

Titre:	Évaluation du comportement géochimique de stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales <i>in situ</i>
Auteur:	Geneviève Pépin
Date:	2009
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence:	Pépin, G. (2009). Évaluation du comportement géochimique de stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales <i>in situ</i> [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/8499/
Citation:	

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8499/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Bruno Bussière, Michel Aubertin, & Mostafa Benzaazoua
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI



UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DU COMPORTEMENT GÉOCHIMIQUE DE STÉRILES
POTENTIELLEMENT GÉNÉRATEURS DE DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ À
L'AIDE DE CELLULES EXPÉRIMENTALES *IN SITU*

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

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)
AVRIL 2009



Library and Archives
Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-57267-2
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-57267-2

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.

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

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

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 protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

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

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

**
Canada

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION DU COMPORTEMENT GÉOCHIMIQUE DE STÉRILES
POTENTIELLEMENT GÉNÉRATEURS DE DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ À
L'AIDE DE CELLULES EXPÉRIMENTALES *IN SITU*

Présenté par : PEPIN Geneviève

En vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
présenté au jury d'examen constitué de :

M. CHOUTEAU Michel, Ing. Ph.D., président

M. BUSSIÈRE Bruno, Ing. Ph.D., membre et directeur de recherche

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

M. BENZAAZOUA Mostafa, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. ISABEL Denis, Ing. Ph.D., membre externe

DÉDICACE

*À ma mère
À mon père*

REMERCIEMENTS

J'aimerais en premier lieu remercier mon directeur de recherche, Bruno Bussière, pour ses multiples relectures, sa grande rigueur et sa disponibilité. Sans lui, jamais je n'aurais vu la lumière au bout du tunnel. Merci à mes codirecteurs de recherche, Michel Aubertin et Mostafa Benzaazoua, pour leurs généreux conseils et leur rigueur scientifique. Merci à la Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers pour son soutien financier et matériel à ce projet. Je remercie également Donald Laflamme, Dominique Beaudry, les stagiaires et tout le personnel de la compagnie QIT Fer et Titane inc. qui ont permis la réalisation de ce projet..

Merci à l'équipe de l'URSTM :

Denis Bois, pour la disponibilité du laboratoire et de ses équipements;

Nil Gaudet et Yvan Poirier, pour leur soutien physique et moral sur le terrain;

Benoît Plante, pour son support, son savoir si gentiment partagé et sa grande patience;

Mathieu Villeneuve, pour ses analyses et pour avoir si bien défriché le terrain;

Alain Perreault, pour sa joie de vivre et pour sa débrouillardise qui sauvent bien du temps;

David Bouchard, pour ses anecdotes, son toit chaleureux et sa grande expertise;

Mélanie Bélanger, pour ses multiples analyses et son support au laboratoire;

Louise Labbé, sans toi on serait tous perdus.

Merci à Gérald Zagury ainsi qu'à l'équipe de Polytechnique pour leur support et pour m'avoir permis d'effectuer mes essais au sein de leur laboratoire.

Merci à :

Greg, pour son support technique, le sacrifice de fins de semaine ensoleillées et sa grande patience;

Ma famille, pour m'avoir fait décrocher quand il était temps et parce qu'elle est tout simplement ce qu'il y a de mieux.

Tous mes amis, pour être là; désolée d'avoir gâché quelques bières en vous saoulant avec mon projet.

RÉSUMÉ

Un des principaux problèmes environnementaux associés à l'exploitation minière est l'entreposage en surface de rejets miniers solides. Ainsi exposés, ils peuvent entraîner la contamination des eaux de drainage. Les principaux rejets solides générés par l'exploitation minière sont les rejets de concentrateur et les stériles miniers. En raison de leurs propriétés (rejets hétérogènes à granulométrie étalée, propriétés hydrogéotechniques très variables, porosité élevée, particules à angularité élevée, etc.) les stériles sont souvent plus problématiques d'un point de vue environnemental.

Les divers minéraux présents dans les stériles miniers sont susceptibles de réagir avec l'eau et l'air environnants pour ensuite affecter la qualité de l'eau de percolation circulant dans les rejets. Les réactions chimiques peuvent mener à une acidification importante des eaux de drainage, on parlera à ce moment d'un problème de drainage minier acide (DMA). Un autre type de drainage problématique, celui-là reconnu depuis moins longtemps et moins étudié, peut également être causée par la réactivité de minéraux contenant des éléments solubles qui peuvent être entraînés dans le lixiviat et ce, même à des pH proches de la neutralité, on parle dans ce cas du drainage neutre contaminé (DNC).

Le phénomène de DNC avec contamination en nickel est observé au site de la mine du Lac Tio, où la concentration à l'effluent final dépasse occasionnellement les critères environnementaux. Le gisement exploité à la mine du Lac Tio, propriété de la compagnie QIT- Fer et Titane inc., est le plus grand gisement d'ilménite massive au monde. Il est situé dans la province de Québec au Canada. Ce gisement est en exploitation depuis les années cinquante, ce qui a généré une quantité importante de rejets. Les résidus produits sur le site sont essentiellement des stériles miniers. Les études antérieures réalisées sur la problématique du DNC, à la mine Tio et ailleurs, ont fait ressortir plusieurs lacunes au niveau des outils de prédition des caractéristiques du

DNC produit par les haldes à stériles. Les résultats montrent que les essais en laboratoire sont souvent peu représentatifs de la réalité (différences significatives entre les concentrations des essais au labo et celles observées sur le terrain).

Pour bien comprendre les comportements géochimiques en présence, on a sélectionné six différents stériles rencontrés à la mine Lac Tio (stériles à différentes teneurs en minerai, stériles frais ou altérés). Ces stériles ont été soumis à des essais cinétiques à l'échelle intermédiaire sur le terrain (25 à 30m³). La construction de sept cellules expérimentales a été effectuée à l'automne 2006. Il apparaissait important de comprendre l'impact des conditions d'entreposage des stériles (ennoiement ou exposition aux conditions atmosphériques) sur la génération de DNC ; au site du Lac Tio la majeur partie des stériles est exposée aux conditions naturelles de surface alors qu'une certaine portion des stériles a été déposée sous l'eau dans des lacs. Ainsi, six des cellules sont soumises aux conditions naturelles de surface, tandis que la septième cellule a été ennoyée. Les cellules permettent la récolte des eaux de percolation (ou du surnageant pour la cellule ennoyée) et le calcul des débits. Pour la cellule ennoyée, un piézomètre permet également d'échantillonner l'eau à l'intérieur des stériles.

Suite aux analyses des eaux de percolation des cellules expérimentales au cours des années 2006 à 2008, on a pu constater que les différents stériles étudiés n'ont pas un potentiel de génération d'acide et ce, autant à court qu'à long terme. Par contre, les résultats montrent que les stériles présentent un potentiel de DNC en nickel qui proviendrait, selon nos travaux de caractérisation, du relargage suite à l'oxydation de la pyrite (nickel étroitement lié à la pyrite). On mesure au cours de l'essai la présence de nickel dans les lixiviat de toutes les cellules (concentrations cependant sous la Directive 019). Par contre, pour la cellule composée de matériau altéré à forte teneur en hémo-ilménite les eaux de percolation ont ponctuellement des concentrations en nickel qui frôlent le critère de la directive 019. On observe des concentrations jusqu'à 0,946 mg/L alors que le critère de la directive 019 à 1 mg/L pour un échantillon ponctuel. De plus,

on a remarqué que les concentrations en nickel sont plus élevées dans les lixiviat des stériles altérés, que dans les cellules composées de matériau frais. Des essais de sorption ont montré que les cellules composées de matériau frais ont un pouvoir de rétention du nickel nettement plus élevé que les cellules de matériau oxydé, ce qui explique en majeur partie cette différence de comportement entre les stériles.

En ce qui concerne les dissemblances comportementales selon les conditions de déposition, condition naturelle de surface comparativement à l'ennoiement , l'étude a montré que le changement de milieu de déposition déstabiliseraient les liaisons de rétention et causerait un relargage des éléments, ce qui augmente à court terme la lixiviation de tous les éléments dans le puits d'échantillonnage de la cellule ennoyée. Ce phénomène a été observé au cours des années 2006 et 2007. Par contre, à l'année 2008 les teneurs diminuent dans les échantillons à des valeurs similaires à celles en conditions naturelles de surface.

En terminant, les taux de lixiviation obtenus en cellules expérimentales ont été comparés à ceux obtenus à l'échelle de la halde Puyjalon. Cette comparaison a été à même de démontrer la capacité des cellules expérimentales à représenter les conditions présentes à l'échelle de la halde à stériles. Bien que les cellules expérimentales ne soient pas représentatives de la halde en entier, les taux de lixiviation obtenus aux deux échelles d'observation sont du même ordre de grandeur. En terminant, il est important de mentionner que même si le projet porte sur un cas particulier (la mine Tio), l'approche prévisionnelle utilisée est transférable pour d'autres mines aux prises avec la problématique de génération de DNC par les empilements de stériles.

ABSTRACT

One of the main environmental problems associated to mining is the surface storage of solid mine waste such as mine tailings and waste rocks. When exposed to the ambient climatic conditions, these wastes can react and generate contaminants in the drainage water. Because of their properties (heterogeneous waste with wide-spread grain-size distribution, highly variable hydro-geotechnical properties, high porosity, high angularity, etc.) waste rocks are often considered more problematic than tailings in an environmental point of view.

As mentioned previously, the different minerals present in the waste rocks are susceptible to react with the surrounding water and air, and therefore affect the quality of the percolating waters in the waste piles. The chemical reactions can lead to an important acidification of the drainage waters; the term acid mine drainage (AMD) is used to describe this phenomenon. Another type of problematic drainage (called contaminated neutral drainage CND), not known until recently and therefore less studied, can also be caused by the reactivity of minerals containing elements soluble at near-neutral pH.

Nickel contaminated CND can be observed at Tio mine site where the concentrations at the final effluent occasionally exceed environmental regulation criteria. The deposit exploited at Tio mine (owned by QIT- Fer et Titane inc.) is the largest massive ilmenite deposit in the world. It is located in the Côte-Nord region of the province of Québec in Canada. This deposit has been exploited since the 1950's, and has generated a large quantity of waste rock. Previous studies performed on the CND generating potential at Tio mine and elsewhere have highlighted many weaknesses in the existing tools used to predict water quality from waste rock piles. Results showed that laboratory tests are often not very representative of the reality (significant differences between the lab concentrations and those observed on the field).

To fully understand the geochemical behaviour of Tio mine waste rocks, six different waste rocks were selected (waste rocks with different ore grade, freshly blasted or oxidized waste rocks) and submitted to intermediate scale (25 to 30m³) field kinetic tests. The construction of 7 experimental cells was done in the fall 2006. It is worth mentioning that at the Tio mine site, the major part of the waste rocks are exposed to natural surface conditions while a certain portion of the waste rocks has been deposited underwater in lakes. To better understand the impact of the deposition conditions of the waste piles on the generation of CND, two types of cells were built: submerged and exposed. More specifically, six cells are exposed to natural surface conditions, while the seventh cell is submerged. All cells allow for the collection of percolation water (or surface water for the submerged cell) and the calculation of flow rates. For the submerged cell, a piezometer also allows sampling of the water within the waste rocks.

Results analysis from the percolating waters in the experimental cells during the years 2006 to 2008 allows to categorize the different waste rocks studied as non acid-generating in the short and long term. However, results show that the waste rocks have a CND potential for nickel that would come from, according to our characterisation work, pyrite oxidation (nickel is closely related to pyrite). During the tests, concentrations in nickel were measured in leachates of all cells (but below the Directive 019 criterion). However, for the cells containing altered, high hemo-ilmenite grade waste rocks, leachates have punctual nickel concentrations close to the Directive 019. Concentrations of up to 0.946 mg/L were observed while the Directive 019 criterion is 1 mg/L for a punctual sample. Results also showed that nickel concentrations in the cells' leachates are higher for the altered waste rock than for the freshly blasted material. Sorption tests have shown that fresh waste rocks have a higher nickel retention potential than the oxidized waste rocks, which mostly explains the difference in nickel concentrations in the leachate from the cells with fresh and oxidized waste rocks.

The study showed that a change in the deposition conditions (from natural conditions to submerged conditions) destabilizes the retention links and causes a release of elements (for a relatively short period of time) in the interstitial water of the submerged cell. This phenomenon has been observed during the 2006-2007 years. However, in 2008, the elemental concentrations from samples taken in the sampling well were reduced to values similar to those of the naturally exposed cells.

Finally, the leaching rates obtained in experimental cells were compared with those obtained at the Puyjalon pile. This comparison showed that the experimental cells can represent relatively well the conditions found in the waste rock pile. Even if the experimental cells cannot simulate the pile in its totality, the leaching rates obtained at both scales were in the same range. Finally, it is important to mention that even if this project is based on a particular case (Tio mine), the predictive approach proposed can be transferable to other mines with CND problems from waste rocks.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	vi
RÉSUMÉ	viii
ABSTRACT	xi
TABLE DES MATIÈRES	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
LISTE DES FIGURES	xxiii
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xxxv
LISTE DES ANNEXES	xxxix
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Rejets générés par l'industrie minière	1
1.2 Les stériles miniers	3
1.2.1 Méthodes de construction des haldes à stériles.....	4
1.2.2 Mouvement des fluides	5
1.2.3 Prédiction de leur comportement hydro-géochimique	9
1.3 Objectifs et contenu du mémoire.....	11
CHAPITRE 2 DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ (DNC) :	
FORMATION ET PRÉDICTION	14
2.1 Drainage neutre contaminé.....	15
2.1.1 Généralités sur la formation du DNC.....	16
2.1.2 Comportement géochimique du nickel	20
2.2 Prédiction de la qualité du drainage	22
2.2.1 Techniques de prédiction existantes.....	23
2.2.2 Principaux défis associés à la prédiction du DNC	25
2.3 Études existantes sur le taux de réaction à différentes échelles d'observation .	27
2.3.1 Frostad et <i>al.</i> (2005)	27
2.3.2 Miller et <i>al.</i> (2003)	29
2.3.3 Malmström et al (2000).....	34
2.3.4 Lapakko (1994)	37
2.3.5 Synthèse des comparaisons au laboratoire versus sur le terrain	39
2.4 Études antérieures sur la prédiction du DNC: Le cas Lac Tio	43

2.4.1	Essai en cellule humide (Bussière et <i>al.</i> , 2005)	43
2.4.2	Essai en plateforme expérimentale (Roche, 2004).....	45
2.4.3	Comparaison entre l'essai en cellule humide et l'essai en plate-forme expérimentale	46
2.5	Dernières remarques	47
CHAPITRE 3 SITES À L'ÉTUDE, DESCRIPTION DU DESIGN ET DE LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPÉRIMENTALES		49
3.1	Mise en contexte.....	49
3.2	Description du site Lac Tio	50
3.2.1	Géologie régionale	51
3.2.2	Géologie du gisement.....	53
3.2.3	Haldes à stériles.....	53
3.2.4	Localisation des cellules expérimentales	54
3.3	Description des stériles sélectionnés	55
3.3.1	Concentration en ilménite des stériles.....	56
3.3.2	Niveau d'oxydation des stériles	56
3.3.3	Le gisement de provenance du stérile	57
3.4	Conception des cellules	58
3.4.1	Premier type : condition naturelle de surface.....	58
3.4.2	Deuxième type : ennoiement partiel ou total	60
3.5	Construction	62
3.5.1	Emplacement.....	62
3.5.2	Excavation.....	63
3.5.3	Mise en place de la couche inférieure de sable	66
3.5.4	Pose de la membrane et du drain.....	69
3.5.5	Mise en place de la couche de sable supérieure	75
3.5.6	Déposition des stériles.....	75
3.5.7	Pose d'un puits d'échantillonnage de la cellule 7	76
3.5.8	Calcul des volumes	78
3.6	Instrumentation et méthode du suivi environnemental	78
3.6.1	Méthode pour le suivi des conditions météorologiques.....	78
3.6.2	Méthode pour l'enregistrement des débits à la sortie des cellules expérimentales.....	79

3.6.3	Suivi environnemental des eaux de percolation.....	82
3.6.3.1	Analyses électrochimiques	82
3.6.3.2	Analyses élémentaires par ICP-AES	83
CHAPITRE 4 MÉTHODES ET RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION....	85	
4.1	Méthodes de caractérisation des matériaux solides.....	85
4.1.1	Caractérisation physique	85
4.1.2	Caractérisation des propriétés hydrogéologiques.....	87
4.1.3	Caractérisation chimique.....	87
4.1.4	Caractérisation minéralogique	89
4.1.5	Caractérisation microbiologique	91
4.2	Résultats de la caractérisation des matériaux solides	92
4.2.1	Principales caractéristiques physiques	92
4.2.2	Principales propriétés hydrogéologiques	95
4.2.3	Principales caractéristiques chimiques.....	98
4.2.4	Principales caractéristiques minéralogiques	107
4.2.5	Autres tests de caractérisation pour localiser le nickel	116
4.2.6	Résultats de la caractérisation microbiologique.....	118
4.2.6.1	Activité des bactéries ferrooxydantes acidophiles.....	118
4.2.6.2	Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles	119
4.2.6.3	Activité des bactéries sulfoxydantes acidophiles.....	122
4.3	Synthèse de la caractérisation.....	124
CHAPITRE 5 RÉSULTATS DU SUIVI DES CELLULES		
	EXPÉRIMENTALES <i>IN SITU</i>.....	129
5.1	Conditions météorologiques, débits et bilan hydrique préliminaire.....	129
5.1.1	Conditions météorologiques.....	129
5.1.2	Débits enregistrés à la sortie des cellules expérimentales.....	130
5.1.3	Bilan hydrique préliminaire	134
5.2	Résultats du suivi environnemental des eaux de percolation	136
5.2.1	Comportement géochimique des cellules avec condition naturelle de surface	137
5.2.1.1	Résultats des analyses électrochimiques.....	137
5.2.1.2	Résultats des analyses élémentaires par ICP-AES	139

5.2.2	Cellule ennoyée	149
5.2.2.1	Résultats des analyses électrochimiques.....	149
5.2.2.2	Résultats des analyses élémentaires par ICP-AES	151
5.3	Interprétation des résultats et discussion	158
5.3.1	Taux de lixiviation	158
5.3.1.1	Calcul des taux de lixiviation.....	158
5.3.1.2	Résultats des taux de lixiviation	159
5.3.2	Potentiel de génération de DMA et de DNC à long terme.....	163
5.3.2.1	Relation d'oxydation et de neutralisation	163
5.3.2.2	Épuisements	165
5.3.3	Précipitation de minéraux secondaires.....	169
5.3.4	Sorption du nickel	172
5.4	Synthèse du suivi environnemental	175
CHAPITRE 6 COMPARAISON DES TAUX DE LIXIVIATION EN CELLULES EXPÉRIMENTALES ET EN VRAIE GRANDEUR		180
6.1	Halde Puyjalon	181
6.1.1	Débits aux effluents.....	181
6.1.2	Qualité de l'eau aux effluents	182
6.1.3	Calcul du volume de la halde Puyjalon.....	186
6.1.4	Taux de lixiviation de la halde Puyjalon.....	187
6.1.5	Épuisement du nickel	189
6.2	Comparaison avec les résultats des essais cinétiques en cellules expérimentales.....	190
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		194
7.1	Conclusions	194
7.2	Recommandations	198
RÉFÉRENCES.....		201
ANNEXES		221

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Quelques différences entre les haldes à stériles et les parcs à résidus miniers, avec leurs effets sur le mouvement des fluides (tiré de Mbonimpa et Aubertin, 2002)	3
Tableau 2.1: Taux de lixiviation des sulfates pour les essais standards (cellules humides) et les essais cinétiques de 20 tonnes. Résultats sur une base massique et normalisée par rapport à la surface spécifique (tiré de Frostad et <i>al.</i> 2005).....	28
Tableau 2.2: Taux de lixiviation des sulfates du laboratoire corrigés pour les températures du terrain et les taux de lixiviation des sulfates sur le terrain. Ea est l'énergie d'activation qu'ils ont pris pour effectuer le calcul, soit celle à pH7 ou à pH 4 (tiré de Frostad et <i>al.</i> 2005)	29
Tableau 2.3: Taux d'altération minéralogiques, estimés à l'aide des taux d'échappement observés des traceurs, en fonction du logarithme de la masse normalisée du taux d'altération R , et du coefficient de taux associé $k = R/a_{sm}$, où a_{sm} est la surface spécifique du minéral m^a . (tiré de Malmström et <i>al.</i> 2000).....	35
Tableau 2.4: Caractéristiques et conditions pour les trois échelles d'observation. En fonction de la masse totale de stérile (M), du débit (Q), de la température (T), du pH, du contenu volumique des minéraux (γ_m) pour la pyrite (pyr), chalcopyrite (chalc), biotite (bio), plagioclase (plag). (tiré de Malmström et <i>al.</i> 2000).....	36
Tableau 2.5: Comparaison des potentiels de neutralisation obtenus sur le terrain et en laboratoire (tiré de Lapakko 1994).....	39
Tableau 2.6 : Synthèse des études sur le comportement géochimique à différentes échelles d'observation pour des stériles miniers à faibles teneurs en sulfures (<5%).....	41

Tableau 2.7: Principaux résultats des essais en laboratoire et de terrain (Bussière et <i>al.</i> , 2005)	46
Tableau 3.1: Volume, tonnage et superficie des haldes de la mine Lac Tio à date du 26 octobre 2007 (informations fournies par QIT Fer et Titane inc.)	54
Tableau 3.2 Description sommaire des stériles miniers contenus dans les cellules expérimentales	56
Tableau 3.3 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris dans le fond excavé.....	66
Tableau 3.4 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris sur la couche de sable inférieure	69
Tableau 3.5 : Propriétés de la géomembrane	69
Tableau 3.6 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris sur la couche de sable supérieure	75
Tableau 3.7 : Volumes des cellules expérimentales en m^3 , calculés à l'aide du logiciel Autocad.	78
Tableau 3.8: Pressions (PSI) obtenues pour chacun des débits imposés.	80
Tableau 4.1: Caractéristiques physiques des matériaux étudiés	95
Tableau 4.2: Densité relative des grains pour les matériaux C1 à C6 évaluée avec le pycnomètre à hélium sur des matériaux de <500 μm	95
Tableau 4.3: Résumé des conductivités hydrauliques théoriques et mesurées des matériaux des QIT (Gaillot, 2007).....	96
Tableau 4.4: Résultats des analyses chimiques pour les stériles des cellules C1 à C6; taille granulométrique <500 μm	98
Tableau 4.5: Résultats des analyses chimiques pour les stériles des cellules C1 à C6; taille granulométrique <6,3mm	99
Tableau 4.6: Analyses granulo-chimiques du stérile C2 (stérile frais de teneur moyenne en hémo-ilménite) pour plusieurs tailles	

granulométriques (<6,3mm , <500 µm, 250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm,<32 µm).....	104
Tableau 4.7: Quantifications minéralogiques au DRX des échantillons <6,3 mm pour les cellules C1 à C6	107
Tableau 4.8: Quantifications minéralogiques DRX des échantillons <500 µm pour les cellules C1 à C6.....	108
Tableau 4.9: Résultats des analyses chimiques du nickel et du soufre pour les minéraux purs (hémo-ilménite, plagioclase et sulfure) provenant de la fosse Tio (Tio) ou de la fosse Nord-Ouest (NO).....	117
Tableau 4.10: Sommaire des résultats des essais sur la présence des bactéries dans les stériles C1, C2 et C5 de la mine Lac Tio.....	124
Tableau 4.11: Synthèse de la caractérisation des stériles miniers de la mine Lac Tio.	127
Tableau 5.1 : Précipitations et température enregistrées à l'aéroport de Sept-Îles.....	132
Tableau 5.2 : Résultats du bilan hydrique pour les cellules C1 à C6 au cours de l'été 2007 et 2008.....	136
Tableau 5.3 : Valeurs statistiques pour la sommation calcium, magnésium et manganèse en solution et concentration pour les 2 échantillons de précipitations.....	143
Tableau 5.4 : Valeurs statistiques pour le soufre en solution et concentration pour les 2 échantillons de précipitations.....	144
Tableau 5.5 : Synthèse des résultats du suivi de la qualité d'eau des effluents provenant des cellules expérimentales	178
Tableau 6.1 : Synthèse de la comparaison entre la cellule expérimentale C4 (matériau oxydé à faible teneur en hémo-ilménite) et la halde à stériles Puyjalon	193
Tableau A.1: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3.....	226

Tableau A.2: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm.	228
Tableau A.3: Granulo-minéralogie au diffractomètre à rayons X (DRX) de l'échantillon C2 pour différentes fractions granulométrique (250-355µm, 125-250µm, 32-75µm, <32 µm).	231
Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre.....	236
Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008.	241
Tableau A.6: Données de débits calculés manuellement (mL/min) au cours de l'année 2007 comparés avec les mesures des pressions enregistrées par les sondes à la sortie des cellules (PSI)	251
Tableaux A.7: Moyenne des débits journaliers enregistrés à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2007.	252
Tableaux A.8: Moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2008.....	254
Tableaux A.9: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C1 à C3 pour l'année 2006 à 2008.....	259
Tableaux A.10: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C4 à C6 pour l'année 2006 à 2008.....	260
Tableaux A.11: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C7In à C7Out et de la pluie pour l'année 2006 à 2008.....	260
Tableaux A.12: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C1 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.....	262
Tableaux A.13: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C2 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.	263
Tableaux A.14: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C3 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.	265

Tableaux A.15: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C4 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.	267
Tableaux A.16: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C5 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.	268
Tableaux A.17: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C6 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008	270
Tableaux A.18: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C7In au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.....	272
Tableaux A.19: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C7Out au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.....	273
Tableaux A.20: Analyses élémentaires des précipitations au site Tio pour le 17 juillet 2007 et le 09 août 2007.....	274

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 :	Parc à rejets de concentrateur, Mine Laronde, Québec, Canada; photo : Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT	2
Figure 1.2:	Halde à stérile, Mine Lac Tio, Québec, Canada	2
Figure 1.3:	Représentation schématique des éléments de la structure interne d'une halde construite sur un terrain plat, en deux bancs principaux ; on y voit les couches densifiées par la machinerie, et les plans inclinés avec ségrégation des particules le long des pentes de déposition (tirée d'Aubertin et al., 2005).....	5
Figure 1.4:	Structure interne de la halde de la mine Golden Sunlight, USA (Azam et al., 2006; Fala, 2008).....	7
Figure 1.5:	Schématisation des phénomènes physico-chimiques d'échange et de mouvement des fluides, impliqués dans la production du DMA dans les haldes à stériles (adapté de Lefèvre et al., 2001 par Aubertin et Mbonimpa, 2002).....	8
Figure 2.1 :	Cas des mines qui sont aux prises avec des problèmes de DNC (Sharer et al., 2000).....	16
Figure 2.2 :	Solubilité des métaux en fonction du pH à 25°C (Cravotta., 2008).....	18
Figure 2.3:	Concentration en nickel en fonction du pH. Calculs basés sur la précipitation de Ni(OH)_2 d'une solution contenant originellement 100 mg/L (Nicholson, 2003).....	21
Figure 2.4:	Évolution de la concentration en sulfates pour les colonnes et les cellules expérimentales (tirée de Miller et al. 2003).....	31
Figure 2.5:	Évolution des charges de sulfates pour les colonnes et les cellules expérimentales (tirée de Miller et al. 2003).....	31
Figure 2.6:	Taux d'altération modélisés à l'échelle du terrain et des colonnes comparées avec des taux d'altérations observés, c'est-à-dire comparés directement avec les taux qui étaient estimés des taux	

d'échappement des traceurs. Les symboles blancs et noirs représentent respectivement les essais en colonnes et les essais de terrain (\diamond pyrite, \square chalcopyrite, \circ biotite, \triangle plagioclase). La ligne représente le cas parfait, « prédition parfaite », où les taux modélisés égalent les taux observés. (tirée de Malmstrom et al. 2000)	37
Figure 2.7: Comparaison du pH minimum obtenu sur le terrain (\blacktriangle) et au laboratoire (\circ). Les données du laboratoire représentent un drainage après 150 semaines de dissolution des échantillons du complexe de Duluth (Lapakko et Antonson 1993, dans Lapakko 1994)	38
Figure 2.8: Évolution des mesures ponctuelles du pH, du Eh pour l'essai en cellule humide sur les stériles du Lac Tio. (Bussière et al, 2005)	44
Figure 2.9 : Évolution des concentrations ponctuelles et des charges cumulées normalisées en Ni et SO_4^{2-} pour l'essai en cellule humide sur les stériles de la mine Lac Tio (Bussière et al, 2005)	44
Figure 2.10: Évolution des mesures ponctuelles du pH pour l'essai en plate-forme expérimentale sur les stériles de la mine Lac Tio. (Bussière et al, 2005)	45
Figure 2.11 : Évolution des concentrations ponctuelles et des charges cumulées normalisées en Ni et SO_4^{2-} pour l'essai en plate forme expérimentale sur les stériles de la mine Lac Tio. (Bussière et al, 2005)	46
Figure 3.1: Localisation Havre Saint-Pierre (MRNF, 2008) et site de la mine Lac Tio en vue aérienne. Les zones d'exploitation sont entourées par un trait bleu plein et les haldes à stériles sont entourés d'un trait rouge pointillé.....	51
Figure 3.2: Carte des unités mafiques, ultra-mafiques et anorthositiques de l'extrême est du Grenville québécois (Modifié de Carte	

géologique du Québec, Ressources naturelles Québec, MRNF 2002)	52
Figure 3.3 : Vue en plan du site de la mine Lac Tio avec l'emplacement des 7 cellules expérimentales	55
Figure 3.4 : Vues en plan, en section et transversale des cellules expérimentales soumises aux conditions naturelles.....	59
Figure 3.5 : Vues en plan, en section et transversale de la cellule expérimentale envoiée (partiel ou total).....	61
Figure 3.6 : Schématisation de la disposition des cellules sur le terrain.	62
Figure 3.7 : Excavation des cellules a) mesure de la hauteur des bermes; b) mesure de la longueur des bermes.	63
Figure 3.8: Excavation des cellules a) Excavation des cuvettes des cellules 1 à 6 terminée et début de l'excavation de la cellule 7 b) Excavation de la cellule 7.	64
Figure 3.9: Nettoyage de la zone excavée au moyen de râteaux, afin d'enlever les particules grossières qui peuvent être susceptibles de percer la géomembrane.....	65
Figure 3.10 : Schématisation de la localisation des points d'arpentage.	66
Figure 3.11 : Mise en place de la couche inférieure de sable	67
Figure 3.12 : Humidification du sable pour le compactage.....	67
Figure 3.13 : Compactage de la couche inférieure de sable a) compactage des bermes de la cellule b) passage à répétition pour s'assurer d'un compactage adéquat	68
Figure 3.14 : Pose de la géomembrane.....	70
Figure 3.15 : Étapes de la pose du drain. a) fixation de la membrane sur le tuyau à l'aide de ruban adhésif b) pose du collet c) fixation du collet au tuyau avec du ruban adhésif.	71
Figure 3.16 : Mise en place de la bentonite sur les contacts entre le tuyau et la membrane	72

Figure 3.17 :	Pose du drain.....	73
Figure 3.18:	Pose de la surverse a) début de la mise en place de la couche de sable supérieur avant le raccordement de la surverse au tuyau servant d'exutoire b) mise en place de la surverse.....	74
Figure 3.19 :	Mise en place des stériles a) déposition des stériles sur la couche de sable supérieure b) vue d'ensemble des cellules expérimentales.....	76
Figure 3.20 :	Puits d'échantillonnage (à droite sur les photos) et surverse de la cellule 7. a) lors de la construction. b) quelques semaines après la construction, début de l'ennoiement des stériles.....	77
Figure 3.21 :	Station météorologique installée au site de la mine Lac Tio.	79
Figure 3.22:	Courbe de calibrage des sondes à pression.	80
Figure 3.23 :	Instrumentation des cellules a) Dessin de la configuration du déversoir en « V » b) Sonde à pression HOBO U20	81
Figure 3.24:	Déversoir en V à la sortie d'un drain.	82
Figure 4.1:	Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3.....	93
Figure 4.2:	Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm	94
Figure 4.3:	Courbe de rétention d'eau théorique et expérimentale (Gaillot, 2007)	97
Figure 4.4:	Teneur en fer dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm)	100
Figure 4.5:	Teneur en titane dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm)	100
Figure 4.6:	Teneur en soufre sulfure dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm)	101
Figure 4.7:	Sommation des teneurs en calcium, magnésium et manganèse dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm).....	102

Figure 4.8:	Teneur en nickel dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3mm, <500µm)	103
Figure 4.9:	Teneurs en nickel selon la teneur en soufre dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm).....	104
Figure 4.10:	Teneur en aluminium, fer, titane et calcium+magésium+manganèse de l'échantillon C2 pour différentes tailles granulométriques (250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm, <32 µm).	106
Figure 4.11:	Teneur en nickel et soufre de l'échantillon C2 pour différentes tailles granulométriques (250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm, <32 µm).....	106
Figure 4.12:	Quantifications au DRX des familles minéralogiques pour les fractions <6,3mm (cellules C1 à C6). Les échantillons se composent de plagioclases sodiques et calciques (labradorite), d'hémo-ilménite et de pyroxènes (enstatite et pigeonite), de micas (biotite, chlorite, muscovite), de feldspath potassique (orthoclase), de sulfure (pyrite), de spinel et de rutile (ces deux derniers minéraux ne sont pas présentés sur la figure, puisqu'en trop faible proportion).....	109
Figure 4.13:	Quantifications de la pyrite au DRX des fractions <6,3mm et <500µm pour les cellules C1 à C6	110
Figure 4.14:	Photo au microscope optique polarisé non analysé de pyrite non-altérée présente dans l'échantillon C1 <500µm (grossissement 50X)	111
Figure 4.15:	Photo de grain de pyrite altérée échantillon C2 <500µm a) pyrite altérée avec inclusion de chalcopyrite, millérite et magnétite, observée au MO (polarisé, non analysé, grossissement 100X; gauche) et au MEB (droite). b) pyrite altérée avec inclusion de	

chalcophyllite, millérite et magnétite, observée au MO (polarisé, non analysé, grossissement 50X; gauche) et au MEB (droite). c) pyrite avec association de chalcophyllite et millérite, échantillon, observée au MO (polarisé, non analysé grossissement 10X; gauche) et au MEB (droite).....	112
Figure 4.16 : Cartographie des éléments d'intérêt dans la zone étudiée de l'échantillon Tio-C (grossissement x 200) : le grain 1 identifié comme de la chalcophyllite (composé de soufre, de fer et de cuivre); le grain 2 identifié comme de l'arsénopyrite (composé d'arsenic, de fer et de soufre); le grain 3 où le nickel est associé à la pyrite (composé de nickel, de soufre et de fer; Bussière et al., 2005)	114
Figure 4.17: Photo de chalcophyllite présente dans l'échantillon C1 <500µm en inclusion dans un silicate et de magnétite, observé : a) au microscope optique (grossissement 100X), b) au MEB.....	115
Figure 4.18: Pyrite avec présence de croûte d'oxyde de fer de l'échantillon C4 <500 µm observé au microscope optique (grossissement 100X).....	115
Figure 4.19: Pyrite avec présence de croûte d'oxyde de fer dans l'échantillon C4 <500 µm observé au microscope optique (grossissement 100X).	116
Figure 4.20: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.....	119
Figure 4.21: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.....	119
Figure 4.22: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.....	119

Figure 4.23:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.....	121
Figure 4.24:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.....	121
Figure 4.25:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.....	121
Figure 4.26:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries sulfoxydantes acidophiles.	123
Figure 4.27:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries sulfoxydantes acidophiles.	123
Figure 4.28:	Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries sulfoxydantes acidophiles.	124
Figure 5.1:	Précipitations au site Lac Tio enregistrées par la station météorologique a) de mai à décembre 2007 b) durant l'année 2008 et tableau des statistiques pour la période de 2007 et l'année 2008.....	131
Figure 5.2:	Température quotidienne (moyenne des températures enregistrées à toutes les heures par la station météorologique) : a) de mai à décembre 2007 b) durant l'année 2008 et tableau des statistiques pour la période de 2007 et l'année 2008.	132
Figure 5.3:	Comparaison des débits mesurés manuellement associés aux pressions enregistrées par les sondes à la courbe de calibrage effectuée au laboratoire.....	133

Figure 5.4:	Débits enregistrés à la sortie des cellules jumelés aux valeurs mesurées sur les précipitations au site de la mine Lac Tio: a) à l'été 2007 b) à l'été 2008.	134
Figure 5.5 :	Variation du pH des eaux de percolation des cellules C1 à C7 pour l'année 2006 à 2008.....	138
Figure 5.6 :	Variation de la conductivité des eaux de percolation des cellules C1 à C7 pour l'année 2006 à 2008.....	138
Figure 5.7 :	Variation du potentiel d'oxydo-réduction des eaux de percolation des cellules C1 à C6 pour l'année 2007 à 2008.	139
Figure 5.8 :	Variation des valeurs ponctuelles mesurées de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6 pour a) calcium, b) magnésium c) manganèse, d) la sommation du calcium, magnésium, manganèse.....	142
Figure 5.9:	Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour la concentration en soufre de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6.	143
Figure 5.10 :	Relations d'oxydation-neutralisation pour les six stériles de la mine Lac Tio étudiés et tableau des régressions.....	145
Figure 5.11:	Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour le nickel, de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6 et tableau des statistiques pour le nickel.....	146
Figure 5.12:	Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour les concentrations en aluminium, silicium, fer, titane, zinc et cuivre de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6.	148
Figure 5.13 :	Valeurs du pH des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2006 à 2008.	150
Figure 5.14 :	Valeurs de la conductivité des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2006 à 2008.	150

Figure 5.15 : Valeurs du potentiel d'oxydo-réduction des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2007 à 2008.....	151
Figure 5.16: Valeurs ponctuelles mesurées de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out pour a) calcium, b) magnésium, c) manganèse, d) la sommation du calcium, magnésium, manganèse et tableau des paramètres statistiques pour la sommation calcium, magnésium et manganèse.....	153
Figure 5.17: Valeurs ponctuelles mesurées pour la concentration en soufre de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out, avec un tableau des paramètres statistiques.....	154
Figure 5.18: Valeurs ponctuelles mesurées pour le nickel, de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out et tableau des statistiques pour le nickel.....	156
Figure 5.19 : Valeurs ponctuelles mesurées pour l'aluminium, le silicium, le fer le titane, le zinc et le cuivre de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out (graphique présenté en échelle logarithmique pour tous les éléments sauf le cuivre).	157
Figure 5.20 : Évolution du taux de lixiviation du soufre pour les stériles C1 à C6.....	160
Figure 5.21 : Évolution du taux de lixiviation de la sommation calcium, magnésium et manganèse pour les stériles C1 à C6.	161
Figure 5.22 : Évolution du taux de lixiviation du nickel pour les stériles C1 à C6.....	162
Figure 5.23 : Rapport [Ni/S] dans les effluent dans le temps pour les stériles C1 à C6.....	163
Figure 5.24 : Relation entre l'oxydation et la neutralisation utilisés pour statuer sur le potentiel de génération de DMA à long terme pour les six stériles de la mine Lac Tio. Les lignes pointillés représentent les	

régressions extrapolées des courbes Ca+Mg+Mn vs S de l'essai en cellules expérimentales et les points représentent les compositions élémentaires des matériaux initiaux.....	165
Figure 5.25 : Estimation de l'épuisement de la sommation calcium, magnésium et manganèse pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).....	167
Figure 5.26 : Estimation de l'épuisement du soufre pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).....	168
Figure 5.27: Estimation de l'épuisement du Ca+Mg+Mn comparé à l'épuisement du soufre pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).....	168
Figure 5.28 : Estimation de l'épuisement du nickel pour les cellules C1 à C6 au cours de la durée des essais pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).	169
Figure 5.29: Résultats des minéraux susceptibles de précipiter suite aux calculs des indices de saturation effectués à l'aide de Visual Minteq : a) Boehmite (AlO(OH)) b) Diaspore (AlO(OH)) c) Gibbsite (Al(OH)3) d) Halloysite (Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH)4) e) Imogolite (Al ₂ SiO ₃ (OH)4) f) Kaolinite (Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH)4).....	171
Figure 5.30: Résultats des minéraux susceptibles de précipiter suite aux calculs des indices de saturation effectués à l'aide de Visual Minteq : a) Hematite (Fe ₂ O ₃) b) Maghemite (Fe ₃₊ O ₃) c) Lepidocrocite (Fe ₃₊ O(OH)) d) Goethite (Fe ₃₊ O(OH)) e) Magnesioferrite (MgFe ₃₊ O ₄) f) Ferrihydrite (Fe ₃₊ O ₃ ·0.5(H ₂ O))	173

Figure 5.31:	Essai de sorption sur les 6 stériles de la mine Lac Tio (Plante, 2009)	175
Figure 6.1:	Représentation des différents bassins versants présents au site Lac Tio (fournie par la compagnie QIT Fer et Titane inc., non publique)	182
Figure 6.2:	a) et b)Déversoir à l'exutoire Puyjalon Sud c) et d) Déversoir à l'exutoire 211,4	183
Figure 6.3:	Débits enregistrés aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud et précipitations au site Lac Tio et tableau des paramètres statistiques.....	184
Figure 6.4:	Variation du pH aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour une période de l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.....	184
Figure 6.5:	Variation de la conductivité aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour une période de l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.....	185
Figure 6.6:	Variation de la concentration en nickel aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.....	185
Figure 6.7 :	Topographie initiale avant la déposition de la halde Puyjalon, effectuée à l'aide d'Autocad.	186
Figure 6.8 :	Topographie des stériles sur Puyjalon Sud-Ouest et Puyjalon Sud-Est, effectuée à l'aide d'Autocad.....	187
Figure 6.9 :	Charge cumulée normalisée pour le nickel aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour une période de l'année 2007. Les pentes des courbes correspondent aux taux de lixiviation : 0,0755 mg/m ³ /jour pour l'exutoire Puyjalon Sud et 0,0607 mg/m ³ /jour pour l'exutoire 211,4.....	189
Figure 6.10 :	Estimation de l'épuisement du nickel pour une période de 210 jours pour Puyjalon SE (Puyjalon Sud) et Puyjalon SO (211,4).....	190

Figure A.1 :	Test d'adsorption du nickel sur le sable placé dans les cellules expérimentales.....	222
Figure A.2 :	Fiche technique de la géomembrane utilisée dans les cellules expérimentales.....	224
Figure A.3:	Spectre de la composition d'une pyrite (sulfure de fer).....	233
Figure A.4:	Spectre de la composition d'une chalcopyrite (sulfure de fer et de cuivre).	234
Figure A.5:	Spectre de la composition d'une millérite (sulfure de nickel).	234

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABA :	Acid-base accounting
an :	année [T]
APHA :	American Public Health Association
ASTM :	American Society for Testing and Materials
C _c :	Coefficients de conformité
CH :	Essai en cellule d'humidité
C _j :	Concentration de l'élément « M » au jour « j » [M/L ³]
cm :	centimètre [L]
C _{M0} :	Concentration initiale de l'élément « M » [M/L ³]
CRIQ :	Centre de recherche industrielle Québec
CRSNG :	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
C _u :	Coefficient d'uniformité
CRE :	Courbe de rétention d'eau
D ₁₀ :	Diamètre correspondant à 10 % volumique cumulé sur la distribution granulométrique [L]
D ₅₀ :	Diamètre correspondant à 50 % volumique cumulé sur la distribution granulométrique [L]
D ₆₀ :	Diamètre correspondant à 60 % volumique cumulé sur la distribution granulométrique [L]
D ₉₀ :	Diamètre correspondant à 90 % volumique cumulé sur la distribution granulométrique [L]
DMA :	Drainage minier acide
D _r :	Densité relative
DRX :	Diffraction des rayons X
E :	Évaporation [L ³]
E _a :	Énergie d'activation (J mol ⁻¹)

EDS :	Energy dispersive spectroscopy
ENH :	Électrode normale d'hydrogène
Eptox :	Extraction Procedure Toxicity Test
g :	gramme [M]
Ga :	Milliard d'année [T]
GPS :	Global Positioning System
ha :	Hectare [L]
ICP-AES :	Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy
IS :	Indice de saturation
j :	jours [T]
k :	Taux de lixiviation constant à température donnée
kg :	Kilogramme [M]
km :	Kilomètre [L]
Kps :	Constante d'équilibre
k_{sat} :	Conductivité hydraulique saturée
L :	litre [L^3]
m :	mètre [L]
Ma :	Million d'année [T]
MDDEP :	Ministère du développement durable, environnement et parcs du Québec
MEB :	Microscope électronique à balayage
MEND :	Mine Environment Neutral Drainage
MEP :	Multiple Extraction Procedure
$[M]_{\text{ICP}}$:	Concentration de l'élément « M » obtenu suite à l'analyse chimique [M/M]
$[M]_j$:	Concentration du paramètre « M » mesuré au jour « j » [M/L^3]
ml :	Millilitre [L^3]
mm :	Millimètre [L]
MO :	Microscope optique

MRNF :	Ministère des ressources naturelles et faune du Québec
Mt :	Million de tonne
MWMP :	Meteoric Water Mobility Procedure
NA:	Non analysé
NAG:	Net acid generation test
n/d :	Non détecté
n_j :	Nombre de jour de lixiviation [T]
P :	Précipitations [L]
PA :	Potentiel de génération d'acidité
PAI :	Produit d'activité ionique
pHpzc :	pH point zero charge
Pj :	Période de temps entre deux échantillonnages [L^3]
PN :	Potentiel de neutralisation
Poly :	École Polytechnique de Montréal
POR :	Potentiel d'oxydo-réduction
PSI :	Pound per square inch
PVC :	Polychlorure de vinyle
Q:	Débit [L^3/T]
Q_j :	Débit à la journée « j » [L^3/T]
R :	Constante des gaz ($8,31 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)
R^2 :	Coefficient de corrélation
R_s :	Ruisseaulement [L^3]
SPLP :	Synthetic Precipitation Leaching Procedure
SRK :	Steffen, Robertson and Kristen
T° :	Température [°]
TCLP :	Toxic Characteristic Leaching Procedure
T_i :	Taux de lixiviation instantané pour le paramètre « M » à la journée « j » (mg/m ³ /jour)

T _L :	Taux de lixiviation pour le paramètre « M » à la journée « j » (mg/m ³ /jour)
Tm:	Tonne métrique [M]
UQAT :	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM :	Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale
V :	Volume de stériles [L ³]
°C :	Température en degrés Celsius [°]
µm :	micromètres ou microns [L]
µMho :	micro-mho (unité de conductivité)
θ :	Teneur en eau volumique
ψ :	Succion d'eau
% p/p :	Pourcentage massique
ΔS :	Rétention d'eau [L ³]

LISTE DES ANNEXES

A.1	ESSAI D'ADSORPTION SUR LE SABLE.....	221
A.2	FICHE TECHNIQUE DE LA GÉOMEMBRANE	223
A.3	ANALYSES GRANULOMÉTRIQUES DÉTAILLÉES	225
A.4	GRANULO-MINÉRALOGIE AU DRX.....	230
A.5	ANALYSES AU MEB	232
A.6	DONNÉES MÉTÉROLOGIQUES	235
A.7	DÉBITS	250
A.8	SUIVI ENVIRONNEMENTAL.....	258

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Rejets générés par l'industrie minière

L'industrie minière est un des secteurs les plus importants de l'économie canadienne et québécoise. L'extraction du sol de métaux précieux et des métaux de base se fait généralement de deux manières: à l'aide d'exploitations à ciel ouvert ou encore par des mines souterraines. Durant l'exploitation du gisement, il y a génération d'une grande quantité de rejets solides et liquides. Les principaux rejets solides générés par l'exploitation minière sont les rejets de concentrateur et les stériles miniers.

