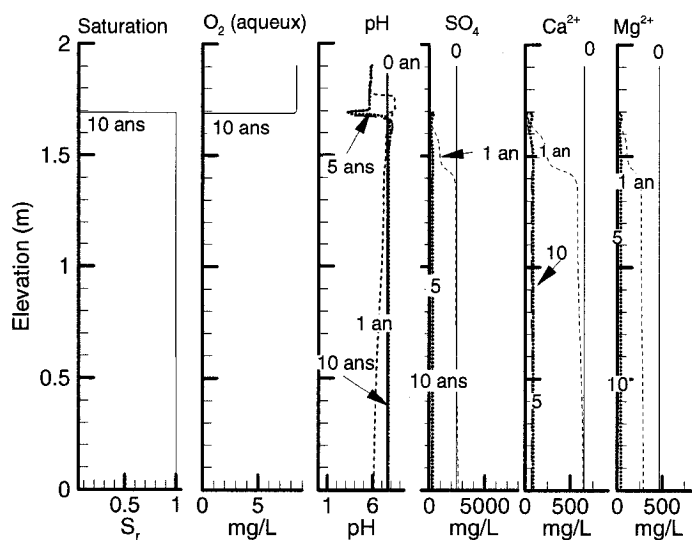


Figure 7.75. Valeurs simulées sur 10 ans du degré de saturation, du pH, des concentrations de l'oxygène dissout de l'eau, des sulfates, calcium et magnésium en solution dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).

Les concentrations simulées des sulfates, du calcium, du zinc, du cuivre et du fer pour une durée de 1, 5, et 10 ans sont résumées sur le tableau 7.14. On présente aussi aux figures 7.75 et 7.76, l'évolution du degré de saturation, du pH, de la concentration en oxygène et des concentrations chimiques le long de la colonne.

Ces différents résultats montrent qu'il y a une baisse progressive des concentrations avec le temps. Après 5 ans, les concentrations en sulfates ont baissé de 8 fois (au moins) comparativement aux valeurs initiales. Les concentrations en cuivre et zinc augmentent pendant environ 500 (à 700) jours avant d'amorcer une baisse par la suite. Après 10 ans, les concentrations en cuivre et en zinc ont baissé de plus de 10 fois par rapport aux concentrations obtenues pour des simulations sur une année. Ceci explique le fait que les sulfures (comme la sphalérite et la chalcoppyrite) ne s'oxydent plus après une année. On note aussi une légère augmentation du pH avec la baisse progressive des concentrations des éléments chimiques en solution.

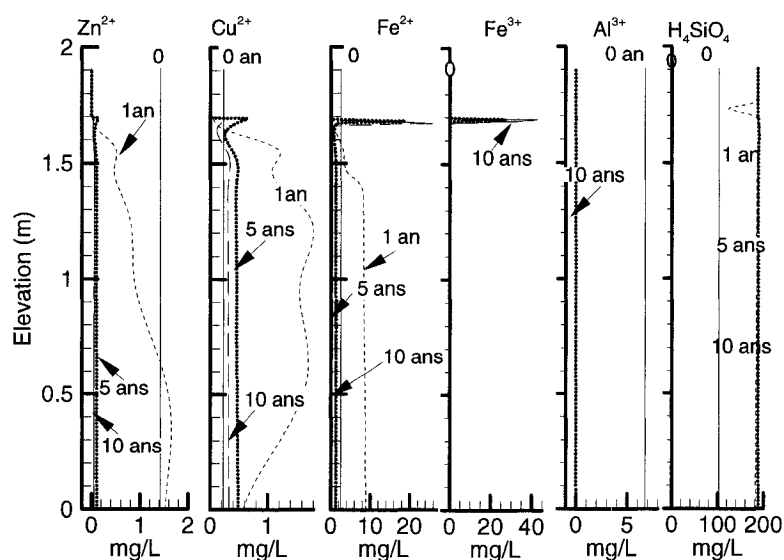


Figure 7.76. Valeurs simulées sur 10 ans des concentrations en Zn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} et H_4SiO_4 dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{sat} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).

Après 10 ans, les concentrations en zinc, cuivre et fer sont assez faibles (tableau 7.14) pour répondre aux exigences de la Directive 019 de l'industrie minière du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2005) pour le point

de déversement de l'effluent final. Ces faibles concentrations traduisent le fait que les résidus sont restés à un degré de saturation élevé avec des concentrations en oxygène très faibles.

Il y a donc un lessivage progressif des éléments chimiques en solution avec le rinçage.

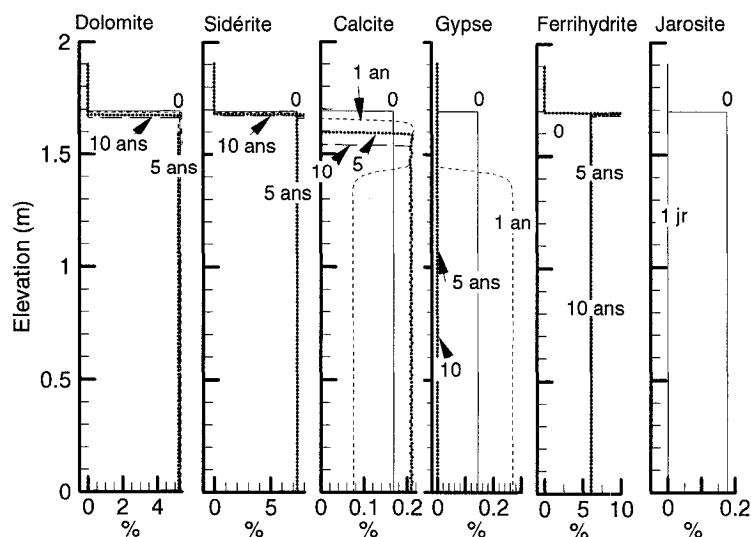


Figure 7.77. Valeurs simulées sur 10 ans de la composition minéralogique dans la grande colonne de résidus Louvicourt. ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-7}$ m/s, le niveau de la nappe est à -10 cm sous la base des résidus).

Après 10 ans, on note une légère dissolution des carbonates comme la dolomite et la sidérite, ce qui indique aussi une faible oxydation des sulfures. La calcite se dissout à la surface des résidus mais précipite un peu plus bas (figure 7.76). Le gypse se dissout progressivement, ce qui favorise la précipitation de la calcite. Il y a une précipitation de ferrihydrite près de la surface des résidus et la jarosite disparaît très rapidement.

7.3.2.2. Période de 100 ans

Une autre simulation a été faite pour 100 ans en considérant une conductivité hydraulique saturée de 1×10^{-8} m/s et une AEV de 6 m. La position de la nappe est à -2,30 m de la surface des résidus. Les résultats montrés sur la figure 7.77, représentent la composition

chimique du lixiviat à la base des résidus, c'est-à-dire à une profondeur de -169 cm de la surface des résidus.

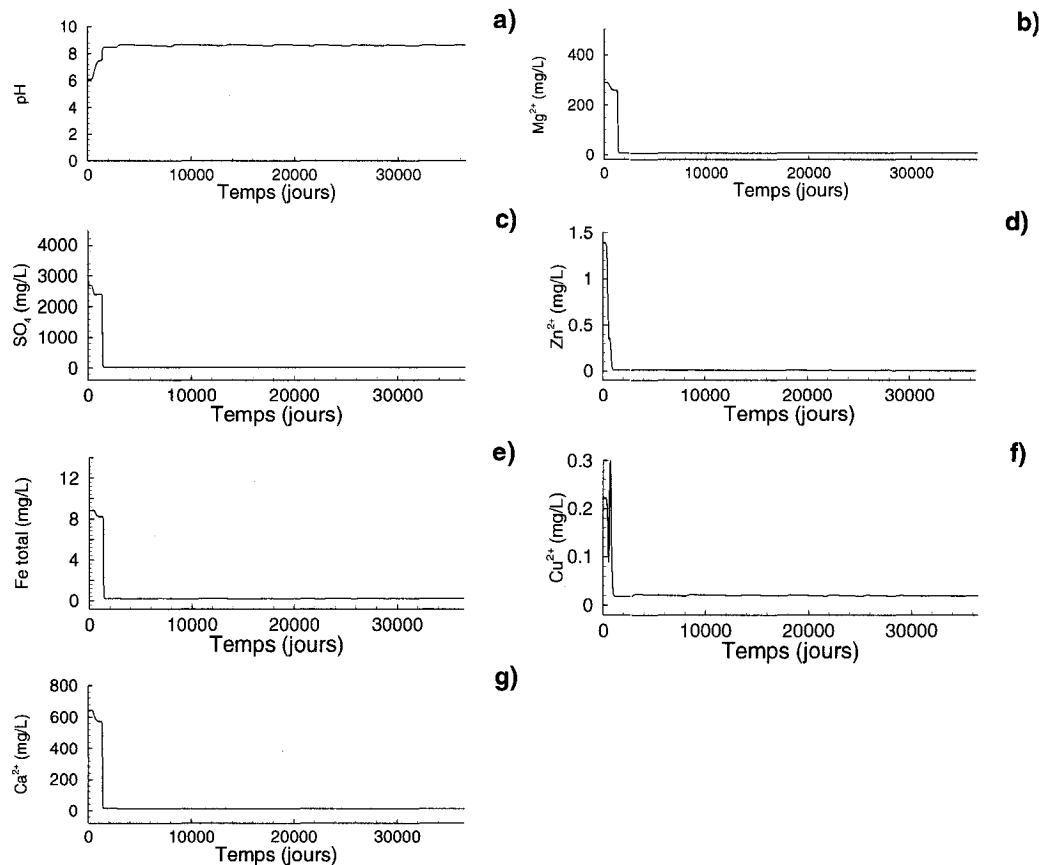


Figure 7.78. Valeurs de concentrations chimiques simulées du lixiviat au bas (-1,69 m) des résidus Louvicourt dans la grande colonne ($k_{\text{sat}} = 1 \times 10^{-8}$ m/s, le niveau de la nappe est à -0,6 m sous la base des résidus).

On peut noter qu'après environ 1500 jours, les concentrations des éléments en solution ont considérablement baissées. Elles sont souvent proches de zéro pour la majorité des éléments en solution. Dans le même temps, le pH devient légèrement plus alcalin. Les pics pour le cuivre et le zinc notés sur la figure (7.77 d et f) sont liés à l'effet de la dispersion au bas des résidus à cause du rinçage avec l'eau déminéralisée. Les simulations ne montrent plus de changement dans les différentes concentrations des éléments en solution après 10 ans, et ce, jusqu'à 100 ans.

7.4. Discussions des résultats

Dans ce chapitre, des modélisations ont été réalisées avec le modèle MIN3P afin de mieux comprendre et d'interpréter les résultats des essais en colonnes. Ces essais ont été faits dans le but d'évaluer le fonctionnement et d'identifier les paramètres clés qui influencent et contrôlent la performance à court et à long terme d'une nappe surélevée dans des résidus miniers réactifs. Les propriétés des matériaux mesurées au laboratoire ont été utilisées (autant que possible) pour simuler le comportement des résidus avec une nappe surélevée pour les différents scénarios analysés.

Les résultats obtenus lors des essais en colonnes, présentés aux chapitres 5 et 6, ont montré le lien entre la position de la nappe, le degré de saturation, le coefficient de diffusion de l'oxygène (D_e) et le coefficient du taux de réaction (K_r). Il ressort de ces résultats que le maintien des résidus à un degré de saturation élevé permet de limiter la diffusion et la consommation d'oxygène par les minéraux sulfureux. Plus le degré de saturation est élevé et plus le coefficient de diffusion (D_e) est faible. Les études de Gosselin (2007) (voir aussi Gosselin et al., 2007a et b) ont par ailleurs montré que la valeur de K_r peut être également influencée par S_r . Ainsi K_r tend à augmenter pour de faibles degrés de saturation ($\leq 20\%$) jusqu'à une valeur plateau avant d'amorcer une baisse vers des degrés de saturation plus élevés ($S_r \geq 80\%$).

Nos résultats permettent aussi de montrer qu'une faible conductivité hydraulique saturée peut permettre de garder les résidus à un degré de saturation élevé plus longtemps, ce qui aide à limiter l'oxydation des sulfures. Pour maintenir les résidus à un degré de saturation élevé ($> 90\%$) à long terme, il faut garder la position de la nappe à une profondeur inférieure à leur pression d'entrée d'air (AEV) comme l'ont montré les résultats des essais en colonnes et des simulations. Plus la position de la nappe est proche de la surface, plus la saturation est élevée et moins l'oxydation des résidus est marquée. L'ampleur de cet effet a été clairement montrée par les essais et par les simulations. Ceci a aussi été démontré par Dagenais (2005) avec des essais cinétiques en colonne menés sur d'autres résidus sulfureux réactifs.

Dans cette section suivante, nous rappelons les principaux résultats obtenus lors de cette étude et nous discutons de l'effet des paramètres pouvant influencer l'efficacité de la technique de la nappe surélevée.