Les rejets de concentrateur sont généralement des roches broyées finement dont on a extrait les substances ayant un intérêt commercial. Ils sont transportés sous forme de pulpe provenant du concentrateur et entreposés la plupart du temps en surface dans des "parcs à résidus", qui sont partiellement ou totalement entourés de digues de retenue (voir figure 1.1).

Les stériles miniers quant à eux sont constitués de roches dynamitées extraites lors de l'exploitation et qui ne contiennent pas de minéraux ayant une valeur économique (ou en trop faibles quantités pour en justifier l'exploitation). Ils sont habituellement entreposés en surface sous forme d'empilements appelés haldes à stériles (voir figure 1.2).

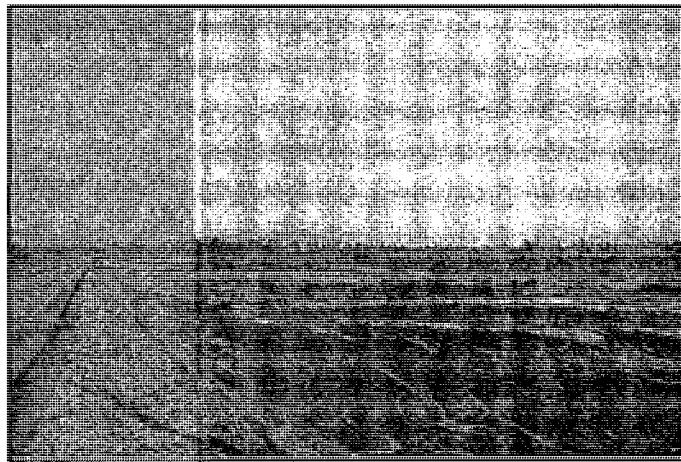


Figure 1.1 : Parc à rejets de concentrateur, Mine Laronde, Québec, Canada; photo : Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT

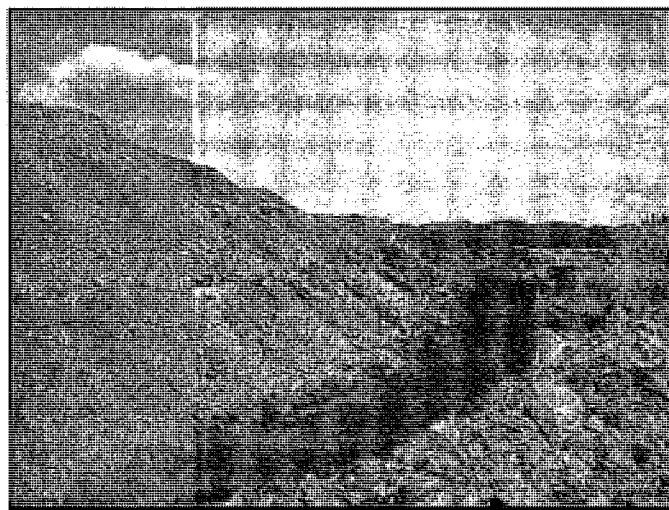


Figure 1.2: Halde à stérile, Mine Lac Tio, Québec, Canada

Comme on peut le constater dans le tableau 1.1, les rejets de concentrateurs et les stériles miniers ont des propriétés très différentes et par conséquent ils sont entreposés de manière différente sur le terrain. On obtient ainsi des conditions d'exposition distinctes pour les rejets de concentrateur et les stériles miniers, ce qui implique des mécanismes de transport de l'eau, des gaz et des contaminants fort particuliers. On reconnaît habituellement qu'en raison de leurs propriétés (rejets hétérogènes à granulométrie étalée, propriétés hydro-géotechniques très variables, porosité élevée, particules à

angularité élevée, etc.), les stériles miniers sont généralement plus problématiques d'un point de vue environnemental (Herasymuk, 1996; Aubertin et al., 2002). Les taux de génération des contaminants et la vitesse de migration de ces derniers sont plus grands en raison des mécanismes de transport plus actifs que l'on retrouve dans les haldes à stériles (advection, convection et diffusion).

Tableau 1.1: Quelques différences entre les haldes à stériles et les parcs à résidus miniers, avec leurs effets sur le mouvement des fluides (tiré de Mbonimpa et Aubertin, 2002)

Résidus	Stériles
Granulométrie fine (silt-sable), relativement uniforme	Fragments grossiers (dimension allant du cm au m) et porosité élevée localement
Pyrite directement accessible à l'oxygène	Oxygène doit diffuser dans les pores internes pour atteindre la pyrite contenu dans les fragments plus gros
Parcs ont une faible hauteur	Haldes de stériles sont des amas élevés (10-40m au-dessus de la zone saturée)
Oxydation de la pyrite initialement limitée à la partie superficielle du parc à résidus	Oxydation de la pyrite peut affecter de grandes profondeurs dans la halde
Température généralement peu élevée	Températures peuvent être élevées
Apport de l'oxygène limité à la diffusion	Apport d'oxygène par diffusion, convection, transfert thermiques, etc.

Dans la présente étude on s'attardera au comportement hydro-géochimique des stériles miniers. Dans la section qui suit, une brève description des stériles miniers produits par l'industrie minière est présentée afin d'être en mesure de mieux comprendre les problèmes environnementaux qui y sont associés.

1.2 Les stériles miniers

Les stériles miniers sont des roches dynamitées qui ont une distribution granulométrique très étalée allant du mètre au micromètre. Dans le cas des mines de roches dures, la

granulométrie typique des stériles montre une courbe très étendue avec un coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) élevé, de 20 et plus (Aubertin et al., 2002 ; Martin, 2003 ; Gamache-Rochette, 2004 ; Anterrieu, 2006).

1.2.1 Méthodes de construction des haldes à stériles

Les stériles miniers sont généralement entreposés en amoncellements que l'on nomme haldes à stériles. Les haldes à stériles peuvent constituer des structures de grande envergure, allant jusqu'à 300 m de hauteur (et plus) et renfermant plus de 500 millions de mètres cubes de stériles (McCarter, 1990; Aubertin et al. 2002; Martin, 2002). Ces empilements peuvent être construits de diverses façons, selon la topographie des lieux, la nature et la quantité des roches extraites, la taille de la mine et les équipements disponibles (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002, 2005). Il existe quatre principales méthodes de construction des haldes à stérile: la méthode de déversement à la benne ("end-dumping"), la méthode de déversement avec épandage au butoir ("push-dumping"), la méthode de déversement à la benne avec régalage ("free-dumping") et la dernière méthode qui implique l'utilisation de la pelle à benne traînante ("drag-line") pour le transport et la manutention des stériles. Cette méthode est typique des exploitations de charbon et de sable bitumineux de grande envergure (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002; Fala, 2002, 2008). Les méthodes de construction des empilements de stériles influencent grandement les phénomènes que l'on peut observer au sein de ces ouvrages. Chacune des méthodes conduit à un degré de compaction, ou de compacité, et de ségrégation granulométrique différent (Morin et al., 1991; Aubertin et al., 2002; Fala, 2002 ; voir figure 1.3). Par exemple, pour les mines de roches dures (comme la mine Lac Tio, site à l'étude dans ce travail) on utilise plus couramment les méthode « end-dumping » ou « push-dumping », méthodes de construction qui entraînent une ségrégation des stériles (avec granoclassement). De plus, le passage répété de la machinerie lourde engendre la création d'une couche de matériaux densifiés en surface (e.g. Martin , 2003 ; Martin et al. 2005), qui persiste à l'intérieur de la halde après son rehaussement. Une telle hétérogénéité a des effets importants sur le comportement

hydrique, ainsi que sur le comportement géotechnique et géochimique des stériles dans l'empilement (Aubertin et al., 2002; Fala, 2002, 2008).

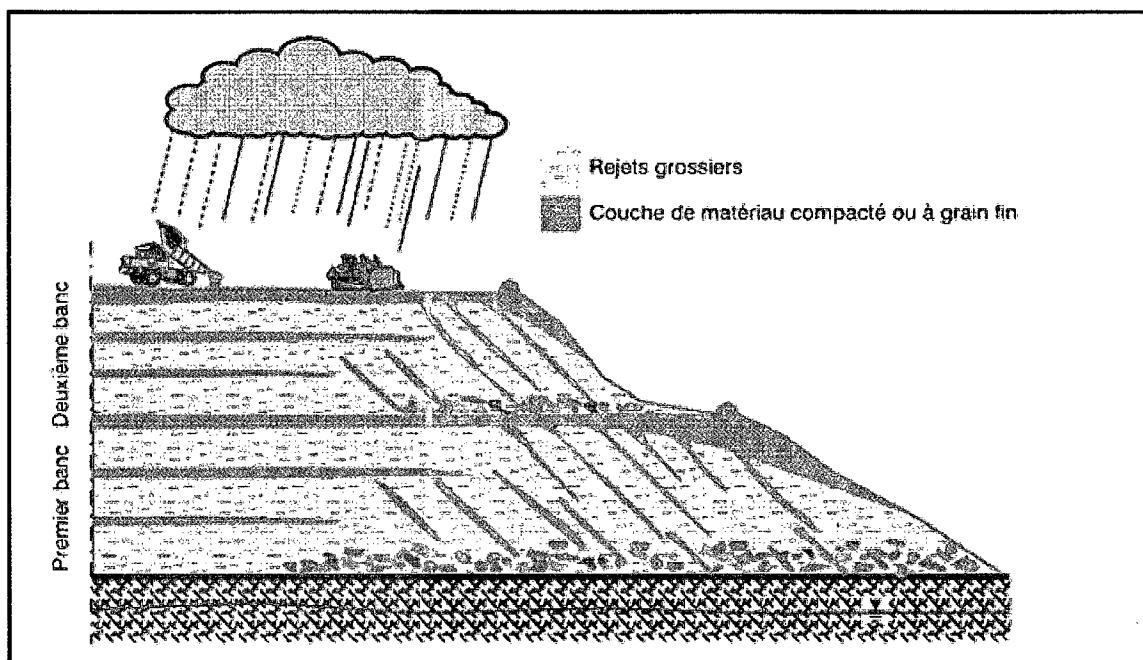


Figure 1.3: Représentation schématique des éléments de la structure interne d'une halde construite sur un terrain plat, en deux bancs principaux ; on y voit les couches densifiées par la machinerie, et les plans inclinés avec ségrégation des particules le long des pentes de déposition (tirée d'Aubertin et al., 2005)

1.2.2 Mouvement des fluides

Les haldes sont des systèmes ouverts à l'atmosphère. Le mouvement de l'eau dans ces structures dépend directement des propriétés des stériles en place et des échanges avec le milieu environnant (pluie, évaporation, fonte des neiges, ruissellements, infiltration, etc.). Dans le cas des stériles contenant des minéraux sulfureux, la qualité de l'eau sera influencée par la disponibilité de l'oxygène (présent dans l'air et dissous dans l'eau de percolation).

Mouvements des liquides

Les conditions hydrologiques dans une halde sont particulières: les précipitations qui tombent à la surface percolent au travers jusqu'à sa base et s'infiltre dans le système hydrogéologique sous-jacent où l'eau est drainée par les cours d'eau environnants (Morin *et al.*, 1991; Aubertin *et al.* 2002). La nappe phréatique se trouve généralement près de la base de la pile (dans les stériles ou dans les fondations); des conditions d'écoulement non saturées prévalent donc au sein des haldes (Aubertin et Mbonimpa, 2002). L'eau se déplace alors sous l'effet des forces gravitaires et de l'action capillaire propre aux milieux partiellement saturés (Fredlund et Rahardjo, 1993, Hillel, 1998, Aubertin et Mbonimpa 2002). Cet état non saturé est le résultat de la grande porosité et du faible pouvoir de rétention d'eau des stériles. De plus, il est reconnu que la perméabilité à l'échelle du site est souvent plus élevée que celle que l'on mesure sur des échantillons au laboratoire. Cela s'explique par la présence de zones de forte perméabilité, dans lesquelles s'écoulent préférentiellement les fluides, qui ne représentent souvent qu'une infime partie de l'ensemble du système. Par contre, ces zones d'écoulement préférentiel de fortes conductivités hydrauliques, contrôlent souvent une large part du mouvement de l'eau dans les haldes (Morin *et al.*, 1991; MEND Report 2.36.2b, 1999). Ces phénomènes d'écoulement préférentiels (phénomène de *channelling*) sont engendrés par des horizons constitués de matériaux très poreux qui sont intercalées avec des horizons de matériaux moins perméables (plus denses et/ou plus fins). Ces stratifications peuvent être issues de la circulation de la machinerie ou de la ségrégation qui se produit lors de la mise en place (Aubertin *et al.*, 2002 ; voir figure 1.4). De plus, la ségrégation des particules engendre parfois la superposition de couches de matériaux fins et grossiers. En raison du contraste granulométrique entre ces couches, on peut retrouver des effets de barrière capillaire (e.g. Bussière, 1999 ; Bussière *et al.* 2003) qui modifient le mouvement de l'eau dans les haldes (Fala *et al.*, 2005).

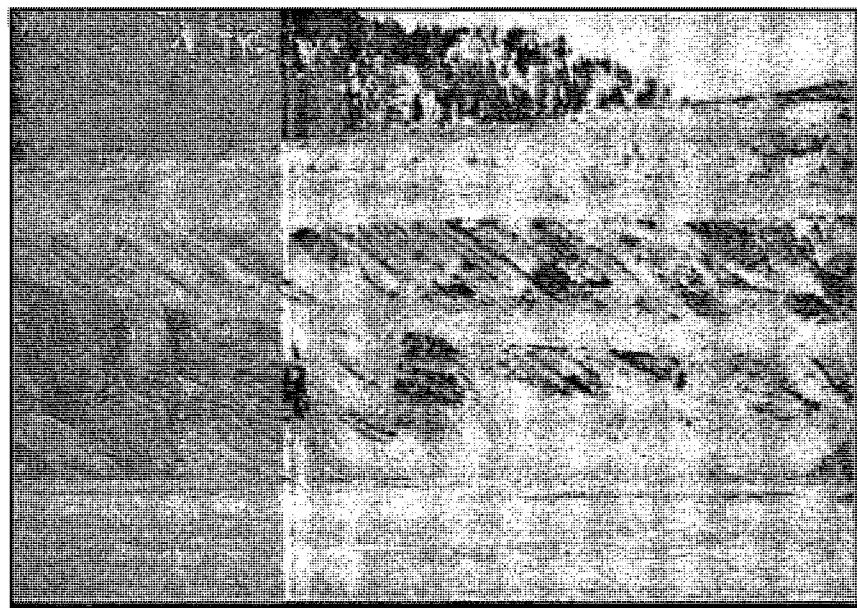


Figure 1.4: Structure interne de la halde de la mine Golden Sunlight, USA (Azam et al., 2006; Fala, 2008)

Mouvements des gaz

Les haldes à stériles ont habituellement de grandes zones faiblement saturées. La grande perméabilité à l'air de ces structures causé par leur faible degré de saturation entraîne un taux de réaction élevé lorsque la halde contient des minéraux sulfureux, en raison des phénomènes de transport d'oxygène par advection et par convection qui s'ajoutent à ceux de diffusion (Bennet et al., 1989; Ritchie, 1994a, 1994b; Lefebvre et al., 2001a, 2001b; Aubertin et al., 2002). Les nombreux phénomènes physico-chimiques qui favorisent la disponibilité de l'oxygène, donc de la production du DMA et parfois du DNC dans une halde à stériles, sont présentés à la figure 1.5.

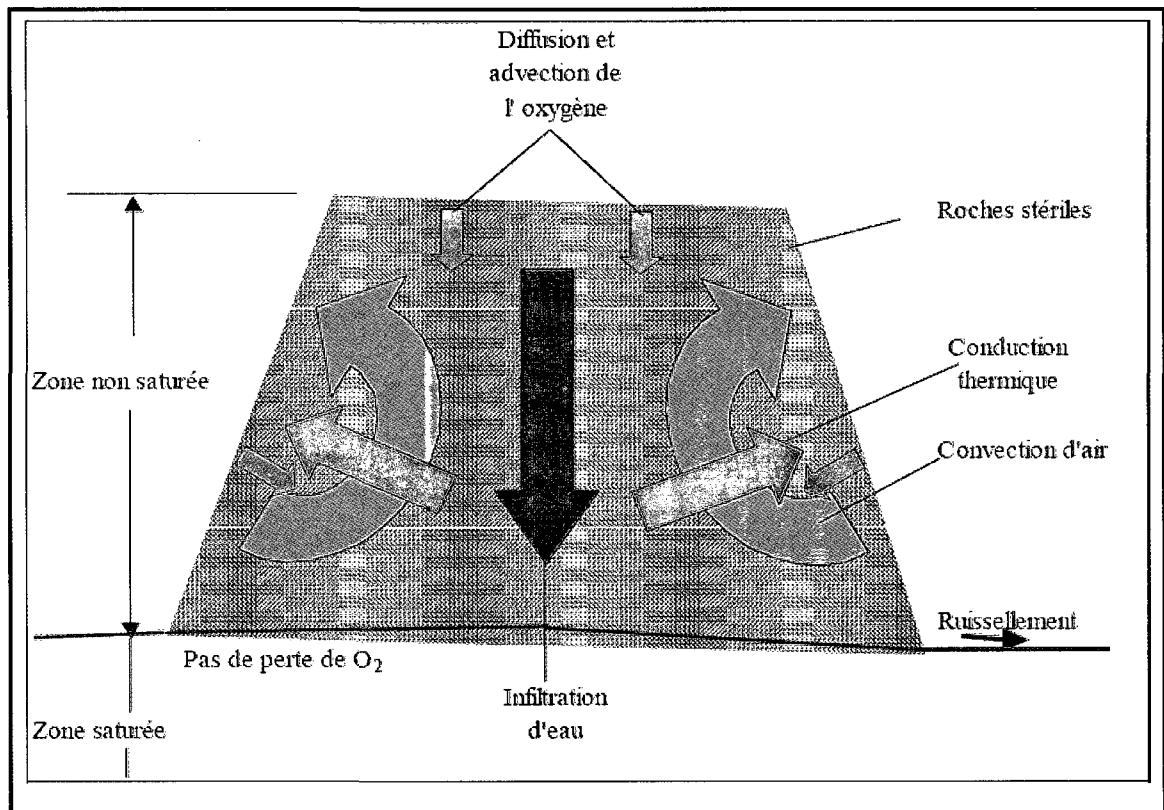


Figure 1.5: Schématisation des phénomènes physico-chimiques d'échange et de mouvement des fluides, impliqués dans la production du DMA dans les haldes à stériles (adapté de Lefèvre et al., 2001 par Aubertin et Mbonimpa, 2002).

Le transport par advection de l'oxygène peut être engendré par plusieurs phénomènes. Tout d'abord, l'eau de percolation qui provient des précipitations peut transporter de l'oxygène dissous en profondeur dans les stériles (Morin et al., 1991; Aubertin et Mbonimpa, 2002). De plus, des variations de pression atmosphérique peuvent causer le transport de quantités considérables d'oxygène contenues dans l'air à l'intérieur des haldes à stériles (Morin et al., 1991; Aubertin et Mbonimpa, 2002; Lahmira, 2009). L'écoulement turbulent de l'air sous l'effet des vents est le dernier mécanisme engendrant le transport advectif de l'air dans les haldes à stérile.

La convection de l'air dans les haldes à stériles réactives est, quant à elle, contrôlée par les gradients de température, ce qui a pour effet de modifier la densité de l'air. Les

gradients de températures entre l'air ambiant et l'air à l'intérieur de la halde peuvent engendrer des mouvements de convection des gaz (Lefèvre et al. 1994 ; Aubertin et Mbonimpa 2002). Ainsi, l'air chaud de l'intérieur de la halde est remplacé par l'air froid de l'atmosphère qui apporte alors de l'oxygène disponible pour la réaction d'oxydation des sulfures. Ceci produit plus de chaleur ce qui entretient le phénomène. Les données thermiques fournissent des indices importants de la présence de cellules de convection dans les haldes. Ces indices ont été confirmés par des levés thermographiques et les concentrations d'oxygène mesurées dans les haldes (MEND Report 1.14.2c 1997). Puisque, l'oxydation des minéraux sulfureux est une réaction exothermique, la chaleur engendrée au cours de cette réaction peut augmenter considérablement la température au sein d'une halde jusqu'à 80°C (Miller et al. 1990 ; Stuart et al. 1994 ; Lefebvre et al. 2001; Aubertin et Mbonimpa, 2002).

1.2.3 Prédiction de leur comportement hydro-géochimique

Exposés aux conditions atmosphériques, les stériles miniers peuvent entraîner la contamination des eaux de drainage. En effet, les divers minéraux présents dans les rejets sont susceptibles de réagir avec l'eau et l'air environnants pour ensuite affecter la qualité de l'eau de percolation circulant dans les rejets. Les réactions chimiques entre les rejets, l'eau et l'oxygène de l'air peuvent mener à une acidification importante des eaux de drainage, on parlera à ce moment d'un problème de drainage minier acide (DMA). La contamination peut également être causée par la réactivité de minéraux contenant des éléments solubles qui peuvent être entraînés dans le lixiviat et ce, même à des pH proches de la neutralité ; on parle dans ce cas de drainage neutre contaminé (DNC).

Le comportement environnemental des haldes à stérile est influencé par plusieurs phénomènes qui sont couplés. Ces phénomènes sont difficiles à recréer dans les essais cinétiques en laboratoire visant à prédire le comportement géochimique à court, moyen et long terme. C'est pourquoi les conditions des essais au laboratoire sont significativement différentes des conditions de terrain.

Par exemple, les essais sont généralement effectués sur des matériaux fins (tamisés ou broyés), ce qui n'est pas représentatif de l'étendue granulométrique des haldes à stériles. Ainsi, l'augmentation de la surface spécifique du matériau étudié influence la cinétique des réactions géochimique et engendre des taux d'oxydation minéralogique mesurés au laboratoire différents de ceux mesurés *in situ*.

Les stratifications et les écoulements localisés sont également des facteurs importants du point de vue hydrogéologique et géochimique, puisqu'ils affectent la production de drainage minier acide et la migration de contaminants (Aubertin *et al.*, 2002). Par contre il est pratiquement impossible de reproduire ces structures au laboratoire puisqu'elles sont mises en place lors de la construction de vastes empilements et que l'on étudie souvent qu'une infime portion du matériau. Ainsi les écoulements de fluides présents au laboratoire ne reflètent souvent pas les phénomènes présents sur le terrain, ce qui engendre des taux de réaction minéralogique différents aux deux échelles.

Donc pour l'étude des stériles miniers, les quelques études trouvées dans la littérature montrent qu'il est probablement plus adéquat de mettre en oeuvre des essais cinétiques sur le terrain, à l'échelle intermédiaire, puisque ceux-ci semblent être en mesure de mieux refléter les phénomènes présents à grande échelle sur le terrain. Cependant, comme il sera montré au Chapitre 2 ces quelques études ont porté sur des matériaux générateurs d'acide. On ne retrouve actuellement aucune étude portant sur le cas particulier de stériles générateurs de DNC. Un des défis de l'industrie minière consiste donc à développer une approche prévisionnelle pour la qualité du drainage (DMA et DNC) provenant de stériles miniers. La présente étude, porte sur des stériles générateur de DNC.

1.3 Objectifs et contenu du mémoire

L'objectif principal de l'étude est de mieux comprendre le comportement géochimique des stériles de la mine Lac Tio afin d'éventuellement développer une approche prévisionnelle pour la prédiction de DNC provenant de ces stériles miniers. Les objectifs spécifiques visés par ce projet de recherche sont résumés ci-dessous :

1. Caractériser divers types de stériles représentatifs de ceux rencontrés à la mine Lac Tio : stériles à teneur faible, moyenne et élevée en hémo-ilménite (mineraï); stériles frais ou altérés.
2. Faire la conception d'essais cinétiques à l'échelle intermédiaire en cellules expérimentales de terrain.
3. Évaluer la génération de DNC, en mettant l'emphase sur le nickel, des différents stériles considérés représentatifs de la mine Lac Tio à l'aide d'essais cinétiques à l'échelle intermédiaire en cellules expérimentales de terrain.
4. Évaluer l'impact des conditions d'entreposage des stériles (ennoiement ou exposition aux conditions atmosphériques) sur la génération de DNC.
5. Établir la représentativité d'essais à l'échelle intermédiaire sur le terrain pour prédire le comportement hydro-géochimique en conditions réelles de terrain (échelle d'une halde).

Différents travaux ont été réalisés pour atteindre ces objectifs et ceux-ci sont résumés dans le présent mémoire de maîtrise. Au chapitre 2 on présente la formation et la prédiction du DNC. On met l'emphase sur le comportement géochimique du nickel puisque c'est l'élément chimique qui dépasse occasionnellement les normes environnementales au site de la mine Lac Tio. Une revue de littérature portant sur le comportement géochimique de stériles miniers à différentes échelles d'observation est également présentée au chapitre 2. Au chapitre 3 on fait une description du site à l'étude incluant la géologie régionale, la géologie du gisement, la description des différentes haldes à stériles et la localisation des cellules expérimentales. On explique également

dans ce chapitre la sélection des 6 différents stériles, la conception et la construction des 7 cellules expérimentales, ainsi que l'instrumentation et les paramètres mesurés pour le suivi environnemental. Les principales méthodes expérimentales utilisées pour la caractérisation des 6 stériles sélectionnés sont présentées et les résultats obtenus sont résumés au chapitre 4. La caractérisation des stériles comprend les aspects : physiques (granulométrie et densité relative des grains), hydrogéologiques (conductivité hydraulique saturée et courbe de rétention d'eau), chimiques (digestion complètes de stériles à l'ICP-AES), minéralogiques (diffractomètre à rayon X, microscope optique et MEB) et la présence de l'activité microbiologique. Le chapitre 5 contient les principaux résultats du suivi environnemental des 7 cellules expérimentales installées directement au site de la mine Lac Tio. L'évolution des principales mesures électrochimiques (pH, POR et conductivité) ainsi que des charges élémentaires ponctuelles et les taux de lixiviation sont comparées pour les 6 matériaux et les 2 types de cellules expérimentales. Des interprétations des résultats sont également effectuées en terme de potentiel de génération de DMA et DNC. On discutera des réactions d'oxydation et de neutralisation et de l'épuisement des éléments chimique au cours de l'essai, de la précipitation des minéraux secondaires et de la sorption du nickel. Au chapitre 6, on montre une comparaison entre les résultats obtenus à l'échelle intermédiaire en cellules expérimentales et ceux observés à l'échelle de la halde à stériles Puyjalon.

Le mémoire présente pour une des premières fois une étude détaillée sur l'évaluation du potentiel de génération de DNC pour un stérile minier. Jusqu'à présent, on retrouve surtout dans la littérature des travaux sur des stériles générateurs de DMA (voir le chapitre 2). La prédiction du DNC provenant de stériles miniers est un exercice encore plus complexe que la prédiction du potentiel de DMA en raison des faibles taux de réactions des minéraux en présence et de l'influence importante de phénomènes tels que la sorption et la précipitation qui ont moins d'impact dans la prédiction du DMA. Comme la génération de DNC est une problématique relativement récente, il est crucial pour l'industrie minière de développer des outils de prédiction et de contrôle afin de

minimiser les impacts sur l'environnement. La plupart des études retrouvées dans la littérature tentent de prédire le comportement géochimique en utilisant des essais au laboratoire qui n'impliquent que quelques centaines de grammes de matériau. Cependant, les résultats montrent que ce type d'essai n'est souvent pas représentatif de la réalité car on observe des différences significatives entre les résultats des essais au laboratoire et les observations sur le terrain. Il est donc important de réaliser des essais à l'échelle intermédiaire sur le terrain. Lorsque l'on aura une meilleure compréhension des phénomènes hydro-géochimique menant au DNC, une méthodologie adaptée pourra être proposée pour prédire le comportement géochimique de stériles générateurs de DNC à partir d'essais au laboratoire adaptés et de relevés *in situ*. La recherche présentée qui vise à développer une approche prévisionnelle du DNC pour les stériles de la mine Lac Tio pourrait également être utilisée pour d'autres sites miniers au prise avec un problème similaire.

CHAPITRE 2

DRAINAGE NEUTRE CONTAMINÉ (DNC) : FORMATION ET PRÉDICTION

Au cours de l'exploitation d'un gisement il y a génération d'une quantité importante de rejets solides et liquides. Lorsque les rejets solides sont exposés aux conditions atmosphériques, ils peuvent réagir et entraîner la contamination des eaux de percolation et ainsi engendrer un drainage minier acide (DMA) ou un drainage neutre contaminé (DNC). Des millions de dollars sont dépensés chaque année pour limiter les problèmes environnementaux reliés au DMA et au DNC. Les coûts associés à la gestion eaux de drainage et à la restauration des sites sont complètement différents selon le type de drainage observé. Il est donc primordial de mettre sur pied des outils de prédition efficaces, peu coûteux et précis de la génération du DMA et du DNC.

Des études comparatives récentes sur des essais à différentes échelles ont montré que les résultats du comportement géochimique lors d'essais cinétiques au laboratoire diffèrent souvent de ceux obtenus sur le terrain pour les mêmes matériaux (Malmstrom et *al.*, 2000; Miller et *al.*, 2003; Frostad et *al.*, 2005 ; Bussière et *al.*, 2005). Les différences entre les taux de réaction mesurés à différentes échelles d'observation affectent la capacité à extrapoler les résultats obtenus à petite échelle au laboratoire vers d'autres ordres de grandeur et d'autres conditions d'exposition.

L'emphase est mise dans ce projet sur la prédition du DNC provenant de stériles miniers avec une application au cas de la mine Lac Tio. Afin de bien mettre en contexte le travail, on présente dans ce chapitre la problématique du DNC avec une attention particulière sur le comportement du nickel, ainsi qu'une revue de littérature portant sur les méthodes de prédition de la qualité du drainage (DMA et DNC) provenant des stériles miniers et sur l'effet de la taille de l'échantillon sur la représentativité des

résultats. On présente ensuite quelques résultats de prédition obtenus précédemment à différentes échelles sur les stériles miniers de la mine Lac Tio. Ces résultats font ressortir des incohérences au niveau des travaux réalisés précédemment ce qui mènera à des suggestions pour améliorer la compréhension du comportement géochimique des stériles du site Lac Tio.

2.1 Drainage neutre contaminé

Dans ce mémoire, on met l'accent sur les stériles générateurs de DNC. Rappelons que du DNC a été observé pour plusieurs stériles provenant de différentes mines canadiennes de roches dures en opération ou en développement, telles les mines Raglan, Voisey Bay, au site de la mine Lac Tio (Rinker et *al.*, 2003; Nicholson, 2004; Plante, 2009), et aussi ailleurs dans le monde (voir figure 2.1). Dans le cas des mines canadiennes mentionnées, même si les pH mesurés sont près de la neutralité, les concentrations des effluents récoltés dépassent fréquemment les normes en vigueur, notamment celles concernant le nickel. L'intérêt pour l'étude du DNC s'explique également par des résultats récents (e.g. Villeneuve, 2004; Bussière et *al.*, 2005) qui montrent que la prédition de la génération du DNC est généralement plus difficile que celle de la génération de DMA. En effet, comparativement au DMA, les processus de génération du DNC sont généralement d'ampleur plus faible, ce qui exige des outils de prédition qu'ils soient plus précis. Le défi pour la prédition du comportement géochimique des stériles miniers est également plus grand par rapport à celui des rejets de concentrateur, puisque les empilements de stériles sont des systèmes plus complexes par rapport aux parcs à résidus miniers (propriétés hétérogènes, mécanismes de migrations des fluides plus complexes, etc.), comme il a été démontré au Chapitre 1.

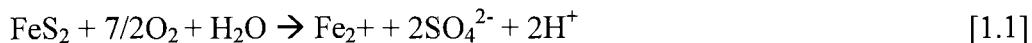
REPORTED QUALITY	LOCATION					
	Waste Rock Uranium Ronneburg Germany	Waste Rock Uranium Aue Germany	Waste Rock Gold Kyrgyzstan	Waste Rock Gold Kyrgyzstan	Large Coal Discard Dump South Africa	Small Coal Slurry & Discard Dump South Africa
Dump Seepage (median) (1989-95)	Dump Seepage (median) (1993-96)	Seep Grab Sample (July 1997)	Intermittent Seepage (July-Aug. 1998)	Collection Ditches (1997)	Collection Ditches (1998)	
pH	7.53	7.75	7.3	7.3 to 8.0	7.9 to 8.6	7.1 to 8.4
TDS	-	-	9518	3944 to 6262	512 to 9110	7310 to 9710
Hardness	-	-	7900	2858	-	-
Sulphate	26,208	3174	5836	2510 to 3581	146 to 7720	4510 to 6140
Iron	0.56	0.69	1.32	0.19 to 4.74	0.1 to 2.5	0.12 to 39.8
Calcium	377	321	360	124 to 314	51 to 474	332 to 490
Magnesium	6947	634	1320	140 to 752	20 to 471	243 to 362
Sodium	223	46.5	19	4.3 to 20.7	210 to 2970	1550 to 2400
Potassium	29.2	20.1	7.4	4.6 to 8.6	-	16.7 to 50.8
Aluminum	0.63	0.84	0.17	0.04 to 0.82	0.2 to 3	0.1
Arsenic	0.007	0.14	0.03	0.04	0.005	0.1
Nickel	0.74	0.04	0.92	0.07 to 0.31	0.05	0.01
Manganese	15.95	0.06	12.15	1.14 to 4.02	0.05 to 0.64	0.36 to 13.9
Molybdenum	-	0.03	0.007	0.006 to 0.017	-	-
Selenium	-	0.07	0.08	0.04	-	-
Strontium	2.59	1.48	-	-	-	8.6 to 10.8
Vanadium	-	-	0.16	0.006 to 0.025	-	-
Zinc	0.23	0.06	0.10	0.001 to 0.008	0.04	0.01 to 0.04
Uranium	4.08	6.5	-	-	-	-

NOTE: All values are reported in mg/l, except the pH

Figure 2.1 : Cas des mines qui sont aux prises avec des problèmes de DNC (Sharer et al., 2000)

2.1.1 Généralités sur la formation du DNC

Les divers minéraux présents dans les stériles sont susceptibles de réagir avec l'eau et l'air environnants pour ensuite affecter la qualité de l'eau de percolation circulant dans les rejets. Les réactions chimiques entre les minéraux sulfureux présents dans les résidus miniers (généralement la pyrite et la pyrrhotite), l'eau et l'oxygène de l'air peuvent mener à une acidification importante des eaux de drainage si le potentiel de neutralisation est insuffisant. On parlera à ce moment d'un problème de drainage minier acide (DMA) (e.g. Stumm et Morgan 1981; Aubertin et al., 2002; Lapakko, 2002). Cette réaction chimique libère des ions H^+ qui acidifient l'eau et abaissent le pH (e.g. Kleinman et al., 1981). Les minéraux sulfureux peuvent subir l'oxydation de façon directe par l'eau et l'oxygène à des pH près de la neutralité, tel qu'illustré dans l'équation 1.1 (cas de la pyrite):



Ils peuvent également subir à des pH faibles une oxydation indirecte par le fer ferrique, mis en solution par l'oxydation du fer ferreux, présent dans la pyrite ou dans d'autres sulfures. Pour plus d'information concernant les réactions chimiques associées au DMA ainsi que pour obtenir des concentrations typiques en métaux du drainage, le lecteur intéressé peut consulter Aubertin et *al.* (2002).

La contamination peut également être causée par des minéraux contenant des éléments solubles qui peuvent être entraînés dans le lixiviat et ce, même à des pH proches de la neutralité. En effet, certains métaux et métalloïdes sont solubles à des pH près de la neutralité ; c'est le cas de l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le mercure, le molybdène, le nickel, le sélénium et le zinc (Nicholson, 2004; Bussière et *al.*, 2005). La plupart de ces métaux ont besoin de conditions alcalines pour devenir insoluble (voir figure 2.2). Par exemple, pour faire précipiter la quasi-totalité du zinc contenu dans un effluent acide, le pH doit être augmenté jusqu'à 9,5, alors que pour le nickel, on parle habituellement d'un pH supérieur à 8,5 (e.g. Ritcey, 1989 ; Nicholson, 2004; Bussière et *al.*, 2005). Il y a également les métalloïdes qui n'ont pas les mêmes relations entre le pH et la solubilité que les métaux. En effet, l'arsenic, le molybdène et le sélénium sont des exemples de métalloïdes qui sont généralement plus solubles à pH alcalin et moins solubles sous des pH acides. Le contrôle du pH ne peut donc pas être utilisé pour traiter les concentrations élevées de ces éléments chimiques et dans certains cas, augmenter le pH pour contrôler les concentrations élevées en certains métaux peut accroître la concentration de ces métalloïdes dans les eaux (Nicholson, 2004).

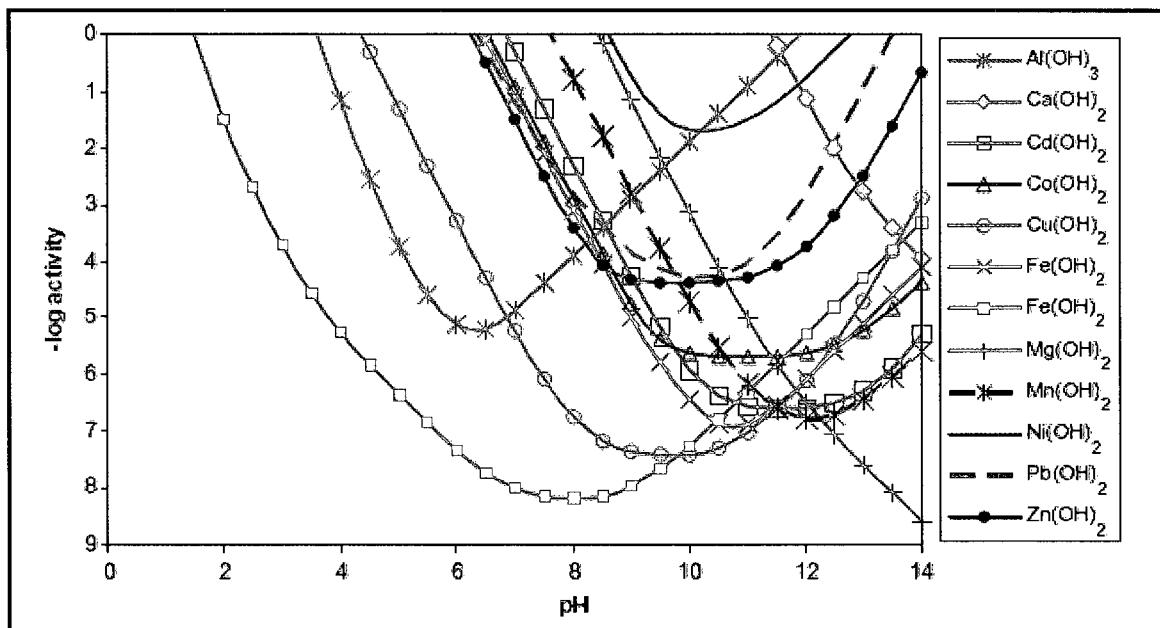


Figure 2.2 : Solubilité des métaux en fonction du pH à 25°C (Cravotta., 2008)

Le DNC est donc défini comme étant un drainage minier dont la qualité chimique est affectée par le passage à travers le rejet minier, mais qui n'est pas acide (Nicholson, 2004). Le DNC peut provenir de différentes sources, mais il y a trois origines qui le plus couramment causent la génération du DNC (Nicholson, 2004).

La première source de génération du DNC se manifeste lorsqu'il y a oxydation des minéraux sulfureux et génération d'acide qui entraîne la libération et la solubilisation de certains métaux. Après la génération d'acide, le drainage à faible pH contenant des métaux en solution rencontre des matériaux avec un potentiel de neutralisation assez élevé pour neutraliser l'acidité de l'eau de drainage et ainsi ramener les conditions de pH près de la neutralité. L'augmentation du pH diminue la solubilité de certains métaux qui précipitent, mais certains métaux peuvent demeurer soluble ce qui entraîne des concentrations dépassant les limites réglementaires (voir figure 2.2).

Le DNC peut également survenir en absence de génération acide. Il y a alors lixiviation des métaux contenus dans les rejets sans production d'acide. L'oxydation des minéraux

contenant de l'arsenic dans les mines d'or sont un exemple (Krause et Ettel, 1985 ; Cogema Resources Inc., 2001 ; Arsenic Technical Workshop (2002) ; Nicholson, 2004). L'arsenic est généré durant l'oxydation de l'arsénopyrite et devient mobile. Un autre exemple est le cas de la sphalérite, qui peut réagir avec l'oxygène sans générer de DMA, tout en libérant du zinc (Villeneuve, 2004).

Le dernier mécanisme de génération du DNC est associé aux rejets miniers où l'on a appliqué une méthode de contrôle du DMA. Ainsi, le drainage de ces rejets est maintenu neutre (souvent par la mise en place de barrière à l'oxygène dans le cas des climats humides tel que celui du Québec), mais il se peut, dans certains cas, qu'il y ait quand même relargage des métaux solubles à pH neutre, tel le nickel et le zinc. Par exemple, il y a eu lixiviation du zinc par des rejets en immersion à Norway (Arnesen et *al.*, 1997). On a également noté des lixiviations de zinc dépassant les normes environnementales suite à la mise en place des couvertures avec effets de barrières capillaires, lors des expérimentations sur le site Manitou (Aubertin et *al.*, 1999, Bussière et Aubertin, 1999 ; Molson et *al.* 2008). Des expériences effectuées au laboratoire ont également démontré le risque de lixiviation de métaux, lors de l'immersion des rejets (Doepker, 1991 ; Doepker et Drake, 1991 ; Nicholson, 2004). Dans ces cas la solubilisation des métaux se fait directement sans acidification ou oxydation des minéraux.

Il y a plusieurs exemples de mines où les rejets miniers génèrent du nickel. Ceux-ci incluent le nickel lixiviant des stériles miniers dans un environnement de pergélisol (Raglan : Nicholson, 2004), le nickel lixiviant des rejets de concentrateur et les stériles déposés sous l'eau (Voisey's Bay : BEAK, 1998) et le nickel lixiviant rejets de concentrateur à faible teneur en sulfure de nickel-cuivre (MEND, 1998; Nicholson, 2003).

Même si le problème du DNC peut sembler avoir une ampleur moindre que celui du DMA, le drainage neutre contaminé peut néanmoins contenir des concentrations en

éléments supérieures aux limites exigées par la réglementation. Certains DNC peuvent également avoir un impact significatif sur l'environnement si aucune mesure n'est prise sur le site. Il faut aussi considérer le fait que le traitement de grandes quantités d'eau à faibles concentrations peut être problématique et coûteux.

2.1.2 Comportement géochimique du nickel

Comme les stériles de la mine Lac Tio génèrent un drainage dont la teneur en nickel dépasse occasionnellement les limites réglementaires permises, on présente plus en détails le comportement géochimique de ce métal.

Le nickel est un métal de transition qui est plus stable sous forme M^{2+} et ses complexes chargés positivement réagiront de la même manière dans l'environnement : ils s'adsorberont aux surfaces chargées négativement (Nicholson, 2004 ; Plante, 2006).

Les concentrations en nickel dissout sont influencées par 2 phénomènes géochimiques : la précipitation du $Ni(OH)_2$ à des pH plus élevés que 8 et l'adsorption à des pH plus faibles que 8 (Langmuir et al., 1999; Rinker et al., 2003 ; Plante, 2006). Le pH a donc un impact significatif sur les processus géochimiques qui contrôlent la mobilité du nickel (Nicholson, 2003, 2004). La figure 2.3 présente les concentrations théoriques de nickel en fonction du pH de la solution. Ce graphique est basé sur la constante de solubilité ($\log K = -10.8$ Allison et al., 1991) pour la réaction 1.2, avec des teneurs en nickel maximum disponibles de 100 mg/L. On remarque que le nickel est très soluble à pH près de la neutralité. Une fois que du nickel est solubilisé dans le drainage, le pH doit être augmenté au-dessus d'une valeur de 8.5 à 9 pour obtenir une précipitation significative de ce métal (Nicholson, 2004).



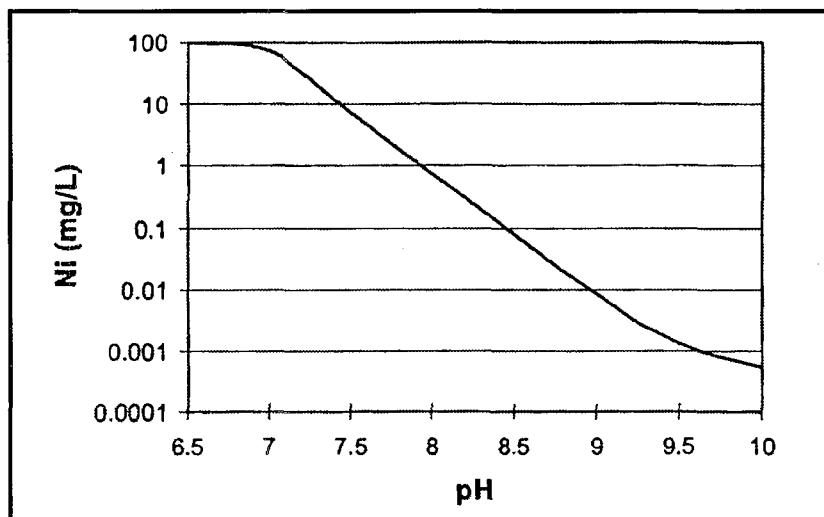
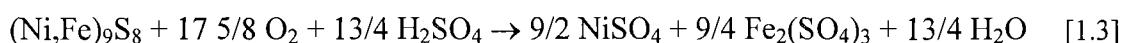


Figure 2.3: Concentration en nickel en fonction du pH. Calculs basés sur la précipitation de $\text{Ni}(\text{OH})_2$ d'une solution contenant originellement 100 mg/L (Nicholson, 2003)

L'autre processus qui contrôle la solubilité du nickel est l'adsorption sur les surfaces minéralogiques. Les processus d'adsorption sont complexes, mais peuvent survenir à de faibles concentrations en nickel dissout (Theis et Richter, 1980; Smith et al., 1998; Nicholson, 2003). L'adsorption du nickel est fonction du pH, des matériaux adsorbants et de leur pH_{pzC} (pH où la surface est neutre) ; généralement elle est plus efficace à des $\text{pH} < 8$.