7.4.1. Écoulement de l'eau

Les simulations des conditions d'écoulement de l'eau dans les résidus donnent des résultats généralement comparables à ce qui a été mesuré lors des essais au laboratoire. On retrouve la même tendance entre les valeurs mesurées et simulées. Tout comme on l'a noté dans les mesures au laboratoire, la vitesse d'écoulement de l'eau dans les simulations est en partie fonction de la position de la nappe dans les résidus. Plus ce niveau est bas, plus l'écoulement de l'eau est rapide et plus la désaturation de la couche de sable en surface est rapide.

La différence entre les valeurs mesurées et celles simulées pour certains scénarios (cas des petites colonnes témoins à drainage contrôlé et des grandes colonnes) peut s'expliquer par le fait que certaines valeurs des paramètres (comme le k_{sat} et le AEV) utilisés dans les simulations pourraient ne pas être totalement représentatives de la réalité. Il en va de même pour la succion imposée à la base des colonnes témoins. Il y a aussi le fait qu'il peut exister des hétérogénéités (physiques et hydriques) liées au montage des résidus dans les colonnes. L'existence de ces hétérogénéités peut être favorisée par une échelle plus grande dans le cas des grandes colonnes. Les hétérogénéités peuvent se traduire par exemple par une variation locale de l'indice des vides (suite à la mise en place et à la consolidation des résidus dans la colonne). Malmström et al. (2006) ont d'ailleurs supposé l'existence d'hétérogénéités liées à la mise en place des résidus (comme la variation de l'indice des vides, l'accumulation d'eau et les écoulements préférentiels) pour expliquer la différence entre les valeurs mesurées et simulées de l'écoulement de l'eau dans des essais en colonnes de laboratoire. Ces effets ont probablement eu une influence sur l'écoulement de l'eau dans nos essais en grandes colonnes. C'est ainsi que dans les petites colonnes, les valeurs mesurées et simulées sont usuellement assez proches alors que dans les grandes colonnes, ceci n'est pas toujours le cas. De plus, au démontage de ces grandes colonnes, on a noté la présence de fissures, particulièrement dans la partie supérieure des résidus Louvicourt et Lou-Sig, ce qui se traduit par un changement des propriétés et par un écoulement préférentiel localisé.

Néanmoins, dans l'ensemble, les simulations se sont avérées représentatives des tendances observées. Elles ont confirmé que les résidus peuvent rester suffisamment saturés à long terme, si la position de la nappe est inférieure à leur AEV. D'après les résultats obtenus

dans cette étude ainsi que ceux de Dagenais (2005), on peut dire qu'une position de nappe inférieure ou égale à 0,5 fois l'AEV peut permettre de garder un degré de saturation supérieure ou égal à 90 %. On a aussi observé que la désaturation dans la couche de sable est aussi fonction du niveau de la nappe. Plus ce niveau est bas, plus la désaturation de la couche de sable est rapide et importante. Les résultats ont de plus montré que le k_{sat} a une influence sur le degré de saturation des résidus. Cet aspect sera vu en détail plus loin dans le texte.

7.4.2. Comportement hydrogéochimique

Les résultats des simulations ont permis de montrer que le modèle MIN3P peut représenter de façon réaliste les conditions observées lors des essais en colonne au laboratoire. Des conclusions analogues ont été présentées par Jurjovec et al. (2002 ; 2004) pour des essais de nature différente que ceux montrés ici. On remarque dans nos résultats, une relation très évidente entre le niveau de la nappe, le degré de saturation et le comportement hydrogéochimique des résidus. Les principales différences entre les valeurs mesurées et celles simulées sur le plan géochimique découlent du fait que les processus d'oxydation des résidus sont souvent plus marqués dans les simulations que ce qui est observé au laboratoire. Cette différence peut découler de l'inadéquation de certains paramètres utilisés dans le modèle (réactivité et fraction volumique des minéraux, par exemple).

L'efficacité évaluée à partir des essais en petites colonnes montre des valeurs qui atteignent 99 % et plus. Ceci montre que lorsque les conditions d'application de la technique de la nappe surélevée sont bien établies, cette méthode peut être aussi efficace que les recouvrements en eau ou les couvertures avec effets de barrière capillaire.

7.4.3. Facteurs d'influence

Dans ce qui suit, on discute de l'effet des principaux paramètres physico-chimiques, minéralogiques et hydriques qui peuvent influencer la réponse des résidus réactifs en présence d'une nappe surélevée. Aux fins de cette discussion, on reprend aussi certaines observations découlant des travaux de Dagenais (2005).

7.4.3.1. Effets de l'évaporation potentielle

Nos simulations ont été faites en considérant un taux d'évaporation potentielle moyenne de 2,5 mm/jour. Ce taux a été mesuré au laboratoire avec une colonne de sable et est valable pour les deux premiers jours d'essais. Les résultats des essais et des simulations montrent que la désaturation de la couche de sable (par drainage et évaporation) est importante à la fin d'un cycle de drainage (environ 4 semaines) alors que, le plus souvent, les résidus restent saturés à plus de 95 %. Plus le niveau de la nappe est bas et plus la désaturation du sable par drainage est rapide. Le démontage des essais en petites colonnes a par ailleurs montré que plus le niveau de la nappe est bas et plus la teneur en eau dans la couche du sable est faible.

Dagenais (2005) a utilisé le Logiciel SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997) pour étudier l'influence de l'évaporation sur la réponse des résidus avec une nappe surélevée. En appliquant différents taux d'évaporation comme conditions frontières (allant de 1,8 mm/j à 13 mm/j), l'auteure note une hausse conséquente des succions sur une profondeur d'environ 10 cm dans la couche de sable. Aussi, plus le taux d'évaporation imposé est élevé et plus les succions dans les résidus sont élevées, entraînant ainsi une certaine baisse des teneurs en eau près de l'interface. Toutefois, les succions résultantes sont dans l'ensemble inférieures à l'AEV des résidus, si bien que ceux-ci restent saturés à plus de 95 %. Notons également que si le degré de saturation S_r diminue dans sable, le k_u du sable diminue et il y a une réduction du flux d'eau des résidus vers la surface. On peut donc en conclure que, dans notre cas, l'utilisation de la couche de sable a permis de limiter les effets de l'évaporation potentielle. La couche de protection a donc bien joué bien son rôle. Si le cas contraire avait été observé, la solution aurait été de prendre un matériau plus grossier et/ou de mettre une couche plus épaisse.

7.4.3.2. Effets de l'épaisseur de la couche de sable

L'épaisseur de la couche de sable, qui sert de protection contre l'évaporation, a un effet marqué sur l'efficacité de la technique de la nappe surélevée. Par exemple, pour des épaisseurs variant de 0 à 100 cm, Dagenais (2005) indique, suite à des modélisations avec le logiciel SoilCover, que les succions diminuaient à 2 cm sous la surface des résidus avec l'augmentation de l'épaisseur de la couche de sable. Sans couche de sable, les succions

calculées dans ce cas varient entre 25 et 28 kPa et correspondent à un degré de saturation qui varie entre 70 et 74 %. Elles sont plus faibles (inférieures à 10 kPa) en présence d'une couche de sable (même de 10 cm d'épaisseur), engendrant un degré de saturation supérieur à 95 % dans les résidus. Dagenais (2005) note cependant que cet effet de l'épaisseur de la couche de sable qui est surtout observable à court terme, diminue avec le temps (selon le régime hydrique).

Pour notre part, on a vu que les données de laboratoire et les résultats des simulations indiquent que la couche de sable de 20 cm, a bien joué son rôle de protection contre l'évaporation. Les résidus sont restés saturés à 90 % et plus en présence d'une couche de protection de sable. Par contre, un degré de saturation plus faible (de 20 % à 75 %) a été observé sans couche de sable (pour les colonnes témoin). Néanmoins, près de la surface des résidus, (au contact avec la couche de sable), l'effet de l'évaporation peut réduire le degré de saturation (d'environ 10 %) par rapport au reste des résidus dans la colonne, ce qui favorise leur oxydation à cet endroit.

7.4.3.3. Effets du niveau de la nappe

La position de la nappe dans les résidus constitue un facteur clé dans la mise en application de la technique de la nappe surélevé car elle contrôle en grande partie la variation de la teneur en eau. Les données de la littérature suggèrent de choisir un niveau de la nappe inférieur au AEV des matériaux de façon à maintenir ceux-ci dans un état presque saturé jusqu'à la surface. Ce principe a été confirmé par les résultats obtenus dans cette étude. Les résultats des essais en colonnes, tout comme ceux des simulations, ont montré que la position de la nappe dans les résidus contrôle le degré de saturation des résidus, donc leur oxydation. L'étude paramétrique sur l'effet de la position de la nappe dans les résidus montre clairement la relation directe entre la position de la nappe, le degré de saturation et le degré d'oxydation des résidus. Des résultats similaires ont également été observés par Dagenais (2005). Pour un matériau donné, plus la nappe est basse, plus le degré de saturation diminue et plus l'oxydation des sulfures est importante. Par exemple, nos résultats ont montré que pour une position de nappe équivalente à 2 x AEV, on observe une baisse du degré de saturation des résidus Louvicourt à environ 75 %. Pour une position de la nappe inférieure à 1.0 x AEV, le degré de saturation des résidus varie entre 90 et 100 % et il y a très peu d'oxydation des sulfures. On peut aussi noter qu'une position de nappe

à une profondeur inférieure ou égale à $0,5 \times \text{AEV}$, engendre un comportement hydrogéochimique similaire pour tous les types de matériaux. Ceci nous amène à dire qu'une profondeur de la nappe de l'ordre de 0,5 fois l'AEV des matériaux devrait être visée pour l'application de la méthode de la nappe surélevée. Une telle position suffit à limiter l'oxydation des résidus. Comme l'ont noté Wilson et al. (1997) et Yang et Yanful (2001), il faut garder à l'esprit qu'un niveau de nappe plus élevé pourrait faire en sorte que le taux d'évaporation soit plus élevé (car les teneurs en eau plus élevées augmentent l'évaporation et la conductivité hydraulique). Le choix du matériau de la couche de protection devient alors très important.

Le phénomène d'hystérésis, que nous avons vu au chapitre 2, influence la CRE (donc le AEV) ainsi que la fonction de perméabilité $k(u)$ des matériaux. On n'a pas la même CRE selon que les mesures sont réalisées pendant le drainage d'un matériau initialement saturé en eau ou pendant le mouillage d'un matériau initialement sec. Pour une succion donnée, la teneur en eau volumique est supérieure en drainage qu'en mouillage (Maqsoud et al., 2006). Il serait donc important de tenir compte des effets d'hystérésis dans la détermination de la position de la nappe.

D'autre part, dans presque tous les scénarios (expérimentation et simulation), on observe une oxydation près de la surface des résidus, même avec un degré de saturation des résidus supérieur à 90 %. Ceci est dû au fait que la désaturation du sable facilite la migration de l'oxygène jusqu'à l'interface avec les résidus. L'oxydation est alors importante à court terme à cause de la disponibilité en oxygène près des surfaces réactives. Elle diminue à long terme en partie à cause de la précipitation de minéraux secondaires comme les oxyhydroxydes de fer à la surface des sulfures (passivation). Vigneault et al. (2001) ont noté une oxydation des sulfures sous une couverture en eau (épaisse de 0,3 m) à cause d'une pénétration de l'oxygène sur environ 7 mm à partir de la surface des résidus Louvicourt. Ceci montre que, dans l'application des deux méthodes (couvertures en eau et nappe surélevée), il peut y avoir une oxydation des résidus près de la surface. En général toutefois, l'ampleur du phénomène (vérifié notamment sur le terrain avec les recouvrements en eau) n'est pas suffisante pour créer une production de DMA.

Pour les résidus Louvicourt, les résultats montrent que la valeur de l'AEV de 3,50 m utilisée pour fixer les conditions des essais et des simulations est probablement surestimée

par rapport à la valeur réelle dans les colonnes. En fixant la profondeur de la nappe à -180 cm, soit à la moitié environ de l'AEV (mesurée dans les cellules Tempe), les essais en colonne montrent que le degré de saturation moyen a baissé de 98 % à 85 % (avec une valeur d'environ 75 % près de la surface). Les simulations dans ces conditions de laboratoire donnent un degré de saturation légèrement plus élevé, variant entre 90 et 95 %. Ceci a été observé tôt dans le programme expérimental, mais il a été décidé de ne pas rehausser la nappe afin de pouvoir suivre l'évolution des phénomènes dans des conditions « limites » pour l'application de la technique.