Le nickel est généralement présent sous forme de sulfures ou d'arséniums dans les rejets miniers. Le mécanisme pour la solubilisation du nickel par l'oxydation des rejets miniers est similaire à d'autres sulfures (voir équation 1.3 ; exemple de l'oxydation de la pentlandite ; Aubertin et al., 2002; Kodali et al. 2004; Plante, 2006).



Cependant, l'oxydation des sulfures de nickel par l'oxygène et des minérais d'arsénure ne relâche pas de H^+ et donc ne cause pas l'acidification. Le nickel peut également provenir de l'oxydation de la pyrite ou la pyrrhotite contenant du nickel. Dans ce cas, la concentration en Ni sera fonction de la vitesse d'oxydation de la pyrite et/ou de la pyrrhotite et de la proportion de Ni dans chaque minéral (Plante, 2006).

Puisque le nickel peut se lixivier de la roche en l'absence de DMA et à des taux de génération faibles, les outils de prédition pour déterminer le potentiel de génération d'acide des rejets miniers sont mal adaptés pour déterminer les risques de génération de métaux solubles à pH neutre. Ainsi, des protocoles spéciaux peuvent être nécessaires pour évaluer le potentiel de lixiviation des métaux qui sont solubles à pH neutre, tel que le nickel, le cobalt et le zinc (Nicholson, 2004).

2.2 Prédiction de la qualité du drainage

Pour chaque exploitation minière, il est nécessaire de caractériser les matériaux géologiques qui seront exploités dans le but de prédire s'il y aura formation de DMA ou de DNC. Une prédiction fiable est nécessaire en vue de prévenir les dommages à l'environnement. Cette prédiction permettra également l'élaboration d'un programme de gestion des rejets miniers mieux adapté qui aura pour objectif de limiter la formation du DMA et du DNC. Bien que plusieurs outils de prédition ont été élaborés dans le but de prédire l'occurrence du DMA, aucun outil de prédition de type statique ou cinétique n'a encore été élaboré spécifiquement pour la prédition du DNC (Nicholson, 2004). Jusqu'à présent, de façon générale, on utilise les tests de lixiviation développés pour les matières résiduelles et dangereuses ou encore les outils de prédition mis en place pour la caractérisation du DMA pour prédire l'occurrence du DNC.

2.2.1 Techniques de prédition existantes

Plusieurs outils sont disponibles pour la prédition de la génération de DMA. Ces outils peuvent être séparés en trois catégories ; soit les essais statiques, les essais cinétiques et les outils mathématiques. Tout d'abord, les essais statiques font le bilan entre les espèces génératrices d'acide et celles possédant des capacités de neutralisation de l'acidité. Ainsi, outre le pouvoir d'acidification potentiel d'un rejet, ces tests ne nous renseignent pas sur le comportement environnemental des rejets en conditions *in situ*, sur la qualité de l'eau de drainage et ni sur les taux de réaction. Par exemple, dans le cas où un rejet a un potentiel de génération de DNC, il est impossible pour le moment de le prédire avec les essais statiques. D'autre part, en plus de ne pas tenir compte de la cinétique des réactions, les essais statiques ont une large zone d'incertitude, ce qui fait qu'il est parfois difficile de trancher à savoir si un rejet a un potentiel de génération d'acide ou non (Miller et al., 1991; Adam et al., 1997; Villeneuve et al., 2003). Dans ces cas, où la réponse des essais statiques se situe dans la zone d'incertitude, on effectue habituellement des essais cinétiques. Pour de plus amples détails au sujet des essais statiques, le lecteur intéressé peut consulter : Sobek et al. (1978), pour les essais de pH de pâte et le bilan acide-base standard; Bruynesteyn et Hackl (1984), pour l'essai initial BC Research; Lawrence (1990), pour le bilan acide-base modifié; Miller et al. (1997), pour l'essai NAG; Kwong (1993), Lapakko (1994), Lawrence et Scheske (1997) ainsi que Paktunc (1999), pour les approches minéralogiques de ce test. Une revue des différents essais statiques peut être trouvée dans Plante (2006).

La deuxième catégorie d'outil de prédition, les essais cinétiques, permettent d'évaluer les concentrations en éléments dans les eaux de rinçage, les taux de réaction et le temps requis pour épuiser les réserves minérales (minéraux sulfureux et neutralisants). Les essais cinétiques informent beaucoup plus sur le comportement environnemental des rejets miniers que les essais statiques. Dans le cas de la prédition du DMA, on utilise habituellement les deux types d'essais de manière complémentaire. Ainsi l'essai statique prédit si le rejet sera générateur d'acide ou non (avec certaines incertitudes), tandis que

l'essai cinétique permet de prédire à quel point la génération d'acide et la contamination en métaux sera importante. Dans le cas de rejets potentiellement générateurs de DNC, on effectue généralement des essais cinétiques.

Il existe différents types d'essais cinétiques, que l'on peut classer en deux catégories. La première catégorie comprend les essais semi-statiques (les procédures Eptox, TCLP, SPLP, MEP, MWMP, etc.). Ce sont des essais de lixiviation initialement développés pour les matières résiduelles qui déterminent les potentiels et les taux de libération de métaux des rejets dans des tampons d'acide acétique (TCLP) ou de pluie acide simulée (SPLP). Ils mesurent la solubilité des éléments à un moment donné, dans des conditions données. Ces essais ponctuels ont pour but d'évaluer la disponibilité et la mobilité des contaminants. Les principaux inconvénients de ces essais sont qu'ils sont réalisés en milieu fermé, on utilise une solution acide pour favoriser la lixiviation des métaux et la durée de l'essai n'est que de quelques heures. Ainsi, ils se rapprochent davantage des essais statiques que des essais cinétiques. Le lecteur désirant plus d'informations peut consulter : EPA 1311 (1992), EPA 1312 (1994), Feasby *et al.* (2001) et Al-Abed *et al.* (2006).

La deuxième catégorie de tests comprend les essais cinétiques standards. De façon générale, ces essais font subir aux rejets à l'étude des cycles de mouillage-drainage. L'eau récupérée à chaque cycle permet d'évaluer le comportement géochimique des rejets et de statuer sur son potentiel de génération d'acide et de contaminants. Les essais ci-dessous sont ceux les plus couramment utilisés; les cinq premiers types d'essais mentionnés s'effectuent au laboratoire, tandis que le dernier s'effectue sur le terrain.

- Essai en extracteur de Soxhlet (Sullivan et Sobek, 1982)
- Essai en flacons agités (Gleisner, 2001)
- Essai en mini-cellule d'altération (Cruz *et al.*, 2001)
- Essai en cellule d'humidité (Morin et Hutt, 1997)

- Essai en colonne (Bussière et Benzaazoua, 1999; Somot, 2000; Benzaazoua et al., 2001, 2004 ; Demers, 2008)
- Essai cinétique effectué sur le terrain (parcelles ou cellules expérimentales *in situ*)

Pour plus d'informations sur la description, l'évaluation et l'interprétation des différents essais cinétiques le lecteur peut consulter le mémoire de maîtrise de Villeneuve (2004); Duncan et Walden (1975); Lawrence et al. (1989); SRK (1989); Coastech Research (1991); Bethum et al. (1997); Morin et Hutt (1997); Plumlee et Logsdon (1999); Tremblay et Hogan (2000); Frostad et al. (2000a, 2000b); Feasby et al. (2001) ; Tremblay et Hogan (2001); Aubertin et al. (2002); Benzaazoua et al. (2002); Lapakko (2002).

Finalement, une dernière approche disponible pour prédire l'occurrence du DMA est l'utilisation des modèles mathématiques (Perkins et al., 1995). Ceux-ci considèrent un certain nombre de facteurs (physiques, chimiques, hydriques, etc.) ayant un impact sur les phénomènes qui gouvernent la génération de DMA. Les modèles les plus couramment utilisés sont RATAP, MIN3P, Pyrox, Polymim, etc. (e.g. : Bain et al., 2001; Mayer et al., 2002; Molson et al., 2003; Molson et al., 2004; Molson, 2008). Ces outils sont souvent utilisés dans la dernière phase de prédition du comportement géochimique des rejets. Utilisés en combinaison avec les essais cinétiques (pour la validation), ils permettent de projeter le comportement hydrogéochimique dans le temps (e.g. Lefèvre, 2001a, 2001b ; Molson et al. 2007 ; Ouangrawa, 2007;).

2.2.2 Principaux défis associés à la prédition du DNC

Le but premier de toute étude sur la prédition de la qualité du drainage est d'être en mesure de prévoir le comportement géochimique réel des rejets miniers sur le terrain. Tel que mentionné précédemment, on utilise généralement des essais de prédition qui se déroulent au laboratoire. Ces essais sont plus couramment utilisés que ceux qui sont

effectués sur le terrain, car ils sont moins coûteux, ils sont plus simples à mettre en place, ils demandent moins de temps de réalisation et il est plus facile de contrôler les conditions de l'essai. Par contre, des études antérieures réalisées sur le DMA et le DNC ont fait ressortir plusieurs lacunes au niveau des outils de prédition cinétiques (Otwinowski, 1995 ; Stomberg, 1997 ; Malmstrom et *al.*, 2000 ; Frostad et *al.*, 2005, Bussière et *al.*, 2005). Ces études ont démontré que les essais effectués au laboratoire ne reflètent pas à tout coup ce qui est observé sur le terrain. Ces essais ont de la difficulté à simuler un système ouvert et complexe où se produisent des échanges entre les matériaux solides, les eaux de surface et souterraines et l'atmosphère (Aubertin et *al.*, 2002).

Lorsque l'on a la tâche de prédire le potentiel de génération de DNC dans le cas de stériles miniers, deux principales difficultés sont rencontrées :

- 1) Lors de la génération du DNC, les phénomènes présents sont souvent d'ampleur moindre comparée au DMA. Ainsi les outils de prédition doivent être très sensibles si l'on veut être en mesure de bien simuler les processus et d'observer la génération de DNC. Les essais statiques, comme il a été évoqué précédemment, ne sont pas en mesure d'identifier les rejets générateurs de DNC. Pour ce qui est des essais cinétiques, ils doivent être très sensibles et prendre en compte des phénomènes géochimiques comme la rétention des métaux, l'adsorption, la désorption, la complexation, la précipitation etc. qui sont moins influents lors de la prédition du DMA.
- 2) La prédition du comportement géochimique des stériles miniers au laboratoire est techniquement complexe. En effet, les stériles miniers, de par leurs propriétés hétérogènes (granulométrie étalée du micron au mètre, propriétés hydrogéotechniques très variables, porosité élevée, particules à angularité élevée, etc; Aubertin et *al.*, 2002; Aubertin et Mbonimpa, 2002; Fala, 2008) sont plus difficiles à étudier en laboratoire que les rejets de concentrateur qui sont homogènes et constitués de particules fines. De plus, les méthodes de

construction des haldes à stériles entraînent des hétérogénéités au sein de la structure qui influencent grandement le comportement géochimique de l'empilement (Morin et *al.*, 1991; Aubertin et *al.*, 2002 ; Fala, 2002, 2008; Martin, 2002). Malgré leur importance, ces hétérogénéités sont difficilement intégrables au sein des essais au laboratoire.

En raison de ses deux difficultés, il semble a priori plus approprié dans le cas des stériles miniers de faire des essais cinétiques sur le terrain à l'échelle intermédiaire si on fait l'hypothèse que ceux-ci sont en mesure de mieux refléter les phénomènes présents à grande échelle sous des conditions climatiques naturelles. Afin de valider cette hypothèse, une revue de littérature portant sur l'influence de l'échelle d'observation pour la prédiction de la qualité du drainage minier a été entreprise.

2.3 Études existantes sur le taux de réaction à différentes échelles d'observation

On présente dans ce qui suit un résumé d'études récentes comparant les résultats d'essais au laboratoire et d'essais de terrain. L'emphase sera mise ici sur des stériles à faibles teneurs en sulfures (<5%), étant donné que le présent projet concerne le cas particulier des stériles de la mine Lac Tio qui contiennent des teneurs en sulfures inférieures à 1%. Pour plus de détail sur les études à différentes échelles d'observation, on peut consulter Pepin (2008).

2.3.1 Frostad et *al.* (2005)

Frostad et *al.* (2005) ont réalisé une étude comparative à deux échelles d'observation : essais en cellule humide de 1 kg et essais sur le terrain de 20 tonnes. Le but était d'évaluer la capacité des essais effectués en laboratoire pour prédire l'altération des haldes à stériles. Les auteurs ont étudié deux types de matériaux. Le premier provient de roche intrusive (porphyre feldspathique) contenant environ 4-5 % pyrite, 2-3 % de pyrrhotite disséminée et 0,5 % de sphalérite. Le deuxième provient de roche

sédimentaire (lit de tuf) contenant environ 2-3 % de pyrrhotite disséminée, 1-2 % de pyrite disséminée et 1-2 % de sphalérite. Ils ont également pris en compte les conditions de température dans lesquelles s'effectuaient les essais sur le terrain et au laboratoire, ainsi que les conditions hydrologiques. Ils ont finalement calculé un taux de lixiviation des sulfates pour chacun des essais effectués aux deux échelles d'observation. Les résultats sont d'abord présentés sur une base massique et ont ensuite été normalisés par rapport à la surface spécifique (voir tableau 2.1). Ils ont tout d'abord constaté que sur une base massique, les taux de réactions sont plus élevés d'un à deux ordres de grandeur au laboratoire, passant de 58 (laboratoire) à 0,77 (terrain) mg SO₄/kg/sem pour la roche intrusive et de 48 (laboratoire) à 1,4 (terrain) mg SO₄/kg/sem pour la roche sédimentaire. Ils ont ensuite effectué une correction pour la surface spécifique des matériaux. Ainsi, les taux de réaction deviennent un ordre de grandeur plus grand en cellules humides que sur le terrain, passant cette fois de 20 à 2,2 mgSO₄/m²/sem pour la roche intrusive et de 18 à 3,7 mgSO₄/m²/sem pour la roche sédimentaire.

Tableau 2.1: Taux de lixiviation des sulfates pour les essais standards (cellules humides) et les essais cinétiques de 20 tonnes. Résultats sur une base massique et normalisée par rapport à la surface spécifique (tiré de Frostad et al. 2005)

Sample	Rock type	Sulphate release rates			
		Mass basis (mg SO ₄ /kg/wk)	Surface area basis (mg SO ₄ /m ² /wk)	Standard	20-tonne
HC-1	Feld. porph.	58	0.77	20	2.2
HC-2	Sedimentary	48	1.4	18	3.7

Ils ont ensuite utilisé l'équation d'Arrhenius ($\ln(k) = \frac{E_a}{RT}$), où T est la température (K), k un taux constant à cette température, E_a est l'énergie d'activation (J mol⁻¹) et R est la constante des gaz (8,31 J mol⁻¹ K⁻¹)) pour corriger les taux d'oxydation des sulfures obtenus en laboratoire pour des températures similaires à celles enregistrées sur le

terrain (voir tableau 2.2). Avec cette correction, les auteurs remarquent que les taux de lixiviation des sulfates en laboratoire deviennent approximativement un ordre de grandeur plus faibles que ceux obtenus sur le terrain.

Tableau 2.2: Taux de lixiviation des sulfates du laboratoire corrigés pour les températures du terrain et les taux de lixiviation des sulfates sur le terrain. Ea est l'énergie d'activation qu'ils ont pris pour effectuer le calcul, soit celle à pH 7 ou à pH 4 (tiré de Frostad et al. 2005)

Sample	Rock type	Sulphate release rates (mg SO ₄ /m ² /wk)		
		pH 7 E _a	pH 4 E _a	20-tonne
HC-1	Feld. porph.	0.27	1.7	2.2
HC-2	Sedimentary	0.24	1.5	3.7

2.3.2 Miller et al. (2003)

Leurs travaux se sont déroulés sur une période de 7 ans à l'aide d'essais en colonne, en parcelle expérimentale et de résultats mesurés directement sur une halde à stériles. Le but de cette étude était de définir les facteurs qui influencent les taux de réaction, de quantifier le taux d'altération des stériles, d'évaluer la géochimie de la halde et d'étudier des solutions de contrôle éventuelles. La stratégie des auteurs était d'évaluer l'effet de quelques paramètres qui pourraient expliquer les différences entre les essais au laboratoire, pratiqués sur des matériaux broyés, et les comportements qui sont observés sur la halde à stériles. Les paramètres étudiés sont la taille des particules et l'interaction entre les différents types de roche dans des conditions réalistes de précipitation et d'oxygène disponible.

Les chercheurs ont utilisé 2 matériaux présents sur le site à l'étude. Leurs stériles sont issus de roches porphyriques et de skarns. Pour leur étude au laboratoire et en cellules expérimentales, les auteurs ont utilisé 2 types de stériles: les premiers contenant 2 % de

sulfures et les deuxièmes contenant 4,7 % de sulfures. La pyrite est le sulfure dominant dans les deux types de matériau avec présence de chalcopyrite et de traces de covellite et de bornite.

Pour leur étude, ces chercheurs ont utilisé deux différentes dimensions de colonnes (2 kg et 30 kg) et cinq différentes tailles de particules (plus petit que 39 mm, 19 mm et 3mm ; et 19-39 mm, 3-19 mm). Quant aux essais cinétiques *in situ*, ils ont été effectués sur des particules de moins de 300 mm et sur environ 500 tonnes de matériau. Pour ce qui est de la halde, celle-ci était de 4 hectares de superficie (pour plus de détails voir Andrina et al., 2003).

La première partie des travaux compare les résultats obtenus suite aux essais en cellules expérimentales et aux essais en colonnes. Les travaux démontrent que les pH obtenus dans les tests en colonnes et ceux en cellules expérimentales sont sensiblement les mêmes. Par contre, la tendance générale montre une stabilisation du pH autour de 2,5 pour les colonnes, tandis que les cellules expérimentales génèrent des lixiviats ayant pH autour de 2.

Pour ce qui est des concentrations en sulfates dans le drainage des cellules expérimentales, elles augmentent de 1000 mg/L au départ jusqu'à 100000 mg/L après un an d'expérimentation, et ensuite diminuent constamment pour atteindre 2500 mg/L après 5,5 ans. Quant aux lixiviats des colonnes (excepté pour la colonne de la fraction 19-39mm), les concentrations en sulfates atteignent 10000 mg/L après 2 années, suivi d'une diminution jusqu'à 1000 et 2000 mg/L après 5 ans (voir figure 2.4).

À la figure 2.5, on montre que les taux de lixiviation du sulfate dans les colonnes et dans les cellules expérimentales sont similaires (excepté pour la colonne sans particule fine : 19-39 mm), soit un maximum de 120 g/t/jour après une année et diminuant à 10 g/t/jour après 5 années d'expérimentation.

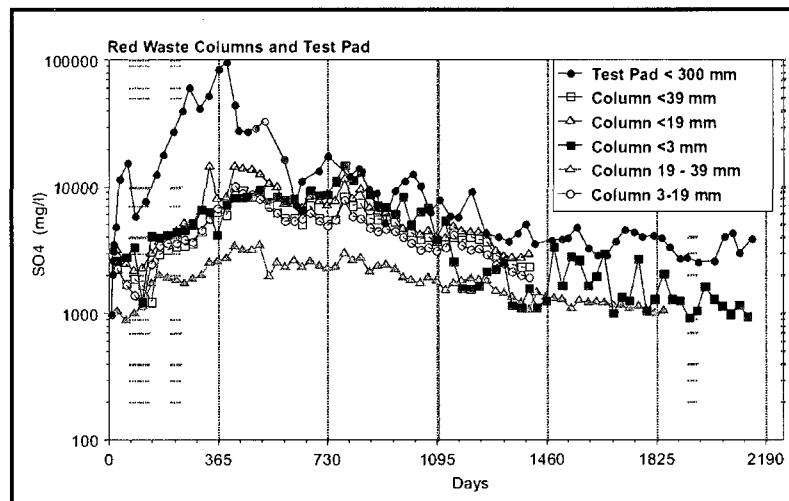


Figure 2.4: Évolution de la concentration en sulfates pour les colonnes et les cellules expérimentales (tirée de Miller et al. 2003)

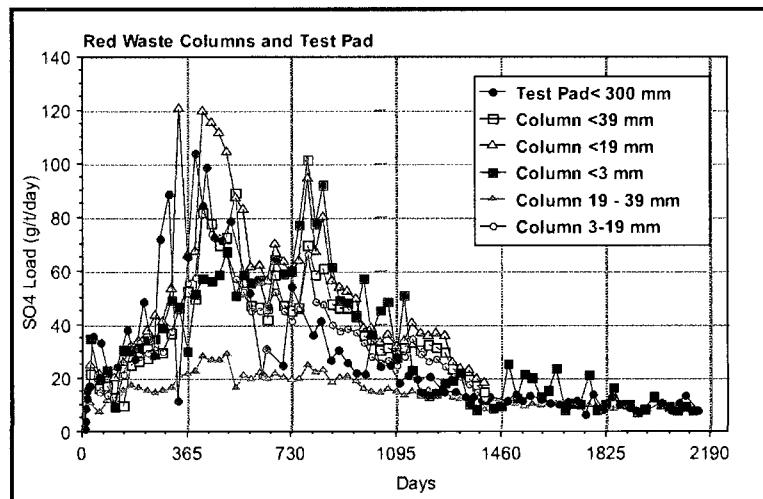


Figure 2.5: Évolution des charges de sulfates pour les colonnes et les cellules expérimentales (tirée de Miller et al. 2003)

Les auteurs démontrent que malgré le fait que la concentration en sulfates (et l'acidité) soit plus faible dans les colonnes comparativement aux cellules de terrain (jusqu'à un ordre de grandeur), la similitude entre les taux de lixiviation et l'évolution du DMA dans le temps indique que les colonnes en laboratoire offrent une alternative intéressante pour

prédir les taux de lixiviation présents sur le terrain, lorsqu'il y a disponibilité en oxygène.

De plus, l'étude montre qu'il y a très peu de différence dans les taux de lixiviation des différentes fractions granulométriques, à l'exception d'une réduction marquée dans les taux de lixiviation pour la colonne sans particules fines (la fraction 19-39 mm) et d'une légère diminution dans les taux pour la colonne avec une fraction entre 3-19 mm. D'après les auteurs, les caractéristiques granulométriques du matériau expliqueraient pourquoi les surfaces disponibles aux réactions des particules dans les cellules expérimentales ne diffèrent pas significativement de ceux dans les colonnes. En effet, le matériau est composé en majeure partie de particules fines, ainsi le tamisage du matériau pour en retirer les particules grossières lors de la mise en place des colonnes n'influence pas énormément la composition granulométrique de celui-ci.

Pour ce qui est de la lixiviation du cuivre, on observe que les résultats obtenus en cellules expérimentales et en colonnes ont la même tendance. Par contre, les concentrations obtenues dans les colonnes sont significativement plus faibles et diminuent lorsque la taille des particules augmente. En effet, le maximum atteint dans les cellules de terrain est de 7000 mg/L, tandis que dans les colonnes le maximum atteint varie entre 200 mg/L (pour la fraction 19-39 mm) et 1000 mg/L (pour la fraction plus petite que 3 mm). De plus, les concentrations obtenues à la fin des essais (après 6 ans) étaient de 50 à 100 mg/L pour les cellules expérimentales et de 20 mg/L pour la fraction plus petite que 3 mm. Les auteurs montrent également que les courbes des concentrations cumulées du cuivre pour les cellules expérimentales et la colonne de fraction plus petite que 3 mm sont semblables, malgré le fait que les concentrations en cuivre diffèrent d'un ordre de grandeur.

Dans la deuxième phase des travaux, les auteurs comparent les résultats obtenus à l'aide de l'instrumentation d'une halde à stériles, des cellules expérimentales et des colonnes. Trois lysimètres ont été placés à différents endroits dans la halde expérimentale. Le lysimètre 1 est placé à 10 m de la base de la face de la halde, le lysimètre 2 à 35 m de la base de la face de la halde et le lysimètre 3 à 65 m de la base de la face de la halde.

La composition minéralogique du matériau dans la halde diffère de celle des colonnes et des cellules expérimentales : les concentrations en cuivre sont plus élevées dans les colonnes et les cellules expérimentales. Par contre, les caractéristiques du bilan acido-basique (ABA) et de génération nette d'acide (NAG) sont similaires; ainsi les auteurs considèrent la comparaison valable.

Les données obtenues sur la halde à stériles confirment les résultats des colonnes et des cellules expérimentales, où l'on observe un maximum de concentration en cuivre et en sulfates après une à deux années d'exposition. Ils montrent que les résultats du lysimètre 1 pour la lixiviation des sulfates sont similaires en tendance et magnitude à ceux des colonnes (plus petit que 3 mm) et des cellules expérimentales. Pour ce qui est du lysimètre 2, il y a un délai avant la lixiviation des sulfates et un taux maximum plus faible. Le taux de lixiviation du lysimètre 3 a été plus faible que celui des 2 premiers lysimètres et est resté relativement constant au cours des trois années d'étude.

L'étude de Miller et ses collaborateurs démontre que les tendances du comportement géochimique des stériles sont comparables entre les différentes échelles d'expérimentation, mais que les valeurs absolues peuvent être très différentes. Les deux types de stériles potentiellement génératrices d'acide sont hautement réactifs et libèrent

rapidement leur acidité et le cuivre lorsqu'ils sont exposés aux conditions atmosphériques. Les résultats suggèrent que l'intervalle de temps pour atteindre la génération maximale d'acide est de 2 à 3 ans et, pour le cuivre, de 1 à 2 ans d'exposition.

2.3.3 Malmström et al (2000)

Malmström et *al.* (2000) ont effectué une étude comparative sur trois échelles d'observation (essais en flacons agités 15 g, essai en colonne $1,82 \times 10^3$ kg et halde de stérile $9,5 \times 10^{10}$ kg). Les stériles utilisés pour cette étude sont des gneiss à biotite (feldspath, plagioclase, mica), avec des teneurs en sulfure de 1 % de pyrite et 2,5 % de chalcopyrite pour les matériaux utilisés au laboratoire et de 0,57 % de pyrite et de 0,09 % de chalcopyrite pour les matériaux qui ont servi à l'étude *in situ*.

Les auteurs ont d'abord évalué les taux d'altération pour chacun des minéraux et ce, à chaque échelle d'observation (voir tableau 2.3). Ils remarquent des différences significatives entre les taux de réaction selon l'essai effectué, allant d'un à trois ordres de grandeur plus petit sur le terrain qu'en flacons agités et avec un taux d'altération mitoyen pour les essais en colonne. Ils observent également que le changement d'échelle d'expérimentation influence plus la réactivité de certains minéraux étudiés (chalcopyrite > biotite ≈ pyrite > plagioclase).

Tableau 2.3: Taux d'altération minéralogiques, estimés à l'aide des taux d'échappement observés des traceurs, en fonction du logarithme de la masse normalisée du taux d'altération R , et du coefficient de taux associé $k = R/a_{sm}$, où a_{sm} est la surface spécifique du minéral m^d . (tiré de Malmström et al. 2000)

mineral	$\log R^B \text{ & } ^C$ (mol kg $^{-1}$ s $^{-1}$)	$\log R^C \text{ & } ^F$ (mol kg $^{-1}$ s $^{-1}$)	$\log R^B \text{ & } ^F$ (mol kg $^{-1}$ s $^{-1}$)	$\log k^B$ (mol m $^{-2}$ s $^{-1}$)	$\log k^C$ (mol m $^{-2}$ s $^{-1}$)	$\log k^F$ (mol m $^{-2}$ s $^{-1}$)
pyrite	-8.9 ^c	-10.1 ^f	-10.9 ^f	-9.9	-11.1	-11.7
chalcopyrite	-9.5	-11.0	-12.3	-10.0	-11.4	-12.2
biotite	-9.7	-10.6	-11.5	-11.9	-12.8	-13.4
plagioclase	-10.5	-10.9	-11.3	-12.8	-13.2	-13.5

* The labels B, C, and F refer to the batch, column, and field scale, respectively. ^b Estimated assuming stoichiometric mineral dissolution with Na $^+$, Mg $^{2+}$, Ca $^{2+}$, and SO $^{2-}$ originating mainly from plagioclase [(Na $_{0.8}$ Ca $_{0.2}$)Al $_{1.5}$ Si $_{2.5}$ O $_{8.0}$], biotite [K(Mg $_{1.5}$ Fe $_{0.5}$ AlSi $_{3}$ O $_{8}$)(OH) $_{2}$], chalcopyrite [CuFeS $_2$], and pyrite (FeS $_2$), and chalcopyrite, respectively. ^c Tracer release rate from Strömborg and Banwart ((9) their Table 4, average of triplicates). ^d Tracer release rate from Strömborg and Banwart ((10) their Table 4). ^e Tracer release rate estimated as $\Sigma Q_i C_i / M$ where Q_i is water flow and C_i is tracer concentration in drainage ditch i of the two drainage ditches at the Aitik site reported by Strömborg and Banwart ((8) their Table 1) and M is total waste rock mass (Table 1). ^f Corrected for chalcopyrite dissolution.

En deuxième lieu, les auteurs ont évalué les variables qui diffèrent entre les échelles d'expérimentation (voir tableau 2.4). Leur caractérisation démontre qu'il y a des différences entre la température, le pH, la minéralogie et la granulométrie dans chacune des échelles d'expérimentation. Ces différences semblent parfois infimes, mais les auteurs remarquent que celles-ci, en affectant les taux de réaction, peuvent avoir un grand impact sur les comportements géochimiques. Ils remarquent également que l'écoulement de l'eau dans les différents essais génère différentes conditions d'exposition des matériaux. En effet, dans les flacons agités, il y a une saturation complète du matériau, sans écoulement au cours de l'essai. Pour ce qui est des colonnes, elles sont non saturées à une teneur en eau d'environ 10% et on y retrouve un écoulement relativement homogène. Finalement, les essais sur le terrain présentent des conditions non saturées d'écoulement de débit et saturation variables. La granulométrie diffère également entre les trois échelles d'observation. Il est d'ailleurs démontré par les auteurs que la granulométrie dans les essais en flacons agités influence significativement les taux d'altération de certains minéraux.

Tableau 2.4: Caractéristiques et conditions pour les trois échelles d'observation. En fonction de la masse totale de stérile (M), du débit (Q), de la température (T), du pH, du contenu volumique des minéraux (γ_m) pour la pyrite (pyr), chalcopyrite (chalc), biotite (bio), plagioclase (plag). (tiré de Malmström et al. 2000)

	M (kg)	Q (m ³ s ⁻¹)	T (°C)	pH	γ_{pyr} (m ³ m ⁻³)	γ_{chalc} (m ³ m ⁻³)	γ_{bio} (m ³ m ⁻³)	γ_{plag} (m ³ m ⁻³)
batch (9)	0.15		20–23	3.3	0.011	0.0025	0.15	0.20
column (10)	1.82×10^3 ^a	9.2×10^{-9}	4–10	≈3.5	0.011	0.0025	0.15	0.20
field (8)	9.5×10^{10} ^b	0.2	1–4	3.8–4.2	0.0057	0.0009	0.080	0.19

^a Plagioclase with a composition corresponding to 70% anorthite and 30% albite. ^b Calculated as $M = HA(1-\epsilon)\rho_s$, where H is height, A is total area, ϵ is porosity, and ρ_s is density of the solid material; in the field (8), the average $H = 20\text{m}$, $A = 2.6 \cdot 10^4 \text{ m}^2$, $\epsilon = 0.35$, and $\rho_s = 2.8 \cdot 10^3 \text{ kg m}^{-3}$; in the column experiments (10), $H = 2\text{m}$, $A = 0.5 \text{ m}^2$, $\epsilon = 0.35$, and $\rho_s = 2.8 \cdot 10^3 \text{ kg m}^{-3}$.

Les auteurs ont ensuite essayé de quantifier le facteur d'échelle associé à chacune des variables identifiées comme étant dissemblables d'un essai à l'autre : le pH, la température, le contenu minéralogique, les chemins d'écoulement et la granulométrie du matériau. Ils proposent dans leur étude d'utiliser un facteur de correction pour extrapoler les résultats obtenus en flacons agités vers une prédition pour les essais en colonne et sur le terrain.

La figure 2.6 représente la comparaison entre le taux d'altération, issu du calcul avec les facteurs de correction et des observations, avec la contribution individuelle des différents paramètres sur les taux de réaction. Les résultats démontrent que les effets physico-chimiques quantifiés (dans l'équation) peuvent expliquer en grande partie les différenciations observées. De plus, on peut constater que l'importance des différents facteurs de correction varie selon l'échelle d'expérimentation et également entre les minéraux eux-mêmes. Les écarts restant entre les résultats du modèle et les observations sont généralement plus important pour le terrain que pour les colonnes.

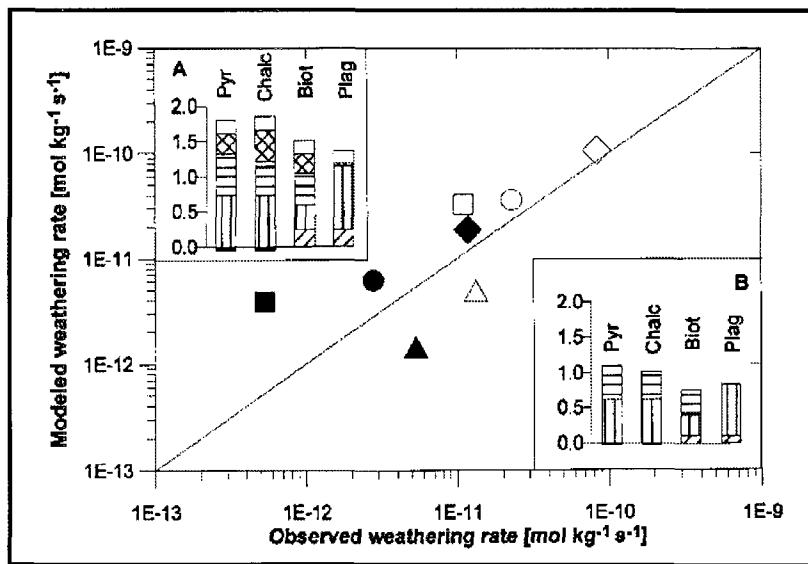


Figure 2.6: Taux d'altération modélisés à l'échelle du terrain et des colonnes comparées avec des taux d'altérations observés, c'est-à-dire comparés directement avec les taux qui étaient estimés des taux d'échappement des traceurs. Les symboles blancs et noirs représentent respectivement les essais en colonnes et les essais de terrain (\diamond pyrite, \square chalcopyrite, \circ biotite, \triangle plagioclase). La ligne représente le cas parfait, « prédition parfaite », où les taux modélisés égalent les taux observés. (tirée de Malmstrom et al. 2000)

2.3.4 Lapakko (1994)

Lapakko (1994) a comparé des données obtenues suite à l'expérimentation effectuée sur deux échelles d'observation (essais en cellule humide : 1 kg (<6,3 mm), essais sur le terrain : 820 à 130 T (du micron au bloc)). Les stériles utilisés pour l'étude sont composés de roche intrusive mafique à basse teneur en Cu-Ni. Les teneurs en sulfure varient entre 0,63 et 1,41% (pyrrhotite, chalcopyrite–cubanite et pentlandite).

L'auteur a d'abord effectué une caractérisation détaillée des stériles utilisés pour les deux types d'essai (minéralogie, distribution granulométrique, chimie et surface spécifique). Suite aux essais effectués, il a remarqué que le pH pour les essais sur le terrain était plus faible d'une unité pour les piles avec des teneurs en sulfure plus élevées (voir figure 2.7).

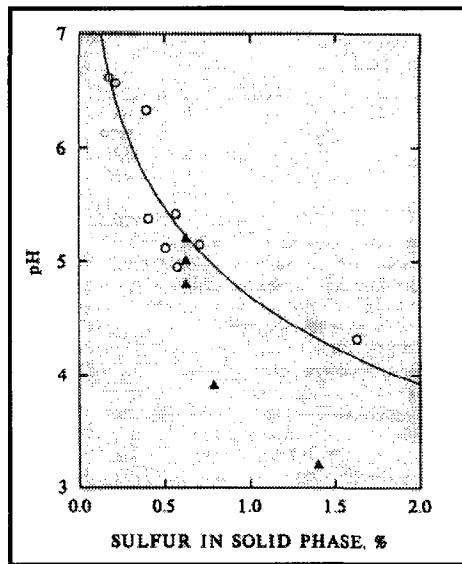


Figure 2.7: Comparaison du pH minimum obtenu sur le terrain (\blacktriangle) et au laboratoire (\circ). Les données du laboratoire représentent un drainage après 150 semaines de dissolution des échantillons du complexe de Duluth (Lapakko et Antonson 1993, dans Lapakko 1994)

Il a comparé ensuite les taux de lixiviation des sulfates, du calcium et du magnésium obtenus pour les deux échelles d'expérimentation. Il a obtenu des rapports (taux sur le terrain/taux en laboratoire) entre 0,053 à 0,46, avec la majorité des rapports entre de 0,1 à 0,36. Autrement dit, les taux obtenus en laboratoire sont de 3 à 10 fois supérieurs à ceux que l'on obtient sur le terrain.

Les potentiels de neutralisation empiriques calculés par consommation des carbonates pour les essais sur le terrain sont inférieurs à ceux calculés pour les échantillons au laboratoire, ce qui est en accord avec le fait que le pH observé sur le terrain était plus faible qu'au laboratoire (voir tableau 2.5).

Tableau 2.5: Comparaison des potentiels de neutralisation obtenus sur le terrain et en laboratoire (tiré de Lapakko 1994)

S, %	pH 7	pH 6	pH 5	pH 4.5	pH 4	pH 3.5
FIELD NEUTRALIZATION POTENTIAL¹						
0.63 (pile 1)	0.346	0.781	>1.059	>1.059	>1.059	>1.059
.63 (pile 2)	.179	.393	>.642	>.642	>.642	>.642
.63 (pile 3)	.442	1.254	>1.340	>1.340	>1.340	>1.340
.79 (pile 6)	.157	.172	.226	1.702	>2.074	>2.074
1.41 (pile 5)	.044	.044	.096	.130	.136	>1.889
RATIO OF FIELD ENP TO LABORATORY ENP						
0.63 (pile 1)	0.52	0.52	NAp	NAp	NAp	NAp
.63 (pile 2)	.27	.26	NAp	NAp	NAp	NAp
.63 (pile 3)	.66	.84	NAp	NAp	NAp	NAp
.79 (pile 6)	.54	.23	0.13	NAp	NAp	NAp
1.41 (pile 5)	.17	.056	<.056	<0.045	<0.044	NAp

¹ kg/mt CaCO₃,
NAp Not applicable.

L'auteur a observé plusieurs différences entre les conditions dans lesquelles sont effectués les essais sur le terrain et au laboratoire. En effet, la taille des particules était inférieure dans les essais au laboratoire et ainsi la surface spécifique était supérieure. De plus, il y avait des différences dans les écoulements observés dans chacun des essais. En effet, le volume d'eau de rinçage par unité de roche correspondait à 300 L/T/jour de drainage pour les essais au laboratoire, ce qui est plus grand d'un à trois ordres de grandeur que ce qui est obtenu sur le terrain (0,27 à 0,38 L/T/jour). De plus, l'écoulement en laboratoire était relativement uniforme, tandis que des écoulements préférentiels sont possibles sur le terrain. Les environnements de réaction sur le terrain, où les températures sont plus froides, peuvent également retarder les réactions.

2.3.5 Synthèse des comparaisons au laboratoire versus sur le terrain

Le tableau 2.6 présente une synthèse des différents essais cinétiques effectués au cours des études comparatives citées dans cette section du document. Le type de matériau (avec leur pourcentage en sulfure) et la granulométrie utilisée pour effectuer les

différents essais sont présentés. Finalement, les principales conclusions issues des différentes études sur la réactivité à différentes échelles d'expérimentation sont notées.

Tableau 2.6 : Synthèse des études sur le comportement géochimique à différentes échelles d'observation pour des stériles miniers à faibles teneurs en sulfures (<5%)

	Frostad et al. (2005)	Miller et al. (2003)	Mainstrom et al. (2000)	Lapakko (1994)
Matériau (stériles)	HC1: Intrusif porphyrique à feldspath HC2: Tuff sédimentaire liéé	Porphyre et skam	Gneiss à biotite (Feldspath, plagioclase, mica)	Gneiss à biotite (Feldspath, plagioclase, mica)
Granulométrie	<6,3 mm	<39 mm, <19 mm, <3 mm, 3-19 mm, 19-39 mm	Flocons agités : <0,25 mm; 0,25 - 1mm ; 1-4 mm; 4-8 mm ; 8-11,2mm; 11,2-18 mm Colonnes : <1,5cm	<6,3 mm
% sulfures	HC1: 6-8 % (Py,Po) HC2: 4-7% (Py,Po,Sp)	Sériles "Bleu": 2,0 % Sériles "Rouges": 4,7 % (Py, Cp, Po)	1% Py, 2,5% Cp	Py : 0,8%
Type d'essai	Cellules humides (1kg)	Colonnes (2 et 30 kg)	Flocons agités (15g) Colonnes (1 820 kg)	Cellules humides (2 kg)
Granulométrie	Non tamisé	In situ : <300 mm Halde : Non tamisé	<1m	N/A
% sulfures	HC1: 6-8 % (Py,Po) HC2: 4-7% (Py,Po,Sp)	Cellules expérimentales: Sériles "Bleu": 2,0 % Sériles "Rouges": 4,7 % (Py, Cp, Po) Halde: Sériles "Bleu": 2,0 % Sériles "Rouges": 4,8 % (Py, Cp, Po)	0,57% Py; 0,09% Cp	N/A
Type d'essai	Cellules expérimentales (20t)	Cellules expérimentales (~500 t) Halde à stérile (4 ha)	Haldes à stérile (95 Mt)	N/A
Differences selon l'échelle d'expérimentation	Taux de réaction 1 ordre de grandeur plus petit sur le terrain	Taux de réaction sont comparable entre les différentes échelles	Taux 1 à 3 ordres de grandeur plus petit sur le terrain qu'en flacons agités (moyen en colonne)	Taux 1 à 3 ordres de grandeur plus petit sur le terrain qu'en flacons agités (moyen en colonne)
Commentaires	Correction pour la ΔT ; les taux de réaction sont > sur le terrain	Concentrations plus élevées d'un ordre de grandeur sur le terrain	Taux de réaction selon l'échelle plus marqués chez certains minéraux	Taux de réaction selon l'échelle plus marqués chez certains minéraux

Des différences entre les taux de réaction des minéraux calculés à différentes échelles d'observation sont notées dans la majorité des études effectuées sur les stériles. On remarque généralement des taux d'oxydation inférieurs sur le terrain (de 1 à plusieurs ordres de grandeur). On observe cependant dans une étude sur les stériles qu'il n'y a pas de distinction des taux de réaction selon l'échelle d'expérimentation entre les taux de réaction calculés. Il est à noter que ces études portent habituellement sur des stériles qui sont composés de matériaux réactifs générateurs d'acide (voir section 2.4.2).

Cette revue de littérature basée sur des études comparatives montre que certains outils de prédition au laboratoire augmentent la cinétique des réactions d'oxydation minéralogique, faussant ainsi les résultats de prédition. Une des raisons qui expliquent cette augmentation est la préparation des matériaux qui influence les réactions géochimiques : on concasse la roche, augmentant ainsi les surfaces de contact, on élève les températures dans lesquelles se déroule l'essai, on soumet les échantillons à des lessivages fréquents (rapport liquide/solide plus élevé peut occasionner des dilutions), etc. De plus, les stériles miniers, de par leurs propriétés hétérogènes et la structure interne des empilements sur le terrain, sont plus difficiles à étudier en laboratoire que les rejets de concentrateur qui sont plus homogènes. Ces particularités associées aux stériles en place sont difficilement intégrables dans les essais au laboratoire. Afin de bien être en mesure de recréer les phénomènes présents dans les haldes, il faudrait pouvoir simuler le système complet, ce qui est impossible à l'échelle du laboratoire.

Les études répertoriées précédemment portent sur des stériles peu sulfureux, mais tout de même générateurs de DMA. On présente dans la section suivante le cas des stériles de la mine Lac Tio pour lesquels les travaux de Bussière et collaborateurs (2005) démontrent que les outils de prédition en laboratoire ne parviennent pas à déceler la génération de DNC en nickel qui est cependant observée sur le terrain.

2.4 Études antérieures sur la prédiction du DNC: Le cas Lac Tio

Deux études sur les stériles provenant de la mine du Lac Tio génératrices de DNC ont été réalisées auparavant à des échelles différentes (Roche, 2004 ; Bussière et al., 2005). Les stériles de la mine du Lac Tio sont constitués en majorité de roches intrusives mafiques: d'anorthosite (gangue majoritaire) et d'oxydes massifs (mineraux) avec des teneurs en pyrite d'environ 1 %. Plus d'informations sur les stériles de la mine du Lac Tio seront données au chapitre 4.

2.4.1 Essai en cellule humide (Bussière et al., 2005)

On présente dans cette section quelques résultats des analyses de qualité d'eau obtenues lors de la réalisation d'un essai en cellule d'humidité (2 kg). L'essai a été effectué selon la norme ASTM D 5744-96. Les stériles ont été concassés de façon à obtenir un diamètre maximal des particules de 6,3 mm. Le nom de Tio_{ch} est attribué au matériau obtenu après le concassage.

Tout d'abord à la figure 2.8, on montre l'évolution des mesures physico-chimiques du lixiviat incluant le pH, le potentiel d'oxydoréduction (Eh), la conductivité, l'acidité et l'alcalinité. Les auteurs ont observé une chute dans le pH entre les jours 50 et 175, avec des valeurs variant entre 6 et 6,5, similaires au pH de l'eau déminéralisée utilisée pour les rinçages. Le pH est ensuite remonté à des valeurs oscillant entre 6,9 et 7,7, comme au début de l'essai. Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) montre peu de variations, avec des valeurs entre 320 et 450 mV. Ces valeurs montrent que l'essai en cellule d'humidité produit un milieu oxydant pour le matériau.