La désaturation observée tout près de la surface des résidus Louvicourt dans la grande colonne, est aussi en partie causée par l'évaporation. Ceci fait en sorte qu'à cet endroit, l'oxydation des sulfures est plus importante dans les essais que dans les simulations. On a ainsi mesuré des concentrations qui peuvent atteindre 40 mg/L pour le zinc, 8 mg/L pour le cuivre et 70 mg/L pour le fer. Une position de nappe plus élevée aurait certainement donné un taux d'oxydation plus faible des sulfures. Ceci indique que l'AEV des résidus Louvicourt mesuré au laboratoire avec les Tempe cell serait surestimé.

Dans le cas des mélanges Lou-Sig et Lou-Sab, les conditions simulées et mesurées sont beaucoup plus semblables. Dans l'ensemble, les sulfures n'ont pas beaucoup oxydé près de la surface puisque le niveau de la nappe a permis de garder ces mélanges à une saturation élevée (S_r moyen de 91 %). Les concentrations mesurées en zinc et en cuivre sont dans l'ensemble plus faibles que les concentrations initiales présentes dans le surnageant. La position de la nappe semble donc avoir été bien choisie dans le cas des mélanges Lou-sig et Lou-sab. Néanmoins, les résultats des simulations ont aussi montré qu'il y a une petite oxydation locale des sulfures près de la surface de ces mélanges. Cette oxydation devient très faible à long terme.

7.4.3.4. Effets des caractéristiques des résidus

Nous analysons dans ce qui suit, l'effet de la granulométrie et de la densité (qui a une incidence sur la conductivité hydraulique et la capacité de rétention d'eau), de la minéralogie et de la chimie des résidus.

- Granulométrie et porosité

Les analyses granulométriques ont montré que les résidus Sigma sont essentiellement sableux et ceux de Louvicourt essentiellement silteux. Les mélanges de résidus Louvicourt

et Sigma (Lou-Sig) ainsi que des résidus Louvicourt avec le sable (Lou-Sab) ont eu un effet sur la granulométrie, la porosité, la minéralogie et la chimie des matériaux. On a ainsi noté que les mélanges sont plus étalés et plus denses, particulièrement pour le mélange Lou-Sab. Ceci a eu un impact sur les différentes fonctions hydriques des matériaux. On remarque en général que plus le matériau est grossier, plus sa porosité est grande et plus son AEV est petit. Aussi, plus le matériau est grossier et plus sa conductivité hydraulique saturée est élevée. Le comportement hydrogéochimique des résidus miniers est fonction de leurs caractéristiques hydriques. Il est important de bien définir leur courbe de rétention d'eau (relation $\theta - \psi$) et leur fonction de perméabilité (relation $k - \psi$ ou $k - \theta$).

On a aussi noté ici que lorsque l'on mélange deux matériaux de granulométrie distincte (stériles et résidus miniers par exemple), les particules fines auront tendance à se mettre dans les vides, ce qui peut entraîner une réduction de la porosité et de la conductivité hydraulique saturée et une augmentation de la capacité de rétention d'eau du mélange (Eigenbrod et al., 2004 ; Wickland et Wilson, 2005 ; Wickland, 2006 ; Hernandez, 2007). Dans ce cas, les mélanges peuvent avoir un effet avantageux dans l'application de la méthode de la nappe surélevée car le matériau plus dense montre une pression d'entrée d'air (AEV) plus élevée (donc une hauteur de remontée capillaire plus importante) et une conductivité hydraulique plus faible. Ceci rejoint en partie une approche proposée par MEND (1996) qui suggère un épaississement des résidus afin d'augmenter leur capacité de rétention en eau et réduire la vitesse d'écoulement.

- Conductivité hydraulique saturée

Les essais en colonne (principalement ceux en grandes colonnes) ont montré que l'écoulement de l'eau est plus lent dans les matériaux Lou-Sab qui sont les plus denses (porosité de 0,27). Ceci a permis de garder ces matériaux plus longtemps saturés et de ce fait éviter leur oxydation à court terme. Les simulations ont également montré l'effet de la conductivité hydraulique saturée pour l'application de la méthode de la nappe surélevée. Pour les résidus Louvicourt par exemple, une conductivité hydraulique saturée de 1×10^{-8} m/s (plutôt que 1×10^{-7} m/s) a permis de réduire la vitesse d'écoulement de l'eau dans la couche de sable et dans les résidus. Les résidus sont alors restés saturés plus longtemps et les processus d'oxydation ont été plus faibles. Par exemple, avec une conductivité

hydraulique saturée de 1×10^{-7} m/s, les concentrations en sulfates sont proches de 6000 mg/L près de la surface des résidus après 396 jours de simulation, mais elles ne dépassent pas 100 mg/L lorsque la conductivité hydraulique saturée est de 1×10^{-8} m/s. Il y a donc un avantage à réduire la valeur de k_{sat} afin d'améliorer la performance d'une nappe surélevée. Ceci rejoint en partie une suggestion présentée dans le rapport MEND (1996) et par Ovara et al. (1996) soit l'utilisation d'une barrière hydraulique pour diminuer la vitesse de l'écoulement (horizontal dans ce cas) dans les résidus. La barrière hydraulique pourrait être construite avec un mélange de bentonite et de résidus (MEND, 1996). On pourrait alternativement utiliser un mélange de rejets fins et grossiers pour avoir un matériau dense (par exemple un mélange de rejets de concentrateur et de roches stériles).

- Minéralogie et composition chimique

Les essais en colonnes et les différents scénarios simulés montrent que tant que la profondeur de la nappe est inférieure à l'AEV des matériaux, ceux-ci restent relativement saturés. On observe alors un comportement hydrogéochimique assez similaire pour les différents types de résidus; ceci a été aussi noté par Dagenais (2005). Plus la position de la nappe est élevée et plus la similarité de comportement géochimique de divers résidus devient notable. On peut donc postuler que, dans le cas d'une application de la méthode de la nappe surélevée, la composition minéralogique (pourcentage en sulfures) n'a pas une influence majeure sur le comportement hydrogéochimique des résidus frais (non oxydés) s'ils sont maintenus à un degré de saturation élevé (> à 90 % par exemple).

L'effet de la composition minéralogique et de la chimie des résidus est toutefois significative lorsque ceux-ci commencent à se désaturer et à oxyder. Dans ce cas, on peut noter un comportement différent des résidus selon leur potentiel d'acidité (pourcentage de sulfures) et leur potentiel de neutralisation (notamment la teneur en carbonates). Le taux de réactivité (caractérisé par le coefficient K_r dans la 2^{ème} loi de Fick), qui dépend du type et du pourcentage de sulfures, devient le paramètre dominant pour évaluer la production d'acide.

Il serait aussi intéressant d'étudier le cas de résidus préoxydés afin d'évaluer aussi l'effet de la minéralogie dans l'utilisation d'une nappe surélevée.

- **Activité bactérienne**

On a pu noter dans certains cas, une inhibition de l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles pendant un certain temps, avec l'application de la nappe surélevée. Des cas d'inhibition (momentanée) de l'activité bactérienne ont déjà été notés aussi par Zagury et al. (1997a) avec l'ajout de boues alcalines dans des résidus sulfureux réactifs. Amyot et Vezina (1997) ont aussi noté une baisse de l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles dans les résidus après qu'ils aient été placés sous une couverture en eau. Le maintien d'un pH proche de la neutralité dans les résidus lorsque le degré de saturation est élevé, n'est vraisemblablement pas favorable au développement de ces bactéries acidophiles. Mais ceci resterait à confirmer avec d'autres analyses car dans certains cas, il est difficile de faire la part entre l'oxydation chimique et l'oxydation d'origine biologique. Pour les bactéries sulfooxydantes neutrophiles et acidophiles, certains résultats indiqueraient par contre qu'il n'y a pas d'influence significative de la nappe surélevée sur l'activité de ces bactéries sulfooxydantes neutrophiles et acidophiles dans les résidus, probablement à cause du pH élevé. On peut noter que les bactéries sulfooxydantes acidophiles peuvent se développer à un pH alcalin à neutre ou très légèrement acide (pH de 6).

7.4.4. Approche de conception

Comme on l'a vu au chapitre 2 (section 2.5), on peut engendrer une surélévation de la nappe selon trois approches soient une modification du bilan hydrique du parc à résidus, une amélioration de la capacité de rétention d'eau des résidus ou la construction d'une barrière hydraulique qui freine l'écoulement de l'eau hors du parc à résidus.

Les résultats des essais en colonne ainsi que ceux des simulations ont montré que dans la plupart des scénarios, il y avait une désaturation près de la surface des résidus, ce qui permet à l'oxygène de migrer et créer une oxydation à cet endroit. Tenant compte de nos résultats (essais en colonne et simulations), on peut proposer une configuration spécifique afin d'aider à la performance de la méthode. À la figure 7.79, on montre le niveau de la nappe qui devrait être $\leq 0,5$ fois l'AEV des résidus, avec une couche de sable et gravier qui sert comme couche de protection contre l'évaporation. Entre les résidus réactifs et la couche de sable, on peut aussi ajouter une couche de matériau qui consomme l'oxygène.

Cette couche devrait être non génératrice de DMA et contrer la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs.

- La couche de sable et gravier

Au dessus des résidus, on devrait mettre une couche de protection contre l'érosion et l'évaporation. Cette couche de sable et gravier devrait avoir au moins 30 cm d'épaisseur, puisque d'après Aubertin et al. (1995) et Nastev et Aubertin, (2000), une couche d'une épaisseur moindre serait plus difficile à installer. Les propriétés hydriques de la couche de sable et gravier devraient être différentes de celles des résidus. Aussi, le sable devrait être assez grossier pour empêcher la remontée capillaire de l'eau des rejets vers la surface.

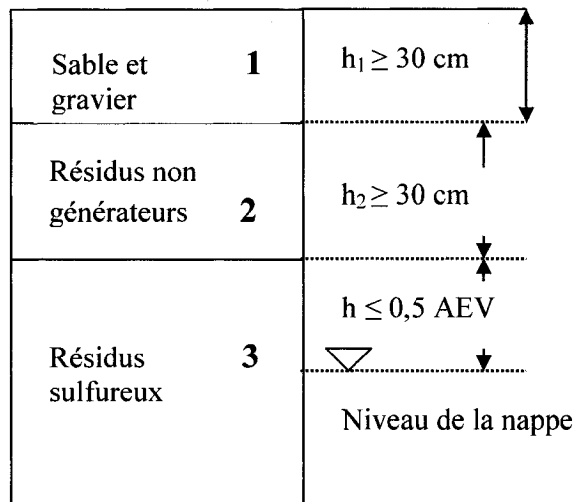


Figure 7.79. Vue en coupe transversale du design proposé pour l'application d'une nappe surélevée.

- Couche consommatrice d'oxygène

Les essais au laboratoire de même que les différents scénarios simulés ont montré que dans la plupart des cas, les résidus restent dans l'ensemble à un degré de saturation supérieur à 90 %. Malgré cela, on observe une oxydation des sulfures près de la surface des résidus. Cette oxydation est liée d'une part à la migration d'oxygène par diffusion dans le sable et d'autre part à une certaine désaturation dans cette partie des résidus due à l'évaporation. Ceci a été également noté par Dagenais (2005).

Pour contrer cette oxydation, qui peut être importante (surtout avec un pourcentage élevé de sulfures), l'une des solutions à envisager serait d'utiliser un matériau qui consomme l'oxygène au dessus des résidus sulfureux. On pourrait par exemple considérer l'utilisation de matériaux organiques tels que les résidus forestiers, les résidus de pâtes et papiers et boues de stations d'épuration (Tassé et al., 1993; Cabral et al., 1998). Dans ce cas, l'oxydation de la matière organique limite la migration de l'oxygène jusqu'aux résidus sous-jacents. Un des aspects importants à prendre en compte ici est la disponibilité de cette matière organique et sa durée de vie lors de son utilisation (qui peut être difficile à déterminer). On peut aussi penser que la génération des gaz à effets de serre peut limiter l'intérêt de cette technique tout comme les effets de la matière organique sur la qualité de l'eau de percolation.

Une autre alternative, plus facile d'application dans le domaine minier, serait d'utiliser des résidus miniers légèrement sulfureux mais non générateurs de DMA (comme au site LTA) ou encore des résidus miniers désulfurés. Les travaux de Bussière et al. (1998), Aubertin et al. (2000), Sjoberg (2002) et Bussière et al. (2004) ont montré que l'utilisation de tels résidus comme couche de rétention d'eau dans une CEBC pouvait être bénéfique pour réduire la diffusion de l'oxygène. Dans ce cas, l'oxygène qui diffuse à travers les rejets faiblement sulfureux peut être consommé par l'oxydation des sulfures (Mbonimpa et al., 2000 ; 2003). Toutefois, il est important de s'assurer que l'oxydation des sulfures (naturels et résiduels) dans les rejets ne produit pas de DMA (i.e. s'assurer que le potentiel de génération d'acide (PA) est inférieur au potentiel de neutralisation, avec par exemple le rapport $PN/PA > 2-3$, Ferguson et Morin (1991), Miller et al. (1991)).