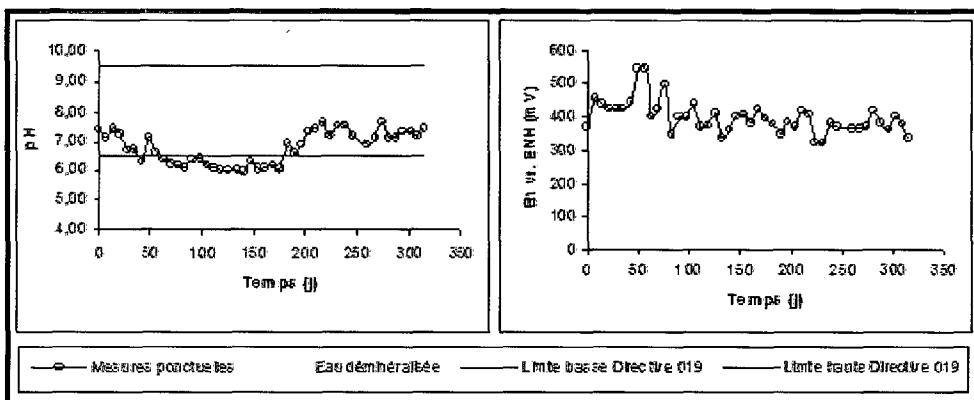


Figure 2.8: Évolution des mesures ponctuelles du pH, du Eh pour l'essai en cellule humide sur les stériles du Lac Tio. (Bussière *et al*, 2005)

La figure 2.9 montre l'évolution des teneurs en nickel et en sulfates obtenues par ICP-AES sur les eaux de rinçage. On remarque que la production de sulfates est importante dans les cinquante premiers jours, et qu'elle diminue par la suite pour se stabiliser à des concentrations de l'ordre de 7 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ après 150 jours. Le taux de production, normalisé par kilo de stériles dans la cellule, se stabilise à 0,173 kg $\text{SO}_4^{2-}/\text{kg/an}$. Les concentrations en nickel se situent près de la limite de détection de l'ICP-AES de 0,004mg/L pour le nickel, tout au long de l'essai. Les éléments analysés sont sous les valeurs prescrites par la Directive 019, représentés par la ligne rouge sur les graphiques.

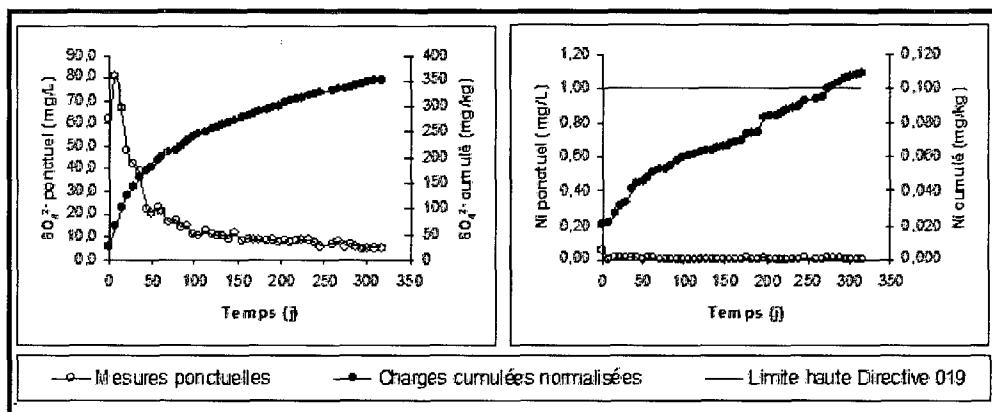


Figure 2.9 : Évolution des concentrations ponctuelles et des charges cumulées normalisées en Ni et SO_4^{2-} pour l'essai en cellule humide sur les stériles de la mine Lac Tio (Bussière *et al*, 2005)

2.4.2 Essai en plateforme expérimentale (Roche, 2004)

Un essai en plateforme expérimentale a été effectué par le CRIQ (Roche, 2004). Cet essai consiste à soumettre les stériles aux conditions naturelles de surface durant une période donnée et à récolter l'eau de percolation afin de l'analyser. Certains résultats de l'essai réalisé au CRIQ sont présentés aux figures 2.10 et 2.11. Le pH est presque neutre, voire légèrement alcalin durant l'essai. Il oscille généralement entre 7,3 et 8,5.

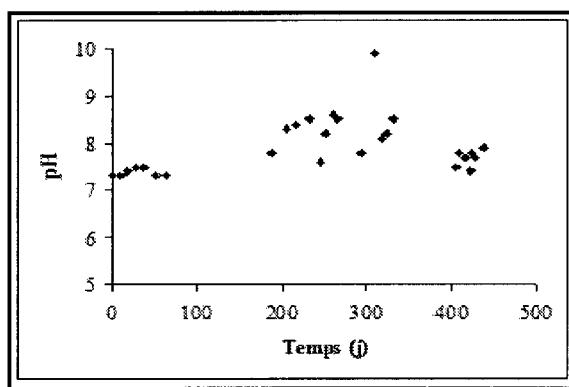


Figure 2.10: Évolution des mesures ponctuelles du pH pour l'essai en plateforme expérimentale sur les stériles de la mine Lac Tio. (Bussière *et al*, 2005)

Les sulfates, issus de l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les stériles, varient principalement entre 700 et 1 500 mg/L, pour la durée de l'essai. Les valeurs pour le nickel oscillent entre 0,1 et 0,5 mg/L et montrent une accélération après 400 jours. Le nickel en solution devrait provenir en grande partie de l'oxydation des sulfures.

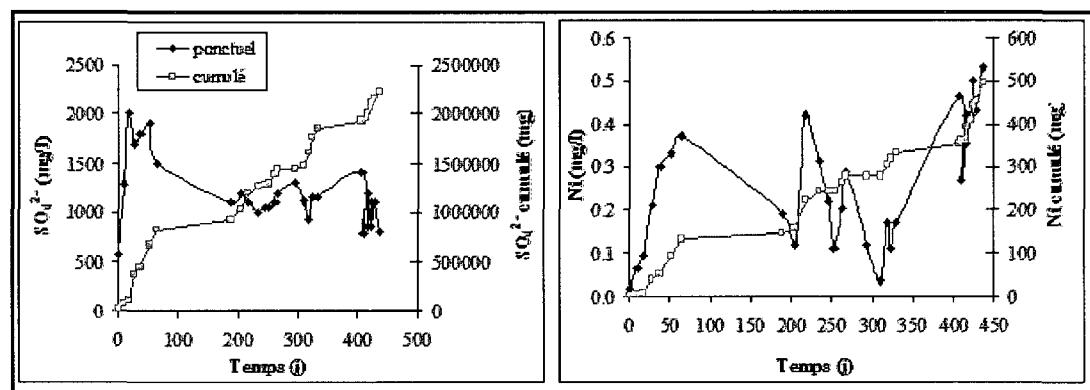


Figure 2.11 : Évolution des concentrations ponctuelles et des charges cumulées normalisées en Ni et SO₄²⁻ pour l'essai en plate forme expérimentale sur les stériles de la mine Lac Tio. (Bussière *et al*, 2005)

2.4.3 Comparaison entre l'essai en cellule humide et l'essai en plate-forme expérimentale

La comparaison directe entre les résultats des essais en cellules d'humidité et en plateforme expérimentale n'a pu être réalisée, car la masse des stériles utilisée, lors de l'essai en plateforme, n'est pas connue. Cette masse est nécessaire pour normaliser les résultats obtenus aux différentes échelles et ainsi être en mesure de faire des comparaisons valables. Par contre, quelques comparaisons ont pu être effectuées entre les caractéristiques des deux essais (tableau 2.7).

Tableau 2.7: Principaux résultats des essais en laboratoire et de terrain (Bussière *et al.*, 2005).

Paramètre	Plateforme	Cellule humide
% S solide initial	0,01 – 0,73	0,36
% Ni solide initial	n.d.	0,045
pH essais	7,3 – 8,5	6 – 7,9
Sulfates (mg/l)	700 – 2000	5 – 20
Calcium (mg/l)	300 - 400	5 – 15
Nickel (mg/l)	0,1 – 0,5	<0,02
Cuivre (mg/l)	< 0,03	<0,02
Zinc (mg/l)	0,01 – 0,25	<0,05
Fer (mg/l)	< 0,1	<0,05

Suite à la comparaison des deux essais, on remarque que l'essai en cellule d'humidité donne de plus faibles concentrations en sulfates et en métaux par rapport à l'essai en plateforme expérimentale. En effet, en ce qui concerne les teneurs en nickel, métal qui dépasse occasionnellement les normes environnementales au site Lac Tio, elles sont sous les teneurs de détection pour les essais en cellule d'humidité (limite de détection est de 0,004 mg/L pour le nickel). Lors de cet essai, le matériau a été concassé de manière à obtenir des diamètres maximaux de 6,3 mm. Ce concassage augmente les surfaces réactives des particules et libère certains minéraux. Ceci devrait se traduire par des teneurs en métaux dissous supérieures dans les eaux de lixiviation de l'échantillon concassé par rapport à l'échantillon initial provenant de la plateforme, par contre ce n'est pas ce qui est observé par les auteurs.

Les auteurs suggèrent que les différences entre les protocoles d'essais pourraient expliquer, en partie, les différences obtenues entre les résultats des deux échelles d'expérimentation. Les principales différences seraient le rapport eau/solide, le temps de rétention de l'eau avant son échantillonnage et les conditions climatiques (conditions contrôlées au laboratoire versus aléatoires sur le terrain). Entre autres, les conditions d'essai en plateforme pourraient être plus propices à l'influence d'éléments externes, puisque la présence d'algues a été notée lors de la collecte d'un échantillon (Roche, 2004; Bussière et *al.*, 2005). Aussi, le protocole expérimental de l'essai en cellule humide (cycle d'air sec et d'air humide) pourrait être moins favorable à la lixiviation de nickel. Il y a également la possibilité qu'il y ait des phénomènes d'adsorption dans la cellule humide comparativement aux essais en plate forme, où les sites d'adsorption des stériles auraient pu être comblés. Finalement, il pourrait y avoir des conditions plus favorables à la précipitation de minéraux secondaires dans un des deux essais comparativement à l'autre.

2.5 Dernières remarques

La revue de littérature a montré que les outils de prédition existants sont mal adaptés au cas du DNC provenant de stériles miniers. En effet, il est difficile de

prédire si des matériaux seront générateurs de DNC parce que les phénomènes géochimiques sont de faible amplitude (faibles concentrations de métaux en solution, pH neutre, etc.) comparativement aux matériaux générateurs de DMA, où l'on retrouve des phénomènes de plus grande amplitude (fortes concentrations en métaux en solution, pH faible, etc.) Les études à l'échelle intermédiaire *in situ* semblent plus efficaces pour représenter les comportements observés à grande échelle sur le terrain que les essais effectués au laboratoire. C'est particulièrement vrai pour les stériles miniers qui, de par leurs propriétés hétérogènes (granulométrie étalée du micron au mètre, propriétés hydro-géotechniques très variables, porosité élevée, particules à angularité élevée, etc.), sont plus difficiles à étudier en laboratoire, comparativement aux rejets de concentrateur (matériaux relativement homogènes). On a également vu que le comportement du nickel dans le DNC est fortement influencé par plusieurs phénomènes géochimiques dont la sorption et la précipitation.

Ainsi, à la lumière de cette revue de littérature et des études antérieures effectuées sur les stériles de la mine du Lac Tio qui sont générateurs de DNC, il semble pertinent de mettre des efforts de recherche supplémentaires dans la prédiction du comportement géochimique de ces stériles miniers. Dans le cas des stériles de la mine Lac Tio, on a donc de réaliser des essais cinétiques à l'échelle intermédiaire sur le terrain afin de mieux saisir le comportement géochimique de ces matériaux. Ces travaux à l'échelle intermédiaire sur le terrain, combinés à des travaux de laboratoire, permettent d'améliorer notre compréhension des différents mécanismes impliqués (oxydation, neutralisation, précipitation, adsorption, etc.) dans la génération de DNC (lixiviation du Ni) provenant des différents stériles de la mine Lac Tio.

CHAPITRE 3

SITE À L'ÉTUDE, DESCRIPTION DU DESIGN ET DE LA CONSTRUCTION DES CELLULES EXPÉRIMENTALES

3.1 Mise en contexte

Comme il a été démontré dans le Chapitre 2, le comportement géochimique des stériles évalué à l'aide d'essais cinétiques effectués en laboratoire ne sont pas toujours concordants avec les comportements observés en essai sur le terrain (Stomberg, 1997 ; Malmstrom et al., 2000 ; Frostad et al., 2005 ; Bussière et al., 2005). Il est reconnu dans la littérature que l'une des façons les plus efficaces d'évaluer le comportement géochimique des stériles miniers consiste à réaliser des essais cinétiques *in situ* (e.g. SRK, 1989; Villeneuve, 2004). Le principal intérêt des cellules expérimentales *in situ* effectuées à l'échelle intermédiaire est de suivre l'effet des conditions environnantes (précipitations, température, vents, géométrie, etc.) sur les taux de réaction des minéraux et sur la qualité d'eau (Aubertin et al., 1999, 2002). Les cellules expérimentales peuvent aussi servir à vérifier les effets qu'auront l'emplacement prévu et les méthodes de contrôle proposées sur la production de drainage acide (SRK, 1989; Aubertin et al., 1997, 1999; Bussière et Aubertin, 1999; Bussière et al., 2001, 2007 ; Aubertin et al., 2002).

Des cellules expérimentales ont donc été construites, dans le but d'obtenir des résultats plus réalistes et représentatifs quant aux comportement géochimique des stériles de la mine Lac Tio. Ces essais réalisés à l'échelle intermédiaire sur le terrain, sont réalisés en parallèle avec des essais de caractérisation au laboratoire (voir Chapitre 4) et sont comparés à des mesures prises aux effluents d'une halde existante (voir Chapitre 6). Ainsi, les mécanismes qui sont à l'origine des problèmes de génération de nickel de la mine du Lac Tio et les effets d'échelle sont mieux compris.

Dans ce chapitre, on présente la conception et la construction des essais cinétiques *in-situ* à l'échelle intermédiaire. Pour cette étude 7 cellules expérimentales ont été construites sur une halde à stériles de la compagnie QIT-Fer et Titane inc.. Dans un premier temps, on décrit et localise le gisement Lac Tio. En second lieu, on présente les caractéristiques principales des six différents types de stériles choisis pour l'étude, qui représentent l'éventail des différents stériles présents sur les haldes de la mine. Ensuite, comme il est important de comprendre l'effet que peuvent engendrer les différents milieux de déposition sur le comportement géochimique des stériles étudiés on a conçu deux types de cellules, vouées à recréer les différents environnements de dépôt (exposés aux conditions naturelles ou ennoyés; section 3.4). À la section suivante, on retrouve les différentes étapes de la construction des cellules expérimentales. Finalement, on présente l'instrumentation et les méthodes qui permettent de faire un suivi environnemental des cellules expérimentales.

3.2 Description du site Lac Tio

Les cellules expérimentales servant à l'étude des stériles ont été installées sur le site d'exploitation de la mine Lac Tio situé à 43 km au nord-est de la municipalité de 3000 habitants de Havre Saint-Pierre en moyenne Côte-Nord. Le gisement exploité à la mine du Lac Tio, propriété de la compagnie QIT- Fer et Titane inc. une division de Rio Tinto, est le plus grand gisement d'ilménite massive au monde. Le gisement Lac Tio est en exploitation depuis 1950, ce qui a généré une quantité importante de stériles miniers entreposés sur le site. Il offre encore un large potentiel d'exploitation ce qui engendrera, par le fait même, une grande quantité de stériles supplémentaires à gérer. Suite à l'extraction, le minerai est concassé sur le site même de l'exploitation. Une fois le minerai concassé, celui-ci est transporté par train jusqu'à Havre-Saint-Pierre, puis par bateau jusqu'au complexe métallurgique de Sorel-Tracy où il est traité pour produire du bioxyde de titane, de la fonte en gueuse, de l'acier de haute qualité et des poudres métalliques.

Le site de la mine est constitué de différentes composantes : les fosses Nord-Ouest et Tio et des haldes à stériles nommées Petitpas, Puyjalon, Léo et McCloskey (voir figure 3.1) qui sont situées aux pourtours des installations.

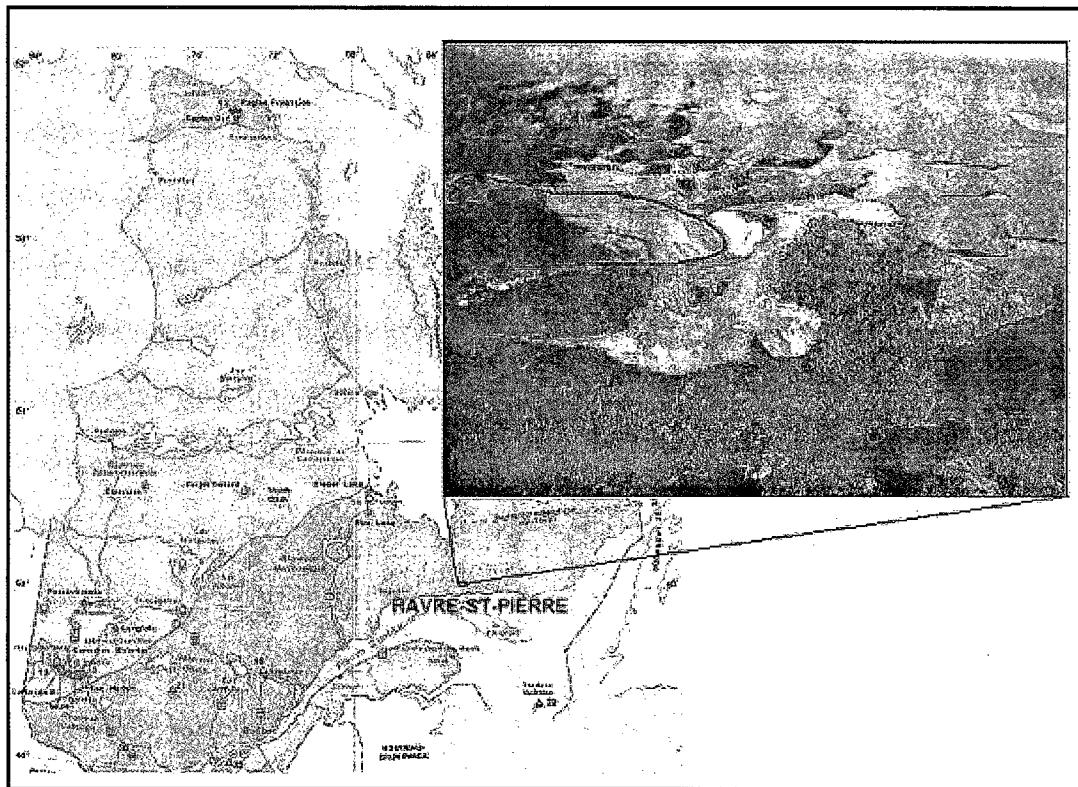


Figure 3.1: Localisation Havre Saint-Pierre (MRNF, 2008) et site de la mine Lac Tio en vue aérienne. Les zones d'exploitation sont entourées par un trait bleu plein et les haldes à stériles sont entourés d'un trait rouge pointillé.

3.2.1 Géologie régionale

La Province du Grenville (1,2 Ga à 950 Ma), dans laquelle se retrouve le gisement de Lac Tio, couvre une superficie de 600 000 km². Elle est la limite sud-est de la Province du Supérieur et se divise en trois ceintures distinctes (autochtone, parautochtone et allochtone). La Province du Grenville est reconnue pour ses mines de fer et d'ilménite, pour son potentiel en minéraux industriels et, en quantité moins importante, pour ses métaux (MRNF, 2008).

La mine du Lac Tio se situe dans la région du lac Allard. Cette région du Grenville est dominée par la présence de roches cristallines précambriennes. Ces roches plutoniques sont composées d'anorthosites, de granites, de mangérites-jotunites, de gabbros, de monzonites et de syénites (voir figure 3.2 ; roches mafiques, ultra-mafiques et anorthositiques). La région du lac Allard est située dans la section est du massif anorthositique de Havre-Saint-Pierre. Dans ce secteur, l'anorthosite est relativement homogène, hololeucocrate et andésinitique (Bourque, 2008). Au plan structural, cette anorthosite a une forme en dôme avec un centre 10km à l'ouest du Lac Allard. Ainsi, le site de la mine Lac Tio se retrouve sur le versant est du dôme, avec les pendages des structures magmatiques également vers l'est (Bourque, 2008).

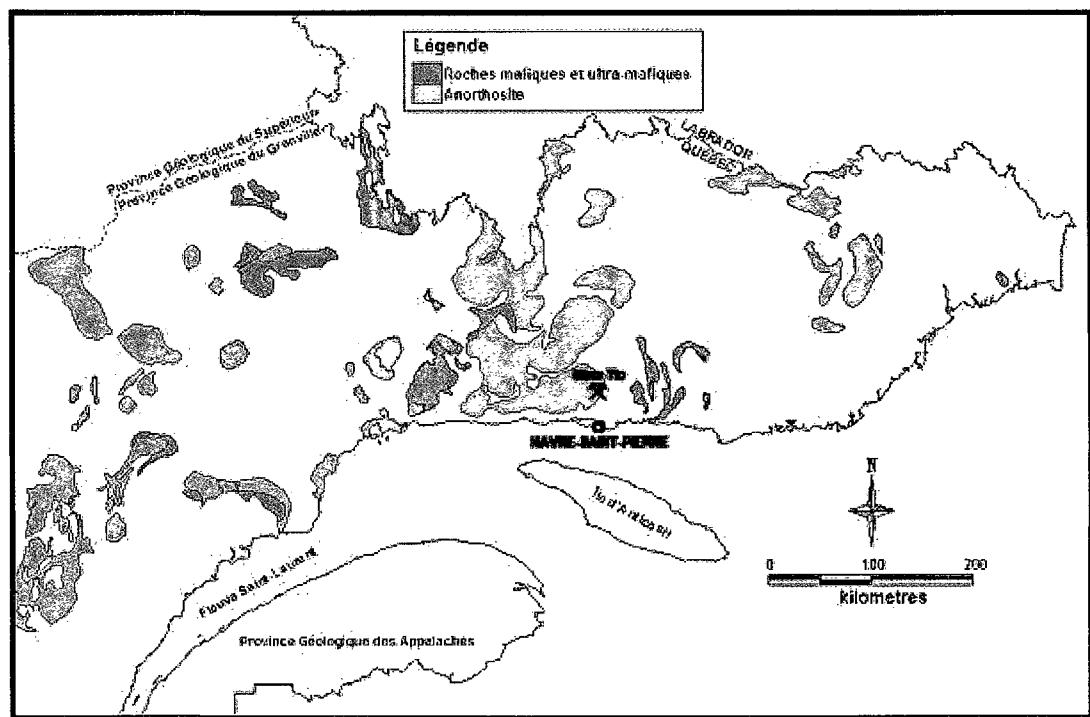


Figure 3.2: Carte des unités mafiques, ultra-mafiques et anorthositiques de l'extrême est du Grenville québécois (Modifié de Carte géologique du Québec, Ressources naturelles Québec, MRNF 2002).

3.2.2 Géologie du gisement

La région du Lac Allard est hôte de 2 types de gîtes qui sont associés aux suites anorthositiques de la Côte-Nord : des gîtes concordants dans les ferrodiorites et jotunites, formés de minéralisations de magnétite titanifère pauvre en ilménite, et des gîtes discordants injectés dans les anorthosites formés de minéralisations d'ilménite et d'hématite, pauvres en magnétite, comme le gîte du Lac Tio.

Ces gîtes sont souvent associés à des intrusions ferrodioritiques, noritiques et parfois gabbroïques qui recoupent les anorthosites. La majorité est formée à la suite de la formation d'un liquide non-miscible à partir d'un magma ferrodioritique enrichi en titane et fer. Dans le cas de la mine du Lac Tio, la fuite d'un liquide enrichi en Fe – Ti, via des réseaux de fractures dans des niveaux structuraux inférieurs généralement anorthositique, est à l'origine de la minéralisation. Bien que plusieurs gîtes aient été identifiés dans cette région, le gîte Lac Tio est le principal gîte ayant fait l'objet d'exploitation. Aucun gîte dans les ferrodiorites ou les jotunites n'a été exploité à ce jour. Le corps minéralisé du gîte du Lac Tio consiste en une large bande d'hémo-ilménite localisée à l'intérieur d'un complexe d'anorthosite. La zone minéralisée couvre une superficie de près de 550 000 m² (Bergeron, 1971; Perreault, 1999; Bourque, 2008).

3.2.3 Haldes à stériles

Les stériles miniers, générés par l'exploitation du gisement du Lac Tio, sont disposés sur quatre haldes distinctes, trois haldes majeures : Puyjalon, Léo, Petit-Pas et une halde secondaire McCloskey (voir tableau 3.1). La production annuelle actuelle de stériles est environ 3,5 Mt. Depuis les débuts de l'exploitation, environ 72 Mt de stériles ont été disposés sur les haldes.

Tableau 3.1: Volume, tonnage et superficie des haldes de la mine Lac Tio à date du 26 octobre 2007 (informations fournies par QIT Fer et Titane inc.)

	Volume (m ³)	Tonnage (Tm)	Superficie (m ²)
Puyjalon	2 909 870	6 783 290	569 305
Léo	8 130 250	21 393 653	249 291
Petit-Pas	17 768 230	44 586 360	490 680
McCloskey	257 620	825 410	n/d

Les stériles proviennent du sautage et ils ne subissent aucune étape de transformation. Suite au sautage, les stériles sont transportés par camion et déversés directement sur les haldes. La granulométrie des stériles varie du micron jusqu'à quelques mètres (Bourque, 2008).

Les stériles sont composés en majorité d'anorthosite (gangue majoritaire) et d'hémo-ilménite (mineraï). La teneur de coupure, depuis plusieurs années, était de 72% (teneur minimale par banc pour être considérée du mineraï) à des teneurs plus faibles le mélange d'hémo-ilménite et d'anorthosite est considéré comme non économique et rejeté avec les stériles. Depuis l'année 2008, la teneur de coupure a été augmentée à 82% d'hémo-ilménite.

3.2.4 Localisation des cellules expérimentales

Les cellules expérimentales ont été mises en place sur la zone nord-ouest de la halde Petit-Pas. La carte ci-dessous montre la disposition du site minier, ainsi que l'emplacement choisi pour la construction des cellules expérimentales. Cette localisation a été sélectionnée pour son emplacement retiré, loin des perturbations qui pourraient avoir lieu lors de la circulation de machineries lourdes, et par les projections de stockage des stériles qui ne sont pas prévues dans ce secteur pour les prochaines cinq années (figure 3.3).

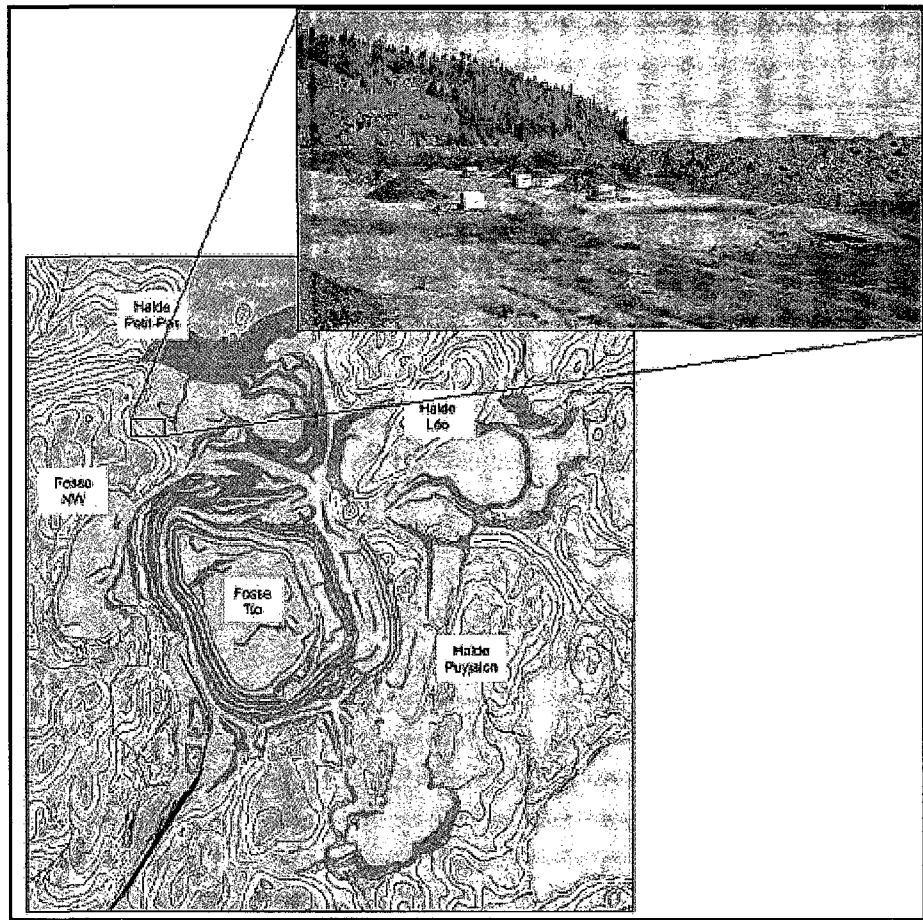


Figure 3.3 : Vue en plan du site de la mine Lac Tio avec l'emplacement des 7 cellules expérimentales.

3.3 Description des stériles sélectionnés

Différents stériles ont été ciblés pour l'étude afin d'avoir un échantillonnage représentatif de la variété des stériles entreposés dans les haldes. En effet, les haldes à stériles disposent d'un large éventail de résidus qui diffèrent soit par leur concentration en hémo-ilménite, par leur degré d'oxydation (rélié principalement au temps écoulé depuis la déposition) ou par leur provenance dans la mine. Le but de l'étude est d'isoler différents types de stériles représentatifs des matériaux retrouvés dans les haldes existantes de manière à les analyser individuellement et ainsi être en mesure de mieux cerner le comportement de chacun.

3.3.1 Concentration en ilménite des stériles

Tout d'abord, les stériles présents sur les haldes de la compagnie diffèrent par leur concentration en minéral (hémo-ilménite) et en gangue (majoritairement de l'anorthosite). Tel que mentionné précédemment, la teneur de coupure du minéral partant pour l'usine de transformation est maintenant établie à 82% de concentration en minéral, ce qui signifie que les stériles générés par l'entreprise, au site de la mine Lac Tio, ont des concentrations en hémo-ilménite inférieures à celle-ci. Il a donc été décidé d'isoler pour l'étude trois différentes teneurs en minéral soit : teneur élevée (\approx 55-65%), moyenne (\approx 40-45%) et faible (\approx 30%) (voir tableau 3.2). Il sera ainsi possible d'évaluer le comportement géochimique des différents stériles contenant différentes teneurs en hémo-ilménite et de les comparer entre eux.

Tableau 3.2 Description sommaire des stériles miniers contenus dans les cellules expérimentales.

	Cellule 1	Cellule 2	Cellule 3	Cellule 4	Cellule 5	Cellule 6	Cellule 7
Teneur en ilménite	faible \approx 30%	moyenne \approx 45%	élevée \approx 65%	faible \approx 30%	moyenne \approx 35%	élevée \approx 60%	Idem cellule 3
Âge	Récent 1 mois	Récent 1 mois	Récent 1 mois	Ancien \approx 25 ans	Ancien \approx 25 ans	Ancien \approx 25 ans	Idem cellule 3
Gisement de provenance	Fosse Tio	Nord-Ouest	Nord-Ouest	Fosse Tio	Fosse Tio	Fosse Tio	Idem cellule 3

3.3.2 Niveau d'oxydation des stériles

La mine Lac Tio étant en exploitation depuis les années cinquante, on retrouve sur les haldes à stériles des matériaux entreposés depuis nombre d'années et donc présentant différents degrés d'altération. En effet, les surfaces des grains et blocs de stériles déposés il y a de cela plusieurs années, ont été soumises aux conditions naturelles de surface, donc à l'altération mécanique et chimique. L'altération chimique peut avoir un impact important puisqu'elle peut changer la nature des minéraux attaqués. Par exemple, plusieurs silicates comme les feldspaths plagioclase souvent abondants dans les roches ignées comme l'anorthosite, sont facilement attaqués par les eaux météoritiques et peuvent se transformer en argiles (phyllosilicates) qui ont un comportement géochimique totalement différent

(Taboada, 1999). De plus, les minéraux sulfureux, lorsqu'ils sont exposés à l'oxygène de l'air et à l'eau, subissent une oxydation. Cette réaction chimique peut, avec le temps, modifier le comportement géochimique des stériles (ex. épuisement des sulfures ou des minéraux neutralisants, passivation des surfaces, etc.)

De plus, suite à des études sur les stériles de la mine Lac Tio, on constate que les phénomènes d'absorption peuvent influencer les comportements géochimiques des stériles de la mine Lac Tio (Bussière, 2005 ; Plante, 2009). Ainsi, le fait d'étudier des stériles de différents niveaux d'oxydation aide à comprendre ces processus.

Les effets du temps sont susceptibles de transformer le matériau à l'étude qui aura ainsi un comportement géochimique différent des stériles fraîchement concassés. Pour ces raisons, il a été décidé d'étudier des stériles qui ont subi les effets du temps, c'est-à-dire des résidus de 25 ans environ, et de les comparer à des résidus fraîchement extraits (voir tableau 3.2).

3.3.3 Le gisement de provenance du stérile

Au début de l'exploitation, il n'y avait que la fosse Tio qui était exploitée. Cependant, depuis 1988, la compagnie a commencé à exploiter un nouveau gisement, le gisement Nord-Ouest. Les gîtes d'ilmenite massive étant issus de magmas résiduels cristallisants dans différentes poches magmatiques, ils peuvent donc différer de par leur composition géochimique et leur concentration. Ainsi, les compositions chimiques du nouveau gisement exploité, le gisement Nord-Ouest, diffèrent de celles du gisement Lac Tio (voir en annexe les analyses effectuées par QIT Fer et Titane inc.).

À cet effet, les stériles provenant des différentes sources ont été isolés afin de pouvoir les étudier séparément. On présente au tableau 3.2 une description sommaire des différents stériles qui se retrouvent dans les sept cellules expérimentales à l'étude.

3.4 Conception des cellules

Dans le but d'étudier le potentiel de génération de DNC provenant des différents stériles miniers du Lac Tio, la construction de 7 cellules expérimentales sur le site a été mise en oeuvre. Deux concepts de cellules sont utilisés afin de recréer différentes conditions auxquelles pourraient être soumis les stériles miniers une fois déposés. Les sections 3.4.1 et 3.4.2 présentent les différences entre les deux concepts élaborés pour les cellules.

3.4.1 Premier type : condition naturelle de surface

Les six premières cellules ont été construites selon le même concept. Ces cellules sont conçues de manière à ce que les stériles miniers soient totalement exposés aux conditions non saturées de surface. Ces cellules permettront de comparer le comportement géochimique des six différents stériles lorsque soumis aux même conditions.

Chacune de ces cellules contient environ 25 à 30 m³ de rejets. Les stériles ont d'abord été tamisés, à l'aide d'un tamis industriel, de manière à obtenir un matériau d'une granulométrie inférieure à 50 cm. Une fois les gros blocs éliminés des stériles, la fraction inférieure à 50 cm est déposée sur une géomembrane étanche, ce qui permet de récolter les précipitations qui percolent au travers des résidus. La géomembrane est protégée contre les perforations par deux couches de sable étendues de part et d'autre de celle-ci (voir figure 3.4). Un drain perforé parcourt l'intérieur de la cellule afin de récolter l'eau de percolation. Le drain est connecté à un tuyau étanche qui évacue l'eau à l'extérieur de la cellule pour la mener à un réservoir servant à la mesure des débits et à l'échantillonnage.

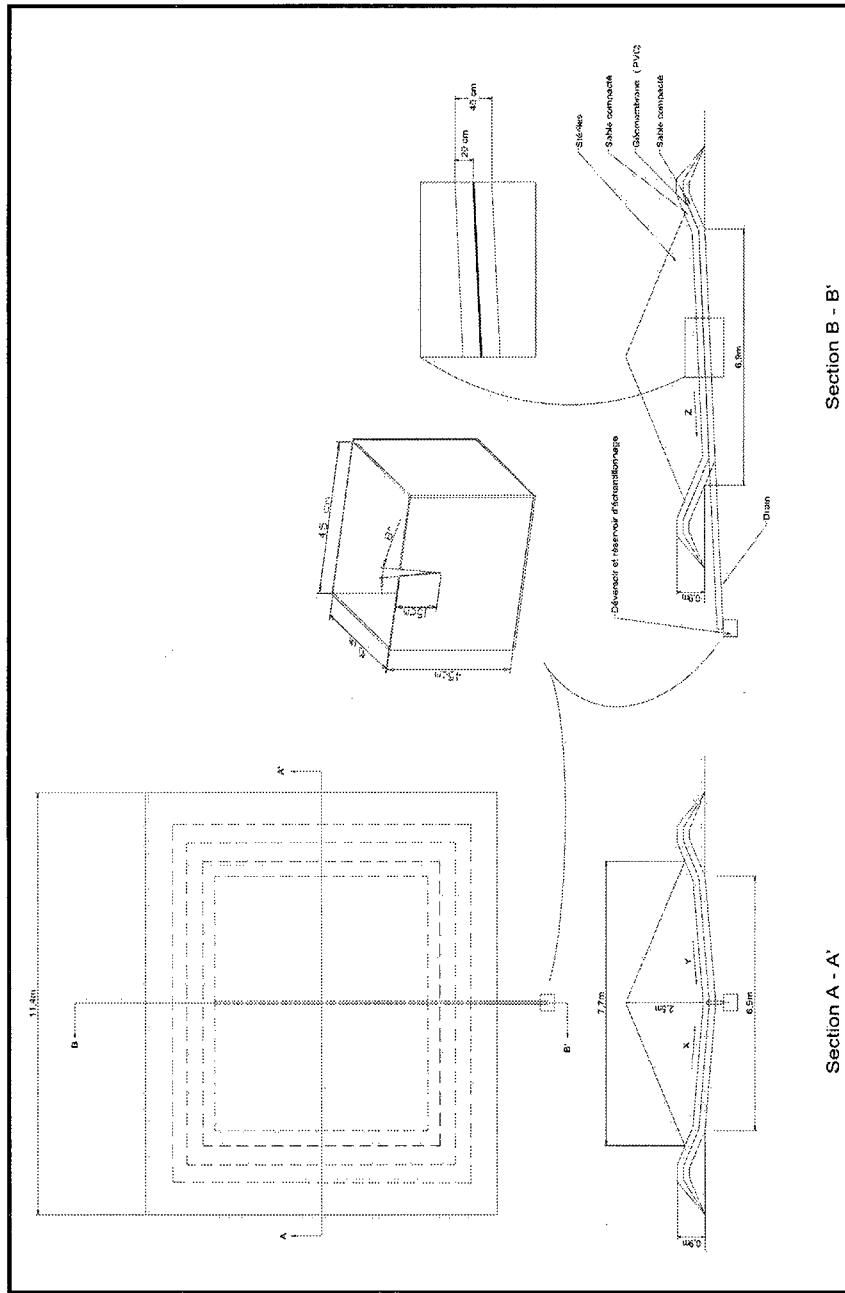


Figure 3.4 : Vues en plan, en section et transversale des cellules expérimentales soumises aux conditions naturelles.

3.4.2 Deuxième type : ennoiement partiel ou total

La septième cellule a été conçue afin que l'on puisse ennoyer totalement ou partiellement les stériles miniers. De cette manière, il est possible d'évaluer les impacts que peut avoir un ennoiement des stériles sur leur comportement géochimique. Si le comportement des stériles submergés s'avérait stable, l'option de déposer les stériles miniers dans des bassins pourrait alors représenter plusieurs avantages pour l'entreprise. Afin de mieux cerner l'impact de l'ennoiement sur le comportement des stériles, des stériles ayant les mêmes caractéristiques à ceux disposés dans la cellule 3, ont été déposés dans la cellule 7. Ainsi, en comparant le comportement des stériles soumis à différentes conditions de déposition, on pourra évaluer les impacts que peut générer une modification de condition de déposition sur le comportement géochimique des stériles.

Étant donné ses fonctions particulières, cette cellule est plus profonde (1,8mètres), pour permettre de contrôler le niveau de l'eau à l'aide d'une surverse. L'eau évacuée lors des précipitations est par la suite acheminée à un réservoir servant à la mesure des débits et à l'échantillonnage. La géomembrane est, comme dans le cas des premières cellules, comprise entre deux couches de sable qui assurent sa protection (voir figure 3.5). Tout comme pour les autres cellules, cette cellule contient environ 30 m³ de stériles qui ont été tamisés avant la déposition. Un puits d'échantillonnage a également été installé à environ 1 mètre de profondeur dans les stériles, afin de pouvoir échantillonner l'eau directement dans les stériles submergés.

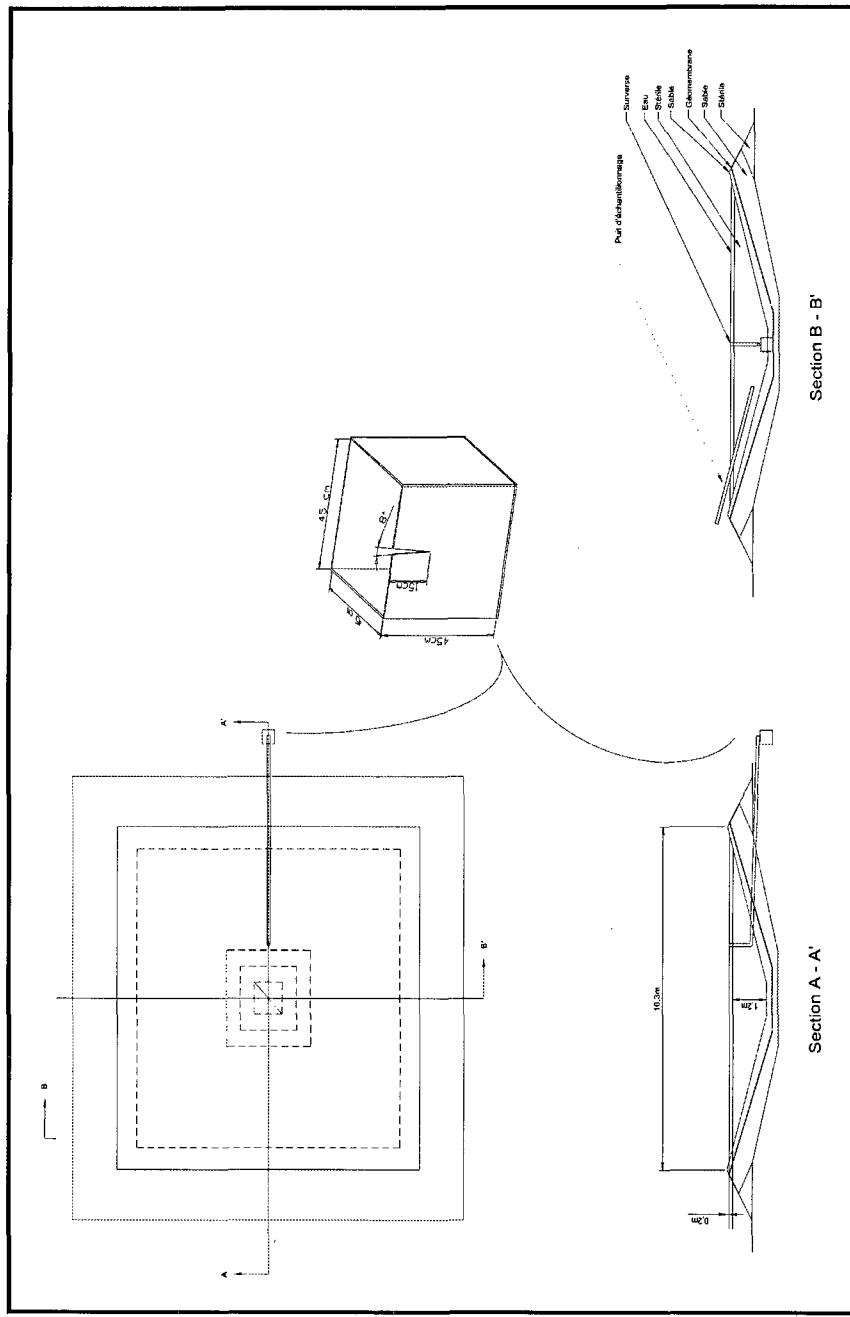


Figure 3.5 : Vues en plan, en section et transversale de la cellule expérimentale employée (partiel ou total).

3.5 Construction

Les cellules ont été construites à la fin de l'été 2006, soit du 5 septembre jusqu'au 26 septembre. La mise en chantier s'est effectuée sous la supervision d'une équipe de terrain de l'UQAT et la machinerie lourde a été opérée par des personnes qualifiées, employées par la compagnie QIT Fer et Titane inc. Les six premières cellules ont été construites selon le même déroulement, puisqu'ayant le même concept. Par contre, la septième cellule a demandé des manipulations différentes lors de sa construction. Ces différences ont été citées, lorsque pertinentes, dans la description des étapes de la construction qui suit.

3.5.1 Emplacement

L'organisation des cellules sur le terrain a été faite en fonction des types de résidus qui sont disposés à l'intérieur (voir Tableau 3.2). Les cellules sont également espacées d'environ 6 mètres, ceci afin de faciliter les déplacements de la machinerie et les manipulations relié à la construction de celles-ci (voir figure 3.6).

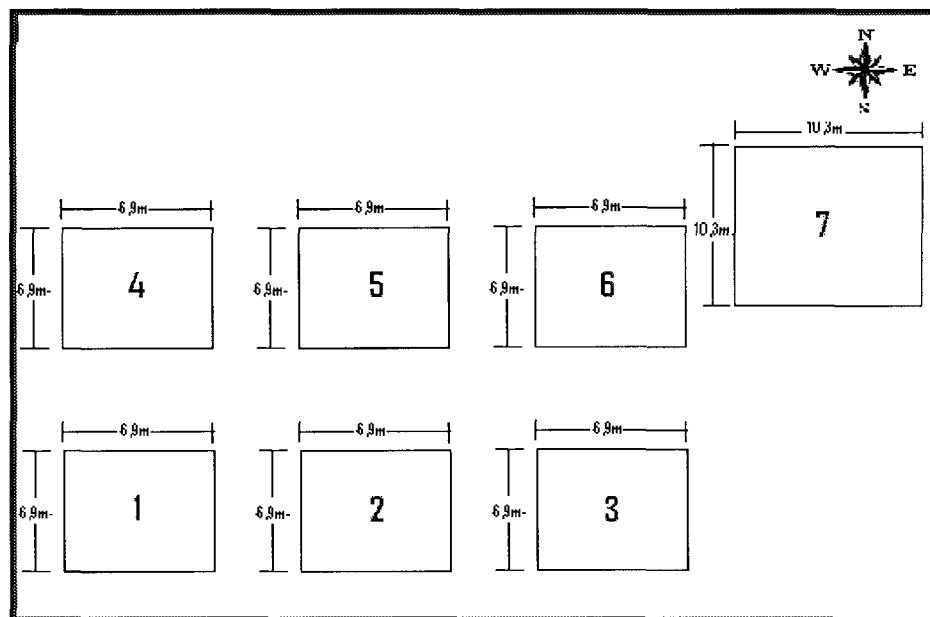


Figure 3.6 : Schématisation de la disposition des cellules sur le terrain.

3.5.2 Excavation

Les cellules ont d'abord été excavées dans le but de former la cuvette qui facilite le drainage et la récolte des eaux de percolation. Pour ce faire, nous avons utilisé une pelle PC60 de marque Komatsu (voir figure 3.7). Pour les six premières cellules, des carrés de 6,9 m de côté ont été délimités. L'excavation au centre des cellules était d'une profondeur d'environ une trentaine de centimètres et diminuait vers les bords et ce, suivant une pente de 3 à 13 degrés selon la cellule. Cette pente a été formée vers deux côtés opposés de la cellule afin de recréer le fond en V des plans. De plus, les cellules ont été disposées dans le sens de la pente naturelle du terrain, afin de profiter de l'angle de celle-ci.

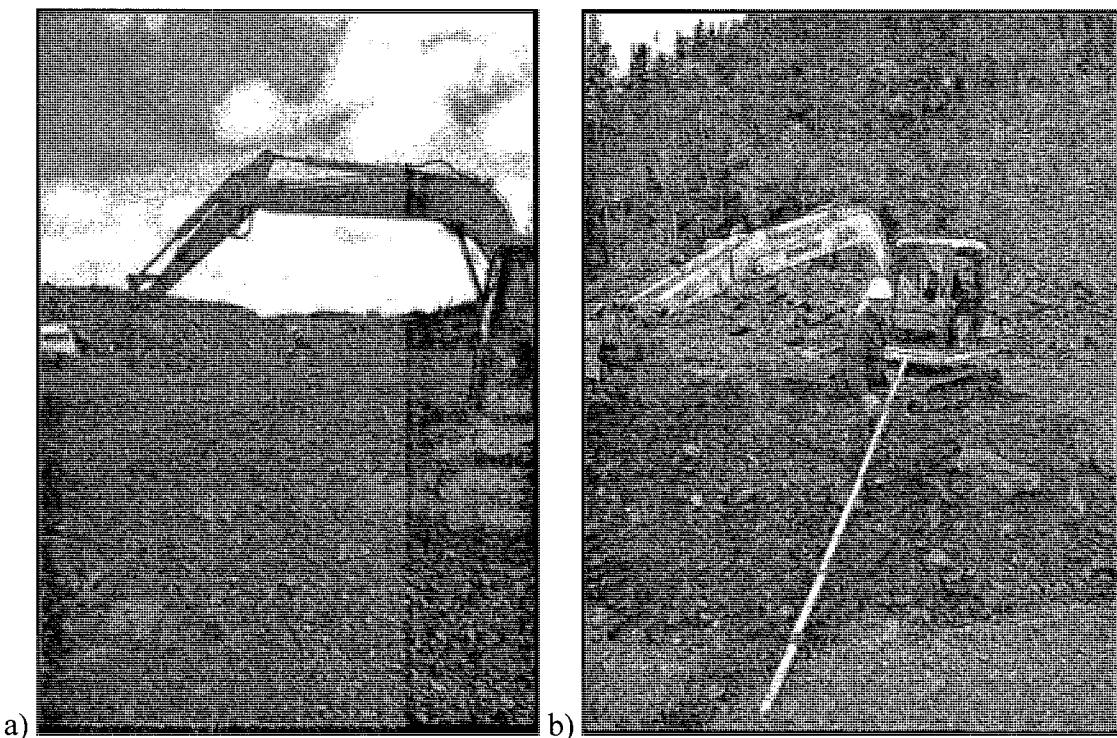


Figure 3.7 : Excavation des cellules a) mesure de la hauteur des bermes; b) mesure de la longueur des bermes.

Pour ce qui est de la cellule 7, un emplacement carré de 10,3 m de côté a été délimité avant d'effectuer l'excavation. La configuration de cette cellule étant différente des

autres, l'excavation s'est faite avec des pentes vers les quatre faces (voir figure 3.8b)). En effet, cette cellule ne demandait pas une excavation facilitant son drainage, puisque l'eau dans cette cellule s'évacue par la surverse. Le fond se trouve donc à être plat.

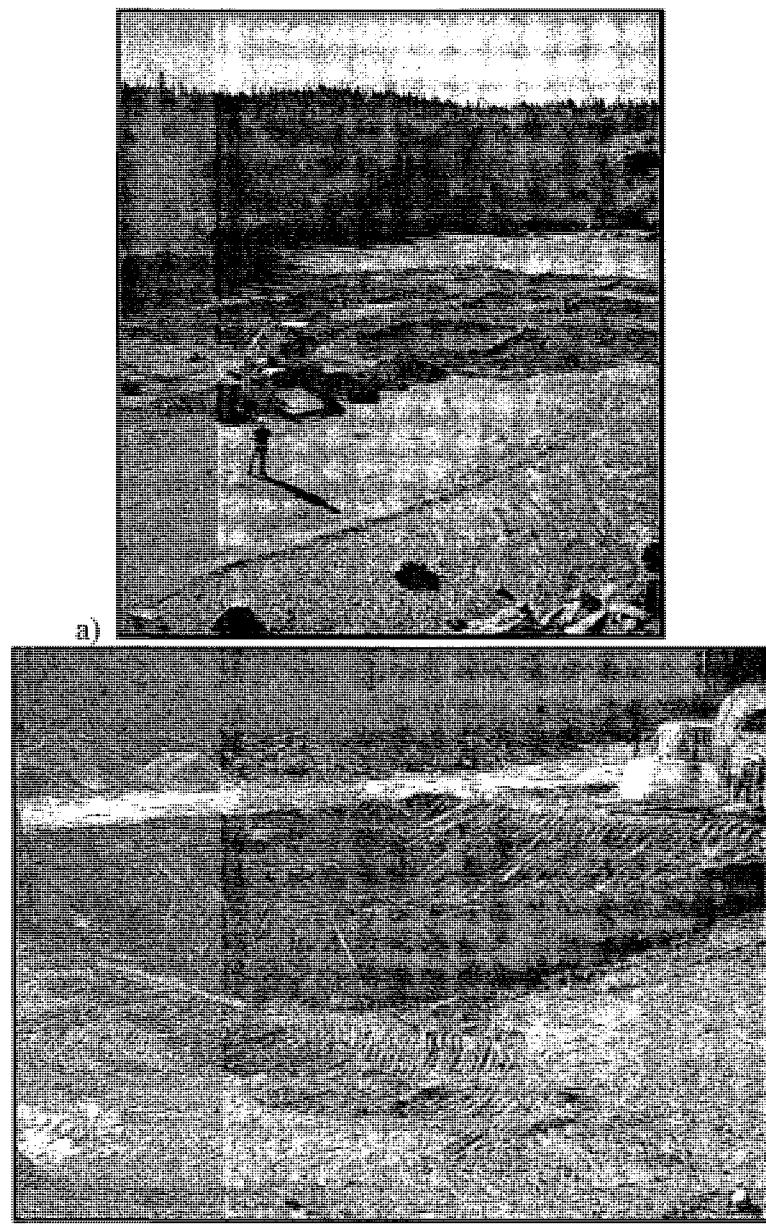


Figure 3.8: Excavation des cellules a) Excavation des cuvettes des cellules 1 à 6 terminée et début de l'excavation de la cellule 7 b) Excavation de la cellule 7.

L'excavation se faisait directement sur la halde à stériles, dans un matériau granulométriquement hétérogène. Suite à l'excavation, un nettoyage de la zone a dû être effectué (voir figure 3.9). Le nettoyage a pour but d'enlever manuellement et à l'aide de râteaux les roches de grandes tailles qui auraient pu percer la géomembrane.



Figure 3.9: Nettoyage de la zone excavée au moyen de râteaux, afin d'enlever les particules grossières qui peuvent être susceptibles de perforer la géomembrane.

Une fois cette opération terminée, un arpantage sommaire des cellules 1 à 6 a été réalisé à l'aide d'un théodolite. Cet arpantage, comprenant 13 points stratégiques, avait pour but d'évaluer et de vérifier que les pentes créées faciliteraient bien le drainage dans la cellule. La figure 3.10 schématisé la localisation des points d'arpentage sur la cellule et le tableau 3.3 présente les résultats obtenus suite aux calculs des pentes.

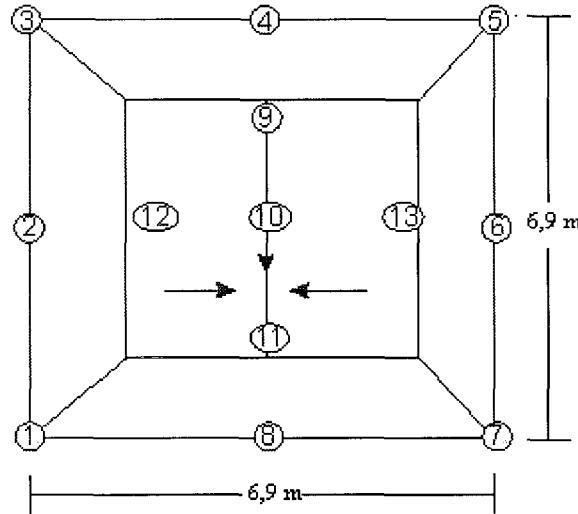


Figure 3.10 : Schématisation de la localisation des points d'arpentage.

Tableau 3.3 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris dans le fond excavé

Pente du fond excavé	
Pente entre le point 13 et 10	entre 5,5° et 15°
Pente entre le point 12 et 10	entre 8,5° et 15°
Pente entre le point 9 et 11	entre 3,4° et 6,4°

3.5.3 Mise en place de la couche inférieure de sable

Le fond et les bermes de la cuvette ont été tapissés d'une couche de sable et ce, tout en conservant les pentes préétablies lors de l'excavation. Cette couche a été mise en place enfin de protéger la géomembrane. À l'aide d'une rétrocaveuse de marque Komatsu, le sable a été étendu sur une épaisseur de 20 cm, épaisseur jugée suffisante (ref. discussions avec le fournisseur Solmax) pour empêcher les stériles sous-jacent de venir percer la membrane (voir figure 3.11). Une fois le sable bien étendu au râteau, ce dernier a été compacté afin qu'il n'y ait pas de tassage et de remontée du matériel grossier sous-jacent, lors de la mise en place du matériel sus-jacent. Pour ce faire, on a d'abord humidifié le sable avec un camion citerne de manière à faciliter le compactage (voir la figure 3.12).

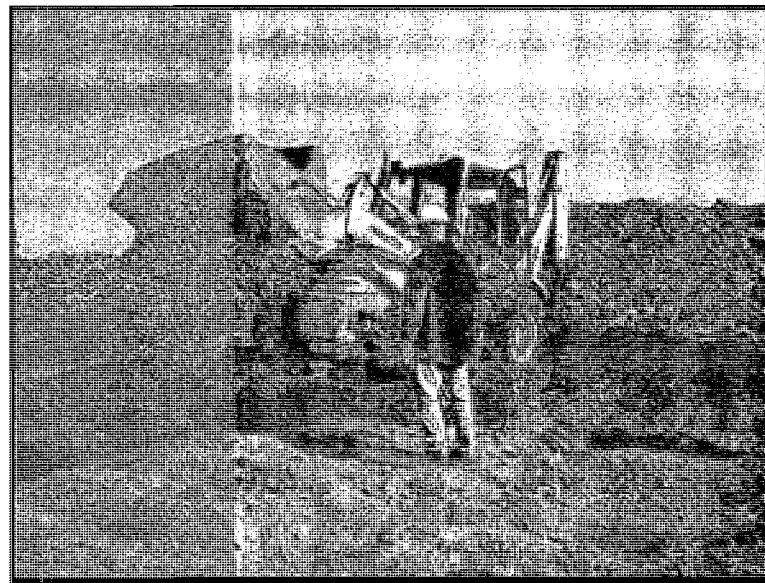


Figure 3.11 : Mise en place de la couche inférieure de sable



Figure 3.12 : Humidification du sable pour le compactage

Ensuite, à l'aide d'une plaque vibrante, le sable a été compacté en s'assurant de passer plusieurs fois sur les mêmes zones pour garantir une compaction uniforme et adéquate (voir figure 3.13).

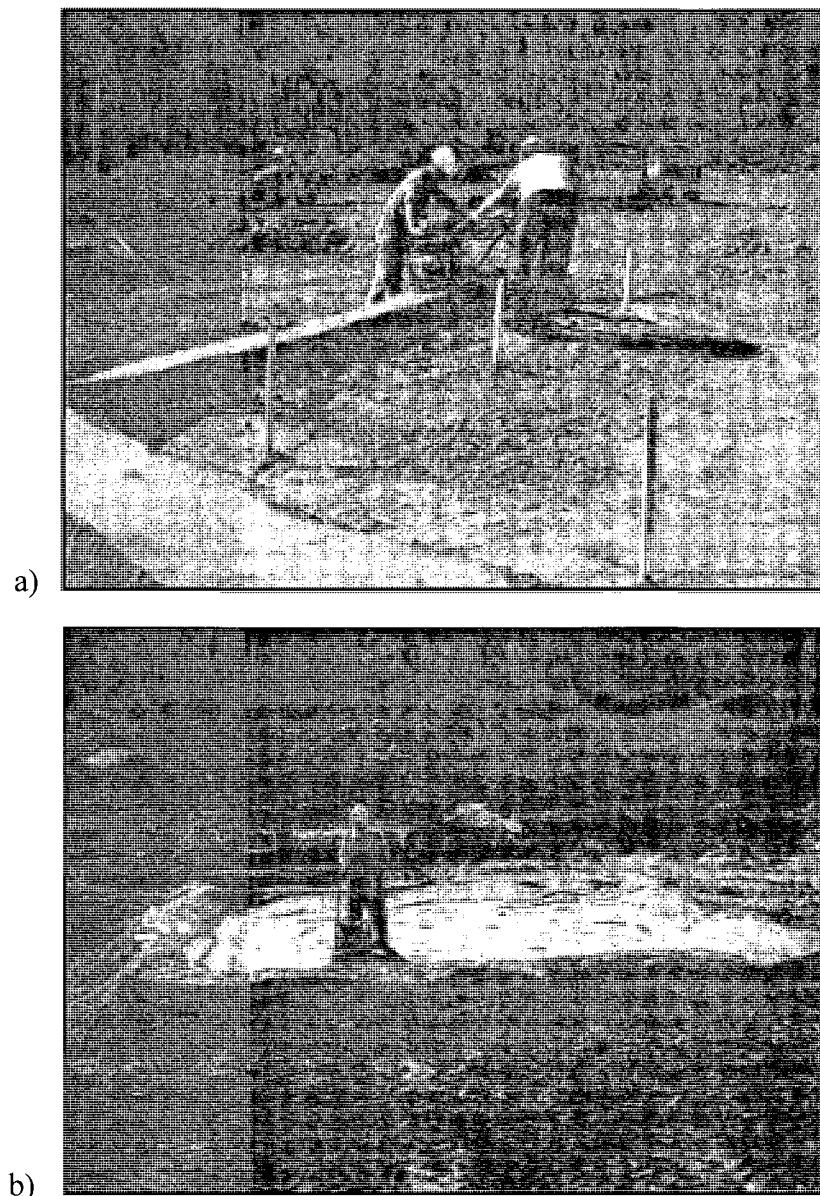


Figure 3.13 : Compactage de la couche inférieure de sable a) compactage des bermes de la cellule b) passage à répétition pour s'assurer d'un compactage adéquat

Une fois cette opération exécutée, un arpentage sommaire des cellules 1 à 6 a été réalisé afin de vérifier que les pentes préalablement établies pour faciliter le drainage ont été conservées. Les résultats obtenus pour le calcul des pentes sont répertoriés dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris sur la couche de sable inférieure

Pente de la couche de sable inférieure	
Pente entre le point 13 et 10	entre 6° et 13,5°
Pente entre le point 12 et 10	entre 7° et 10,5°
Pente entre le point 9 et 11	entre 2,6° et 3,8°

3.5.4 Pose de la membrane et du drain

Dans cette étude, le type de membrane choisie est une géomembrane de chlorure de polyvinyle (CPV). Les propriétés de la membrane sont résumées dans le tableau 3.5 (pour plus d'information voir la fiche de spécifications techniques en annexe A.1).

Tableau 3.5 : Propriétés de la géomembrane

Propriétés de la géomembrane	
Épaisseur	1.02 mm
Résistance à la tension à la rupture	17 kN/m
Allongement à la rupture	430 %
Module d'élasticité 100%	7 kN/m
Résistance à la déchirure	44 N
Résistance à basse température	-29°C

La pose de la membrane a été effectuée de manière à laisser dépasser une large bande de chaque côté des bermes de la cuvette, ce qui servira à ancrer celle-ci (voir figure 3.14).

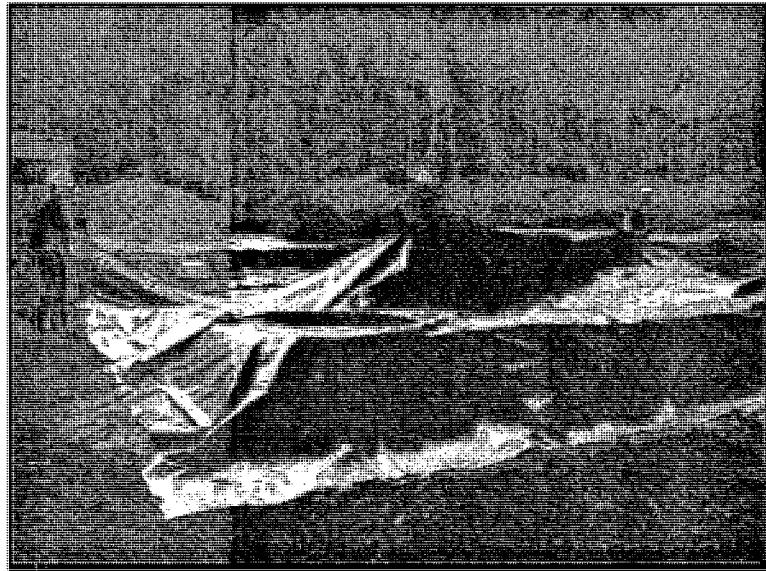


Figure 3.14 : Pose de la géomembrane

Ensuite, une incision à l'aide d'un gabarit préalablement prélevé sur le tuyau ABS a été effectuée, afin de pouvoir y introduire le tuyau ABS de 4 pouces (10,16 cm) de diamètre.

L'étanchéité au contact entre le tuyau membrane a été assurée tout d'abord par la pose d'un collet. On a préalablement fixé la membrane sur le tuyau à l'aide de ruban adhésif (voir figure 3.15a) et ce, pour prévenir qu'elle soit percée lors de la pose du collet (voir figure 3.15b). Le collet a ensuite lui-même été fixé au tuyau avec du ruban adhésif pour garantir sa stabilité tout au long de l'étude (voir figure 3.15c).

Finalement, à l'extérieur de la cuvette, de la bentonite a été placée sur les pourtours du contact entre le tuyau et la membrane (voir figure 3.16a) et b)), ceci encore une fois dans le but de prévenir les fuites d'eau hors de la cuvette.

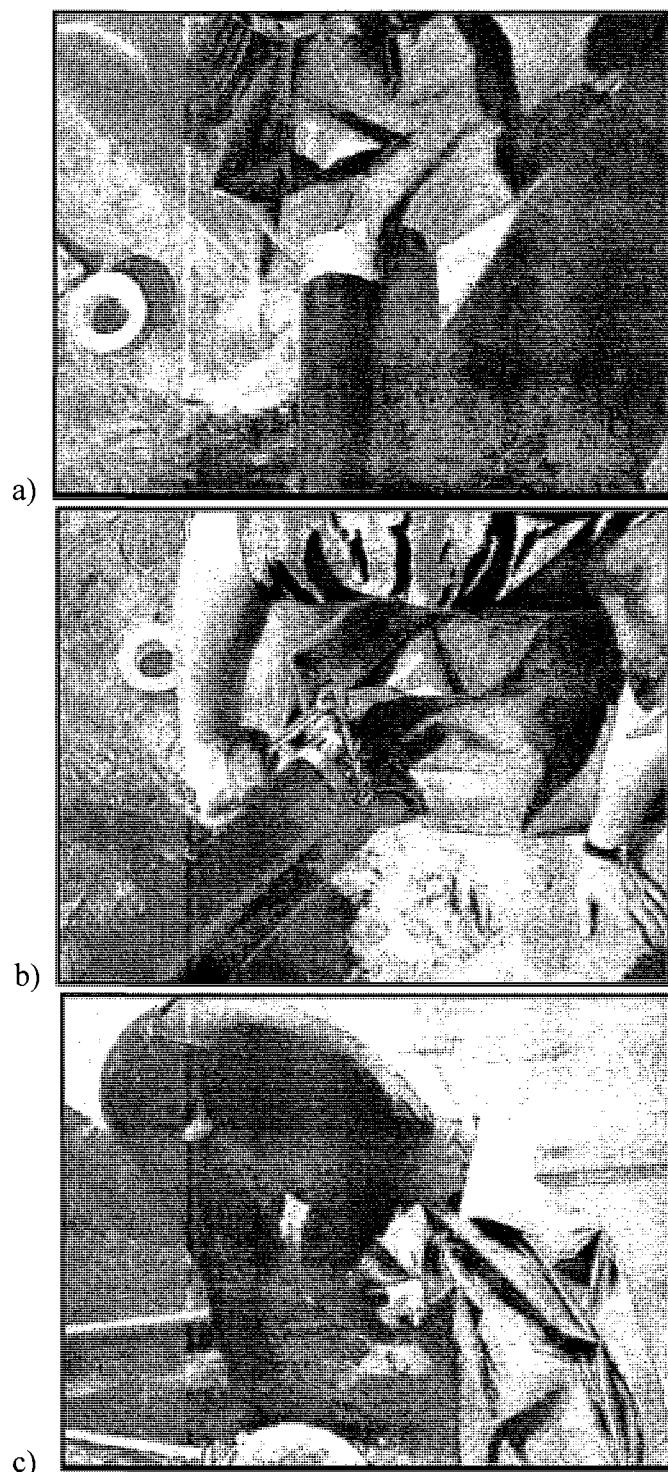


Figure 3.15 : Étapes de la pose du drain. a) fixation de la membrane sur le tuyau à l'aide de ruban adhésif b) pose du collet c) fixation du collet au tuyau avec du ruban adhésif.

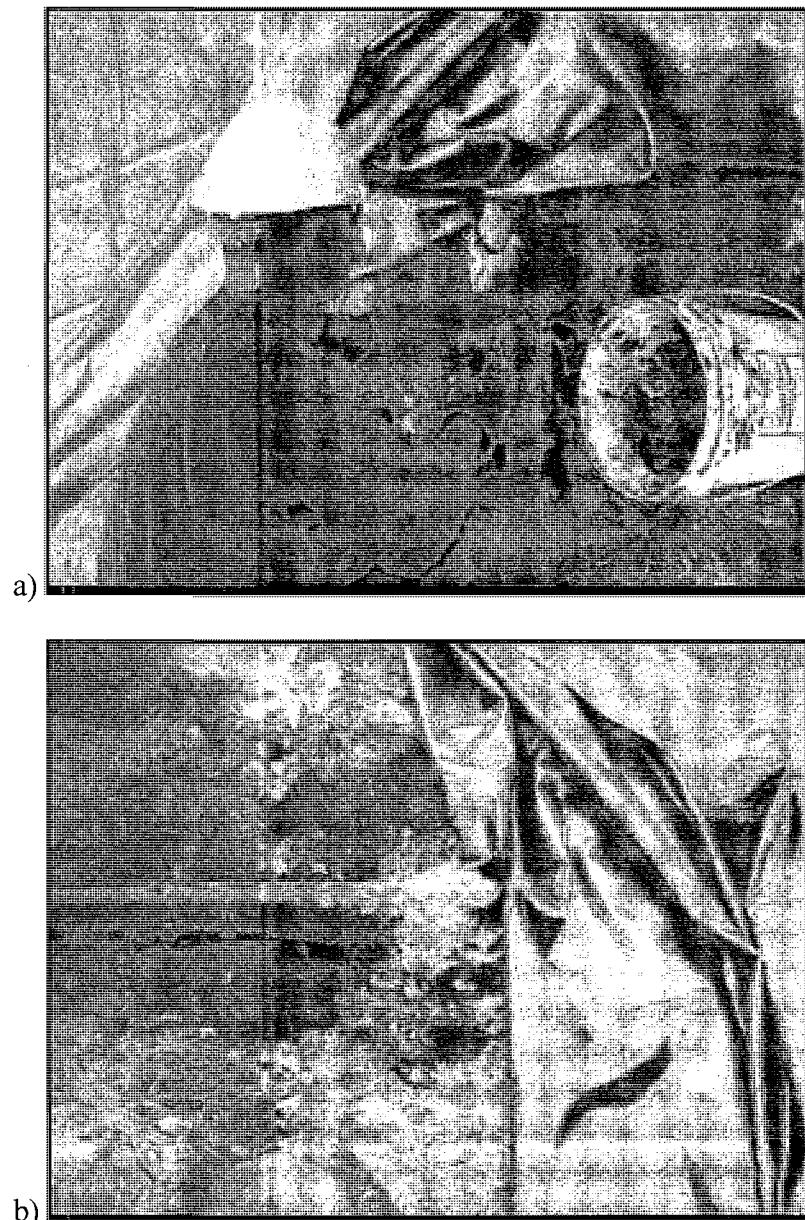


Figure 3.16 : Mise en place de la bentonite sur les contacts entre le tuyau et la membrane

Une fois le tuyau ABS installé, un drain agricole de 4 pouces (10,16 cm) de diamètre muni d'un géotextile a été raccordé, pour les cellules 1 à 6. Ce drain a été placé pour

parcourir le centre de la cuvette sur une longueur de 5 mètres environ. Étant ainsi positionné, sur les points les plus bas, il optimisera le drainage de la cellule (voir figure 3.17).



Figure 3.17 : Pose du drain

En ce qui concerne la cellule 7, le tuyau a été raccordé à l'aide d'un coude 90° au tuyau qui servira de surverse, soit un tuyau ABS de la même dimension (voir photo 3.18a) et b)). Ce dernier, servant à l'ajustement du niveau de l'eau, a été posé de manière à le laisser dépasser d'une vingtaine de centimètres au-dessus des résidus, afin de laisser les stériles constamment submergés. Dans le cas où le niveau de l'eau dans la cellule devrait être modifié, il faudra simplement le rallonger ou le sectionner à la hauteur d'eau désirée.

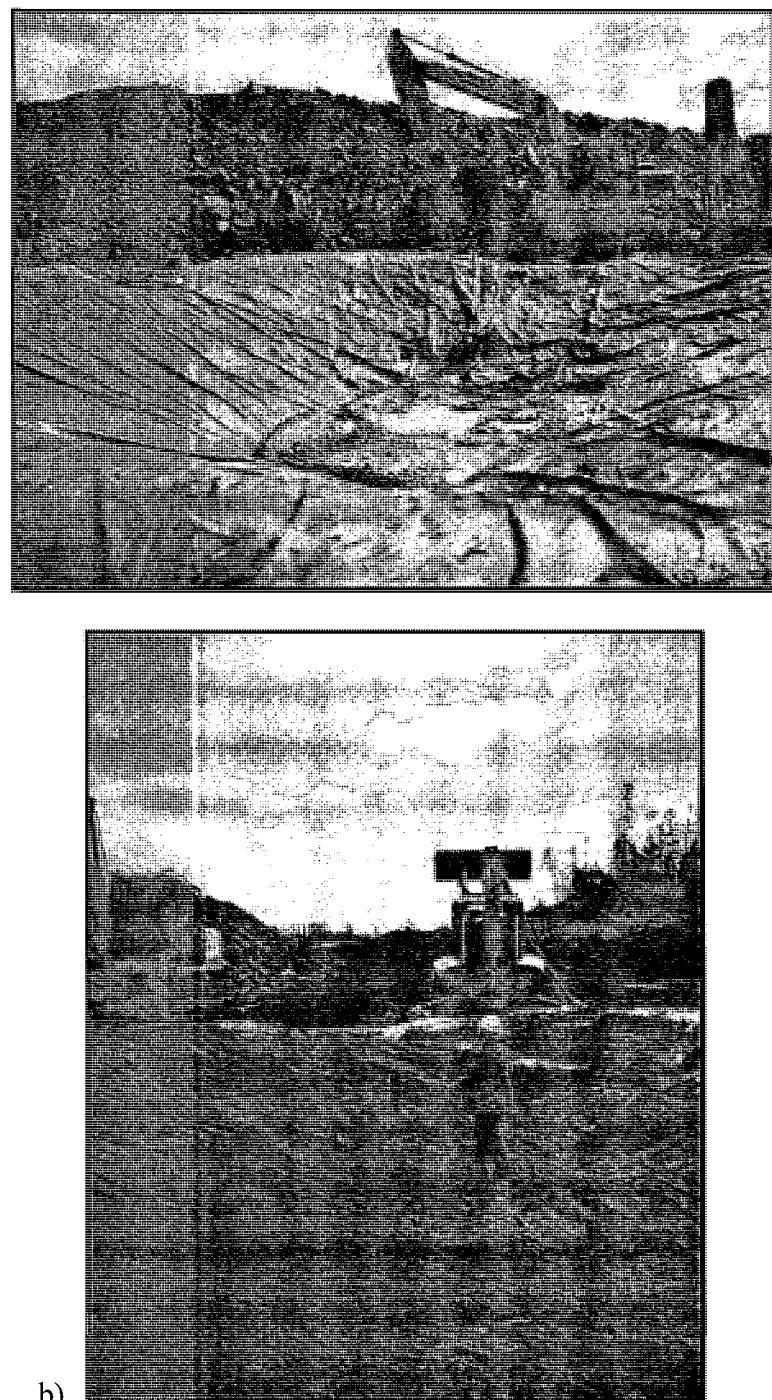


Figure 3.18: Pose de la surverse a) début de la mise en place de la couche de sable supérieur avant le raccordement de la surverse au tuyau servant d'exutoire b) mise en place de la surverse.

3.5.5 Mise en place de la couche de sable supérieure

Une fois installée, la membrane et le drain ont été recouverts d'une couche de sable. Cette couche, d'une épaisseur de 20 cm environ, sert à protéger la géomembrane des stériles qui sont placés sur le dessus, tout en étant un matériau drainant neutre qui facilitera la percolation l'eau jusqu'au drain. Le sable utilisé a été choisi suite à des analyses d'adsorption. En effet, le matériau protecteur devait, en plus d'avoir un bon potentiel drainant, être neutre, ce qui veut dire ne point changer la géochimie de l'eau percolant et ainsi corrompre les données récoltées (voir test d'adsorption à l'annexe A.2). Cette couche de sable a été placée afin de recouvrir le fond et les bermes de la cuvette et ce, tout en conservant les pentes établies pour faciliter le drainage. Le sable étant déjà humidifié par voie naturelle, nous avons pu procéder immédiatement au compactage de celui-ci à l'aide de la plaque vibrante.

Une fois cela fait, un arpantage des 13 points sur les cellules 1 à 6 a été réalisé afin de vérifier que les pentes préalablement établies avaient été conservées. Les résultats obtenus pour le calcul des pentes sont répertoriés dans le tableau 3.6.

Tableau 3.6 : Pentes calculées avec les points d'arpentage pris sur la couche de sable supérieure

Pente de la couche de sable supérieure	
Pente entre le point 13 et 10	entre 3,5° et 12,5°
Pente entre le point 12 et 10	entre 7° et 14,5°
Pente entre le point 9 et 11	entre 1,3° et 5,1°

3.5.6 Déposition des stériles

La mise en place des stériles s'est faite par déposition directe sur la couche de sable supérieure (voir figure 3.19a)). Environ 25 à 30 m³ de stériles de granulométrie inférieure à 50 cm ont été mis en place sur chacune des cellules. Les stériles ont été déposés en forme de pyramide (voir figure 3.19b).

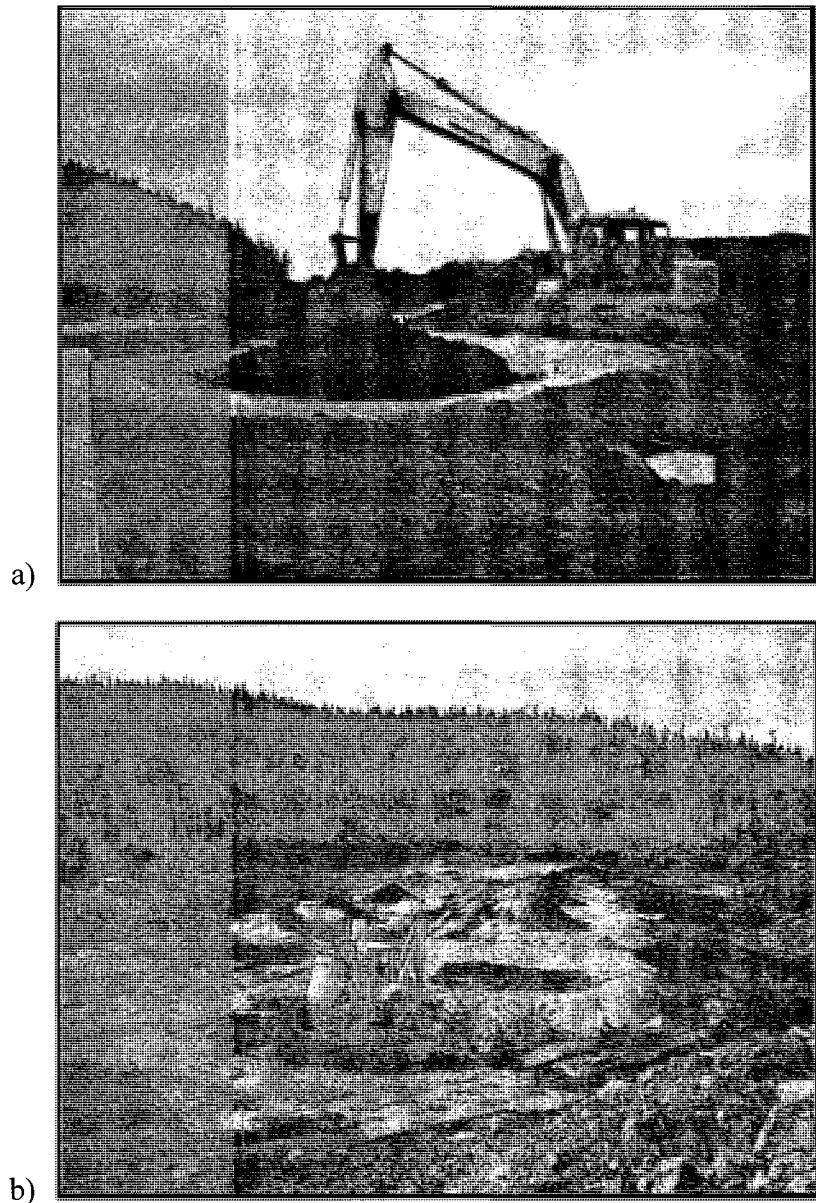


Figure 3.19 : Mise en place des stériles a) déposition des stériles sur la couche de sable supérieure b) vue d'ensemble des cellules expérimentales

3.5.7 Pose d'un puits d'échantillonnage de la cellule 7

Un puits d'échantillonnage a été installé dans la septième cellule dans le but de prélever les eaux sous la surface des stériles à 1 mètre de profondeur. Pour ce faire, les stériles de

la cellule ont été excavés sur une profondeur de 1 mètre et un tuyau ABS a été mis en place. Ensuite, l'excavation a été comblée avec les mêmes stériles, en prenant soin de laisser dépasser le puits d'échantillonnage hors des résidus (voir figure 3.20a et b).

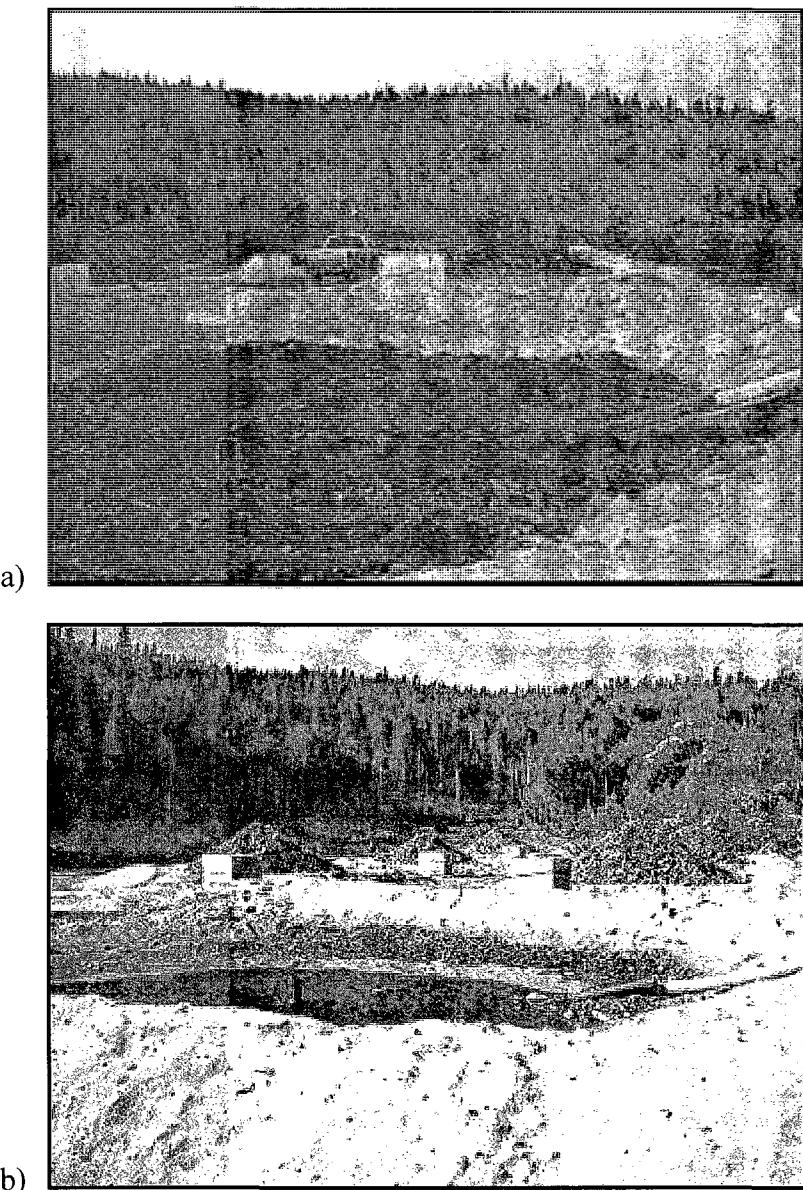


Figure 3.20 : Puits d'échantillonnage (à droite sur les photos) et surverse de la cellule 7. a) lors de la construction. b) quelques semaines après la construction, début de l'ennoiement des stériles.

3.5.8 Calcul des volumes

Une fois les stériles miniers installés dans la cellule, les quatre coins de celle-ci ont étéarpentés à l'aide d'un GPS différentiel et ce, dans le but les localiser sur le site de la mine. Le calcul des volumes a été effectué à partir de mesures faites à la main à l'aide d'un ruban à mesurer. Pour ce faire, on a mesuré la circonference des piles de stériles et la longueur partant de celle-ci au sommet à huit endroits sur le pourtour des piles. À l'aide de ces mesures, les volumes réels des piles ont été estimés à l'aide du logiciel Autocad (voir tableau 3.7).

Tableau 3.7 : Volumes des cellules expérimentales en m^3 , calculés à l'aide du logiciel Autocad.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Volume des cellules (m^3)	28,5	24,5	26,1	27,3	26,7	28,2

3.6 Instrumentation et méthode du suivi environnemental

Différents instruments ont été placés sur le site, afin d'être en mesure de faire un suivi environnemental adéquat (conditions météorologiques et débits).

3.6.1 Méthode pour le suivi des conditions météorologiques

Une station météorologique a été installée sur le site de la mine Lac Tio à l'été 2007 afin d'effectuer un suivi des conditions météorologique (voir figure 3.21). La station mesure plusieurs paramètres au site : la température, l'humidité, les précipitations, la vitesse et la direction des vents. Les appareils utilisés ont été sélectionnés par la compagnie QIT-Fer et Titane inc. et sont des équipements typiques pour ce genre de mesure. Dans le cadre de cette étude, l'information météorologique clée est la mesure des précipitations qui permet d'estimer le bilan hydrique des cellules expérimentales (voir Chapitre 5).

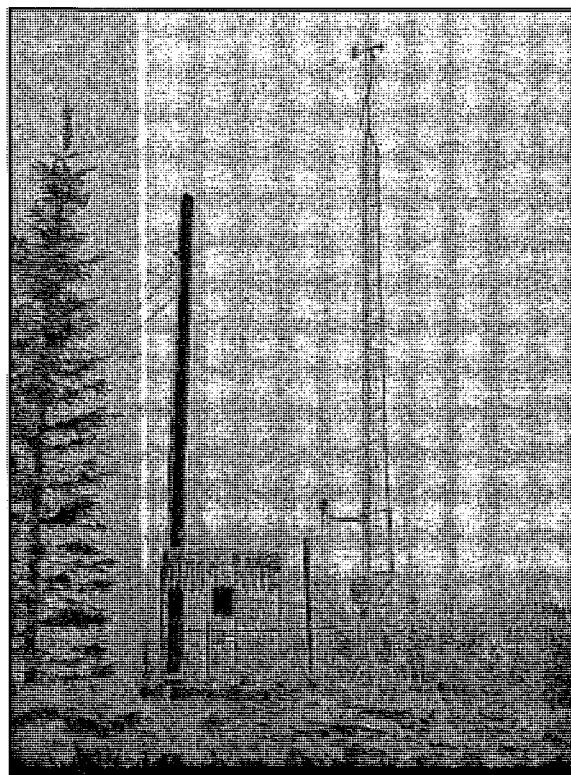


Figure 3.21 : Station météorologique installée au site de la mine Lac Tio.

3.6.2 Méthode pour l'enregistrement des débits à la sortie des cellules expérimentales

Pour le calcul du débit d'eau percolant dans les cellules, on a pourvu nos installations de déversoirs en V. Un déversoir muni d'une sonde à pression HOBO U20 a été installée à la sortie des drains de chaque cellule (voir figure 3.23a) et b)). Ces sondes mesurent la pression d'eau dans les réservoirs. Une sonde à pression est également installée à l'extérieur des bacs sur le site des cellules expérimentales, afin de mesurer la pression atmosphérique au site et être en mesure de faire une correction des pressions mesurées par les sondes présentes dans les réservoirs. En effet, on doit soustraire la pression atmosphérique des pressions mesurées dans les réservoirs, afin d'avoir seulement les mesures de pression d'eau qui sont corrélées aux débits, suivant la courbe de calibrage.

Le calibrage des sondes à pression a été effectué au laboratoire. Différents débits constants ont été imposés à nos déversoirs, afin d'être en mesure de les corrélérer avec la pression lue à la sonde (voir figure 3.22 et tableau 3.8).

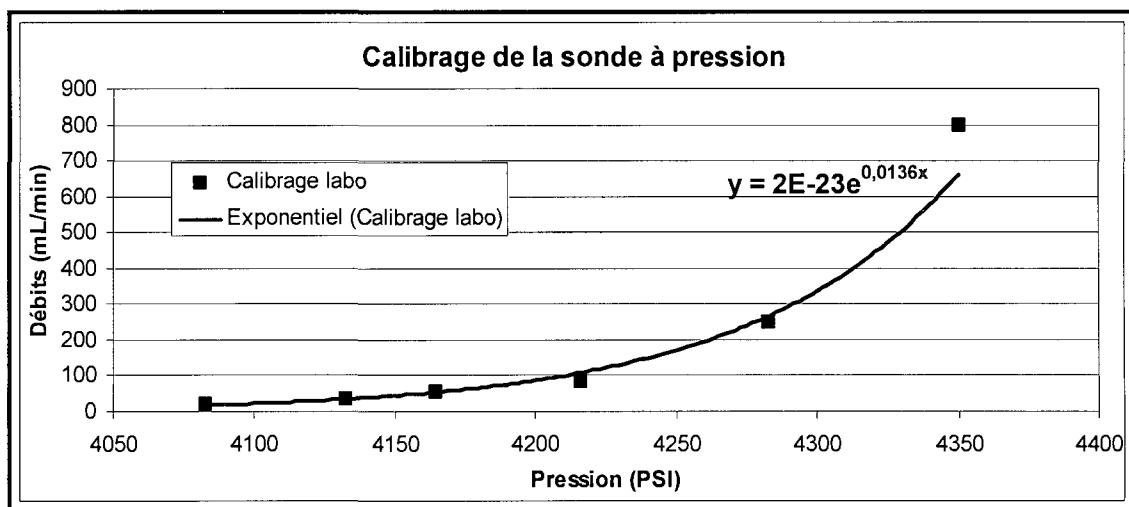


Figure 3.22: Courbe de calibrage des sondes à pression.

Tableau 3.8: Pressions (PSI) obtenues pour chacun des débits imposés.

Moyenne pression (PSI)	4083	4133	4164	4216	4283	4350
Débits (mL/min)	21	34	54	82	250	800

Le réservoir, représenté à la figure 3.23 a), est une boîte cubique de 45 cm de côté munie d'une fente en V de 8° d'ouverture sur 15 cm de hauteur. La configuration de la boîte procure au déversoir capacité de contenir un débit très élevé avant de déborder. Le déversoir a été fabriqué par la compagnie *Plastic G+*, en plastique soudé, un matériel étanche et résistant au gel hivernal.