Cette couche de résidus faiblement sulfureux devrait être d'une épaisseur d'environ 30 cm. Ses caractéristiques hydriques devraient idéalement être différentes de celles des résidus sous jacents. Elle devrait être constituée d'un matériau de sable et gravier de façon à créer une barrière contre la remontée capillaire. Des résidus désulfurés fins pourraient aussi être utilisés mais leur efficacité risque d'être réduite si leur teneur en eau est élevée (car K_r baisse si S_r est grand). Par exemple, les résidus Sigma qui contiennent peu de sulfures (environ 4 %) pourraient être utilisés comme couche de consommation d'oxygène.

Étapes de conception

Les résultats présentés dans ce chapitre et dans ceux qui précèdent ont permis de faire ressortir les éléments importants qui affectent la performance d'une nappe phréatique surélevée. Suite à cela, nous schématisons à la figure 7.80, les différentes étapes de conception d'un parc à résidus avec une nappe surélevée. On peut résumer ces étapes comme suit :

1. Déterminer les propriétés des résidus et des matériaux de recouvrement (couche de protection et couche de consommation d'oxygène au besoin) par des essais au laboratoire :
 - Caractéristiques physiques de base: Granulométrie, densité des grains, test de consolidation pour les résidus;
 - Caractéristiques minéralogiques et chimiques: Il s'agit principalement ici de déterminer le potentiel de génération d'acide des résidus. Des essais statiques sont d'abord utilisés pour déterminer le potentiel d'acidité (PA) et le potentiel de neutralisation (PN). Les analyses aux DRX donneront les différents pourcentages en sulfures et carbonates. Au besoin, des essais cinétiques pourront aussi être menés sur une fraction désulfurée par exemple;
 - Propriétés hydrogéologiques : On devrait déterminer la courbe de rétention d'eau (CRE) et la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Il est important de bien définir les caractéristiques hydriques des résidus car elles ont une grande importance sur la performance de la technique. En plus d'essais sur un certain nombre d'échantillons, on peut aussi utiliser les équations développées par différents auteurs afin d'estimer le comportement hydrique des matériaux. Par exemple, on peut citer le modèle de Kovacs Modifié MK (Aubertin et al. 1998; 2003), l'équation de Kozeny Carman et ses variantes (Mbonimpa et al., 2002; Chapuis et Aubertin, 2003; Chapuis, 2004). Ces équations sont particulièrement utiles pour évaluer la plage des valeurs des propriétés hydriques en fonction du fuseau granulométrique des matériaux ;
 - Réactivité et diffusion : Des essais de diffusion et de consommation d'oxygène sont également nécessaires afin de déterminer le coefficient de diffusion effectif D_e et le coefficient du taux de réaction K_r . Plusieurs scénarios peuvent ainsi être envisagés avec les essais en cellules de diffusion et consommation d'oxygène. Ces essais pourront être complétés par des solutions analytiques, notamment pour étudier la

relation entre le degré de saturation S_r des résidus et les valeurs de D_e et K_r (Aachib et al., 2004 ; Gosselin, 2007). Si possible, des essais de consommation in situ peuvent également être envisagés.

- Choix du matériau de recouvrement : Il est important de mentionner ici que les propriétés physiques et hydriques du matériau de recouvrement (couche de sable et gravier + couche de consommation d'oxygène) doivent être différentes de celles des résidus de façon à créer une barrière contre la remontée capillaire. Chaque couche devrait avoir au moins une épaisseur de 30 cm pour faciliter l'installation.
- 2. Recueillir les données sur le site en ce qui concerne les conditions climatiques, le bilan hydrique (précipitations, ruissellement, évaporation, taux d'humidité de l'air, qualité et utilisations possibles de l'eau souterraine, suintements ...). Il serait aussi utile d'avoir des informations sur les systèmes écologiques en présence;
- 3. Analyser les comportements des digues (étanchéité, pertes d'eau par exfiltration), en fonction de leur position, géométrie, nature des matériaux et élévation de la nappe;
- 4. Réaliser des modélisations hydrogéologiques, hydrogéochimiques 1D et 2D : Analyser divers cas dans le but d'étudier les conditions hydriques, le flux diffusif de l'oxygène et les réactions chimiques dans les rejets. Les modèles numériques peuvent être calibrés à partir des propriétés des matériaux. On devrait également les valider au moyen d'essais sur modèles physiques instrumentés en laboratoire (comme montré dans cette thèse). Ces modélisations devraient permettre de déterminer adéquatement la position de la nappe dans les résidus selon les caractéristiques du site et des matériaux. La profondeur de la nappe devrait être inférieure ou égale à 0,5 AEV des résidus les plus élevés ou les plus grossiers. La position de la nappe devrait être choisie en considérant aussi des scénarios d'années sèches et d'années humides.

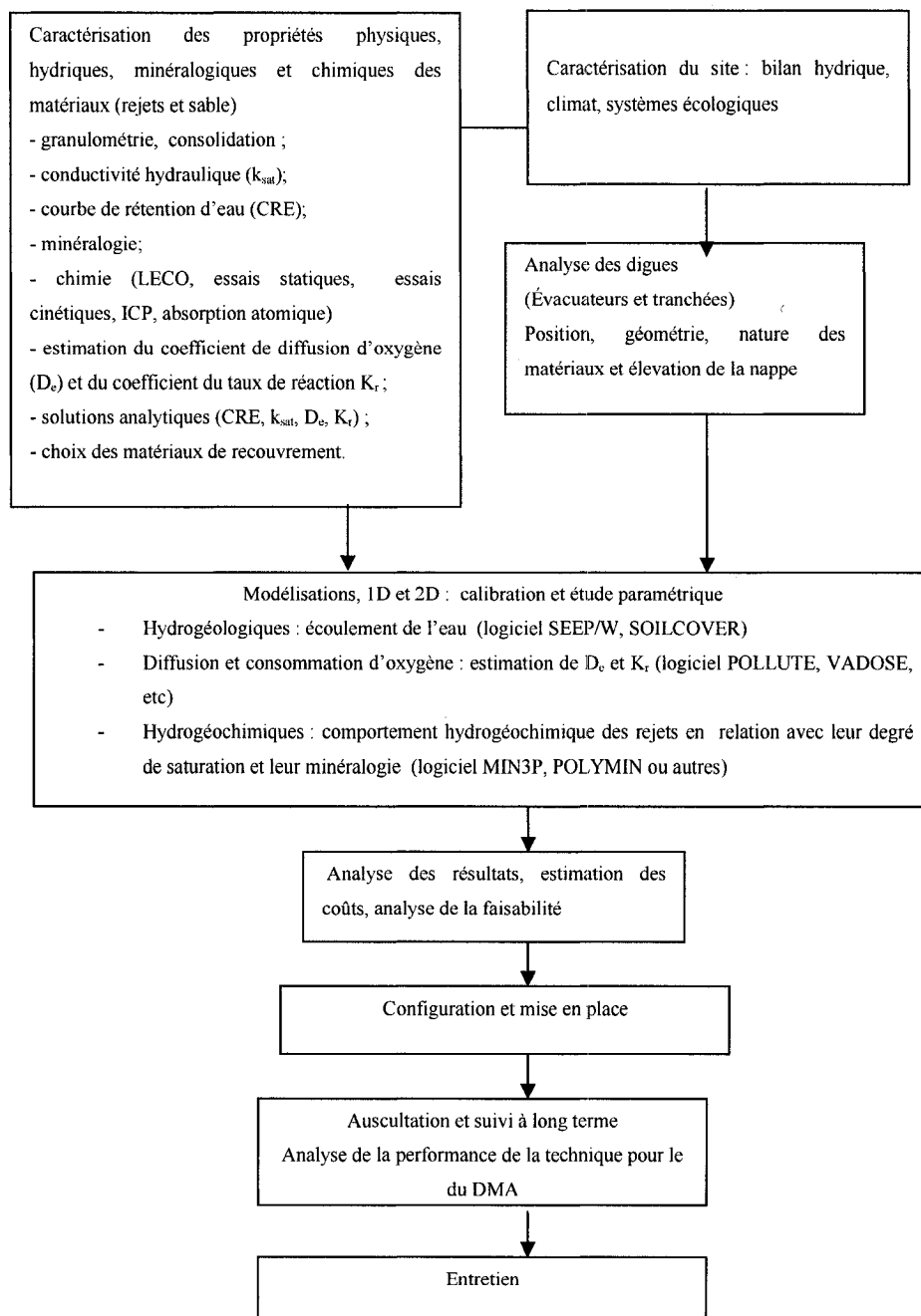


Figure 7.80. Représentation schématique des diverses étapes pour la conception d'un parc à résidus avec une nappe surélevée.

5. Analyser les résultats, estimer les coûts et proposer un design. À cette étape, il s'agira de décider si en fonction des résultats obtenus, la technique peut être techniquement applicable et économique. On peut aussi comparer cette approche avec d'autres scénarios pour l'opération ou à la fermeture de la mine. Comme alternative, on peut citer par exemple la déposition des rejets sous l'eau, la déposition de résidus en pâte, la désulfuration de la couche qui sera utilisée comme consommatrice d'oxygène.

En bout de ligne, on pourra faire une proposition de configuration et une mise en place.

La dernière étape est l'établissement d'un programme d'auscultation et de suivi à long terme du comportement des installations (digues, évacuateurs d'eau, tranchées) et du comportement hydrogéochimique des matériaux (couverture et résidus). On devrait alors veiller à la stabilité physique des installations. Des mesures régulières de teneurs en eau et de succions doivent être envisagées pour les résidus et la couverture à l'aide d'instruments appropriés (tels que les sondes RDT pour la teneur en eau et des tensiomètres pour la succion). Le comportement hydrogéochimique des résidus peut être suivi par une analyse chimique régulière des eaux interstitielles afin de contrôler la génération de drainage minier acide (DMA). Le suivi de la position de la nappe dans les résidus avec des piézomètres est une autre étape très importante dans l'application de la technique de la nappe surélevée.

CHAPITRE 8

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

8.1. Conclusions

La gestion des résidus miniers constitue actuellement pour l'industrie minière une grande préoccupation, compte tenu de la production de grandes quantités de ces rejets. De plus, les lois sont de plus en plus exigeantes afin d'assurer la protection de l'environnement. Dans un contexte visant le développement durable et la protection de l'environnement, différentes techniques ont été développées pour prévenir ou contrôler la production de drainage minier acide (DMA), qui est encore aujourd'hui l'un des problèmes environnementaux les plus sérieux pour l'industrie minière. Les techniques qui sont le plus souvent utilisées à cet égard sont les recouvrements en eau et les couvertures multicouches. Ces méthodes, bien qu'ayant montré leur grande efficacité, présentent cependant des difficultés dans leur application. Plusieurs recherches ont donc été orientées afin d'arriver à un meilleur rapport coût / efficacité. Ceci inclut les principaux défis liés à l'application de la technique du recouvrement en eau, soit la difficulté de maintenir à long terme les infrastructures étanches pour contenir les rejets et la couche d'eau au dessus des résidus. Ces difficultés expliquent en partie pourquoi, on s'intéresse de plus en plus à la technique de la nappe surélevée (ou nappe perchée) comme une technique alternative aux recouvrements en eau. Cette technique a été étudiée dans ce projet à partir de modèles physiques et numériques.

La technique de la nappe surélevée utilise, tout comme les recouvrements en eau, le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène D_e est très faible dans l'eau par rapport à celui dans l'air. Des résidus maintenus (par capillarité) dans un état presque saturé au dessus du niveau de la nappe phréatique sont alors moins susceptibles de s'oxyder. Cette technique requiert cependant des conditions d'application particulières et elle n'est pas nécessairement appropriée à tous les sites.

Il a déjà été reconnu que la technique de la nappe phréatique surélevée présente des avantages potentiels, comme un taux d'oxydation semblable à celui retrouvé pour les recouvrements en eau (Dagenais 2005), un faible coût de mise en place et une stabilité géotechnique améliorée des infrastructures ((MEND, 1996). Il faut cependant noter que les conditions d'application de la technique ne sont pas bien définies car il existe actuellement peu de données à ce sujet. À notre connaissance, seuls les travaux de Dagenais (2005) (voir aussi Dagenais et al., 2006) ont porté directement sur une estimation de l'efficacité de la technique de la nappe surélevée à partir d'essais systématiques en colonnes (au laboratoire). La plupart des autres travaux réalisés préalablement, sur des sites miniers ou au laboratoire, ne sont qu'indirectement en rapport avec la technique de la nappe surélevée. Les études antérieures ont surtout porté sur une évaluation de la relation entre la profondeur de la nappe phréatique la capacité de rétention d'eau des résidus (teneur en eau) et le flux d'oxygène. C'est ce qui a justifié la mise en place de ce projet de recherche.