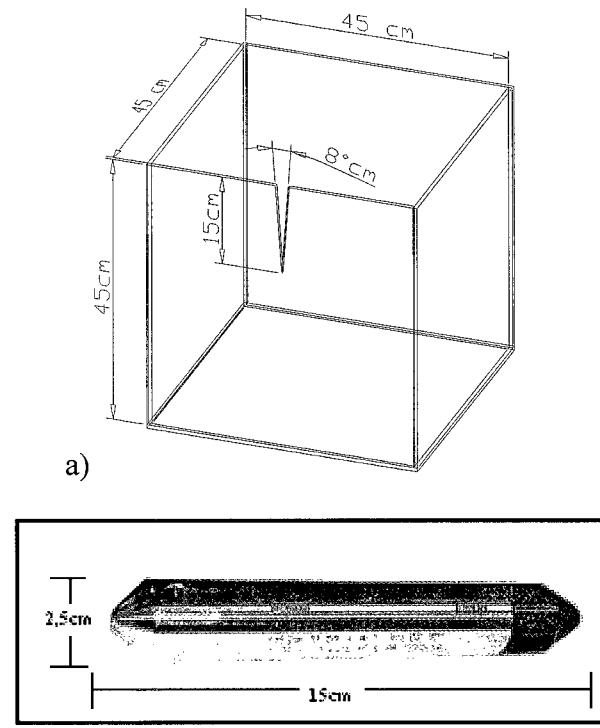


Figure 3.23 : Instrumentation des cellules a) Dessin de la configuration du déversoir en « V » b) Sonde à pression HOBO U20

La sonde HOBO U20 disposée dans chacun des déversoirs, est calibrée pour enregistrer les niveaux de pression d'eau dans la boîte à toutes les 5 minutes (voir figure 3.23b)). Cette sonde a une capacité de submersion de $9\text{m} \pm 2,1\text{cm}$ avec une résolution de 0,21cm.

Pour la mise en place des réservoirs, on a préalablement nivelé le sol afin qu'elles soient parfaitement au niveau (voir figure 3.24). Pour ce faire, on a compacté le sol tout en vérifiant les niveaux. Une fois les boîtes en place, elles ont été enterrées afin de les stabiliser et de prévenir leurs déplacements. Pour éviter l'accumulation de sable au fond des boîtes (qui pourrait occasionner des données de pression erronées) un plastique a été posé par-dessus celles-ci.

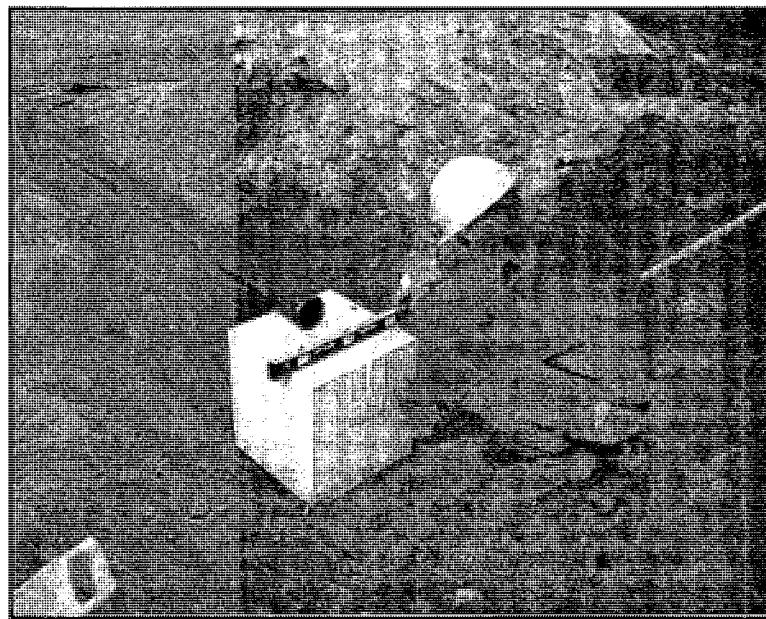


Figure 3.24: Déversoir en V à la sortie d'un drain.

3.6.3 Suivi environnemental des eaux de percolation

La prise d'échantillon d'eau a été exécutée à toutes les 2 semaines, lorsque la température le permettait, donc lorsqu'il y avait écoulement d'eau à la sortie des cellules. Les eaux de percolation sont analysées pour différents paramètres (pH, Eh, conductivité et éléments d'intérêt). En parallèle avec l'échantillonnage, des mesures manuelles de débit ont été réalisées de façon périodique.

3.6.3.1 Analyses électrochimiques

L'analyse du pH des eaux de percolation a été réalisée à l'aide d'une électrode à pH YSI Model 63. C'est un appareil multi-paramétrique qui mesure le pH, la conductivité et la température. L'erreur sur le pH due aux composants et aux circuits est $\pm 0,03$ pH. Il y a également une erreur due à l'exactitude de la compensation pour la température. Ainsi pour les données mesurées à 10°C l'erreur est de $\pm 0,1$ pH, tandis que pour les données prises à 20°C l'erreur est de $\pm 0,2$ pH. L'analyse du pH est réalisée sur le terrain directement après l'échantillonnage.

La capacité d'une solution aqueuse à conduire le courant est directement reliée à la concentration des différentes espèces ioniques en solution. La mesure de la conductivité donne donc un estimé de la charge en ions des eaux de percolation (méthode APHA 2510, 1995). Une différence de potentiel est appliquée entre deux électrodes séparées de 1 cm et l'appareil mesure la conductivité électrique du milieu. Le résultat est donné en $\mu\text{Mhos}/\text{cm}/\text{cm}$ et l'effet de la température est automatiquement compensé par l'appareil. La conductivité est mesurée par le même appareil que le pH, soit un appareil multi-paramétrique YSI Model 63.

Le potentiel d'oxydoréduction d'une solution dépend des différents couples redox (ex. : $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$) présents et de leur concentration. Généralement, plus cette valeur est grande, plus le milieu étudié est oxydant et plus la valence des métaux sera grande positivement. La lecture est ensuite corrigée par rapport à l'électrode normale à l'hydrogène (ENH), qui est la référence universelle, par l'addition de 204 mV à la valeur obtenue. Dans notre cas l'appareil utilisé corrige directement la valeur (Skoog et al., 1997). Les échantillons sont analysés dans les plus brefs délais possibles après la collecte. Le potentiel d'oxydoréduction est mesuré à l'aide d'un Hach Pocket Pal ORP REDOX Potential Value Tester (no. 27273-00). Cet appareil possède une résolution de 1 mV et une exactitude de 5 mV. Il mesure de -999 mV à de 999 mV et est fonctionnel sous des températures allant de 0 à 50°C.

3.6.3.2 Analyses élémentaires par ICP-AES

Les échantillons liquides à analyser par ICP-AES sont acidifiés à 2 % d'acide nitrique une fois échantillonnés sur le terrain, ce qui permet la conservation à long terme des échantillons. Cette acidification aide à rendre les espèces métalliques en solution plus stable jusqu'à une période de 6 mois (méthodes APHA 3010, 1995). Ceux-ci sont ensuite gardés au réfrigérateur, jusqu'à leur envoi au laboratoire. Une fois au laboratoire, ceux-ci sont filtrés par des filtres à seringue de maille 0,47 μm . Les échantillons d'eau

de lixiviation des cellules sont alors analysés pour les 22 éléments suivants : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), beryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer (Fe), magnésium (Mg), manganèse (Mn), sodium (Na), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), antimoine (Sb), sélénium (Se), silice (Si), titane (Ti) et zinc (Zn). Les résultats obtenus sont en mg/L et sont compensés pour la dilution survenue lors de l'acidification à 2 % v/v HNO₃. On calcule la concentration en sulfates (SO₄²⁻) à partir de la concentration en soufre total à l'aide du rapport des masses molaires. Ce calcul s'inspire des hypothèses suivantes : la forme sulfate est la forme la plus stable du soufre en solution (dans les conditions oxydantes typiquement retrouvées dans le DMA); les concentrations en autres espèces du soufre (S²⁻, SO₃²⁻, etc.) sont négligeables. L'expérience du laboratoire de l'UQAT montre que les analyses d'eaux au ICP-AES sont empreintes d'une erreur relative de l'ordre de 6 %.

CHAPITRE 4

MÉTHODES ET RÉSULTATS DE LA CARACTÉRISATION

Dans les sections suivantes, on présente les méthodes qui ont été utilisées pour caractériser les matériaux solides, les eaux de percolation et la présence qualitative de l'activité bactérienne. On présente ensuite les principaux résultats de cette caractérisation. Certains résultats complémentaires peuvent être trouvés en annexe A.3 à A.5.

4.1 Méthodes de caractérisation des matériaux solides

Une caractérisation physique, chimique et minéralogique des stériles a été réalisée, afin d'avoir une bonne compréhension du comportement géochimique des matériaux à l'étude. On décrit dans la section suivante, les différentes méthodes et on présente les principaux résultats obtenus pour chacune d'elle.

4.1.1 Caractérisation physique

Pour la caractérisation physique des matériaux, une analyse granulométrique et une mesure de la densité relative des grains solides (D_r) ont été réalisées pour les 6 différents échantillons (C1 à C6).

Analyse granulométrique

La granulométrie des particules solides est déterminée à l'aide d'une granulométrie par tamisage pour ce qui est des particules les plus grossières ($\geq 355 \mu\text{m}$) et au granulomètre au laser Mastersizer S de Malvern Instruments pour les particules fines (entre $0,05 \mu\text{m}$ à $879 \mu\text{m}$). La distribution granulométrique a été déterminée selon les normes BNQ 2560-040 et ASTM D422-63. Les ouvertures des tamis utilisés pour évaluer la taille des

particules grossières sont : 355 µm; 500 µm; 600 µm; 710 µm; 850 µm; 1 mm; 1,18 mm; 1,4 mm; 1,7 mm; 2,36 mm; 2,8 mm; 3,35 mm; 4 mm; 4,75 mm; 6,7 mm; 8 mm; 9,5 mm; 13,2 mm; 16 mm; 19 mm; 26,5 mm; 37,5 mm; 45 mm; 60 mm; 80 mm; 100 mm.

L'analyse à l'aide du granulomètre au laser est basée sur la déviation d'un faisceau laser lorsqu'il traverse la suspension aqueuse avec le solide à analyser (e.g. Black et al., 1996; Allan, 1997; Xu et Di Guida, 2003). La déviation du rayon laser dépend de la taille granulométrique du grain et l'intensité du rayon est fonction de la quantité de particules de même classe. Une courbe de la distribution granulométrique pour des diamètres entre 0,05 µm et 879 µm est alors obtenue. Cette méthode montre certaines limites, notamment parce que les calculs sont basés sur l'hypothèse de particules sphériques, ce qui n'est pas nécessairement le cas des stériles miniers, qui sont des particules angulaires issues du sautage.

Densité relative des grains solides (D_r)

La densité relative des grains solides a pu être déterminée à l'aide d'un pycnomètre à hélium Micromeritics Accupyc 1330. Cette mesure est effectuée selon la norme ASTM D854-91. Avec cette approche, une masse connue de notre échantillon séché est introduite dans un tube de volume connu. Ensuite, on injecte de l'hélium dans le tube et l'appareil mesure la pression d'hélium qui a pu être injectée dans le tube. Par la loi des gaz parfaits, il convertit la pression en volume et déduit ainsi le volume de l'échantillon par différence. Ensuite, le rapport masse sur volume donne directement la valeur de D_r ($\rho_{\text{solide}}/\rho_{\text{eau}}$). Les essais au laboratoire montrent que l'erreur absolue sur les valeurs de D_r est de l'ordre de ±0,01 unité.

4.1.2 Caractérisation des propriétés hydrogéologiques

Pour ce qui est des propriétés hydrogéologiques des matériaux, elles ont été déterminées au laboratoire d'Environnement minier et d'Hydrogéologie de l'École Polytechnique de Montréal à l'aide de différentes colonnes comprenant des stériles avec différentes tailles granulométriques: <50 mm, <37.5 mm et <28 mm. Les colonnes (ou grands perméamètres) utilisés ont une hauteur de 1 mètre et un diamètre de 30 centimètres. La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et la courbe de rétention d'eau (CRE) ont été évaluées à l'aide de ces colonnes. Pour évaluer la CRE, les colonnes ont été instrumentées pour mesurer les succions (à l'aide de tensiomètres) et les teneurs en eau volumique (à l'aide de sondes RDT). La CRE est exprimée selon la teneur en eau volumique du matériau θ en fonction de la succion d'eau présente ψ , exprimée en terme de charge (unités de longueur). Les essais ont été réalisés en drainage.

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a été mesurée avec deux approches différentes : à charge variable et à charge constante (Aubertin et al., 2003 ; Chapuis et Aubertin, 2003 ; Bussière et al., 2008). L'essai à charge constante consiste à garder une alimentation en eau continue avec un gradient constant dans le temps. On mesure le volume d'eau recueilli au bas de la colonne pendant une durée de temps donné. Pour la mesure à charge variable l'essai débute avec une certaine charge hydraulique qui baisse au cours du temps. Pour plus de détails sur les protocoles de ces essais, le lecteur intéressé peut consulter Hernandez (2007) et Gaillot (2007).

4.1.3 Caractérisation chimique

Une caractérisation chimique a été effectuée sur les 6 échantillons (C1 à C6) pour deux granulométries différentes (<500 µm et <6,3 mm) à l'aide de la spectrométrie d'émission atomique au plasma couplé inductif (ICP-AES). Deux granulométries différentes ont été étudiées afin d'évaluer si la chimie des solides est fonction de la granulométrie (granulo-chimie).

Analyse chimique au plasma couplé inductif (ICP-AES) – échantillons liquides

L'ICP-AES est une méthode d'analyse élémentaire, mais elle ne renseigne pas sur la forme chimique sous laquelle se trouvent les éléments dans l'échantillon. Cette méthode utilise le principe de l'atomisation et de l'excitation des éléments contenus dans une solution à l'aide d'un plasma d'argon. Lorsque les électrons de l'élément excité retournent à leur état fondamental, ils émettent des photons dont l'énergie (longueur d'onde) est caractéristique de l'élément. La concentration de l'élément dans la solution est directement proportionnelle à l'intensité de ces radiations. Les échantillons d'eaux de rinçage sont analysés pour les éléments d'intérêts suivants : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), cuivre (Cu), fer total (Fe_{total}), magnésium (Mg), manganèse (Mn), molybdène (Mo), sodium (Na), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), sélénium (Se), silicium (Si) et zinc (Zn). L'expérience du laboratoire montre que les résultats produits par ICP-AES peuvent engendrer une erreur relative qui varie d'un élément à l'autre, mais qui se situe entre 4-6 % selon les échantillons de contrôle de qualité et les étalons certifiés (Villeneuve, 2004). Il est possible d'analyser des échantillons liquides directement ou après dilution. Plus d'information sur cette technique peuvent être trouvées dans APHA (1995).

Analyse chimique au plasma couplé inductif (ICP-AES) – échantillons solides

Dans le but d'analyser la composition élémentaire d'un solide, on effectue sa mise en solution en utilisant une digestion dans un mélange d'acide nitrique concentré (HNO_3), de brome liquide (Br_2), d'acide fluorhydrique concentré (HF) et finalement d'acide chlorhydrique (HCl). Cette digestion est effectuée en chauffant la solution sur une plaque (Potts, 1987). Les réactifs sont ensuite évaporés et les sels résultants sont remis en solution à l'aide de 10 % v/v HCl. La solution est ensuite analysée avec l'ICP-AES. Une analyses de 22 éléments est réalisée : aluminium (Al), arsenic (As), baryum (Ba), beryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr),

cuivre (Cu), fer (Fe), magnésium (Mg), manganèse (Mn), sodium (Na), nickel (Ni), plomb (Pb), soufre (S), antimoine (Sb), sélénium (Se), étain (Sn), titane (Ti) et zinc (Zn).

Pour distinguer la teneur en soufre sulfate et en soufre sulfure, on réalise une dissolution à l'acide chlorhydrique du solide (méthode adaptée de Sobek et al. 1978). L'acide chlorhydrique augmente la solubilité des sulfates sans s'attaquer aux sulfures. On effectue ensuite une analyse du lixiviat à l'ICP-AES pour la teneur en soufre, qui correspond à la teneur en soufre sulfates dans le solide. Ainsi, il est possible de déduire la teneur en soufre sulfure en soustrayant la portion soufre sulfate de l'analyse élémentaire de soufre total. L'expérience du laboratoire montre que l'erreur relative des teneurs en soufre sulfates est de l'ordre d'environ 5-6 %.

4.1.4 Caractérisation minéralogique

L'analyse minéralogique des différents échantillons de stériles a été effectuée à l'aide de la diffraction des rayons X (DRX), le microscope optique (MO) et le microscope électronique à balayage (MEB) couplée à une microanalyse en spectroscopie de dispersion des énergies (EDS). En couplant les observations faites au MEB-EDS et au MO avec les résultats de l'analyse par DRX, on obtient de bonnes indications sur les minéraux présents dans les échantillons. Ainsi, en combinant les résultats de la qualité d'eau des effluents avec la minéralogie des solides, on peut mieux comprendre les processus géochimiques qui peuvent entraîner le drainage neutre contaminé en nickel au site du Lac Tio.

Diffraction des rayons X (DRX)

Cette méthode d'analyse utilise le fait que chaque minéral possède un ou plusieurs plans cristallographiques caractéristiques qui provoquent une diffraction des rayons X (hkl). Le diffractomètre est un appareil qui permet de varier l'angle d'incidence d'un bombardement de rayons X et d'enregistrer l'intensité du rayonnement qui a été diffracté ; les résultats des intensités pour les différents angles de bombardement sont

compilés sur un spectre appelé diffractogramme. Pour un minéral, on observe un ou plusieurs pics de diffraction caractéristique(s) sur le diffractogramme. L'emplacement des pics est lié à l'identité du minéral et l'intensité (la hauteur) du pic est proportionnelle à sa concentration dans le matériau (Klein et Hurlburt, 1985; Guinebretière, 2002). Ainsi, lorsque l'on connaît l'emplacement des pics de diffraction pour chaque minéral, il est possible d'identifier les minéraux contenus dans le matériel. Certains logiciels d'analyse de diffractogrammes permettent la quantification des phases minérales présentes dans le matériel à l'aide de la méthode de Rietveld (Taylor et Hinczak, 2001). Dans l'étude, le logiciel EVA a été utilisé pour l'identification des minéraux et le logiciel TOPAS a permis la quantification de ces mêmes minéraux.

Les analyses DRX ont été réalisées sur les stériles finement broyé (pour obtenir un D_{90} de $10\mu\text{m}$), afin d'améliorer la précision de la quantification des minéraux dans les échantillons. Ce broyage est effectué à l'aide d'un pulvérisateur McCrone Micronizing Mill. Les analyses en DRX ont été réalisées au laboratoire de l'UQAT à l'aide d'un appareil Bruker A.X.S. Advance D8 (rayons-X produits par un tube en cuivre). Les diffractogrammes sont obtenus en mode $\theta/2\theta$ variant l'angle d'incidence de 5 à 70 degrés. Selon l'expérience de l'URSTM et le manufacturier, l'erreur sur la quantification du DRX pour des minéraux purs est de l'ordre de $\pm 0,5$ à 1 % p/p; il est à noter qu'il existe également une imprécision sur l'identification.

Microscope électronique à balayage couplé à la microanalyse (MEB-EDS)

La microscopie électronique à balayage est une méthode de microscopie électronique prenant en compte les interactions électrons-matière. Cette technique permet de produire des images en haute résolution de la surface des échantillons. Le principe du microscope est basé sur l'émission d'électrons produits par une cathode balayant la surface de l'échantillon à analyser qui, en réponse, réemet certains rayonnements : des électrons rétrodiffusés, des électrons secondaires, des électrons Auger et des rayons-X (Ammou, 1989; Skoog et Leary, 1992).

Les électrons rétrodiffusés et les électrons secondaires sont les plus utiles lors des analyses au MEB. Ceux-ci permettent d'obtenir une image de la surface à analyser. Avec les premiers, on obtient des différences de contraste et de brillance qui proviennent des différences de composition chimique. Quant aux électrons secondaires, les différences de contraste et de brillance sont surtout causées par le relief de la surface observée, et sont peu influencées par les différences chimiques (Skoog et Leary, 1992). Les rayonnements X sont utilisés pour les microanalyses de la composition chimique de la surface (Ammou, 1989; Skoog et Leary, 1992). Pour l'étude des matériaux de la présente étude, les conditions d'analyses étaient les suivantes : une distance de travail de 15mm, une tension d'accélération des électrons de 20 KeV, une pression de 25 Pa et un courant au niveau du filament de 140 µA. Le microscope électronique à balayage utilisé au cours des présents travaux est le modèle MEB Hitachi S-3500N du laboratoire de l'UQAT.

4.1.5 Caractérisation microbiologique

Il a déjà été démontré que les bactéries peuvent jouer un rôle catalyseur important dans l'oxydation des minéraux sulfureux (Edwards et *al.*, 2000 ; Shelp et Yanful, 2000). Le but principal de cette caractérisation microbiologique est l'évaluation qualitative de la présence et de l'activité de microorganismes présents dans les stériles miniers. Pour ce faire, 3 populations bactériennes différentes ont été étudiées : les bactéries ferro-oxydantes acidophiles, les bactéries sulfooxydantes acidophiles et les bactéries sulfooxydantes neutrophiles. Ces bactéries pourraient avoir une influence sur le comportement géochimique des stériles de la mine du Lac Tio, particulièrement s'il y a baisse de pH.

L'évaluation qualitative s'est faite selon la méthode développée par Zagury et *al.* (1997). Cette méthode consiste à laisser les stériles miniers en incubation dans une solution sur un agitateur rotatif pendant 3 à 4 semaines à $23 \pm 2^\circ\text{C}$. Durant cette période, un suivi du

pH et du potentiel d'oxydoréduction (POR) est effectué pour des stériles non stérilisés et pour des stériles stérilisés utilisés comme témoins. Une comparaison du comportement des échantillons non stérilisés et des échantillons stérilisés (à l'aide de rayonnements γ) permet alors d'effectuer une caractérisation qualitative de l'activité bactérienne.

Une quantité de 2,25 g de stériles ainsi que 150 ml de solution sont placés dans un erlenmeyer de 500 ml. Chaque étude des populations bactériennes est effectuée dans les conditions idéales pour la prolifération de celles-ci. Ainsi, pour l'étude des bactéries ferro-oxydantes, on ajuste le pH initial à $3,5 \pm 0,2$ à l'aide de H_2SO_4 et on met les stériles dans une solution de 0,3 % (p/v) de $(NH_4)_2SO_4$ et 1 % (p/v) de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. Pour les bactéries sulfooxydantes acidophiles, on ajuste le pH initial à $4 \pm 0,1$ à l'aide de H_2SO_4 et on met les stériles dans une solution de 0,3 % (p/v) de KH_2PO_4 , 0,4 g/l de $(NH_4)_2SO_4$ et 1,5 g de soufre élémentaire. Pour les bactéries sulfooxydantes neutrophiles, on ajuste le pH initial à $7 \pm 0,1$ avec NaOH 2N et on met les stériles dans une solution de 0,3 % (p/v) de KH_2PO_4 , 0,4g/l de $(NH_4)_2SO_4$ et 1,5 g de soufre élémentaire (Zagury et al., 1997; Ouangrawa, 2007).

4.2 Résultats de la caractérisation des matériaux solides

La section qui suit présente les résultats de la caractérisation des matériaux solides (physique, chimique et minéralogique) pour les échantillons C1 à C6.

4.2.1 Principales caractéristiques physiques

Comme il a été mentionné au Chapitre 1, les caractéristiques physiques des matériaux peuvent avoir un grand impact sur le comportement géochimique. Il est donc important de bien connaître ces caractéristiques pour les matériaux étudiés.

Granulométrie

La distribution granulométrique complète a été obtenue pour les échantillons C1, C2 et C3 (voir figure 4.1). Pour ce qui est des échantillons C4, C5 et C6, la distribution granulométrique a été déterminée seulement pour les particules relativement fines (<6,7 mm), puisque les contenants de transport des échantillons étaient trop petits pour être représentatif de l'étendue des particules grossières (voir figure 4.1). Les analyses des distributions granulométriques ont été effectuées au laboratoire de l'UQAT. La granulométrie des stériles miniers est très étalée. Les résultats des courbes du pourcentage massique cumulé pour les échantillons C1, C2 et C3 sont présentés à la figure 4.1 et 4.2. Les données brutes des courbes granulométriques sont données à l'annexe A.3.

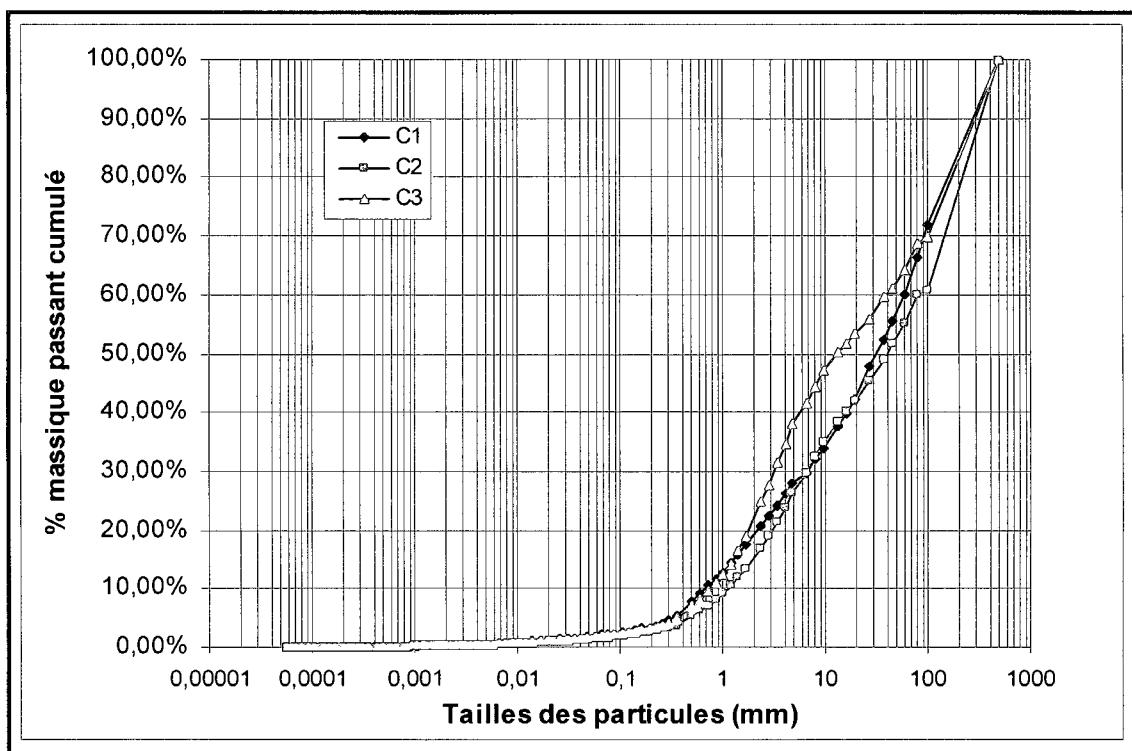


Figure 4.1: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3.

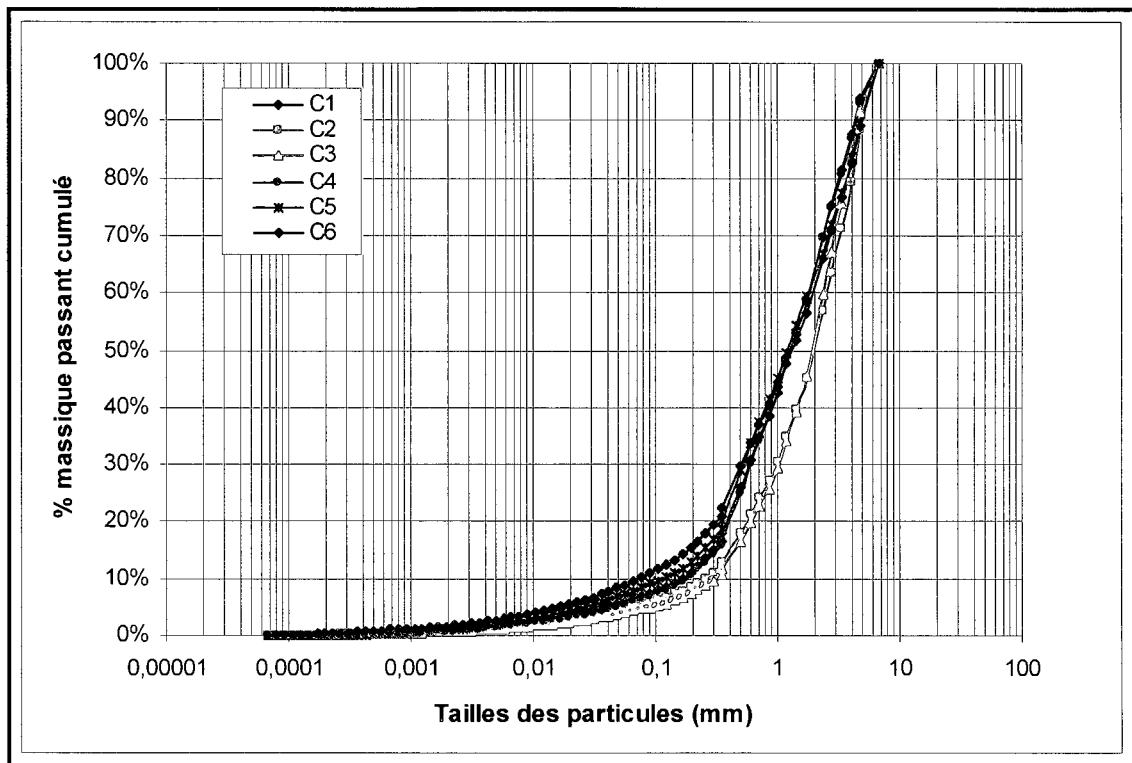


Figure 4.2: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm

Les principaux résultats obtenus lors de la caractérisation sont résumés dans le tableau 4.1. On obtient lors de l'étude des matériaux : un D_{10} variant entre 0,71 et 1,18 mm, un D_{30} variant entre 3,17 et 6,70 mm, un D_{50} variant entre 13,20 et 40 mm et un D_{60} variant entre 41,25 et 80 mm. Pour ce qui est des coefficients d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$), ceux-ci varient entre 52,88 et 84,51, tandis que les coefficients de concavité ($C_C = D_{30}^2 / (D_{10} \times D_{60})$) oscillent entre 0,24 et 1,05 (voir formule 4.1 et 4.2). Selon la classification USCS (McCarthy, 2008), les stériles provenant des échantillons C1 à C3 sont classés comme graviers très étalés avec cailloux et blocs, puisque ceux-ci ont un C_U plus grand que 20 (Aubertin et al. 2005).

Tableau 4.1: Caractéristiques physiques des matériaux étudiés

Propriété	D ₁₀ mm	D ₃₀ mm	D ₅₀ mm	D ₆₀ mm	C _C	C _U
C1	0,71	6,70	32	60	1,05	84,51
C2	1,18	4,75	40	80	0,24	67,80
C3	0,78	3,17	13,20	41,25	0,31	52,88

Densité relative des grains solides (D_r)

Les densités relatives des grains (D_r) ont été réalisées sur les échantillons C1 à C6 <500 µm. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 4.2. On remarque que, tel qu'attendu, les stériles ont des valeurs de D_r qui augmentent avec l'augmentation de la teneur en minerai (hémo-ilménite), de C1 vers C3 et de C4 vers C6 (voir section 4.2.4; Principales caractéristiques minéralogiques).

Tableau 4.2: Densité relative des grains pour les matériaux C1 à C6 évaluée avec le pycnomètre à hélium sur des matériaux de <500µm..

Propriété	D _r
C1	3,087
C2	3,416
C3	3,764
C4	3,271
C5	3,502
C6	3,605

4.2.2 Principales propriétés hydrogéologiques

Pour l'étude des propriétés hydrogéologiques des stériles de la mine Lac Tio, des essais en colonnes ont été réalisés sur différentes granulométries de stérile afin d'évaluer l'impact de ce paramètre (voir section 4.1.2).

Les colonnes ont donc été soumises aux essais de perméabilité saturée, aux essai de traceur et aux essais de drainage, afin d'obtenir la conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

et les courbes de rétention d'eau. Le tableau 4.3 présente les valeurs de k_{sat} mesurées à l'aide de la méthode à charge constante (méthode habituellement recommandée pour des conductivités hydrauliques saturée élevée; McCarthy, 2008). On observe que la moyenne des mesures réalisées donne une valeur de k_{sat} entre 10^{-1} et 10^{-2} cm/s, sauf pour les tests réalisés sur la fraction la plus fine (<10 mm) qui ont donné une valeur moyenne de 2×10^{-3} cm/s. Il est à noter que de la migration des particules a été observée au cours de l'essai, ce qui entraîne des variations des lectures dans le temps.

Au niveau des courbes de rétention d'eau, des essais ont été réalisés en colonne avec les matériaux ayant des particules <50 mm, $<37,5$ mm et <28 mm (voir figure 4.3). On présente à titre indicatif à la figure 3 les valeurs mesurées de la courbe de rétention d'eau lissée à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) et celle prédictive avec le modèle de Kovacs modifié (Aubertin et al. 2003). Les résultats montrent un écart entre les résultats mesurés et les courbes théoriques obtenus à l'aide du modèle MK ; cette différence est attribuée en partie à la difficulté de bien mesurer les propriétés hydriques de matériaux aussi grossiers et anguleux. Les valeurs de pression d'entrée d'air estimées par ces essais sont inférieures à 10 cm d'eau. On est donc en présence d'un matériau grossier ayant une conductivité hydraulique saturée élevée et une capacité de rétention d'eau faible. Pour plus de détails sur la caractérisation hydrogéologique, le lecteur intéressé peut consulter Gaillot (2007). D'autres résultats sur la caractérisation hydrogéologique des stériles de la mine Lac Tio sont à venir dans Intissar (2009).

Tableau 4.3: Résumé des conductivités hydrauliques théoriques et mesurées des matériaux des QIT (Gaillot, 2007)

	k_{sat} (charge constante) cm/s	Ψ_a cm d'eau
Passant 50mm	$2,0 \times 10^{-1}$	< 10
Passant 37.5mm	$8,3 \times 10^{-1}$	< 10
Passant 28mm	$2,5 \times 10^{-1}$	-
Passant 10mm	$2,0 \times 10^{-3}$	-

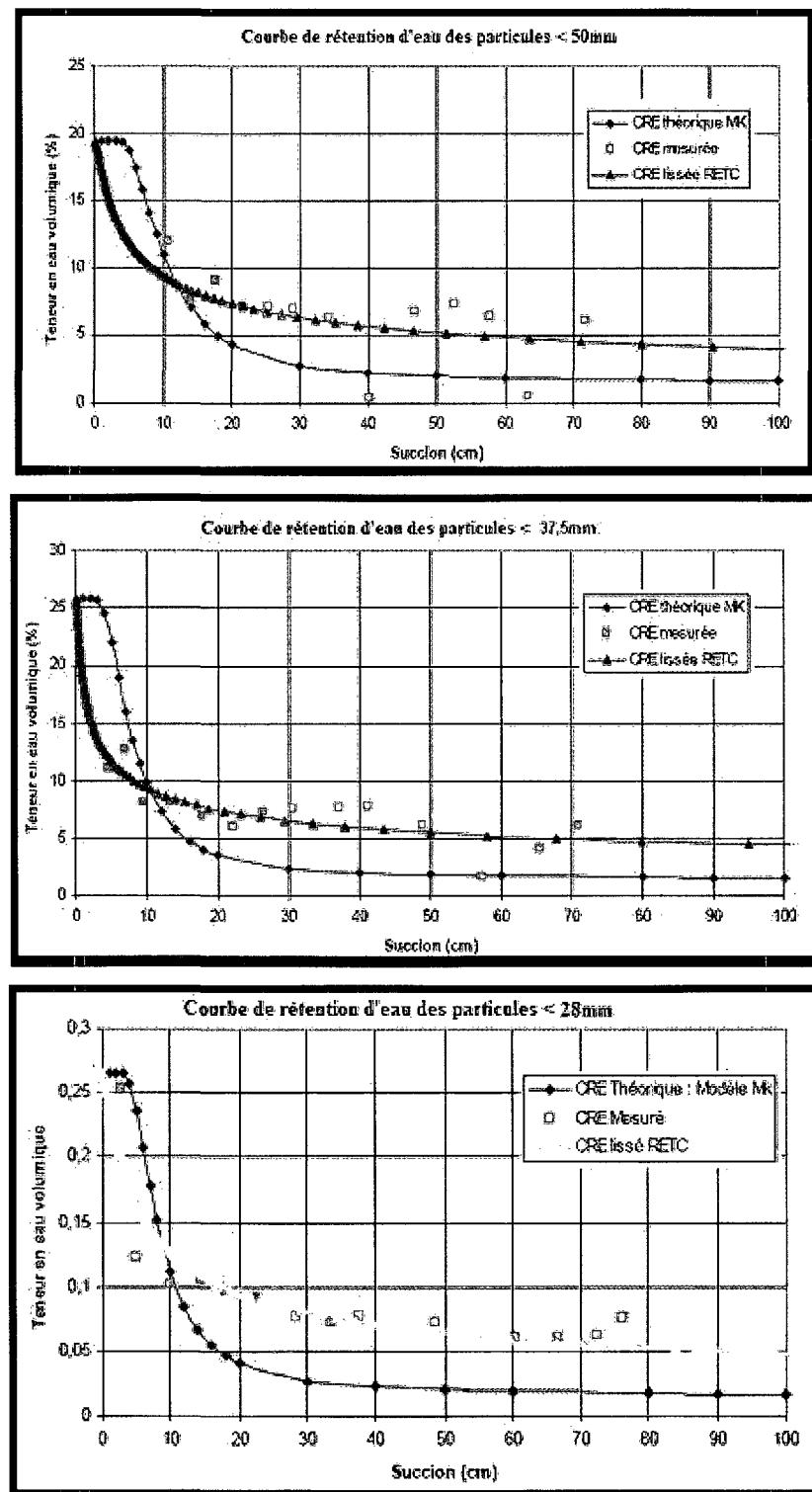


Figure 4.3: Courbe de rétention d'eau théorique et expérimentale (Gaillet, 2007)

4.2.3 Principales caractéristiques chimiques

Une série d'éléments ont été quantifiés pour chaque stérile (C1 à C6), incluant les éléments majeurs, les métaux, le soufre total et le soufre sous forme de sulfates. Deux fractions granulométriques ont subi une digestion et une analyse complète : la fraction <6,3mm et la fraction <500µm (voir les tableaux 4.4 et 4.5).

Tableau 4.4: Résultats des analyses chimiques pour les stériles des cellules C1 à C6; taille granulométrique <500µm

Élément (%)	Cellule 1 (%p/p)	Cellule 2 (%p/p)	Cellule 3 (%p/p)	Cellule 4 (%p/p)	Cellule 5 (%p/p)	Cellule 6 (%p/p)
Al	9,26	6,86	4,65	6,46	5,30	4,74
As	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ba	0,022	0,017	0,013	0,019	0,016	0,014
Be	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Bi	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ca	4,50	3,27	2,30	3,09	2,37	2,11
Ca+Mg+Mn	5,489	4,834	4,084	6,223	5,025	4,749
Cd	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Co	0,020	0,031	0,042	0,024	0,033	0,034
Cr	0,020	0,032	0,054	0,046	0,055	0,063
Cu	0,023	0,041	0,046	0,025	0,032	0,032
Fe	12,8	20,6	30,7	17,5	26,3	29,3
Mg	0,954	1,51	1,71	3,06	2,58	2,56
Mn	0,035	0,054	0,074	0,073	0,075	0,079
Mo	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ni	0,022	0,049	0,044	0,031	0,032	0,038
Pb	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
S _{Total}	0,543	0,533	0,755	0,215	0,350	0,382
S _{SO4}	0,035	0,052	0,027	0,022	0,021	0,020
S _{Sulfure}	0,508	0,481	0,728	0,193	0,329	0,362
Sb	0,007	0,013	0,019	0,010	0,014	0,024
Se	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Sn	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ti	5,99	10,800	14,700	7,70	11,100	12,200
Zn	0,004	0,005	0,005	0,007	0,006	0,006

n/d : non détecté

Tableau 4.5: Résultats des analyses chimiques pour les stériles des cellules C1 à C6; taille granulométrique <6,3mm

Élément (%)	Cellule 1 (%p/p)	Cellule 2 (%p/p)	Cellule 3 (%p/p)	Cellule 4 (%p/p)	Cellule 5 (%p/p)	Cellule 6 (%p/p)
Al	8,68	4,62	3,54	6,21	5,58	4,47
As	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ba	0,019	0,009	0,007	0,016	0,014	0,010
Be	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Bi	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ca	3,65	1,94	1,45	2,62	2,24	1,70
Ca+Mg+Mn	4,822	3,390	3,288	5,847	4,735	4,130
Cd	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Co	0,024	0,034	0,045	0,026	0,031	0,035
Cr	0,055	0,055	0,080	0,075	0,084	0,102
Cu	0,008	0,012	0,017	0,009	0,008	0,008
Fe	19,4	27,8	33,7	23,6	27,0	30,9
Mg	1,12	1,38	1,75	3,14	2,41	2,34
Mn	0,052	0,070	0,088	0,087	0,085	0,090
Mo	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ni	0,028	0,032	0,043	0,031	0,033	0,037
Pb	n/d	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
S _{Total}	0,384	0,345	0,472	0,142	0,164	0,172
S _{SO4}	0,012	0,010	0,006	0,008	0,005	0,005
S _{Sulfure}	0,372	0,335	0,466	0,134	0,159	0,167
Sb	0,027	0,038	0,047	0,028	0,036	0,039
Se	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Sn	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ti	9,84	14,100	17,600	10,40	12,8	14,900
Zn	0,002	0,002	0,000	0,005	0,003	0,005

n/d : non détecté

Certains résultats sont présentés aux figure 4.4 et 4.5. On observe sur ces deux figures que les teneurs en fer et en titane augmentent avec les concentrations en hémo-ilménite dans les échantillons, soit de C1 à C3 et C4 à C6, ce qui est normal puisque ce sont les éléments majeurs composants l'hémo-ilménite. On remarque également que les teneurs en titane dans le matériau fin (<500 µm) sont plus faibles que dans le matériau plus grossier (<6,3 mm). Cette constatation est également valable pour le fer dans les échantillons C1 à C4. Cela signifie que l'hémo-ilménite se concentre dans les particules fines.

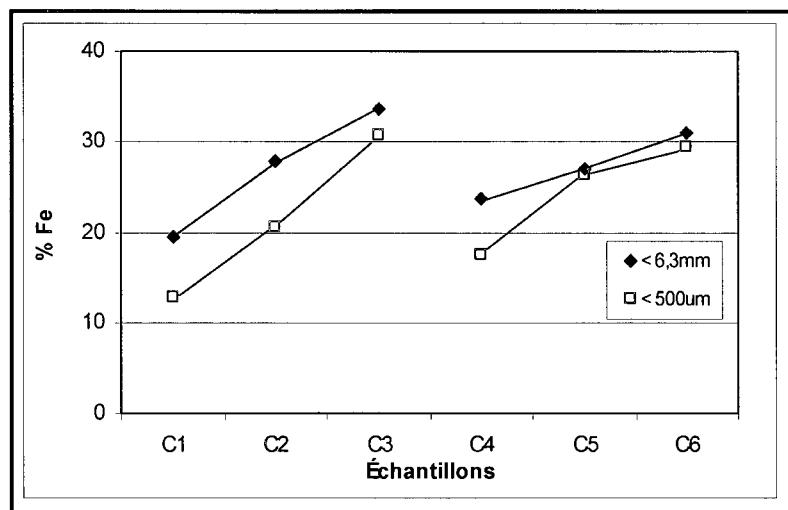


Figure 4.4: Teneur en fer dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 μm)

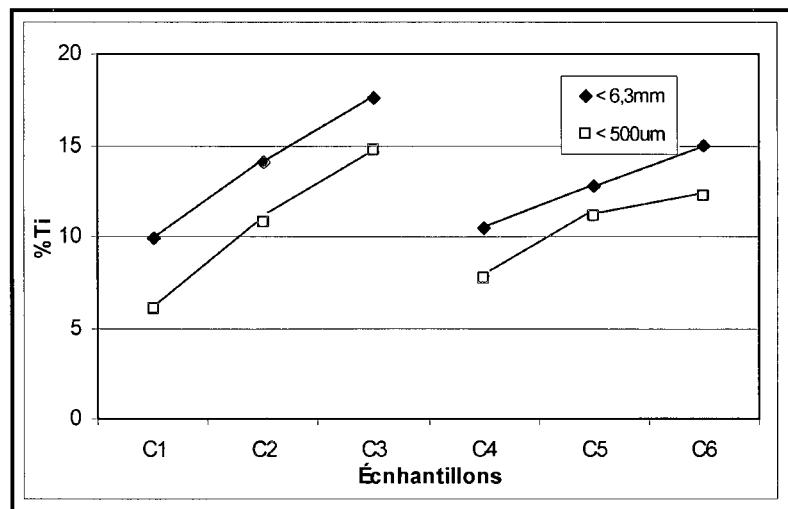


Figure 4.5: Teneur en titane dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 μm)

En ce qui concerne les teneurs en soufre qui nous renseignent sur les teneurs en minéraux sulfureux les concentrations dans les échantillons sont faibles. Les teneurs en soufre sulfure varient entre 0,13 et 0,73 % p/p des matériaux. De plus, on peut remarquer que les teneurs en soufre sulfure des échantillons de matériaux frais (C1 à C3) sont plus élevées, variant entre 0,37 à 0,73 % p/p comparativement aux échantillons de matériaux

oxydés (C4 à C6), qui varient 0,13 à 0,36 % p/p. On note aussi une tendance à l'augmentation de la teneur en soufre sulfure avec l'augmentation de la concentration en hémo-ilménite, soit de C1 à C3 et C4 à C6. On remarque également, qu'il y a peu de soufre sulfate habituellement associés aux minéraux secondaires formés suite à l'oxydation des minéraux sulfureux (voir Tableau 4.4 et 4.5). Presque la totalité du soufre se retrouve donc sous forme de sulfures. Finalement, on peut noter que les teneurs en soufre sulfure sont légèrement plus élevées (typiquement 0,1 % plus élevée; voir figure 4.6) dans les échantillons composés de matériaux fins (<500 µm) que pour les échantillons de matériaux plus grossiers (<6,3 mm).

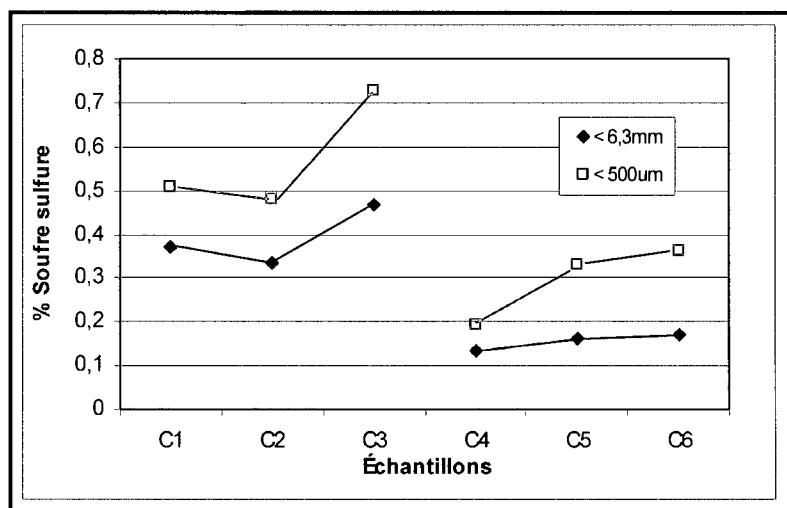


Figure 4.6: Teneur en soufre sulfure dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm)

Pour ce qui est de la sommation des teneurs en calcium, magnésium et manganèse, qui représente dans ce cas-ci les minéraux à pouvoir neutralisant (cela sera confirmé plus loin dans la section 4.2.3), les teneurs des échantillons varient entre 3,29 à 6,22 % p/p (voir figure 4.7). On observe également que les teneurs en calcium, magnésium et manganèse sont plus faibles dans les échantillons de matériau frais que dans les échantillons de matériau oxydé, pour les échantillons avec des concentrations en hémo-ilménite semblables, soit C1 et C4, C2 et C5, C3 et C6. De plus, on note que les teneurs

en calcium, magnésium et manganèse diminuent avec l'augmentation des teneurs en hémo-ilménite dans les échantillons, donc de C1 à C3 et de C4 à C6.

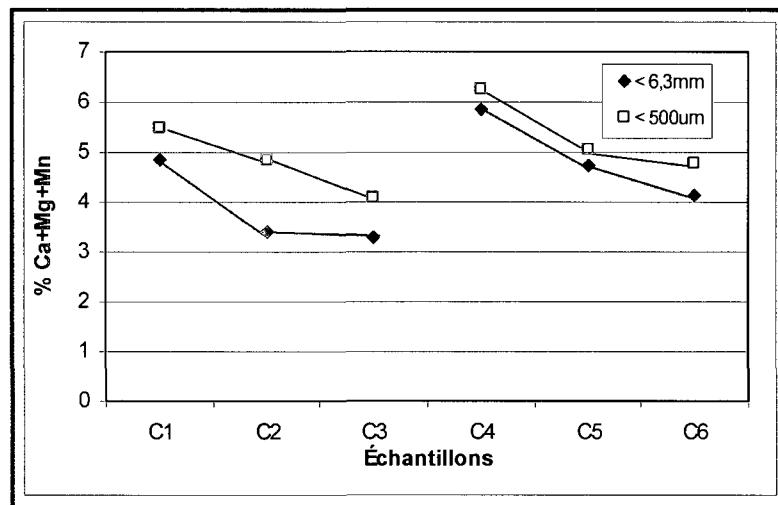


Figure 4.7: Sommation des teneurs en calcium, magnésium et manganèse dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm)

Pour ce qui est du nickel, qui dépasse occasionnellement les normes environnementales dans les eaux de percolations au site Lac Tio, on constate tout d'abord que les teneurs dans les échantillons sont faibles (entre 0,02 et 0,05 %; voir figure 4.8). On observe également une augmentation de la teneur en nickel avec une augmentation de la concentration en hémo-ilménite, excepté pour l'échantillon C2 de taille <500 µm qui a une teneur en nickel relativement plus élevée. Ceci pourrait être expliquer par une erreur d'analyse ou bien par une mauvaise homogénéisation de l'échantillon (effets de pépite possible à ces valeurs faibles).

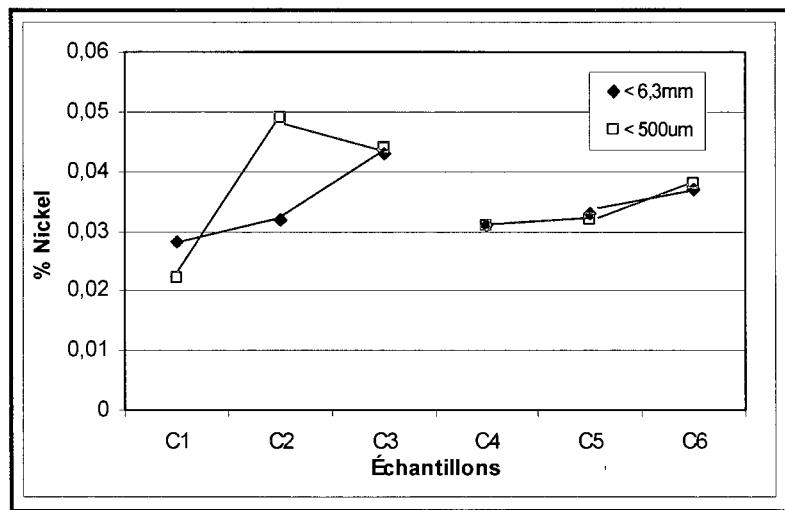


Figure 4.8: Teneur en nickel dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3mm, <500µm)

La figure 4.9 présente les concentrations en soufre dans les échantillons selon leur concentration en nickel. On observe une tendance à l'augmentation des teneurs en nickel avec l'augmentation des teneurs en soufre, mais cette relation n'est pas très bien définie. Ainsi, on peut supposer que le nickel ne se retrouve pas seulement qu'en remplacement (ou en impureté) dans la pyrite. On verra plus loin, suite aux observations effectuées au MEB que l'on retrouve également le nickel sous diverses formes (par exemple la millérite ; voir section 4.2.3).

Les résultats précédent montrent qu'il y a des différences de composition entre les matériaux <6,3 mm et <500 µm. Afin d'être en mesure de mieux comprendre la granulo-chimie de nos matériaux fins, une caractérisation chimique de plusieurs fractions granulométriques du stérile C2 a été effectuée. Les résultats de cette caractérisation chimique sur les stériles C2 (<6,3 mm, <500 µm, 250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm, <32 µm) sont présentés au tableau 4.6.

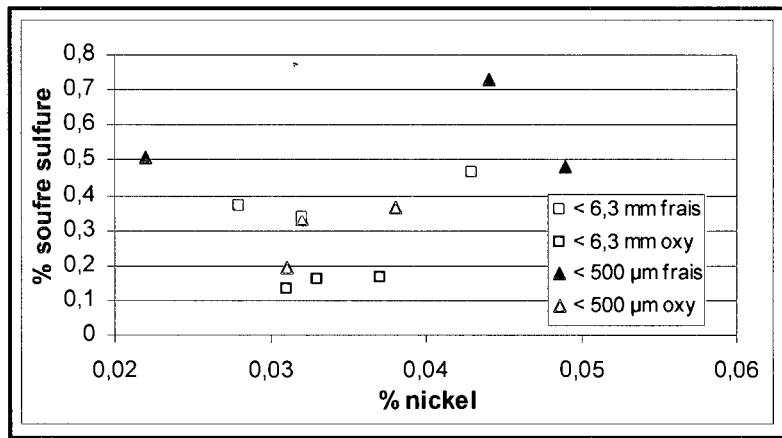


Figure 4.9: Teneurs en nickel selon la teneur en soufre dans les échantillons C1 à C6 pour deux fractions granulométriques (<6,3 mm, <500 µm).

Tableau 4.6: Analyses granulo-chimiques du stérile C2 (stérile frais de teneur moyenne en hémo-ilménite) pour plusieurs tailles granulométriques (<6,3mm , <500 µm, 250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm, <32 µm)

Élément (%)	<6,3 mm (%p/p)	<500 µm (%p/p)	250-355 µm (%p/p)	125-250 µm (%p/p)	75-125 µm (%p/p)	32-75 µm (%p/p)	<32 µm (%p/p)
Al	4,62	6,86	6,14	7,16	7,23	7,06	7,11
As	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ba	0,009	0,017	0,013	0,015	0,015	0,018	0,024
Be	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Bi	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Ca	1,94	3,27	2,76	3,36	3,50	3,62	3,42
Ca+Mg+Mn	3,390	4,834	4,30	4,93	5,10	5,41	6,04
Cd	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Co	0,034	0,031	0,033	0,030	0,029	0,028	0,031
Cr	0,055	0,032	0,176	0,178	0,160	0,033	0,032
Cu	0,012	0,041	0,021	0,025	0,033	0,057	0,108
Fe	27,8	20,6	29,4	26,1	25,2	24,6	19,3
Mg	1,38	1,51	1,47	1,50	1,54	1,74	2,57
Mn	0,070	0,054	0,072	0,066	0,061	0,050	0,050
Mo	n/d	n/d	0,001	0,001	0,001	n/d	n/d
Ni	0,032	0,049	0,076	0,079	0,071	0,041	0,100
Pb	0,002	n/d	n/d	n/d	n/d	0,001	0,008
S _{total}	0,345	0,533	0,633	0,562	0,528	0,491	0,457
Sb	0,038	0,013	0,010	0,009	0,008	0,006	0,004
Se	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
Sn	n/d	n/d	0,006	0,014	0,009	n/d	n/d
Ti	14,100	10,800	12,7	11,5	10,8	10,4	9,57
Zn	0,002	0,005	0,012	0,012	0,012	0,014	0,025

n/d : non détecté

Les différents éléments importants sont présentés sous forme de deux différents graphiques. L'aluminium, le fer, le titane et la sommation du calcium, magnésium et manganèse sont présents à de plus forte teneur que le soufre et le nickel (voir figures 4.10 et 4.11).

On remarque tout d'abord que les teneurs en fer semblent augmenter avec l'augmentation de la taille granulométrique, de 19,3 % pour les particules <32 µm à 29,4 % pour les particules entre 250 et 350 µm. Le titane semble suivre la même tendance, bien que de façon moins marquée, sa teneur passent de 9,57 % pour les particules de <32 µm à 12,7 % pour les particules entre 250 et 350 µm (figure 4.10). On observe en parallèle une augmentation de la teneur en hémo-ilménite, passant de 31,05 % pour les particules de <32 µm à 38,55 % pour les particules entre 250 et 350 µm (voir figure 4.10). Le fer et le titane proviennent presque qu'exclusivement de l'hémo-ilménite.

Pour ce qui est de l'aluminium, les teneurs semblent diminuer avec l'augmentation de la taille des particules, passant de 7,11 % pour les particules de <32 µm à 6,14 % pour les particules entre 250 et 350 µm. C'est également le cas pour la sommation des teneurs en calcium, magnésium et manganèse qui passent de 6,04 % pour les particules de <32 µm à 4,30 % pour les particules entre 250 et 350 µm. Comme ces éléments proviennent en majeure partie des plagioclases (labradorite), on peut observer que leur teneurs tend à diminuer avec l'augmentation de la taille des particules, soit de 42,93 % pour les particules de <32 µm à 39,77 % pour les particules entre 250 et 350 µm (voir figure 4.10).

Pour ce qui est du nickel et du soufre (figure 4.11), il ne semble pas avoir de tendance claire. Comme ils sont présents dans les échantillons à de très faibles teneurs, les variations d'un échantillon à l'autre sont trop faibles pour que l'on puisse tirer des conclusions.

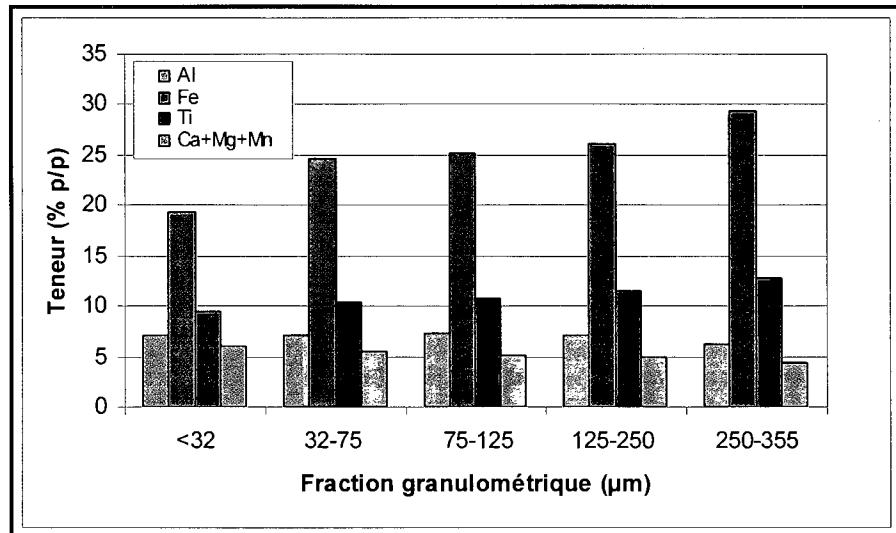


Figure 4.10: Teneur en aluminium, fer, titane et calcium+magnésium+manganèse de l'échantillon C2 pour différentes tailles granulométriques (250-355 μm , 125-250 μm , 32-75 μm , <32 μm).

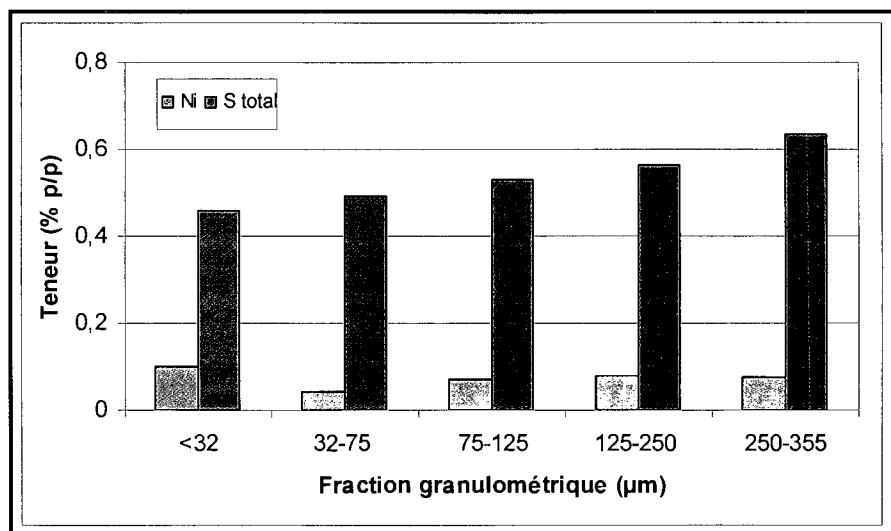


Figure 4.11: Teneur en nickel et soufre de l'échantillon C2 pour différentes tailles granulométriques (250-355 μm , 125-250 μm , 32-75 μm , <32 μm).

4.2.4 Principales caractéristiques minéralogiques

La caractérisation minéralogique des matériaux est primordiale afin d'être en mesure d'identifier cibler les minéraux qui contiennent le nickel. Pour ce faire, une caractérisation des 6 stériles a été effectuée au DRX, au MO et au MEB-EDS.

Résultats de la caractérisation au DRX

Les résultats des analyses quantitatives par diffraction aux rayons X sont résumés dans les tableaux 4.7 et 4.8. Les échantillons C1 à C6 ont été analysés au DRX, pour les deux tailles granulométriques : <6,3 mm et <500 µm.

Tableau 4.7: Quantifications minéralogiques au DRX des échantillons <6,3 mm pour les cellules C1 à C6

Minéral	Formule chimique	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Labradorite	(Ca,Na)(Si,Al)₄O₈	44,58	19,08	15,95	32,24	31,26	20,33
Ilménite	FeTiO₃	22,98	36,97	45,23	23,16	26,86	41,20
Hématite	Fe₂O₃	8,13	9,30	20,05	7,91	8,64	16,49
Pyrite	FeS₂	1,34	3,00	1,58	1,12	1,26	1,65
Chalcopyrite	CuFeS₂	0,48	0,50	0,19	0,40	0,58	0,12
Enstatite	Mg₂Si₂O₆	6,07	12,93	8,45	24,71	20,38	13,94
Pigeonite	(Mg,Fe⁺⁺,Ca)(Mg,Fe⁺⁺)Si₂O₆	3,68	3,21	0,45	2,11	2,77	2,16
Biotite	K(Mg,Fe²⁺)₃(Al,Fe³⁺)Si₃O₁₀(OH,F)₂	1,57	1,69	0,42	0,96	1,06	1,00
Muscovite	KAl₂(Si₃Al)O₁₀(OH,F)₂	0,08	1,08	0,47	1,20	0,66	0,00
Chlorite	(Mg,Fe,Al)₃(Si,Al)₄O₁₀(OH)₈	2,84	2,91	0,89	3,29	3,09	0,04
Orthoclase	KAlSi₃O₈	6,80	0,59	4,49	1,18	0,47	0,93
Rutile (anatase)	TiO₂	1,04	1,46	0,58	0,99	1,89	0,86
Spinel	MgAl₂O₄	0,16	6,45	0,68	0,14	0,16	0,72

Les échantillons C1 à C6 sont composés majoritairement de plagioclases sodiques-calciques (i.e. labradorite variant entre 15,95 et 44,58 %), d'hémo-ilménite (variant entre 31,07 et 65,58 %) et de pyroxènes (l'enstatite et la pigeonite variant entre 8,9 et 26,82 %). Les minéraux de seconde importance sont les micas (biotite, chlorite et muscovite variant entre 1,04 et 5,68 %), les feldspaths potassiques (orthoclase variant entre 0,59 et 6,80 %), les sulfures (pyrite et chalcopyrite variant entre 0,93 et 3,50 %), le spinel (variant entre 0,14 et 6,45 %) et le rutile (variant entre 0,58 et 1,99 %).

Tableau 4.8: Quantifications minéralogiques DRX des échantillons <500 µm pour les cellules C1 à C6

Minéral	Formule chimique	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Labradorite	(Ca,Na)(Si,Al)₄O₈	NA	42,77	27,50	38,72	31,07	31,69
Ilménite	FeTiO₃	NA	21,10	26,03	18,86	25,01	26,55
Hématite	Fe₂O₃	NA	6,38	7,14	7,02	8,65	9,18
Pyrite	FeS₂	NA	1,60	2,26	0,86	1,44	1,81
Chalcopyrite	CuFeS₂	NA	0,59	0,64	0,13	0,30	0,32
Enstatite	Mg₂Si₂O₆	NA	15,49	20,57	24,88	23,66	20,45
Pigeonite	(Mg,Fe ⁺⁺ ,Ca)(Mg,Fe ⁺⁺)Si₂O₆	NA	1,74	3,04	1,82	1,87	2,13
Biotite	K(Mg,Fe ²⁺) ₃ (Al,Fe ³⁺)Si ₃ O ₁₀ (OH,F) ₂	NA	2,14	1,26	0,93	1,06	1,13
Muscovite	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH,F) ₂	NA	2,59	3,06	1,66	1,44	0,55
Chlorite	(Mg,Fe,Al) ₆ (Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈	NA	0,83	0,34	1,20	0,92	0,71
Orthoclase	KAlSi₃O₈	NA	1,31	1,17	1,85	1,48	2,66
Rutile (anatase)	TiO₂	NA	1,84	1,99	1,21	1,93	1,57
Spinel	MgAl₂O₄	NA	0,42	3,53	0,36	0,39	0,57

NA : Non analysé

Un aspect important de l'étude était d'analyser des stériles miniers avec différentes teneurs en hémo-ilménite parmi les matériaux étudiés. Les échantillons C1 et C4 ont des teneurs les plus faibles en hémo-ilménite : C1 = 31,11 % et C4 = 31,07 %. Les échantillons C2 et C5 ont des teneurs moyennes en hémo-ilménite (C2 = 46,27 % et C5 = 35,5 %) alors que les échantillons C3 et C6 ont des teneurs les plus élevées en hémo-ilménite (C3 = 65,28 % et C6 = 57,69 %; voir figure 4.12). On remarque également (figure 4.12), que les concentrations en plagioclase diminuent avec l'augmentation de la teneur en mineraï (hémo-ilménite), puisque la gangue est composée principalement de plagioclase (i.e. plus de mineraï égal moins de gangue).

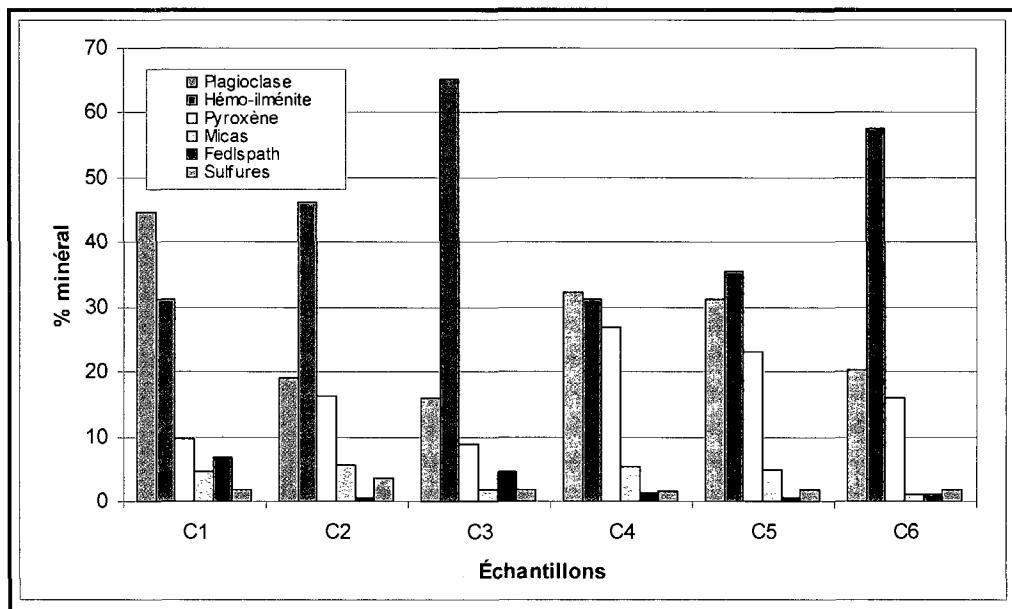


Figure 4.12: Quantifications au DRX des familles minéralogiques pour les fractions <6,3mm (cellules C1 à C6). Les échantillons se composent de plagioclases sodiques et calciques (labradorite), d'hémo-ilménite et de pyroxènes (enstatite et pigeonite), de micas (biotite, chlorite, muscovite), de feldspath potassique (orthoclase), de sulfure (pyrite), de spinel et de rutile (ces deux derniers minéraux ne sont pas présentés sur la figure, puisqu'en trop faible proportion).

Pour ce qui est de la concentration en sulfure (pyrite) dans les échantillons, on remarque que celle-ci augmente généralement avec la teneur en hémo-ilménite, excepté pour l'échantillon C2 qui a la plus forte concentration en pyrite (voir figure 4.13). On remarque par contre que le pourcentage en pyrite détecté à l'aide du DRX ne correspond pas tout le temps à la teneur en soufre (% pyrite devrait être à peu près équivalent à la teneur en soufre multiplié par deux), particulièrement pour l'échantillon C2 (voir analyse chimique : section 4.2.2). Les valeurs de la concentration en sulfure détectée au DRX dans les échantillons pourraient être légèrement différentes des valeurs vraies en raison de la précision limitée du DRX pour les faibles concentrations.

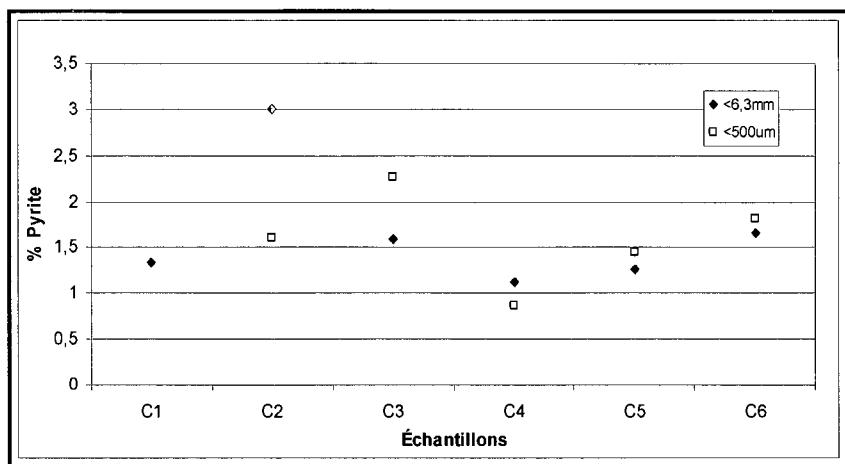


Figure 4.13: Quantifications de la pyrite au DRX des fractions $<6,3\text{mm}$ et $<500\mu\text{m}$ pour les cellules C1 à C6.

Microscope optique et électronique à balayage (MO et MEB-EDS)

Cette caractérisation a été effectuée pour identifier les minéraux nickélières présents dans les matériaux. De plus, l'étude au MO et MEB a permis d'observer des minéraux (particulièrement les sulfures) présents dans les échantillons, mais non détectable au DRX puisqu'en trop faible quantité.

Des observations visuelles de 12 sections polies (30 mm de diamètre) des stériles C1 à C6 ont été effectuées (6 sections polies $<500\mu\text{m}$ et 6 sections pour la fraction entre $<500\mu\text{m}$ et $6,3\text{mm}$). Ces observations au microscope optique montrent, en plus de la présence de pyrite, la présence de chalcopyrite et de millérite dans les stériles ; ces deux derniers minéraux ne sont pas détectés (ou en trop faible quantité pour être considéré) par l'analyse DRX. On retrouve généralement les grains de sulfures libres dans la matrice (voir figure 4.16).

On remarque dans les observations au MO qu'il y a deux types de pyrite. Le premier type consiste en une pyrite non-altérée; c'est ce type qui est le plus couramment observé dans les échantillons (voir figure 4.14). Ces grains de pyrite ne contiennent pas de nickel

détectable à l'aide du MEB-EDS (i.e. <2000 ppm). Suite aux analyses au MEB, on observe que ces grains sont composés d'environ 56 % fer et 44 % soufre.



Figure 4.14: Photo au microscope optique polarisé non analysé de pyrite non altérée présente dans l'échantillon C1 <500µm (grossissement 50X)

Le second type de grain de pyrite observé (plus rarement cependant) sont des pyrites altérées. On y retrouve des inclusions associées à de la chalcopyrite, millérite (NiS) et magnétite (les spectres des composition moyennes des ces trois sulfures sont présentés en annexe A.5). Ce sont ces grains de pyrite qui contiennent des concentrations mesurables en nickel (voir figure 4.15).

L'analyse réalisée au MEB, couplée à une microanalyse EDS, permet de cartographier des éléments préalablement déterminés lors de l'analyse de la surface d'une section polie. L'analyse se fait avec un grossissement de 200X. La présente étude a dû se limiter aux observations décrites par Bussière et *al.* (2005) en raison du bris du microscope électronique (appareil non-fonctionnel depuis août 2008). La cartographie des sections polies, ainsi que d'autres observations au MEB seront réalisées dans le futur.

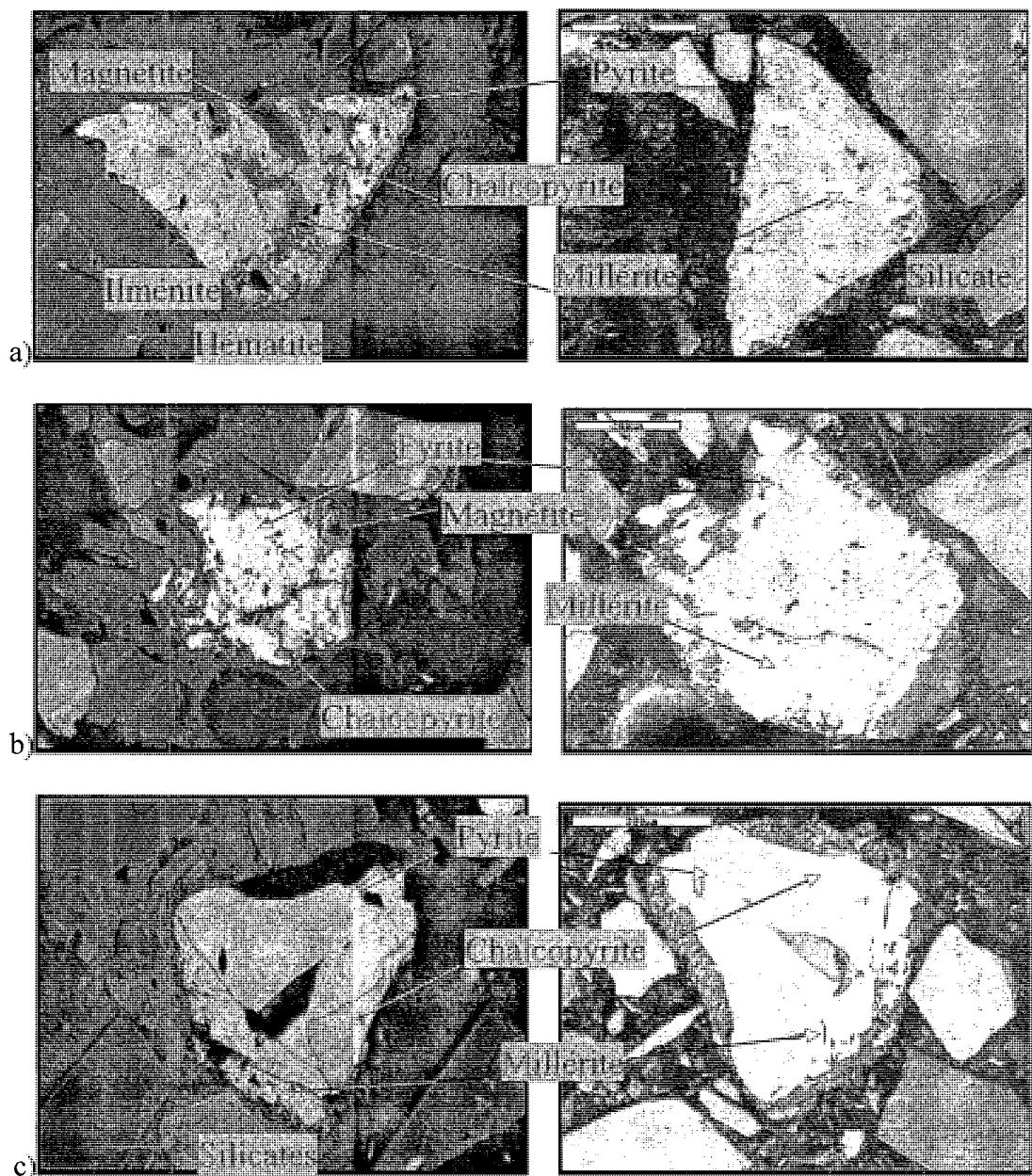


Figure 4.15: Photo de grain de pyrite altérée échantillon C2 <500µm a) pyrite altérée avec inclusion de chalcopyrite, millérite et magnétite, observée au MO (polarisé, non analysé, grossissement 100X; gauche) et au MEB (droite). b) pyrite altérée avec inclusion de chalcopyrite, millérite et magnétite, observée au MO (polarisé, non analysé, grossissement 50X; gauche) et au MEB (droite). c) pyrite avec association de chalcopyrite et millérite, échantillon, observée au MO (polarisé, non analysé grossissement 10X; gauche) et au MEB (droite).

Lors des travaux décrits par Bussière et *al.* (2005), ce type d'analyse a été utilisé sur un concentré de sulfure (obtenu par flottation), afin d'identifier les minéraux associés aux métaux lourds (silicium, soufre, fer, cuivre et nickel). Dans les images EDS, le silicium met en évidence la présence des silicates, le soufre met en évidence la présence des sulfures, alors que le titane reflète la présence de l'ilménite. En déduisant le silicium, le soufre et le titane, l'image du fer met en évidence les oxydes de fer (Bussière et *al.*, 2005). La figure 4.16 tirée de Bussière et *al.* (2005) présente la répartition des éléments composant les minéraux de l'échantillon Tio-C (concentré de sulfure) observés lors de la cartographie. Ces auteurs ont observé que le soufre est associé au fer, formant des sulfures de fer (pyrite et pyrrhotite). Ils ont également observé la présence de chalcopyrite (grain 1 : composé de soufre, de fer et de cuivre) et un grain d'arsénopyrite (grain 2 : composé d'arsenic, de fer et de soufre ; voir figure 4.16). Pour ce qui est du nickel, les auteurs notent que celui-ci est associé au soufre et au fer. Ils ont également montré que le nickel est associé au fer sous forme d'oxyde. Les analyses des différents oxydes, réalisées sur l'échantillon Tio_{ch}, révèlent que les grains d'hématite, de magnétite et d'ilménite peuvent contenir du chrome et du nickel (Dagenais et *al.*, 2004). Le rapport de Dagenais et *al.* (2004) faisait aussi état de la présence de nickel en remplacement dans certains grains de pyrite et de pyrrhotite.

La plupart des grains de chalcopyrite présentent des signes d'altération, contrairement aux grains de pyrite qui ont généralement des surfaces fraîches. On retrouve occasionnellement des grains de chalcopyrite libres dans la matrice, mais ceux-ci se présentent généralement en inclusion dans d'autres minéraux : pyrite, hématite, magnétite, etc. (voir figure 4.17).

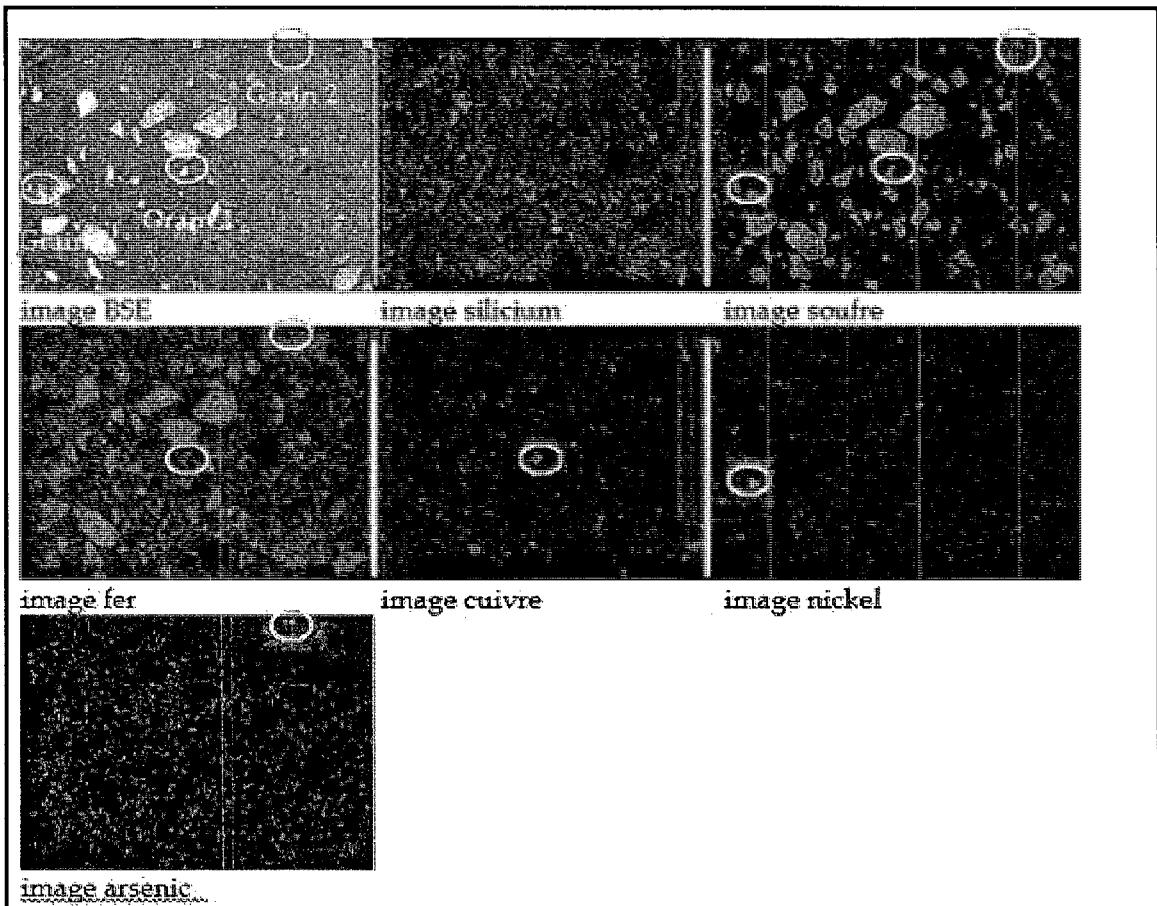


Figure 4.16 : Cartographie des éléments d'intérêt dans la zone étudiée de l'échantillon Tio-C (grossissement x 200) : le grain 1 identifié comme de la chacopyrite (composé de soufre, de fer et de cuivre); le grain 2 identifié comme de l'arsénopyrite (composé d'arsenic, de fer et de soufre); le grain 3 où le nickel est associé à la pyrite (composé de nickel, de soufre et de fer; Bussière et al., 2005)

On observe également, suite à l'étude des sections polies de matériau altéré, que les surfaces contiennent des grains de pyrite beaucoup plus altérés. En effet, on remarque souvent des croûtes d'oxyde de fer qui entourent la pyrite dans ces échantillons (C3 à C6) (voir figures 4.18 et 4.19).

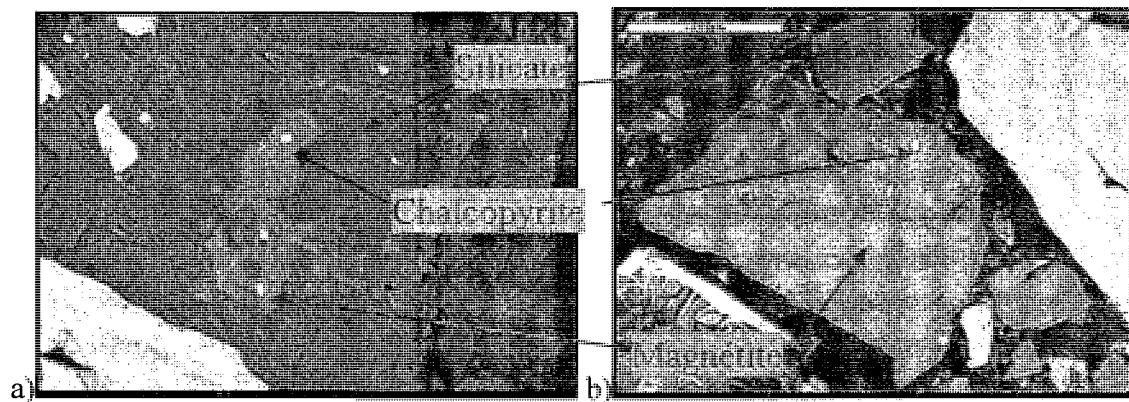


Figure 4.17: Photo de chalcopyrite présente dans l'échantillon C1 <500 μm en inclusion dans un silicate et de magnétite, observé : a) au microscope optique (grossissement 100X), b) au MEB.

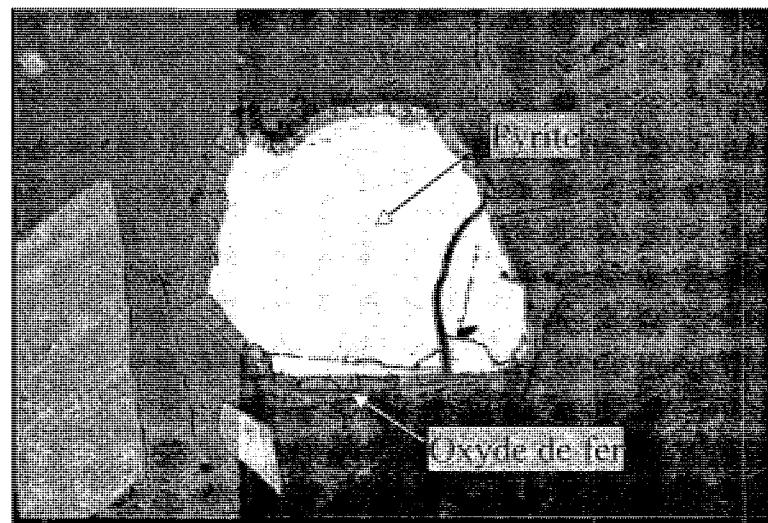


Figure 4.18: Pyrite avec présence de croûte d'oxyde de fer de l'échantillon C4 <500 μm observé au microscope optique (grossissement 100X).

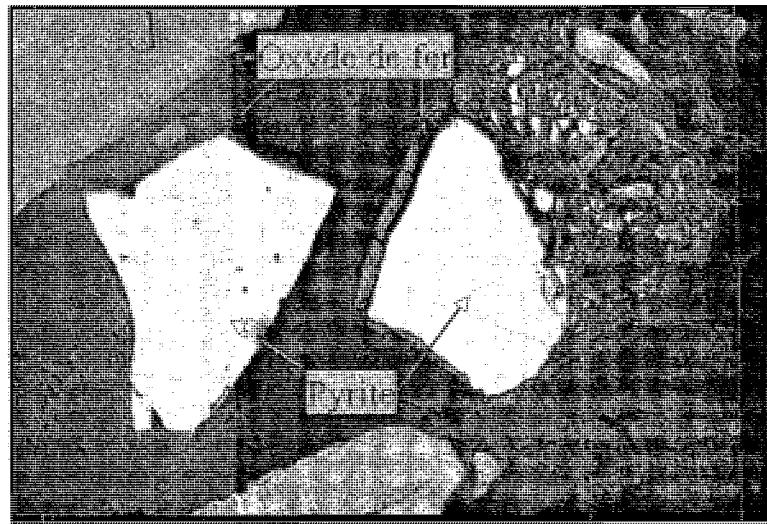


Figure 4.19: Pyrite avec présence de croûte d'oxyde de fer dans l'échantillon C4 <500 µm observé au microscope optique (grossissement 100X).

4.2.5 Autres tests de caractérisation pour localiser le nickel

La localisation du nickel dans les minéraux des stériles de la mine Lac Tio constitue un aspect important pour la bonne compréhension de leur comportement géochimique. Lors de la caractérisation chimique, on a observé que les teneurs en nickel dans les échantillons sont très faibles, variant de 0,022 à 0,049 % p/p. Lors de la caractérisation minéralogique au DRX, il a été impossible d'identifier et de quantifier des minéraux nickéliques présents dans les échantillons. Le nickel peut donc se retrouver en substitution dans d'autres minéraux (ex : pyrite, hématoïdile, etc.), ou bien les minéraux nickéliques sont en trop petite quantité pour être détectés au DRX.

Plusieurs analyses ont été effectuées sur la sorption du Ni solubilisé sur des minéraux purs provenant des stériles de la mine Lac Tio (travaux réalisés dans le cadre de la thèse de Plante (2009)). Les minéraux purs ont été obtenus par purification à partir d'un échantillon de stériles de la mine Lac Tio, grâce à une combinaison de flottation, de séparation gravimétrique, magnétique, électrostatique et à l'aide de liqueur lourde (Plante, 2009). Dans le cadre de la présente étude, une attention particulière a été mise

sur le contenu en Ni dans ces différents minéraux purs. Les analyses ont été faites à l'aide de l'ICP-AES. Tout d'abord, on remarque au tableau 4.9 que le nickel se retrouve majoritairement dans les sulfures avec des teneurs de 1,750 et 2,280 % p/p. On remarque également, que l'on retrouve une faible quantité de nickel dans l'hémo-ilménite (teneur de 0,031 et 0,028 % p/p). Par contre, il faut souligner que les concentrés d'hémo-ilménite ne sont pas tout à fait purs. On observe une faible quantité de soufre sulfure dans l'hémo-ilménite. En effet, comme on l'a démontré dans les analyses chimiques des stériles, il y a très peu de soufre associé au sulfate, celui-ci provient presque exclusivement des sulfures (voir section 4.2.2). Ainsi, on peut supposer qu'une partie du nickel retrouvé dans les échantillons d'hémo-ilménite peut provenir des sulfures qui sont en impureté dans les concentrés d'hémo-ilménite. Finalement, on peut remarquer que les concentrations en nickel dans les plagioclases sont très faibles, voire non-significatives.

Tableau 4.9: Résultats des analyses chimiques du nickel et du soufre pour les minéraux purs (hémo-ilménite, plagioclase et sulfure) provenant de la fosse Tio (Tio) ou de la fosse Nord-Ouest (NO).

Minéraux purs	Ni (% p/p)	S (% p/p)
Hémo-ilménite (Tio)	0,031	0,186
Hémo-ilménite (Tio)	0,028	0,287
Plagioclase (Tio)	0,002	0,032
Sulfures (NO)	1,750	44,7
Sulfures (NO)	2,280	45,4

L'étude antérieure faite par Bussière et *al.* (2005) a aussi démontré qu'il y a lixiviation du nickel par les sulfures. Ces auteurs ont séparé les sulfures présents dans un échantillon de stériles à l'aide de flottation. Ils ont ensuite effectué des essais en mini-cellule d'altération sur ce concentré de sulfure (Tio-C) et sur la gangue désulfurée (Tio-R). L'essai en mini-cellule d'altération, basé sur le protocole d'essai en cellule d'humidité de l'ASTM (1998) et de Morin et Hutt (1997), simule l'altération des matériaux. Cette étude montrent que l'oxydation des sulfures et la lixiviation du Ni sont

présentes seulement dans l'échantillon Tio-C (concentré de sulfure). L'étude a également montré que les minéraux de gangue soumis à l'essai en mini-cellule d'altération ne génèrent pas de nickel. Ces résultats vont dans le sens de l'hypothèse que le nickel en solution dans le drainage des stériles de la mine Lac Tio provient principalement des sulfures.

4.2.6 Résultats de la caractérisation microbiologique

L'évaluation qualitative de l'activité des bactéries a été effectuée sur trois échantillons (C1, C2 et C5).

4.2.6.1 Activité des bactéries ferrooxydantes acidophiles

L'activité des bactéries ferrooxydantes acidophiles est évaluée essentiellement par le suivi du potentiel d'oxydo-réduction (POR ou Eh). Le POR est calculé en ajoutant à la valeur du POR mesuré le potentiel de l'électrode de référence (204 mV). L'augmentation du POR dans les échantillons non stérilisés indique qu'il y a augmentation des processus d'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} par l'intermédiaire des bactéries. Cette augmentation du POR est en général reliée à une baisse du pH causée par l'oxydation des sulfures.

Les résultats des figures 4.20 à 4.22 montrent que, pour les échantillons non stérilisés, le POR augmente de manière similaire au cours des trois essais. De plus, on remarque que les échantillons stérilisés se comportent de manière semblable aux échantillons non stérilisés. Ces comportements géochimiques suggèrent qu'il n'y a pas d'activité bactérienne des ferrooxydantes acidophiles dans les échantillons à l'étude.