Le principal objectif de ce projet de recherche a été l'évaluation quantitative de l'efficacité de la technique de la nappe surélevée. Le but corollaire est de déterminer comment les principaux paramètres (physiques, hydriques, minéralogiques et chimiques) influencent sa performance à court et à long terme. Afin d'atteindre ces objectifs, des essais en colonnes ont été réalisés avec 15 petites colonnes (de taille inférieure à 40 cm) et 3 grandes colonnes (dont la taille atteint 1,90 m). Les résidus miniers utilisés dans cette étude sont les résidus des mines Louvicourt et Sigma, situées en Abitibi, Québec. Un mélange des résidus Louvicourt et Sigma et un mélange des résidus Louvicourt avec du sable ont été également considérés. Le but de ces mélanges est d'étudier l'effet de la variation des caractéristiques physiques (granulométrie, indice des vides), minéralogiques et chimiques (pourcentage en sulfures et carbonates principalement) sur la performance de la technique de la nappe surélevée. L'effet de la teneur en eau sur le comportement hydrogéochimique des résidus a aussi été étudié à travers différentes positions de la nappe dans les colonnes. Dans ces essais, la position de la nappe a été fixée en fonction de la pression d'entrée d'air (ψ_a) de chaque matériau.

Les résultats des essais de laboratoire ont mené aux observations et conclusions suivantes :

Les essais en petites colonnes ont démontré que le niveau de la nappe phréatique a une influence sur l'écoulement de l'eau et sur le degré de saturation de la couche de protection de sable et des résidus. Plus ce niveau est bas, plus l'écoulement de l'eau est rapide et plus la désaturation est rapide et importante dans la couche de sable. Néanmoins, une position de la nappe inférieure à l'AEV a permis de garder les résidus à un degré de saturation élevé ($\geq 90\%$), ce qui a limité les flux d'oxygène et empêché l'oxydation des sulfures. Malgré cela, la désaturation de la couche de sable (qui permet une pénétration de l'oxygène) et l'évaporation entraînent une désaturation locale des résidus et une oxydation des sulfures près de la surface, au niveau du contact couche de sable-résidus. En général, ce phénomène n'est toutefois pas suffisant pour engendrer un problème de DMA. La comparaison des résultats des essais dans les petites colonnes avec une nappe surélevée et des petites colonnes témoins ont montré nettement l'importance de la technique à réduire de façon significative, l'oxydation des sulfures. Pour les mélanges, le remplacement des résidus Sigma par du sable dans le mélange Lou-Sab a permis de montrer que le mélange Lou-Sig, qui contient plus de carbonates présente une plus faible oxydation des sulfures.

Les résultats observés avec les petites colonnes ont ensuite été utilisés pour analyser les résultats des essais en grandes colonnes. Les prélèvements ponctuels de lixiviat le long des grandes colonnes ont permis de mieux comprendre le comportement hydrogéochimique des résidus miniers. Ils ont confirmé l'oxydation des sulfures près de la surface des résidus et démontrent l'importance des paramètres hydriques (ψ_a et k_{sat}) sur l'efficacité de la technique.

Un autre apport important découlant de cette étude est la confirmation que le modèle numérique de transport réactif MIN3P, peut être utilisé pour décrire et dans certains cas, prédire efficacement le comportement hydrogéochimique des résidus dans l'application de la technique de la nappe surélevée. Il faut alors que les valeurs des paramètres utilisés dans le modèle soient proches des valeurs réelles. On a pu observer que les valeurs mesurées et simulées sont souvent très semblables pour les petites colonnes, ce qui n'est pas toujours le cas pour les grandes colonnes notamment lorsque les matériaux ne sont pas homogènes..

Les résultats des simulations ont montré qu'une position de la nappe à une profondeur inférieure à $0,5 \psi_a$ (des résidus) permet de maintenir à long terme un degré de saturation élevé ($\geq 90 \%$) par capillarité. L'étude paramétrique a confirmé, tout comme l'ont montré les essais en colonnes, que les teneurs en eau dans les résidus et dans la couche de sable (utilisée comme couche de protection contre l'évaporation), sont fonction du niveau de la nappe. Plus le niveau de la nappe est bas, plus les teneurs en eau sont faibles et plus l'oxydation des sulfures est importante. À l'opposé, un degré de saturation des résidus élevé engendre un coefficient de diffusion de l'oxygène D_e faible et une baisse de la production de DMA.

Les résultats des essais et des simulations ont montré aussi que pour les cas où le choix de la position de la nappe est adéquat, on a atteint une efficacité de 99 % et plus (au niveau de la qualité de l'eau), ce qui est comparable à ce qui est observé dans les recouvrements en eau et les couvertures multicouches.

Nos résultats ont montré que la composition minéralogique n'a pas un effet significatif sur l'efficacité de la technique de la nappe surélevée tant que les résidus restent à un degré de saturation assez élevé ($\geq 90 \%$).

On a également vu que l'application de technique de la nappe surélevée semble inhiber temporairement l'activité des bactéries ferroxydantes acidophiles. L'activité des bactéries sulfooxydantes serait au contraire légèrement favorisée. On peut noter aussi que la stérilisation avec le chlorure de mercure $HgCl_2$ a mieux réussi dans le cas des bactéries sulfooxydantes. Pour les bactéries ferroxydantes acidophiles, il y a une perte de la stérilisation au bout d'une dizaine de jours. D'autres travaux complémentaires sont cependant nécessaires pour confirmer ces résultats.

Les mélanges de résidus ont mené à d'autres résultats intéressants. Ces mélanges ont l'avantage d'être plus denses (faible porosité). La conductivité hydraulique saturée devient alors plus faible et ceci permet de garder les résidus saturés plus longtemps. La faible porosité produit aussi une pression d'entrée d'air (AEV) plus élevée qui se traduit par une

remontée capillaire plus élevée. Dès lors, on peut conclure que les mélanges de matériaux à granulométrie étalée (résidus et stériles par exemple) ou la déposition de résidus épaissis peuvent permettre d'augmenter la performance à court et à long terme de la technique de la nappe phréatique surélevée.

Les résultats des essais au laboratoire et des modélisations numériques ont permis de proposer des critères de design. L'approche utilisée ici devrait permettre d'évaluer la performance de la technique de la nappe surélevée.

De cette étude, il ressort finalement que la mise en application de la technique de la nappe phréatique surélevée nécessite une détermination précise des caractéristiques physiques, hydriques et géochimiques des résidus. Les différents essais et les simulations réalisés dans cette thèse ont permis de confirmer les hypothèses de travail, et ont mené à un avancement des connaissances dans plusieurs domaines incluant l'influence et des caractéristiques physiques, hydriques, minéralogiques et chimiques des résidus. On a ainsi montré que les principaux facteurs qui peuvent influencer l'efficacité de la technique de la nappe surélevée sont la granulométrie et l'indice des vides des matériaux qui affectent en retour la pression d'entrée d'air (AEV ou ψ_a) et la conductivité hydraulique saturée k_{sat} .

8.2. Recommandations

Les résultats de cette étude ont permis de mieux comprendre la réponse des résidus miniers sulfureux lors de l'application de la technique de la nappe surélevée. On a pu ainsi évaluer l'effet des principaux facteurs qui peuvent influencer la performance à court et à long terme. Sur la base de ces résultats et des difficultés rencontrées au cours de ce projet, nous proposons les recommandations suivantes pour des travaux futurs :

- i. Dans cette étude, nous avons constaté que les résidus ont tendance à s'oxyder près de la surface en partie à cause de l'évaporation et aussi parce que l'oxygène pénètre dans la couche de sable. De ce fait, l'efficacité de la technique peut en être affectée. Nous avons proposé l'utilisation d'une couche consommatrice d'oxygène entre les résidus et la couche de sable et gravier

lorsque celle-ci est désaturée. Dans ce contexte, des essais en colonnes au laboratoire et des simulations avec des logiciels comme MIN3P devraient être envisagés afin de mieux cerner l'effet de cette couche consommatrice d'oxygène. Cette couche peut être faite de résidus miniers naturels (qui ont un faible pourcentage en sulfures) ou de résidus miniers désulfurés. On peut aussi envisager l'utilisation de matériaux organiques en s'assurant que leur comportement à long terme est bien compris.

- ii. Des résidus frais (non oxydés) ont été utilisés dans cette étude. On devrait aussi envisager des études avec des résidus préoxydés afin d'évaluer la performance de la technique de la nappe surélevée pour ce type de résidus.
- iii. Des travaux sont également à envisager afin d'améliorer la compréhension sur le comportement hydrogéochimique des résidus en pâte déposés en surface, sur les processus d'épaississement des résidus, nos résultats ayant démontré l'importance d'un ψ_a élevé et d'un faible k_{sat} . Des études pourraient également être orientées sur le comportement hydrogéochimique de différents mélanges (mélanges de résidus fins et sableux, de résidus et stériles...). Une emphase pourrait être mise dans ces travaux sur le comportement de mélanges de résidus présentant différents potentiels de neutralisation (PN) (par exemple des résidus alcalins avec des résidus producteurs d'acidité).
- iv. Les travaux ont montré l'importance du contrôle de la position de la nappe à partir du AEV des matériaux. Le modèle de Kovacs modifié (MK) peut être utilisé dans une étape préliminaire pour prédire la courbe de rétention d'eau des matériaux. Il semblerait que, dans le cas des mélanges, ce modèle tend à sous-estimer le AEV à cause vraisemblablement du fait que la granulométrie soit aussi étalée. De ce fait, des études peuvent être envisagées pour améliorer les résultats dans l'utilisation du modèle MK pour les mélanges. La détermination de la position de la nappe devrait être faite en prenant aussi en compte l'effet d'hystérésis sur la courbe de rétention d'eau.
- v. D'un point de vue expérimental, il n'est pas recommandé d'installer des sondes RDT dans les résidus miniers dans les colonnes. Ces sondes ne fonctionnent pas bien, vraisemblablement à cause de la conductivité électrique élevée. Donc il

faut envisager d'autres techniques pour suivre la teneur en eau dans les résidus. De plus, il faut s'assurer des bonnes conditions d'étanchéité au niveau des points de prélèvements du lixiviat situés le long des colonnes afin d'éviter une oxydation locale des résidus en ces endroits (comme ça été le cas dans cette étude). La méthode de prélèvement de lixiviat avec une seringue (telle qu'utilisée dans cette étude) peut engendrer facilement une contamination avec l'oxygène atmosphérique. Aussi pour mieux estimer les concentrations en oxygène dissous, on devrait penser à l'utilisation de méthodes plus adéquates. On devrait aussi s'assurer que l'on récupère tout le fer qui précipite dans les bouteilles de récupération du lixiviat.

- vi. Des études complémentaires seraient nécessaires sur les bactéries ferroxydantes acidophiles, pour bien différencier les réactions d'origine chimique et biologique. Par exemple, pour les résidus oxydés, des essais avec des échantillons (stérilisés et non stérilisés), sans ajout de sulfates de fer pourraient être réalisés. Ici, les dénombrements de bactéries sur milieu solide gélosé n'ont pas permis de mettre en évidence les bactéries sulfooxydantes acidophiles dans les différents échantillons étudiés. Ceci nous amène à recommander d'utiliser à la fois le dénombrement et la méthode d'évaluation de l'activité bactérienne pour l'identification des différentes populations bactériennes.

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*, 298 p.
- Aachib, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M. (2002). Laboratory measurement and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. *Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical and Joint IAHR-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference*, Niagara Falls Ontario, Canadian Geotechnical Society, Ottawa, p.163-171.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., and Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with application to soil covers. *Water, Air and Soil Pollution*, 156, p.163-193.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., and Mian, M.H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Can. Geotech. J.*, 38, p.796-808
- Adu-Wusu, C., and Yanful, E.K. (2006). Performance of engineered test covers on acid generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Can. Geotech. J.*, 43, p.1-18.
- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B. and Kontopoulos, A. (1997). Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulfide mine sites, *Trans. Inst.Min.Metall.* sect.A: min. industry, 106, January-April: A1-A8.
- Allison, J.D., Brown, D.S.and Novo-Gradac, K.J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 User's Manual. EPA/600/3-91/021, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. *Environmental Protection Agency*, Athens, Georgia, U.S.A.
- Alpers, C.N., and Nordstrom, D.K. (1999). Geochemical Modeling of water-rock interactions in mining environments. In the *Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, G.S., Plumlee and M.J.Logsdon, eds, *Rev.Econ.Geol.V.6A., Soc.Econ.Geol.Inc.*, Littleton, CO, p.289-323.
- Amyot, G., and Vézina, S. (1997). Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pound- the Solbec case, *Proceedings of the 4th International Conference on Acid Mine Drainage*, Vancouver, Vol.2, p.451-464.

- Apithy, S.A., (2003). Étude du comportement de couverture avec effet de barrière capillaire placée sur des haldes à stériles en climat semi-aride. *Mémoire de maîtrise, Département des génies, Civil, Géologique et des Mines École Polytechnique de Montréal (Canada)*, 167 p.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D. (1996). *Geochemistry: Groundwater and Pollution. 3rd edition A.A. Balkema*, Rotterdam.
- Arya, L. and Paris, J.F. (1981). A physical model to predict the soil moisture characteristic from particle size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am.* 45: p.1023-1030.
- Assouline, S., Tessier, D. and Bruand, A. (1998). A conceptual model of the soil water retention curve. *Water Resour. Res.* 34, p.223-231.
- Atkins, R.J., Hay, D., and Robertson, J. (1997). Shallow water cover design methodology and field verification, *Proceedings of the 4th international conference on acid rock drainage (ICARD)*. Vancouver, p.212-228.
- Aubé, B. C, St-Arnaud, L.C., Payant S.C. and Yanful, E.K. (1995). Laboratory evaluation of the effectiveness of water covers for preventing acid generation from pyritic rock. *Conference on mining and the environment*. May 28th, Sudbury, vol.2, Hynes et Blanchette eds, Ontario, p. 495-504.
- Aubertin, M., Aachib, M., and Authier K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18 (2000) p.215-233.
- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis R.P., et Crespo, J.R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, n^o1, p.3-12
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur Cdrom, *Presses internationales Polytechniques*.
- Aubertin, M. et Bussière, B. (2002 b). Barrières de recouvrement multicouches, deuxième édition, *Cours GML 6109*, Ecole Polytechnique de Montréal.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P. and Bernier, L. (1999). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Phase II : Essais en place. *Rapport de*

- projet de recherche CDT P1899, École Polytechnique de Montréal, Rapport MEND Projet 2.22.2c, 331 p.*
- 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. École Polytechnique de Montréal, *MEND Project 2.22.2a*, 164 p.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. and Chapuis, R.P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Can.Geotech.J.*, 40 (6): p1104-1122.
- Aubertin, M., Bussière, B. and Chapuis, R.P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Can. Geotech. J.* 33, p.470-482.
- Aubertin, M., Ricard, J. -F. and Chapuis, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Can. Geotech. J.*, vol. 35, pp. 873-894.
- Bain, J.G., Blowes D.W., Robertson, W.D. and Frind, E.O., (2000). Modelling of sulphide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *J. Contam. Hydrol.* 41, p.23-47.
- Bain, J.G., Mayer K.U, Blowes, D.W., Frind, E.O., Molson, J.W.H., Kahnt, R. and Jenk, U. (2001). Modelling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine, *J. Contam. Hydrol.*, 52, p.109-135.
- Baker, B.J. and Banfield, J.F. (2003). Microbial communities in mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology*, Volume 44, 2, p.139-152.
- Belzile, N., Maki, Y. -W., Chen, D. and Goldsack, D. (1997). Inhibition of pyrite oxidation by surface treatment. *The Science of Total Environment*, 196: p.177-196
- Benzaazoua, M., Bernier, L., Bussière, B., Plante, B. et Villeneuve, M. (2002). Essais de prédiction du DMA : revue de littérature sur les essais statiques et cinétiques. *Rapport d'avancement du projet 2.3.1 : Prédiction du DMA pour la sélection des modes de restauration*, Chaire CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, 51 p.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. -M. and Archambault, M. (2004). Kinetic test comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential, *Envir. Geol.*, 46: p. 1086-1101

- Blowes, J.E. (1984). Physical and geotechnical properties of soils. *McGraw Hill*.
- Bouma, J., Jongerius, A., and Schoondebeek, D. (1979). Calculation of hydraulic conductivity of some saturated clays soils using micromorpho-Meteric data, *Soil Science Society of America Journal*, Vol 43, p.261-265
- Bousquet, P. (2000). Application de silicates sur la pyrite pour prévenir le drainage minier acide. *Mémoire de Maîtrise. Université Laval*, 155 p.
- 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. (2006). Hydro-geotechnical properties of mine tailings and novel surface disposal approaches to minimize environmental impacts. *Can. Geotech. J.*, (soumis).
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.* 40: p.512-535
- Bussière, B., Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M. and Aubertin, M., (2002). Modification of oxygen consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. *Proceedings of 55th Canadian Geotechnical and Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference*, Niagara Falls Ont. Canadian Geotechnical Society, Ottawa, p.163-171.
- Bussière, B., Benzazoua, M., Aubertin, M., and Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulfide tailings to prevent acid mine drainage. *Envir.Geol.*, 45 (5): p. 609-622
- Bussière, B., Aubertin, M. et Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques, *vecteur Environnement*, vol.34, n^o3, p.38-50
- Bussière, B. (1999). Etude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. *Thèse de doctorat, Département des génies Civil, Géologique et des Mines, Ecole polytechnique de Montréal*, 393 p.
- Bussière, B., Benzazoua, M., Aubertin, M., Lelievre, J., Bois, D. et Servant, S. (1998). Valorisation des résidus miniers. Une approche intégrée. Phase II. *Rapport final URSTM, UQAT. Ministère des Ressources Naturelles du Québec*, 194 p.

- Bussière, B. (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. *Mémoire M.Sc.A., Département des génies Civil, Géologique et des Mines, École polytechnique de Montréal*, 171 p.
- Brickett, L.A., Hammack, R.W. and Edenborn, H.M. (1995). Comparison of methods used to inhibit bacterial activity in sulphide ore bioleaching studies. *Hydrometallurgy*, 39, p.293-305.
- Cabral, A., Burnotte, F., et Lefèbvre, G. (2000). Comportement de la couverture de résidus de désencrage au site minier Clinton. *Colloque sur la recherche de méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide*, Sherbrooke ; pp.7-25 à 7-37.
- Cabral, A., Racine, I., Burnotte, F. and Lefèbvre, G. (2000). Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier, *Can. Geotech. J.*, Vol.37, p.201-217.
- Catalan, L.J.J. and Yanful, E.K. (2002). Sediment-Trap Measurements of Suspended Mine Tailings in Shallow Water Cover, *Journal of Environmental Engineering*, 128(1): 19-30.
- Catalan, L.J.J. (2000). Flooding of pre-oxidized mine tailings. Mattabi case study. *MEND 2000 report, 2.15.1a*, 215p.
- Catalan, L.J.J., Yanful, K.E., Boucher, J.F. and Shelp, M.L. (2000b). A field investigation of Tailings resuspension in a shallow water cover. *Proceedings from the 5th international conference on acid rock drainage (ICARD)*. Vol.2, p.921-931.
- Catalan, L.J.J., Yanful, E.K., and St-Arnaud, L.C. (2000a). Field assessment of metal and sulfate fluxes during flooding of pre-oxidized mine tailings. *Advances in Environmental Research*, Vol., 4, p.295-306
- Chan, C.W., and Suzuki, I. (1994). Thiosulfate oxidation by sulphur-grown Thiobacillus thiooxidans cells enzyme. *Can. J. Microbiol.* 40: 816-822.
- Chapuis, R.P. and Aubertin, M. (2003). On the use of Kozeny Carman Equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Can. Geotech. J.*, 40 (3): p.606-618.
- Chapuis, R.P. (2004). Predicting the Saturated Hydraulic Conductivity of Sand and Gravel Using Effective Diameter and Void Ratio. *Can. Geotech. J.*, 41(5), p. 787-795.
- Childs, E.C and Collis-George, G.N. (1950). The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, 201: p.392-405.

- Collin, M., (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyretic mine tailings. *Licentiate Treatise; Royal Institute of Technology, Department of chemical Engineering*. S- 100 44 Stockholm, Sweden. 189 p.
- Collin, M. (1998). The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits. *Swedish environmental Protection Agency*. Report 4763, 46p.
- Corey, A.-T. (1957). Measurement of water and air permeability in unsaturated soil, *Proceeding of the Soil Science Society of America*, 21 (1): p.7-10
- Crank, J. (1975). The Mathematics of diffusion. 2nd Ed. Clarendon Press, Oxford, U.K.
- Crowder, J., Grabinsky, M. and Klein, K. (2002). Laboratory characterization of tailings paste for surface disposal. 55th *Canadian Geotechnical Conference*, Niagara Falls, Canada.
- Dagenais, A.-M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. *Thèse de doctorat, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal*, 444 p.
- Dagenais A.-M., Aubertin, M. and Bussière B. (2006). Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table. Cd-Rom, *Proceedings of the 7th ICARD*, Saint Louis.
- Davé, N.K., and Vivyurka, A.J. (1994). Water cover on acid generating uranium tailings. Laboratories and fields studies. *Proceedings of the Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Mine Drainage*. Pittsburg, PA., Vol.1, p.297-306.
- David, D. -J., and Nicholson, R.V. (1995). Field measurements for determining rates of sulphides oxidation. *Proc., Sudbury 95-Mining and the Environment, Sudbury, Ontario*, 28 Mai-1 Juin.
- Davis, G.B. and Ritchie, A.IM. (1986). A model of oxidation in pyritic mine waste. Part I. Equations and approximate solution. *Applied Mathematical Modelling*, Vol. 10, p.314-322.

- Dobran, S. V. (2004). Influence de la matière organique sur la spéciation de l'arsenic dans des sols synthétiques contaminés par l'arséniate de cuivre chromaté (CCA), *Mémoire de maîtrise, Génie Chimique, École Polytechnique de Montréal*, 206 p.
- Edwards, K.J., Schrenk, M.O., R. Hamers, and Banfield, J.F. (1998). Microbial oxidation of pyrite: Experiments using microorganism from an extreme acidic environment. *American Mineralogist*, Vol.83, p.1444-1453.
- Edwards, K.J., Bond, P.I., Druschel, G.K., McGuire, M.M, Hamers, R.J and Banfield, J. (2000). Geochemical and biological aspects of sulfide mineral dissolution: lessons from Iron Mountain, California. *Chemical Geology*, Vol.169, 3-4, p.383-397.
- Edwards, K.-J., Hu B., Hamers, R.-J., and Banfield, J.-F (2001). A new look at microbial leaching patterns on sulfide minerals. *FEMS Microbiology Ecology*, Vol. 34, 3, p.197-206.
- Eigenbrod, K.B., Kjartanson, B.H. and Vanapali, S. (2004). Influence of silt content on the engineering properties of saturated and unsaturated granular soils. *57th canadian geotechnical conference, 5th joint CGS/IAH-CNC conference*.
- Elberling, B., Nicholson, R. -V. and David, D. -J. (1993). Field evaluation of sulphide oxidation rates, *Nordic Hydrology*, 24, p.323-338
- Elberling, B., Nicholson, R. -V., Reardon, E. -J. and Tibble, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release, *Can. Geotech. J.* 31, p.375-383
- Elberling, B. and Nicholson, R. -V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rates in mines tailings, *Water Resources Research*, vol. 32, n^o6. p.1773-1784.
- Elberling, B. and Damgaard, L.-R. (2001). Microscale measurement of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings, *Geochemica et Cosmochimica Acta*, Vol.65, N0 12, p.1897-1905
- Eriksson, N., Lindvall, M. and Sandberg, M. (2001). A quantitative evaluation of the effectiveness of the water cover at the Stekenjokk tailings pond in Northern Sweden: Eight years of follow-up, *Intern. conf. on mining and the environment*, Skellefteå, June 25 July 1 2001, p.216-227.

- Estrela, S. (1996). PSO A4: Dénombrement total de colonies bactériennes hétérotrophes par la méthode du comptage sur boîtes de Pétri ou méthode des comptes viables. *Département de chimie, École Polytechnique de Montréal.*
- Ferguson, K.D. and Morin, K.A. (1991). The prediction of acid rock drainage – Lessons from the data base, *2nd International Conference on the Abatement of Acid Drainage*, Montréal, Canada, 3:83-106.
- Fredlund, D.-G. and Rahardjo, R. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils. A Wiley-Interscience Publication.* John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. -G., Xing, A. and Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil water characteristic curve. *Can. Geotech. J.*, 31(4), p.533-546
- Friedman, S.P. (2005). Soil properties influencing the apparent electrical conductivity: a review, *computers and electronics in agriculture*, 46, p.45-70
- Frind, E.-O. and Matanga (1985). The dual formulation of flow for contaminant transport modelling, 1. Review of theory and concepts. *Water Resources Research*, Vol.21, N^o2, p.159-169.
- Gardner, W.R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85: p.228-232.
- Gelhar, L.W., C. Welty, and Rehfeldt, K.R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research.*, 28(7), 1955-1974.
- Gerke, H.H., Frind E.O and Molson J.W. (1998). Modelling the effect of chemical heterogeneity on the acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *J. Hydrol.* 209, p.166-185
- Germida, J.J. (1993). *Soil Sampling and Methods of analysis*, M.R. Carter Ed. Canadian Society of Soil Sciences, p.263-275
- Gosselin, M. (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. *Mémoire de Maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal*, 216 p.
- Gosselin, M. and Aubertin, M. (2007 a). Evaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux. *60th*

- Canadian Geotechnical Conference and 8th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference.* October 21 to 24, 2007.
- Gosselin, M. Mbonimpa, M., Aubertin, M. and Martin, V. (2007 a). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. *ICAST'07, 10-12 December 2007, Ghana*
- Grabinsky, M.M., Theriault, J. and Welch, D. (2002). An overview of paste and thickened tailing disposal on surface. *Symposium 2002. Rouyn-Noranda sur l'environnement et les mines.* 3,4 et 5 Novembre 2002, p.533-541.
- Gupta, S.C. and Larson, W.E. (1979). Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter content and bulk density. *Water Resour. Res.* 15, 1633-1635.
- Haverkampe, R. and Parlange, J.Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle size distribution. *Soil. Sci.*, 142, 325-339.
- Hecht, H. and Kölling, M. (2002). Investigation of pyrite-weathering processes in the vadose zone using optical oxygen sensors. *Environmental Geology*, 42:, 800-809
- Hernandez, M. (2007). Étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. *Mémoire de Maitrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal.*
- Hillel, D. (1980). "Fundamentals of soil physics." *Academic Press Inc.*, New York, 413 p.
- Hillel, D. (1998). *Environmental soils physics, Academic press*, 1998
- Hollings, P., Hendry, M.J., Nicholson, R.V. and Kirkland, R.A. (2000). Quantification of oxygen consumption and sulphate release rates for waste rock piles using kinetic cells: Cluff lake uranium mine, northern Saskatchewan, Canada, *Applied Geochemistry*, 16, p.1215-1230.
- Holz, R.D. and Kovacs, W.D. (1981). *An introduction to Geotechnical Engineering. Prentice-Hall Inc.* Englewood cliffs, N.J.
- Iwahori, K., Takeuchi, F., Kamimura, K., and Sugio, T. (2000). Ferrous volatilization of mercury by the plasma membrane of *Thiobacillus ferrooxidans*. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.66, p.3823-3827.
- Jambor, J.L. (1994). Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Jambor

- J.L., Blowes, D.W. (eds.). *Mineralogical Association of Canada*. Special Vol. 22, p.59-102.
- Jambor, J.L., Dutrizac, J.E., Raudsepp, M., and Groat, L.A. (2003). Effect of peroxide on neutralization-potential values of siderite and others carbonates minerals. *J. Env. Qual.*, vol.32, p.2373-2378.
- Jewell, R.J., Fourie, A.B. and Lord, E.R. (2002). Paste and thickened tailings-A guide. Nedlands, Australie: *The Australian Center for Geomechanics*, 173 p.
- Joanes, A.-M. (1999). Une analyse hydrogéologique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide, *Mémoire de Maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines*, Ecole Polytechnique de Montréal. 208 p.
- Julien, M.R., Lemieux, M., Cayouette, J. and Talbot, D. (2004). Performance and monitoring of the Louvicourt mine tailings disposal area. *Proceedings 36th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*, 20-22 Jan.2004, Ottawa, Ontario, Canada
- Jurjovec, J., Ptacek, C.J. and Blowes, D.W. (2002). Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: A laboratory column experiment. *Geochemica et Cosochemica Acta*, Vol.66, N^o9, p.1511-1523.
- Jurjovec, J. D. W. Blowes, C. J. Ptacek, and Mayer, K. U. (2004). Multicomponent reactive transport modeling of acid neutralization reactions in mine tailings. *Water Resource. Research.*, Vol.40 W11202, 17p.
- Klute, A. and Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity; laboratory methods. *Methods of Soils Analysis, Part I, 2nd Edition*, A. Klute (ed), Agron. Monogr, N09, ASA and SSSA, Madison, WI, p.687-734.
- Kovacs, G. (1981). Seepage Hydraulic. *Elsevier Scientific Pub.*
- Kowalewski, P.E. (1999). Design and evaluation of engineered soils covers for infiltration control in heap leach closure. *Closure, Remediation and Management of Precious Metals Heaps Leach Facilities*. Edited by D.Kosich and G. Miller. Jan. p.14-15, 1999.
- Kung, K.-J.S. (1990). Preferential flow in a sandy vadose zone: 2. Mechanisms and implications. *Geoderma*, 46, p.51-58

- Kwong, Y.T.J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. Report 1.32.1, *Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND)*.
- Lawrence, R.W. (1990). Prediction of the behavior of mining and processing wastes in the environment, dans Doyle (ed.) *Proc. Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes*, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., Littleton, Co., p.115-121.
- Lawrence, R.W. and Wang, Y. (1997). "Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage", *Proc. 4th ICARD*, Vancouver, BC, p.449-464.
- Leduc, L.G., and Ferroni, G.D. (1994). The chemolithotrophic bacterium *Thiobacillus ferrooxidans*. *FEMS Microbiol. Rev.*14: 103-120
- Leduc, D., Leduc, L.G., and Ferroni, G.D. (2001). Quantification of bacterial populations indigenous to acidic drainage streams. *Water, Air, and Soil Pollution*, 135: 1-21,
- Lefebvre, R. (1994). Caractérisation et modélisation du drainage minier acide dans les haldes à stériles. *Thèse PhD, Université Laval*.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. and Gélinas, P. (2001a). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1. Conceptual model and system characterization. *J. Contam. Hydrol.* 52, p.37-164.
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J. and Lamontagne, A. (2001b). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2. Applications of numerical simulation. *J. Contam. Hydrol.* 52, p.165-186.
- Li, M. (1997). Neutralization potential versus observed mineral dissolution in humidity cell tests for Louvicourt tailings. *4th international conference in acid rock drainage*. Vancouver, B.C. Canada. May 31-June6, 1997, Proceedings, vol 1, p.151-164.
- Li, M., Aubé, B. and St-Arnaud, L. (1997). Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. *Proc., 4th ICARD*, Vancouver, p.115-130
- Li, M., Catalan, L.J.J. and St-Germain, P. (2000). Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling, ICARD 2000, *Proceedings from the 5th international conference on acid rock drainage*. Vol.2, p.913-920.

- Malmström, M.E, Destouni, G., Banwart, S.A. and Strömberg, B.H.E. (2000). Resolving the scale-dependance of mineral weathering rates. *Env.Sci. Technol.* 34, p.1375-1378.
- Malmström, M.E, Gleisner, M., Herbert, R.B. (2006). Element discharge from pyritic mine tailings at limited oxygen availability in cilumn experiments. *Appl. Geochem.*, 21, p.184-202.
- Manning, H.L. (1975). New medium for isolating iron-oxidizing and heterotrophic acidophilic bacteria from acid mine drainage. *Applied Microbiology*, 30: 1010-1016.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M. and Mbonimpa, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. *ASCE, Unsaturated soils. geotechnical special publication n^o.147*, vol.2, pp.2465-2476.
- Martin, V., Aubertin, M. and McMullen, J. (2006). "Surface Disposal of Paste Tailings". *5th International Congress on Environmental Geotechnics*. Cardiff, Grande-Bretagne : International Society for Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.
- Mayer, K.U., (1999). A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media, *PhD. Thesis*, University of Waterloo.
- Mayer, K.U. (2000). MIN3P V1.0 User guide. *Université de Waterloo, Département des Sciences de la terre*, 26 Juin 2000.
- Mayer, K.U., Frind, E.O. and Blowes, D.W. (2002). Multicomponent reactive transport modelling in variably saturated porous medias using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.*, 38, (9), 1-21 (13).
- Mayer, K.U., Frind, E.O. and Blowes, D.W. (2003). Advances in reactive-transport medelling of contaminant release and atteneation from mine-waste deposits (Chapter 14) In: Jambor J.L., Blowe, D.W., Richie, A.I.M. (Eds), *Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course*, vol.31. *Mineralogical Assocation of Canada*, p.283-302.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P. and Bussière, B. (2000). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. *1^{ère} conférence conjointe AIH-CNC et SCG sur l'eau souterraine*, p.343-350
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. and Bussière, B. (2002). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. *Technical report, EPM-02-04*, École Polytechnique de Montréal, 55p.

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P. and Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering* 20:p.235-259.
- Mbonimpa, M. and Aubertin, M. (2003). Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés, *EPM-RT-2003-04 CGM*, École Polytechnique de Montréal, 51 p.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. and Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Can. Geotech. J.*, 40: p.916-932
- MEND (1989). Investigation of Prediction Techniques for Acid Mine Drainage, *MEND report 1.16.1a*
- MEND (1991). Acid Rock Drainage Prediction Manual, *MEND report 1.16.1b*
- MEND (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. *MEND report 1.32.1* CANMET, Ottawa.
- MEND (NEDEM) (1996). Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings, report 2.17.1
- MEND (2000). Colloque sur la recherche de méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide, 3-5 Octobre 2000, Sherbrooke, Québec, Canada.
- MEND (2004). Design, construction and performance monitoring of covers systems for waste rocks and tailings. O'Kane Consultants (ed.), *MEND report 2.21.4*.
- Mian, M.H., and Yanful, E.K. (2003). Tailings erosion and resuspension in two mine tailings ponds due to winds waves. *Advence in Environmental Research*, Vol. 7, 4, p.745-765.
- Mills, A.L. (1999). The rôle of bacteria in environmental geochemistry. in Plumlee, G.S, and Logsdon, M.J (eds.). *The environmental Geochemistry of Minerals Deposits, Part A. Processes, Techniques, and Health issues*. Society of Economic Geologist, *Review in Economic Geology*, v.6A, p.125-132
- Miller, S.D., Jeffery, J.J. and Wong, J.W.C. (1991). Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction. *2^{ème} Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides*, Montréal, tome II, p.491-506
- Millington, R.J. and Quirk, J.P. (1961). Permeability of porous solids. *Faraday Soc. Trans.*, vol.57, p1200-1206

- Millington, R.J. and Shearer, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. *Soil Sci.*, Vol.111, p.372-378.
- Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B. and Joanes, A.M. (2004). Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers. *57th Canadian Geotechnical Conference and 5th joint CGS-IAH-CNC Conference*, CD-Rom, Session 8D, p.29-36
- Molson, J.W., Aubertin, M., Bussière, B. and Benzaazoua, M. (2007). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Submitted to Applied Geochemistry*.
- Molson, J.W., Fala, O., Aubertin, M. and Bussière, B. (2005). Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *J. Contam. Hydrol.* 78, p.343-371.
- Moncour, M.C., Ptacek, C.J., Blowes, D.W. and Jambor, J.L. (2004). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 20, p.639-659.
- Morison, R.D., (1983). Ground Water Monitoring Technology, *Timco Mfg., Inc., Prairie du Sac, Wisconsin*.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resource. Research.* 12 (3), p.513-522.
- Nastev, M. and Aubertin, M. (2000). Hydrogeochemical modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site, Quebec. *Proc. 1st Joint IAH-CNC-GCS Groundwater Speciality Conference, Montreal*, p.311-318.
- Nastev, M., Therrien, R., Lefebvre, R., and Gélinas, P. (2001). Gas production and migration in landfills and geological materials. *J. of Contam. Hydrol.*, 52(1):187-213.
- Neuman, S.P. (1973). Saturated-unsaturated seepage by finite elements, *J. Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 99 (HY12), p.2233-2250.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W. and Reardon, E.J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate buffered solutions: 1. Experimental kinetics. *Geochimica cosmochimica Acta* 52: p.1077-1085.

- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. and Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture retaining layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.*, 26: p.1-8.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W. and Reardon, E.J. (1990). Pyrite oxidation in carbonate buffered solutions: 2. Rate control by oxide coatings. *Geochimica cosmochimica Acta*, 54: p.314-402.
- Nicholson, R.V. and Scharrer, J.M. (1994). Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation, Alpers, C.N., Blowes, D.W. (eds.). *American Chemical Society*. Symposium Series 550, p.14-30.
- Nicholson, R.V. and Tibble, P.A. (1995). Review of the use of elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage in tailings, *report to SENES Consultants for project 31706*, 35p.
- Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N. (1999). Geochemistry of acid mine waters. In the Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. G.S., Plumlee and M.J. Logsdon, eds, *Rev. Econ. Geol. V.6A., Soc. Econ. Geol. Inc.*, Littleton, CO, p.133-160.
- Olson, G., Porter, F.D., Rubinstein, J. and Silver, S. (1982). Mercuric reductase enzyme from a mercury-volatilizing strain of *Thiobacillus ferrooxidans*. *Journal of Bacteriology*, vol.151, n^o3, p1230-1236
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J. and Bussière, B. (2005). An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings. *58th Canadian Geotechnical Conference and 6th joint CGS-IAH-CNC Conference*, CD-Rom,
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G.J., and Bussière, B. (2006). The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: A laboratory and numerical modeling study. *CD-ROM, 7th ICARD*, March 26-30, 2006
- Ovara, A.D., Tremblay, G.A., Tibble, A. and Nicholson, R. (1997). Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts, *4th International Conference on acid rock drainage*, Proceedings, Vol.3, Vancouver p.973-983.

- Paktunc, A.D. (1999). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures. Azcue, J.M. editor, Springer-Verlag, Berlin, p.19-40
- Parker, J.C. (1989). Multiphase flow transport in porous media. *Review in Geophys.*, 27, (3), p.311-328.
- Pastore, E.L., (2003). Impacts de recouvrements de résidus organiques sur des résidus miniers réactifs. *Bull. Eng. Geol. Env.* 62: pp. 269-277.
- Payant, S., St-Arnaud, L.C. and Yanful, E.K. (1995). Evaluation of techniques for preventing acidic rock drainage. *Conf.on Mining and Environment*, Sudbury, Ontario, May 28-June 1, p.485494
- Peacey, V. and Yanful, E.K. (2003). Metal mine tailings and sludge co-deposition in a tailings pond. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 145, pp. 307-339.
- Perkings, E.H, Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J.R. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acid drainage from waste rock. *MEND report*, project 1.42.1
- Plante, B., (2004). Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide. *Mémoire de maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines*, École Polytechnique de Montréal, 223 p.
- Qiu, M., Xiong, S., Zhang, W. and Wang, G. (2005). A comparison of bioleaching of chalcopyrite using pure culture or a mixed culture. *Mining Engineering*, 18, 987-990
- Rajkai, K., Kabos, S. and van Genuchten, M. Th. (2004). Estimating the water retention curve from soil properties: comparison of linear, non-linear and concomitant variable methods. *Soil and Tillage Research*, 79, pp.145-152
- Reynolds, D.M., Laishley, E.J. and Costerton, J.W. (1981). Physiological and ultrastructural characterization of a new acidophilic Thioacillus species (*T. kabobis*). *Can.J. Microbiol.* Vol.27 p.151-161.
- Ricard, J.F. (1994). Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. *Mémoire de maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines*, École Polytechnique de Montréal.

- Rimstidt, J.D. and Vaughan, J.D (2003). Pyrite oxydation: A state of the art assessment of the reaction mechanism. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, Vol.67, N^o5 pp.873-880.
- Ritjema, P.E. (1965). An analysis of actual evapotranspiration. Rep. 659, Cent. For Agri. Publ. and Doc., Wageningen, Netherlands.
- Robinsky, E.I. (1999). Thickened tailings disposal in the mining industry. Toronto, Ontario. *E.I Robinsky Associates Ltd*, 210 p.
- Robinson, D.A., Bell, J.P. and Batchelor, C.H. (1994). The influence of iron minerals on the determination of soil water content using dielectric techniques. *J. of Hydrology* 161:169-180.
- Rodriguez, Y., Ballester, A., Blàquez, M.L., González, F. and Munnoz, J.A. (2003). New information on pyrite bioleaching mechanism at low and high temperature. *Hydrometallurgy*, 71, 37-46
- Romano, C.G., Mayer, K.U., Jones, D.R., Ellerbroek, D.A. and Blowes, D.W. (2003). Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulfide oxidation of mine tailings. *J. Hydrol.* 271, p.171-187.
- Rowe, R.K., Booker, J.R. and Fraser, M.J. (1998). POLLUTEv6 and User's guide. *GAEA. Environmental Engineering Ltd*. London, Ontario, 305 p.
- Saaltink, M.W., Domenech, C., Ayora, C. and Carrera, J. (2002). Modelling the oxidation of sulfides in an unsaturated soil. In *Mine water Hydrogeology and Geochemistry. Geol. Soc. London Special Pub.* 198, p.187-205.
- Salmon, U. (2003). Geochemical modelling of acid mine drainage in mill tailings: Quantification of kinetics processes of from laboratory to field scale. *TRITA-LWR, PhD 1009*. 31 p.
- Salmon, U. and Malmström, M.E. (2006). Quantification of mineral dissolution rates and applicability of rate laws: Laboratory studies of mill tailings. *Appl. Geochem.* 21, p.269-288.
- Sand, W., Gerkes, T., Hallman, R., and Schippers, A. (1995). Sulfur chemistry, biofilm and the (in) direct attack mechanism. A critical evaluation of bacterial leaching. *Applied Microbiology and Biotechnology*. Vol.43, N^o6, p.961-966

- Scharer, J.M., Annable, W.K. and Nicholson, R.V. (1993). WATAIL 1.0 User's manual, *Institute for Groundwater Research*, University of Waterloo, Canada.
- Schippers, A. and Sand, W. (1999). Bacterial leaching of metal sulfides proceeds by the indirect mechanism via thiosulfates or via polysulfides and sulfur. Sulfur chemistry in bacterial leaching of pyrite. *Appl. Environ. Microbiol.* 65-1, 319-321
- Schrenk, M.O., Edwards, K.J., Godman, R.M., Hamers, R.J., and Banfield, J.F. (1998). Distribution of *Thiobacillus ferrooxidans* and *Leptospirillum ferrooxidans* for generation of acid mine drainage. *Science*, 279: 1519-1522
- SDEC-France (2003). Catalogue général. Matériels et Instrumentation scientifiques 86 p.
- Selker, J.S., Leclercq, P., Parlange, J. Y. and Steenhuis, T. (1992). Fingered flow in two dimensions. 1. Measurement of matric potential. *Water Resource Research*, 28, p.2512-2513.
- SENEC Consultants Ltd (1996). Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. *Rapport MEND 2.17.1*
- Shelp, M.L. and Yanful, K.E. (2000). Oxygen diffusion coefficient of soils at high degrees of saturation, *Geotechnical Testing Journal*, GTJODJ, vol.23, N^o1 p.36-44.
- Simm, P.H., Yanful, E.K., St-Arnaud, L. and Aubé, B. (2000). A laboratory evaluation of metal release and transport in flooded pre-oxidized mine tailings. *Applied Geochemistry*, vol.15.p.1245-1263.
- Sjoberg Dobchuk, B. (2002). Evaluation of the effectiveness of desulphurized tailings cover at Detour Lake Mine. *Mémoire de Maîtrise*, University of Saskatchewan, Saskatoon, 139 p.
- Smirnov, V. (1982). Géologie des minéraux utiles. *Ed. Mir Moscou*, 623 p.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. and Smith, R.M. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and mine soils. Report EPA-600/2-78-054, U.S. *National Technical Information Report PB-280 495*. 403 p.
- Soto, M.A., and Vilar, O.M. (2006). Evaluation of a pore fractal model for the prediction of soil water retention curve. *ASCE, Unsaturated soils. geotechnical special publication N^o.147*, vol.2, pp.2441-2452

- Sracek, O., Choquette, M., Gelinas, P., Lefebvre, R., and Nicholson, R.V., 2003. Geochemical characterization of acid mine drainage from a waste rock pile, Mine Doyon, Quebec, Canada. *Jour. Cont. Hydrol.* 69, pp. 45-71.
- SRK (Steffen, Robertson and Kirsten), (1989). Draft Acid Rock *Technical Guide*. BC AMD Task Force, Vol.1.
- Standard Methods (1998). *Standard Methods for the examination of the water and wastewater. 20 th Edition*.
- St-Arnaud, L.C. and Yanful, E.K. (1993). Recouvrements d'eau pour la fermeture de parcs à résidus miniers sulfureux: Etude de cas de Mattabi Mines. *Nedem 93*, p.67-85.
- Steefel, C. I. and Van Capellen, P. (1998). Reactive transport modeling of natural systems. *J. Hydrol.* 209, p.1-7.
- Sugio, T., Fujii, M., Takeuchi, F., Negishi, A., Maeda, T., and Kamimura, K. (2003). Volatilization of mercury by an iron oxidation enzyme system in a highly mercury-resistant *Acidithiobacillus ferrooxidans* strain MON-1. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 67 (7), 1537-1544.
- Suzuki, I. (2001). Microbial leaching of metals from sulfide minerals. *Biotechnology Advances.* 19, p.119-132.
- Takeuchi, F., Iwahori, K., Kamimura, K., Negishi, A., Maeda, T., and Sugio, T. (2001). Volatilization of mercury under acidic conditions from mercury-polluted soil by a mercury resistant *Acidithiobacillus ferrooxidans* SUG 2-2. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 65 (9), 1981-1986
- Takeuchi, F., Negishi, A., Maeda, T., K., Kamimura, and Sugio, T. (2003). Volatilization and recovery of mercury from mercury wastewater produced in the course of laboratory work using *Acidithiobacillus ferrooxidans* SUG2-2 cells. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, Vol.95, N03, 239-244
- Tassé, N., Germain, D., Dufour, C., and Tremblay, R. (1996). Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au-delà de la barrière d'oxygène. *Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de drainage dans l'Environnement Minier*; Rouyn Noranda, pp.106-128

- Tibble, P.A. (1997). A survey of in situ oxygen consumption rates for sulphide tailings: Investigations on exposed tailings and selected remediation efforts, *PhD*, University of Waterloo, Ontario, 215p.
- Tibble, P.A. and Nicholson, R.V. (1997). Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: Measured rates and applications, *4th International conference on acid rock drainage*, Vancouver p.647-661
- Tremblay, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans un matériau poreux partiellement saturé. *Mémoire de maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines*, École Polytechnique de Montréal, 186 pp.
- Tremblay, R.L., (1993). Étude sur l'efficacité d'une barrière humide construite avec des résidus forestiers : le projet East Sullivan. *NEDEM 93. Colloque sur le Programme de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier*. Val d'Or, pp.123-142.
- Trevors, J.T. (1996). Sterilization and inhibition of microbial activity in soil. *Journal of Microbiology Methods*, 26, 53-59.
- van Genuchten, M. Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol.44, pp.892-898.
- van Genuchten, M. Th., Leij, F.J., and Yates, R.S. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic function of unsaturated soils. *EPA/600/2-91/065*.
- Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J. and Darius, P. (1989). Estimating the soil moisture retention characteristics from texture, bulk density and carbon content, *Soil Sci.*, 148, pp.389-403
- Vigneault, B., Campbell, P.G.C., De Vitre, R. and Premont, S. (2001). Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under shallow water. *Water Research*, Vol.35, Issue 4, p.1066-1076.
- Villeneuve, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. *Mémoire de maîtrise, département des génies Civil, Géologique et des Mines*, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.

- Walter, A.L., Frind, E.O., Blowes, D.W., Ptacek, C.J. and Molson, J.W. (1994). Modelling of multicomponent reactive transport in groundwater: 1. Model development and evaluation. *Water Resour. Res.*, 30: 3137-3148.
- Warrick, A. and Amoozegar-Fard, A. (1977). Soil water regimes near porous cup water samplers, *Water Resources Research*, Vol 13, p.203-207.
- Wickland, B.E. (2006). Volume change and permeability of mixtures of waste rock and fine tailings. *Ph.D., University of British Columbia (Canada)*, 351 p.
- Wickland, B.E., Wilson, G. W., Wijewickreme, D. and Klein, B. (2006). Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings. *Can. Geotech. J.* vol. 43, n^o9, pp. 928-945.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soils surfaces. *Can. Geotech. J.*, 34, p.145-155.
- Wolf, D.C, Dao, T.H., Scott, H.D., and Lavy, T.L. (1989). Influence of sterilization methods on selected soil microbiological, physical, and chemical properties. *J. Environ. Qual.*, 18, p.39-44.
- Wunderly, M., Blowes, D.W., Frind, E.O. and Ptacek, C.J. (1996). A multicomponent reactive transport model incorporating kinetically controlled pyrite oxidation. *Water Resource Research*, 32: 3173-3187.
- Yanful, E.K., and Verma, A. (1999). Oxidation of flooded mine tailings do to resuspension. *Can. Geotech. J.*, 36, p.826-845.
- Yanful, E.K., Simms, P.H. and Payant, S. (1998). Soils covers for controlling acid generation in the mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry, *Water, air and soil pollution*, 114, p347-375.
- Yanful, E.K (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *ASCE, Journal of geotechnical engineering*. Vol, 119, 8; p.1207-1228.
- Yang, M., Yanful, E.K. (2001). Water balance during evaporation and drainage in cover soils under different water tables. *Advances in Environmental Research* 6, p.505-521
- Zagury, G.J., Narasiah, K.S. and Tyagi, R.D. (2001). Bioleaching of Metal-Contaminated Soil in Semicontinuous Reactor. *Journal of Environmental Engineering*, 127(9), p. 812-817.

- Zagury, G.J. (1997). Étude d'un traitement par biolixiviation au moyen de la microflore indigène ferroxydantes des sols contaminés aux métaux lourds (Cu, Zn, Mn), *Ph.D., Université de Sherbrooke (Canada)*, 176 p.
- Zagury, G.J., Colombano, S.M., Narasiah, K.S. and Ballivy, G. (1997b). Stabilisation de résidus acides miniers par des résidus alcalins d'usines de pâtes et papiers. *Environmental technology*, Vol.18, pp.959-973.
- Zagury, G.J., Narasiah, K.S., Tyagi, R.D., and Brzezinski, R. (1997a). Conservation et réactivation de communautés bactériennes ferroxydantes impliquées dans la biolixiviation des sols contaminés. *Can.J.Civ.Eng.* 24 : 1050-1058.