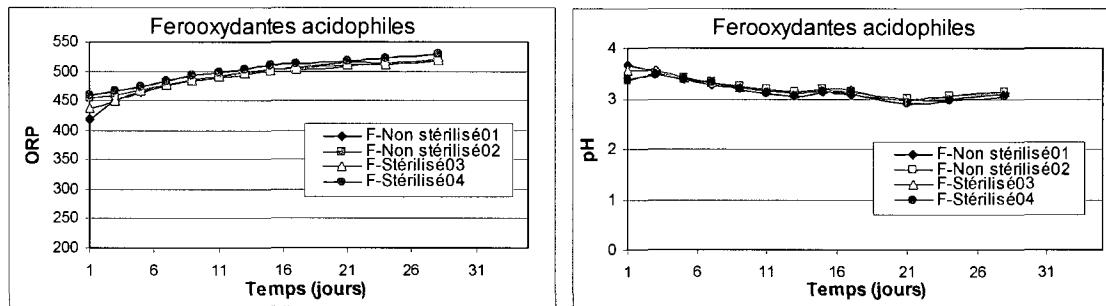


Figure 4.20: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.

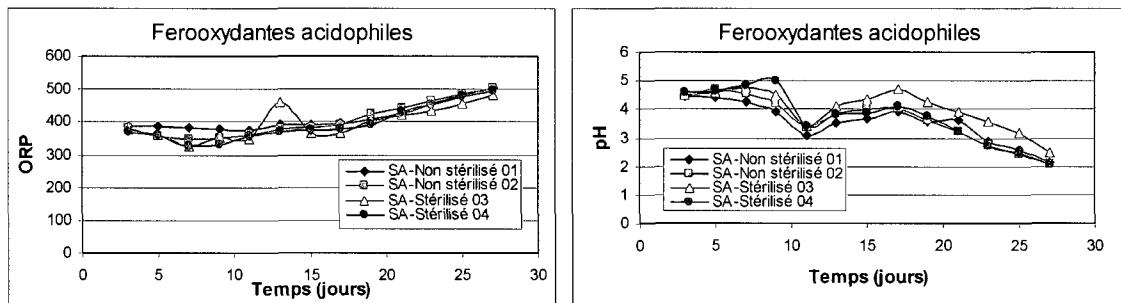


Figure 4.21: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.

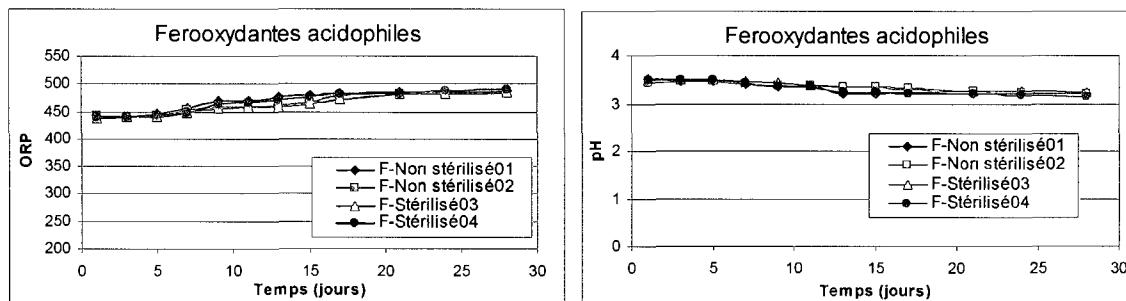


Figure 4.22: Variation du POR et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries ferrooxydantes acidophiles.

4.2.6.2 Activité des bactéries sulfoxydantes neutrophiles

Les bactéries sulfoxydantes neutrophiles (e.g. *Acidithiobacillus thiooxidans*) utilisent $S_2O_3^{2-}$ ou S^0 comme source d'énergie et génèrent de l'acide sulfurique qui acidifie le

milieu (Zagury et al., 1997). Ainsi, l'activité bactérienne va se traduire essentiellement par une baisse du pH et une évolution du POR.

Aux figures 4.23 à 4.25 on observe les variations de pH des échantillons C1, C2 et C5 au cours des essais. Le pH, qui a été ajusté à 7 initialement, reste stable au cours de la première période. On remarque ensuite une baisse de pH pour les échantillons non stérilisés et ce pour les trois différents stériles (C1, C2 et C5). Cette baisse de pH dans les échantillons non stérilisés se déroule entre le 5^e et le 9^e jour, selon l'échantillon. Ensuite, on observe une chute de pH que l'on associe en majeure partie à de l'activité bactérienne. Tout d'abord, dans les échantillons C1 et C2 non stérilisés, le pH chute jusqu'à se stabiliser entre 3 et 4. On remarque, par contre, que la chute du pH dans les échantillons C5 non stérilisés est beaucoup moins marquée que dans les autres échantillons (C1 et C2) ; le pH semble se stabiliser entre 4 et 5 pour ces échantillons.

Pour ce qui est des échantillons témoins (stérilisés), on note que les pH restent stables autour de 7 durant une période plus longue, soit entre 11 et 17 jours. Ensuite, il y a également une baisse de pH dans ces échantillons pour atteindre des valeurs similaires à celles de des échantillons non-stérilisés. Les données de potentiel d'oxydo-réduction suivent la même tendance.

Les résultats montrent une baisse du pH associée ici à l'action de bactéries sulfoxydantes neutrophiles dans les stériles de C1, C2 et C5. On suppose que la baisse de pH des échantillons stérilisés est causée par une contamination au cours de l'essai ou bien à une stérilisation partielle de l'échantillon. La stérilisation au rayon γ réduirait donc significativement la population bactérienne, mais ne parviendrait pas à sa destruction complète, d'où la période de latence plus grande avant de voir la population de bactéries devenir active.

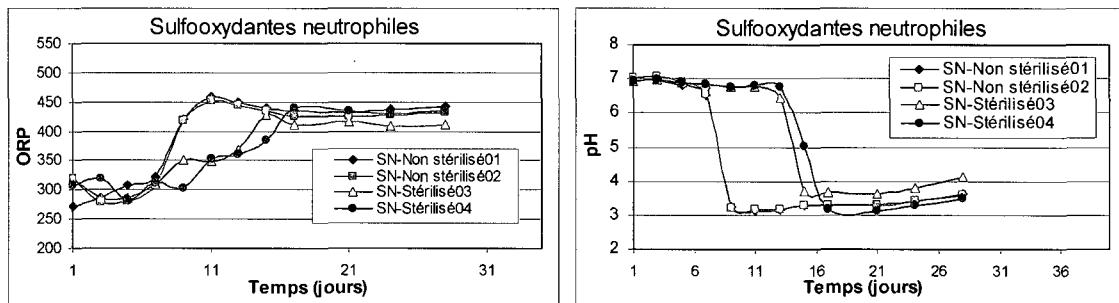


Figure 4.23: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.

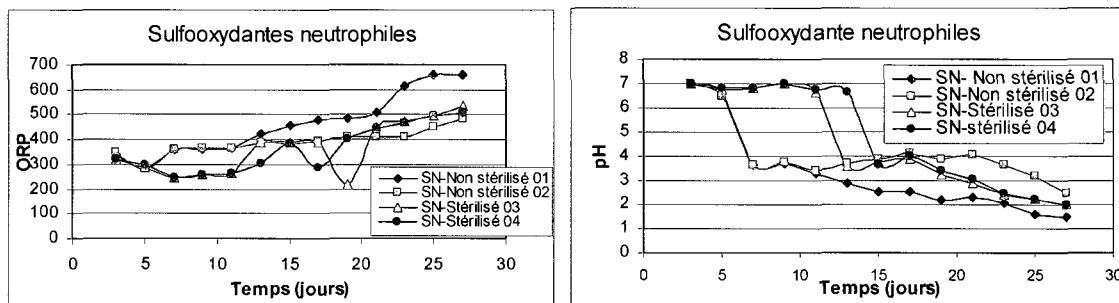


Figure 4.24: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.

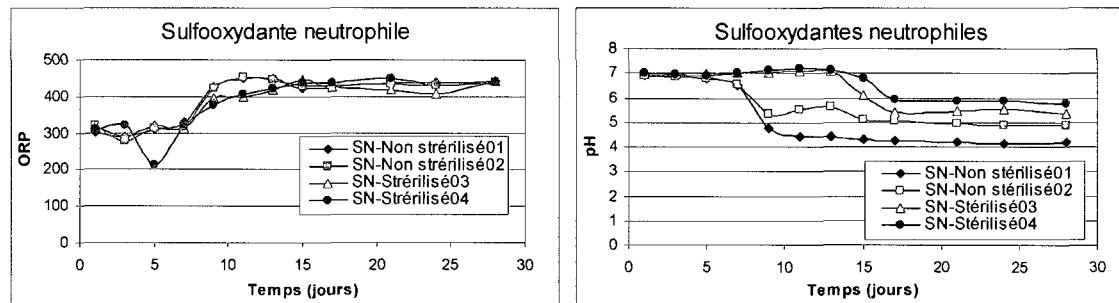


Figure 4.25: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries sulfoxydantes neutrophiles.

4.2.6.3 Activité des bactéries sulfooxydantes acidophiles

Tout comme les bactéries sulfooxydantes neutrophiles, les bactéries sulfooxydantes acidophiles (e.g. *Acidithiobacillus thioparus*) utilisent $S_2O_3^{2-}$ ou S^0 comme source d'énergie. L'activité bactérienne va se traduire par une oxydation menant à une baisse du pH et par une évolution du POR. Le pH initial des essais est ajusté à $4 \pm 0,1$.

À la figure 4.26, on observe les variations de pH et du POR au cours de l'essai réalisé sur l'échantillon C1. On remarque que les pH augmentent au début de l'essai pour cet échantillon, ceci serait dû à un ajustement insuffisant du pH au début de l'essai. Ensuite, l'activité bactérienne se manifeste dans les échantillons non-stérilisés; on remarque que le pH chute progressivement jusqu'à atteindre environ 3,3 au jour 11. Pour ce qui est des échantillons témoins (stérilisés), on note que les pH augmentent durant une période plus longue, soit jusqu'au jour 17 pour atteindre environ 5. Ensuite, il y a également une baisse de pH pour atteindre des valeurs similaires à celles des échantillons non-stérilisés, soit environ 3,3. Les données sur le potentiel d'oxydo-réduction suivent la même tendance. L'essai a ainsi montré la présence de bactéries sulfooxydantes acidophiles actives dans les stériles de C1. On suppose que la baisse de pH des échantillons stérilisés vers la fin de l'essai est liée à une contamination au cours de l'essai ou bien à une stérilisation partielle de l'échantillon, donc diminution de la population bactérienne, mais sans sa destruction complète, d'où la période de latence observée.

Aux figures 4.27 et 4.28 on observe les variations de pH et du POR dans les échantillons C2 et C5. On remarque lors de ces deux essais que le pH et le POR suivent la même tendance pour les échantillons stérilisés et non-stérilisés. Ainsi, les essais n'ont pas permis d'indication sur la présence de bactéries sulfooxydantes acidophiles dans les stériles de C2 et C5. Par contre, on remarque que dans l'échantillon C2 la diminution de pH est du même ordre que pour l'échantillon C1. Ainsi, on peut supposer que la stérilisation pour cet échantillon a été insuffisante et qu'il y a probablement présence des bactéries sulfooxydantes acidophiles actives dans l'échantillon C2. Par contre pour

l'échantillon C5, il apparaît clairement que les bactéries sulfooxydantes acidophiles ne sont pas actives dans l'échantillon.

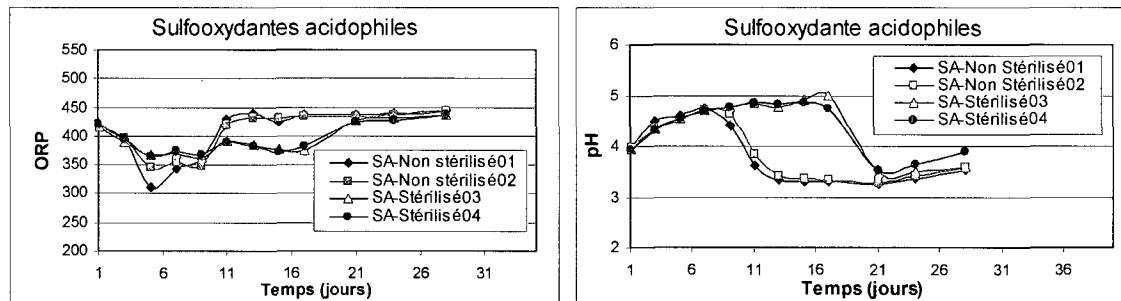


Figure 4.26: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C1 pour les bactéries sulfooxydantes acidophiles.

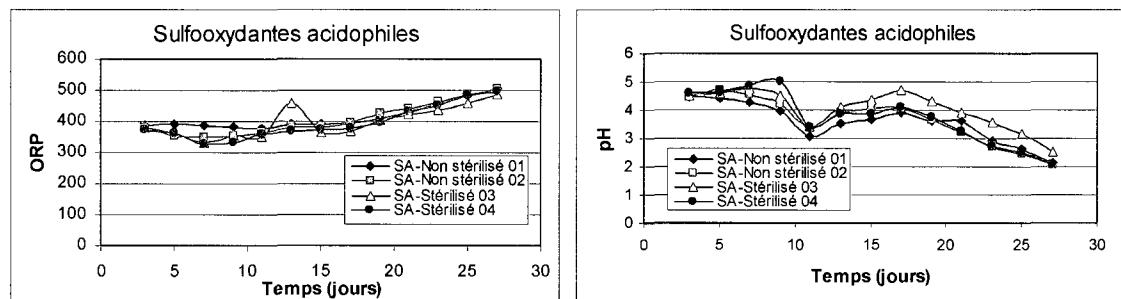


Figure 4.27: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C2 pour les bactéries sulfooxydantes acidophiles.

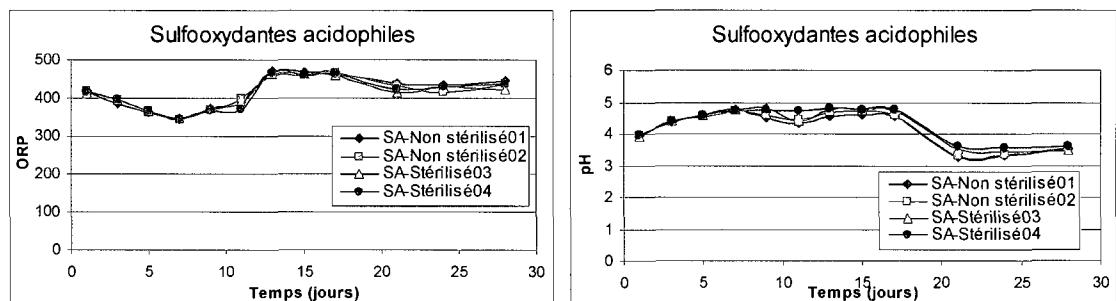


Figure 4.28: Variation du potentiel d'oxydo-réduction et du pH, lors de la caractérisation microbiologique de l'échantillon C5 pour les bactéries sulfoxydantes acidophiles.

En résumé, on constate que les bactéries ferooxydantes acidophiles n'ont pas été actives lors des essais. Pour ce qui est des bactéries sulfoxydantes acidophiles, les possibilités qu'elles soient présentes sont fortes pour les échantillons C1 et C2. Quant aux bactéries sulfoxydantes neutrophiles, on associe la baisse du pH durant les essais à leur présence dans les trois stériles (C1, C2 et C5). La baisse de pH est moins importante pour l'échantillon C5 qui est composé de matériau oxydé, comparativement aux matériaux frais de C1 et C2. Ainsi, il semble y avoir une activité moins importante des bactéries sulfoxydantes acidophiles dans les échantillons de matériau oxydés, comparativement au échantillons de matériau frais. Globalement, il semble que les bactéries sulfoxydantes (acidophiles et neutrophiles) sont plus actives dans les échantillons de matériau frais (C1 et C2) que les échantillons de matériau oxydé (C5).

Tableau 4.10: Sommaire des résultats des essais sur la présence des bactéries dans les stériles C1, C2 et C5 de la mine Lac Tio.

	Ferooxydantes acidophiles	Sulfoxydantes neutrophiles	Sulfoxydantes acidophiles
C1	Non actives	Actives	Actives
C2	Non actives	Actives	Actives*
C5	Non actives	Actives	Non actives

*L'échantillon C2 aurait subi une mauvaise stérilisation, ainsi les échantillons stérilisés et non stérilisés se comportent de manière similaire. Par contre, les comportements similaires à l'échantillon C1 montrent la présence de bactéries sulfoxydantes acidophiles.

4.3 Synthèse de la caractérisation

Une caractérisation des matériaux solides a été effectuée afin de mieux saisir le comportement géochimique des stériles à l'étude. Les résultats des différentes caractérisations montrent que :

- Les stériles étudiés s'apparentent à des graviers très étalés avec cailloux et blocs ayant un C_U relativement élevé (>20);
- Plus la teneur en hemo-ilménite est élevée, plus la densité relative des grains est élevée;
- Les propriétés hydrogéologiques montrent une conductivité hydraulique saturée élevée (k_{sat} de l'ordre de 10^{-1} cm/s) et une capacité de rétention d'eau faible ($\psi_a < 10$ cm d'eau);
- Les analyses chimiques montrent que les teneurs en fer et en titane augmentent avec les teneurs en hémo-ilménite, que les concentrations en Ca+Mg+Mn sont plus faibles dans le matériau frais que dans le matériau oxydé et que les concentrations en soufre sulfure sont plus élevées pour les matériaux frais que ceux oxydés;
- La granulo-chimie montre qu'il y a des légères différences en terme de proportion d'éléments selon la taille des particules, mais le phénomène n'est pas suffisamment important pour nécessiter un traitement de l'information de caractérisation par tranche granulométrique.
- Les analyses chimiques des minéraux purs montrent que le nickel se retrouve majoritairement dans les sulfures (1,750 et 2,280% p/p), on le retrouve aussi en faible quantité dans l'hémo-ilménite (0,031 et 0,028%p/p), probablement en partie associé aux impuretés (sulfures).
- Les analyses minéralogiques au DRX montrent que les teneurs en plagioclase diminuent avec l'augmentation de la teneur en hémo-ilménite. Les teneurs en hémo-ilménite dans les différents stériles sont : faibles pour C1 = 31 % et C4 = 31%; moyennes pour C2 = 46% et C5 = 36%; élevées pour C3 = 65% et C6 = 58%.
- Les analyses minéralogiques au microscope optique et au MEB ont montré que les sulfures de nickel sont généralement associés aux pyrites et chalcopyrites. Les échantillons altérés C4 à C6 présentent des altérations (croûtes d'oxyde de fer) sur le pourtour des sulfures;
- Finalement, la caractérisation microbiologique qualitative (avec son hypothèse simplificatrice que les variations du pH et de l'ORP sont causées essentiellement par

l'action bactérienne) indiquerait qu'il n'y a pas de bactéries ferooxydantes acidophiles actives dans les trois échantillons (C1, C2 et C5). Par contre, les bactéries sulfooxydantes neutrophiles seraient actives dans les trois échantillons : elles semblent plus actives dans les échantillons de matériau frais (C1 et C2) et moins actives dans l'échantillon de matériau oxydé (C5). Les bactéries sulfooxydantes acidophiles sont actives dans les échantillons de matériau frais (C1 et C2) et non actives dans l'échantillon de matériau oxydé.

Tableau 4.11: Synthèse de la caractérisation des stériles miniers de la mine Lac Tio.

Caractérisation	Techniques	Méthodes	Résultats
Physique	Granulométrie	Tamis (particules grossières) Granulomètre au laser (particules fines: 0,05µm à 87µm)	La distribution granulométrique complète a été effectuée pour les échantillons C1 à C3. Les stériles provenant des échantillons C1 à C3 sont classés comme graviers très étales, puisque ceux-ci ont un Cu plus grand que 20.
	Densité	Pyénomètre à hélium Micromeritics Accupyc 1330	Les densités relatives des grains augmentent avec l'augmentation de la teneur en minéral (hémo-ilménite), de C1 vers C3 et de C4 vers C6. Puisque, l'hémo-ilménite est beaucoup plus dense que l'anorthosite.
Hydrogéologique	k_{sat} * CRE*	Des essais en colonnes (tailles de particules : <28, <37,5 et <50mm)	Test de perméabilité (sur des particules <28, <37,5 et <50 mm) : 10^{-1} cm/s Pression d'entrée d'air $\Psi_a < 10$ cm d'eau
Chimique	ICP-AES	Digestion complète des stériles C1 à C6.	Fe-Ti: augmentent avec les concentrations en hémo-ilménite. <u>Ca+Mg+Mn:</u> plus faibles dans le matériau frais que dans le matériau oxydé, pour les concentrations en hémo-ilménite semblables. <u>Sulfure:</u> faibles variant entre 0,134 et 0,728 %/p/p. Plus élevés pour les matériaux frais (C1 à C3), comparativement aux matériaux oxydés (C4 à C6). Ni: teneurs faibles : < 0,1%. Sulfure: Ni se retrouve majoritairement dans les sulfures (1,750 et 2,280 % p/p); <u>Hémo-ilménite:</u> teneurs en Ni faibles, associé à la présence de sulfure (impuretés). Plagioclase: Teneurs en Ni très faibles, voir non-significatives.

Minéralogique	DRX	Analyse des pics de diffraction (l'emplacement = l'identité du minéral; l'intensité = concentration).	<u>Plagioclases</u> : Diminuent avec l'augmentation de la teneur en hématoïdine. <u>Hémo-ilménite (mineraï)</u> : Faibles : C1 = 31 %; C4 = 31% Moyennes : C2 = 46%; C5 = 36% Elevées : C3 = 65%; C6 = 58%
	MO	Observations visuelles sur les sections polies des stériles	Observation de sulfures de nickel associés en majorité aux pyrites et chalcopyrites. Observation d'altération sur les sulfures sur le matériau oxydé (C4 à C6).
	MEB-EDS	Émission d'électrons produits par une cathode qui balaye la surface de l'échantillon à analyser qui, en réponse, réemet certains rayonnements.	L'observation au MEB a été effectuée pour cibler les minéraux nickelifères présents dans les stériles (trop faible proportion pour les détecter au DRX). Ce sont des sulfures de nickel (millérite), souvent associés à de la pyrite et de la chalcopyrite.
Microbiologique	Ferooxydantes acidophiles	2,25g de stérile minier en incubation dans une solution. Suivi du pH et POR est effectué parallèlement pour des stériles non stérilisés et pour des stériles stérilisés utilisés comme témoins.	C1, C2 et C5 : bactéries non actives
	Sulfooxydantes neutrophiles Sulfooxydantes acidophiles		C1, C2 et C5 : bactéries actives C1 et C2: bactéries actives C5 : bactéries non actives

* k_{sat} – Conductivité hydraulique saturée ; CRE – Courbe de rétention d'eau ; ICP-AES – Spectrométrie d'émission atomique au plasma couplé inductif ; DRX – Diffractomètre au rayons-X ; MO – Microscope électronique ; MEB-EDS – Microscope électronique à balayage couplé à la microanalyse

CHAPITRE 5

RÉSULTATS DU SUIVI DES CELLULES EXPÉRIMENTALES *IN SITU*

Dans ce chapitre, on présente tout d'abord les résultats du suivi des conditions météorologiques mesurées sur le terrain près des cellules expérimentales construites sur le site Lac Tio ainsi que les mesures de débits (voir chapitre 3). On estime ensuite le bilan hydrique des cellules expérimentales en combinant les deux informations. En second lieu, on présente les principaux résultats des essais cinétiques en cellules expérimentales. Les essais ont été effectués sur les six différents types de stériles de la mine Lac Tio (voir chapitre 4). Les données brutes sont présentées dans un premier temps, suivi des taux de lixiviation calculés grâce aux débits enregistrés à la sortie des cellules. Finalement, on propose une interprétation des résultats en terme de potentiel de génération de DMA ou DNC (relation d'oxydation-neutralisation et déplétion), de précipitation des minéraux secondaires et de sorption du nickel sur les autres minéraux des stériles.

5.1 Conditions météorologiques, débits et bilan hydrique préliminaire

5.1.1 Conditions météorologiques

La station météorologique installée sur le site de la mine Lac Tio a enregistré les précipitations, la température, la vitesse et la direction des vents et l'humidité relative durant les années 2007 et 2008. On présente dans ce chapitre que les résultats du suivi des précipitations et de la température; les autres renseignements sont disponibles en annexe A.6.

La figure 5.1 présente les résultats de l'enregistrement des précipitations sur une base journalière pour la période de mai à décembre pour les années 2007 et 2008. Les précipitations au site Lac Tio varient entre 0 et 80 mm/jour, avec une moyenne

quotidienne de 3mm en 2007 et 4 mm en 2008. Le total des précipitations durant la période d'enregistrement de 2007 (8 mois) est de 851 mm et pour l'année 2008 de 1084 mm. La figure 5.2 présente les résultats de l'enregistrement des températures sur une base journalière pour la période de mai à décembre pour les années 2007 et 2008. Les températures au site Lac Tio durant cette période ont varié entre -30 et 31°C avec une moyenne quotidienne de 6,6 pour 2007 et de 2,6 pour 2008 (noter que la moyenne en 2007 est plus élevée, car les mesures de température des mois de janvier à avril sont manquantes). Les conditions climatiques enregistrées au site Lac Tio au cours de la période 2007 et l'année 2008 sont typiques d'un climat subarctique continental humide (Environnement Canada: 2008). Les données climatiques mesurées à l'aéroport de Sept-Îles (station météorologique gouvernementale) sont également typiques d'une année normale pour 2007 et 2008. Les normales climatiques à la station de Sept-Îles entre les années de 1971 et 2000 sont de 1156 mm de précipitation et des moyenne de température de 0,8°C (voir tableau 5.1).

5.1.2 Débits enregistrés à la sortie des cellules expérimentales

Comme il a été mentionné au chapitre 3, l'eau percolant au travers des stériles contenus dans les cellules expérimentales est acheminée à un déversoir en « V » pourvu d'une sonde à pression afin de mesurer les débits s'écoulant à partir des cellules. Des mesures de débits manuelles à la sortie des cellules ont également été réalisées de façon périodique pour s'assurer que les sondes mesurent des pressions correspondant à la courbe de calibrage déterminée au laboratoire. Ces débits ont été corrélés aux pressions enregistrées par les sondes et ensuite comparés à la courbe de calibrage du laboratoire (voir figure 5.3; données brutes en annexe A.7). Les mesures de débit sont parfois légèrement différentes de celles obtenues à partir de la courbe de calibrage. Cela peut s'expliquer en partie par le fait que les fentes en « V » sont un peu trop évasées, ce qui entraîne une plus faible précision au niveau de la pression pour les faibles débits. Cependant, compte tenu du niveau de précision recherché dans cette étude, on considère valable les valeurs de débit obtenues en continu par les sondes de pression.

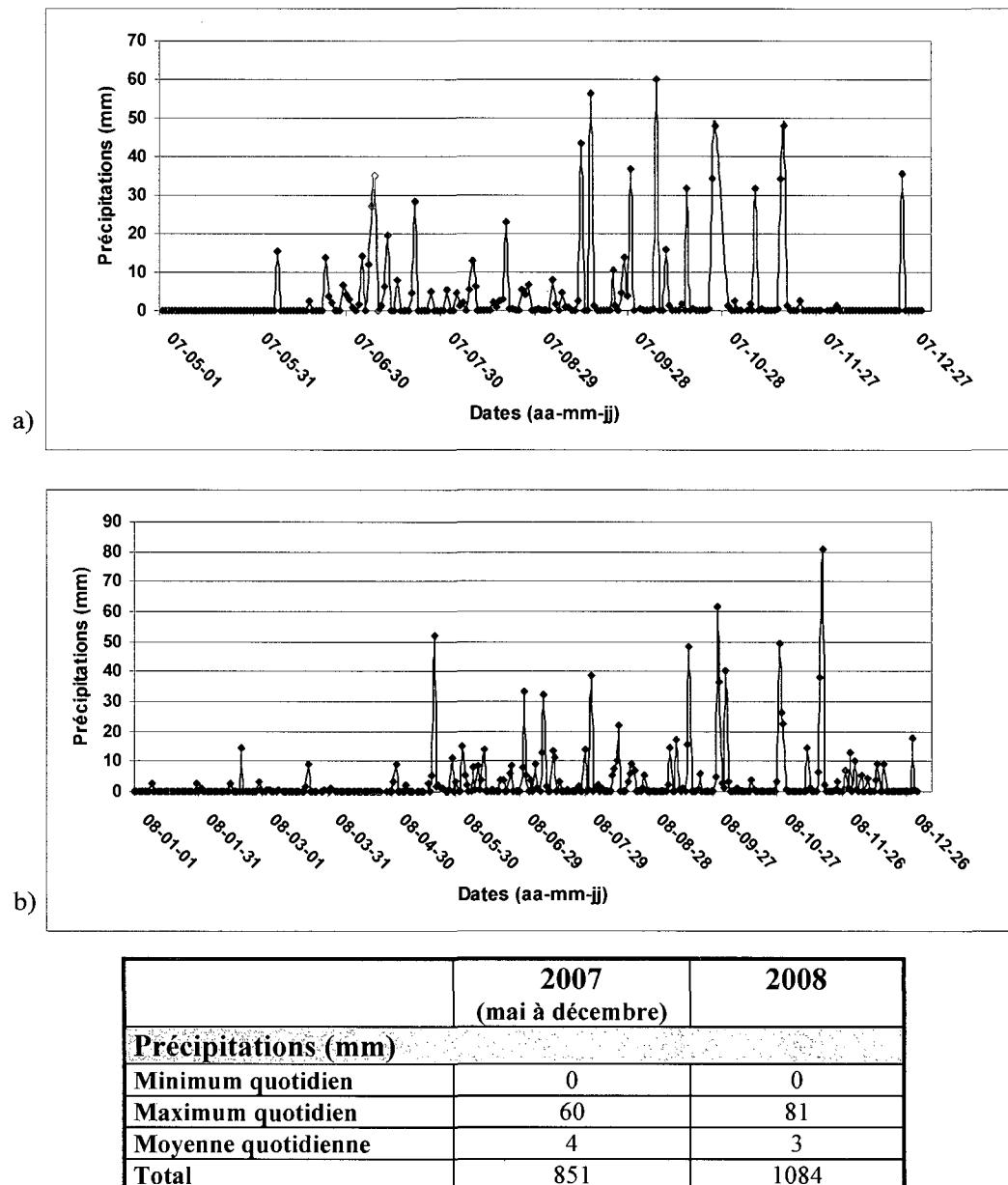


Figure 5.1: Précipitations au site Lac Tio enregistrées par la station météorologique a) de mai à décembre 2007 b) durant l'année 2008 et tableau des statistiques pour la période de 2007 et l'année 2008.

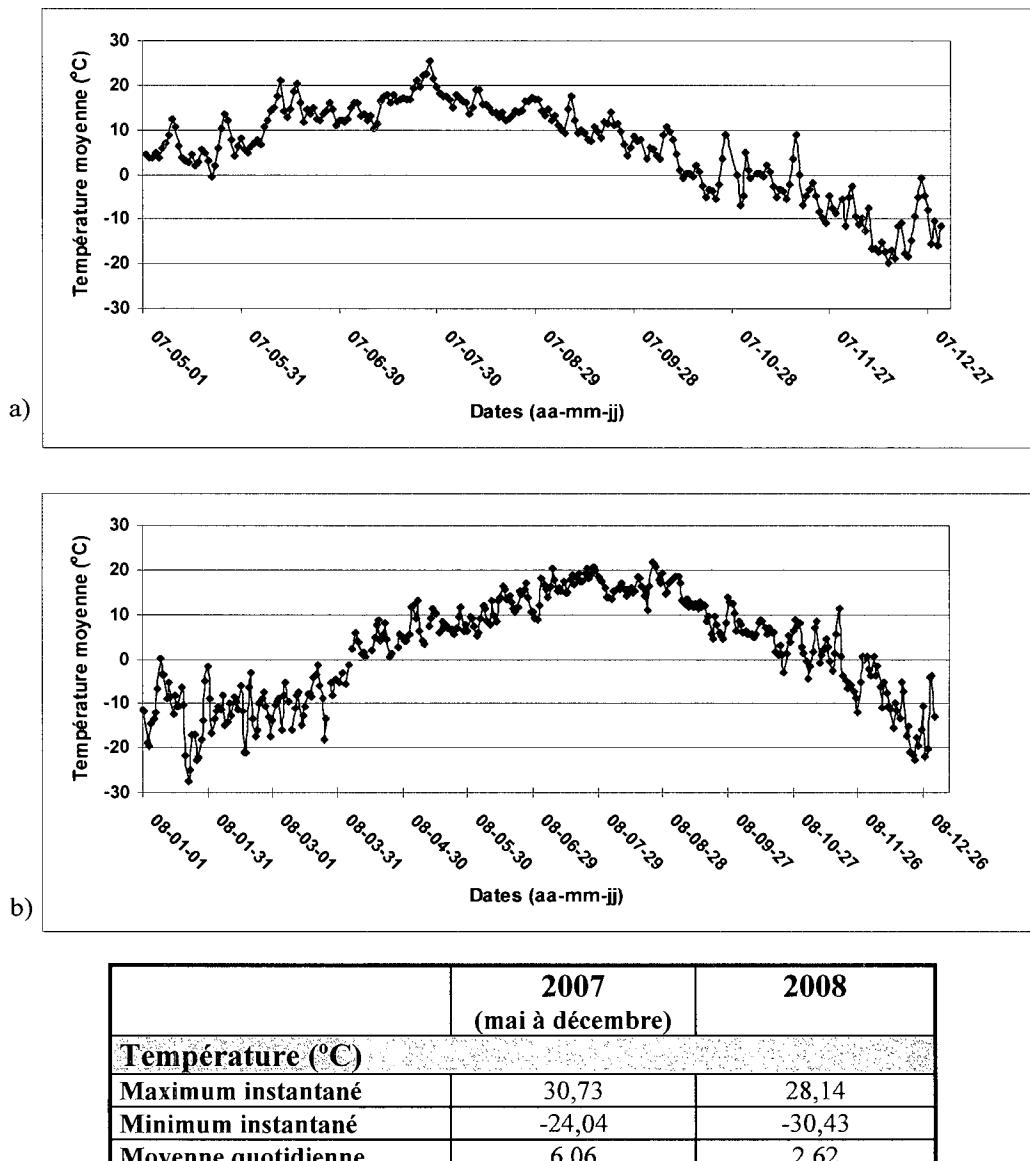


Figure 5.2: Température quotidienne (moyenne des températures enregistrées à toutes les heures par la station météorologique) : a) de mai à décembre 2007 b) durant l'année 2008 et tableau des statistiques pour la période de 2007 et l'année 2008.

Tableau 5.1 : Précipitations et température enregistrées à l'aéroport de Sept-Îles.

Aéroport de Sept-Îles			
	2007	2008	Normale (1971-2000)
Température moyenne (°C)	0,4	1,0	0,8
Précipitation totale (mm)	999,0	1207,5	1156,0

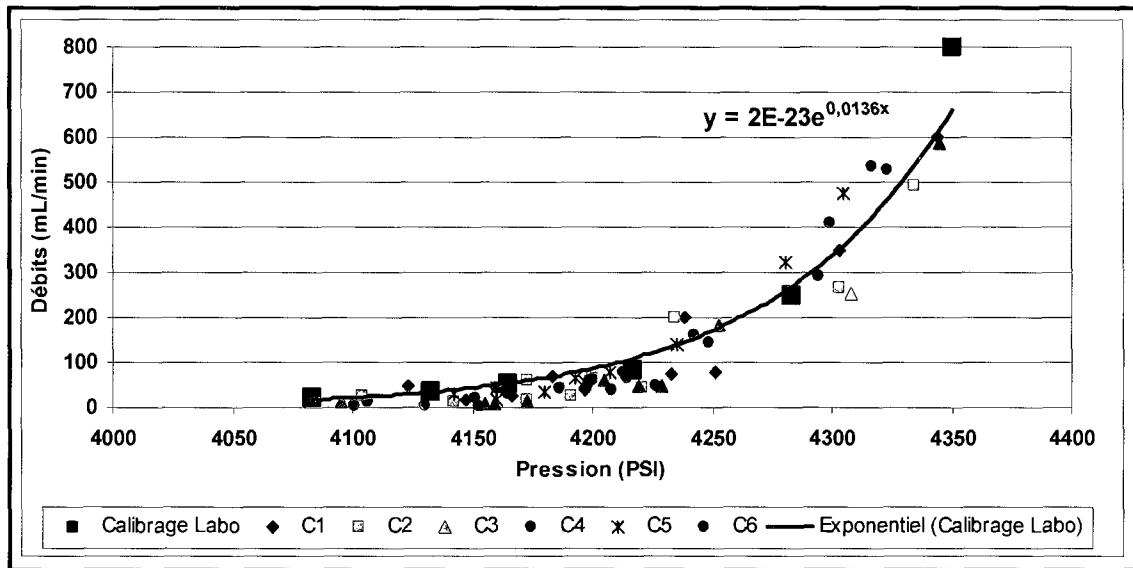


Figure 5.3: Comparaison des débits mesurés manuellement associés aux pressions enregistrées par les sondes à la courbe de calibrage effectuée au laboratoire.

À partir de l'équation de la courbe de calibrage, les débits s'écoulant aux sorties des cellules expérimentales ont été calculés pour les étés 2007 et 2008 (voir figure 5.4). Les débits de cellules sont corrélés avec les précipitations enregistrées sur le site (les données brutes des débits sont présentées à l'annexe A.7). On remarque que les débits à la sortie des cellules sont enregistrés rapidement suite aux épisodes de pluie, ce qui confirme qu'il y a très peu de rétention (ou stockage) d'eau dans les cellules, puisqu'elles sont constituées de matériaux grossiers qui se drainent rapidement (voir chapitre 4, section 4.2.1 et 4.2.2).

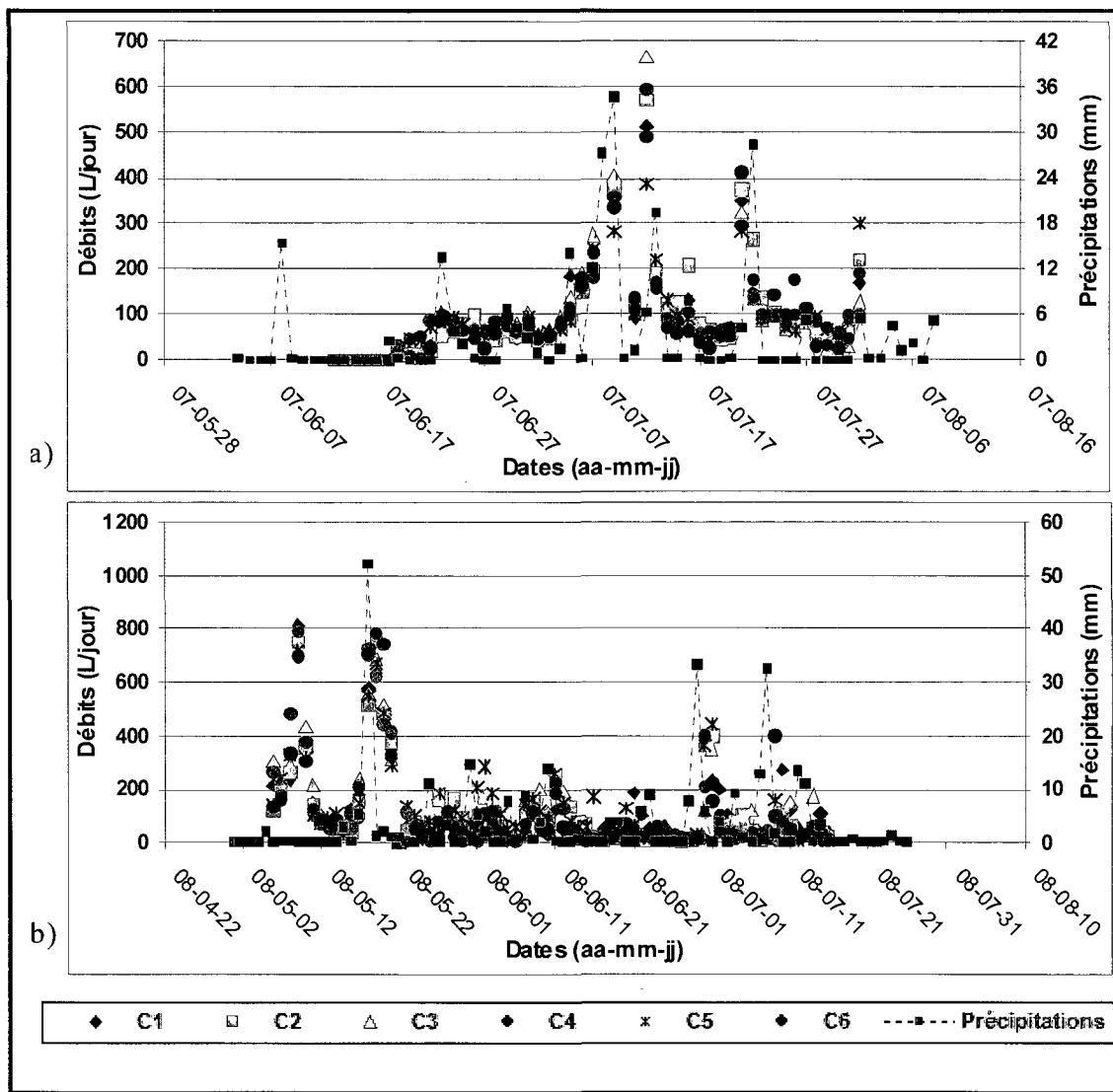


Figure 5.4: Débits enregistrés à la sortie des cellules jumelés aux valeurs mesurées sur les précipitations au site de la mine Lac Tio: a) à l'été 2007 b) à l'été 2008.

5.1.3 Bilan hydrique préliminaire

Le bilan hydrique effectué est basé sur la différence entre les entrées et les sorties en eau des cellules expérimentales pour la période d'échantillonnage. On considère le stockage d'eau dans les cellules comme étant négligeable. De plus, il n'y a aucun ruissellement hors des cellules, puisque celles-ci sont en forme de cuvette et sont pourvues d'une

géomembrane étanche qui ramènent toutes les eaux vers le drain de sortie (voir chapitre 3). Ainsi, on peut constater que les débits mesurés sont pratiquement égaux aux précipitations soustraites de l'évaporation (voir équation 5.1).

$$Q = P - E \quad (\text{pour } R = 0, \Delta S = 0) \quad [5.2]$$

Où :

Q : Débit (L/jour)

P : Précipitation (m)

E : Évaporation (L)

R : Ruissellement (L)

ΔS : Rétention d'eau (L)

Pour l'année 2007, le bilan a été calculé pour la période entre le 13 juin et le premier août et entre le 6 mai et le 16 juillet pour 2008. Les précipitations mesurées pour les deux périodes d'étude sont de 206,6 mm en 2007 et 298,4 mm en 2008. À partir des données d'arpentage et à l'aide du logiciel Autocad, la surface des cellules à travers desquelles les précipitations s'écouleront vers le drain est estimée à 42,5 m². Le volume d'eau de précipitation ayant impregné les matériaux dans les cellules est donc de 8729 L en 2007 et de 12607 L en 2008. Les volumes d'eau s'écoulant à la sortie des cellules ont été calculés à l'aide des valeurs de débits; les volumes d'eau récupérés varient entre 6060 et 6444 L en 2007 et entre 7396 et 9314 L en 2008. Ainsi, en utilisant l'équation 5.2, on estime que l'évaporation au cours de la période estivale de 2007 varient entre 2285 et 2694 L et entre 3899 et 5211 L en 2008. L'évaporation varie donc entre 26 et 31% des précipitations en 2007 et à entre 26 et 41% des précipitations en 2008. Les écarts entre les données d'évaporation à l'année 2008 sont attribuables à la plus grande variation des débits enregistrés à la sortie des cellules (voir section précédente). Les pourcentages d'évaporation, calculés pour les périodes estivales 2007 et 2008,

correspondent bien à ceux estimés pour l'ensemble du site, ceux-ci varient de 30 à 70% (selon la période de l'année) avec une moyenne de 45% (Bilodeau et Leblanc, 1994)

Tableau 5.2 : Résultats du bilan hydrique pour les cellules C1 à C6 au cours de l'été 2007 et 2008.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
2007						
Période	13 juin au 1 août					
Surface (m ²)	42,25					
Précipitation (m)	0,2066					
Précipitation (L)	8729					
Volume à la sortie (L)	6235	6444	6348	6323	6060	6034
Évaporation (m)	0,0590	0,0541	0,0564	0,0570	0,0632	0,0638
Évaporation (L)	2494	2285	2381	2406	2669	2694
Évaporation (%)	29	26	27	28	31	31
2008						
Période	6 mai au 16 juillet					
Surface (m ²)	42,25					
Précipitations (m)	0,2984					
Précipitations (L)	12607					
Volume à la sortie (L)	7654	8542	8708	7396	9314	8139
Évaporation (m)	0,1172	0,0962	0,0923	0,1233	0,0780	0,1058
Évaporation (L)	4953	4065	3899	5211	3294	4468
Évaporation (%)	39	32	31	41	26	35

5.2 Résultats du suivi environnemental des eaux de percolation

Des échantillons d'eau ont été récoltés de façon périodique à la sortie des cellules expérimentales lorsqu'il y avait écoulement. On analyse alors les propriétés électrochimiques des eaux de percolation (pH, POR, conductivité) sur le site même (fait par les employés de la mine). Ensuite, les échantillons d'eau de percolation sont acidifiés et envoyés au laboratoire de l'UQAT pour l'analyse de 22 éléments d'intérêts à l'aide de l'ICP-AES. Dans ce qui suit, les données sont présentées pour les lixiviats des cellules C1 à C6 (condition naturelle de surface non saturée) et ensuite pour les lixiviats des cellules C3 et C7 (cellule ennoyée) ; pour la cellule C7, on retrouve deux types d'échantillons, soit l'eau surnageante et l'eau dans le puits d'échantillonnage.

5.2.1 Comportement géochimique des cellules avec condition naturelle de surface

5.2.1.1 Résultats des analyses électrochimiques

La figure 5.5 présente les valeurs de pH mesurées dans les eaux de percolation issus des cellules C1 à C6. Les mesures de pH, faites lors de l'échantillonnage, oscillent entre 4 et 9 (généralement en conditions circum-neutrales) durant les 3 années de suivi environnemental. On peut observer que les variations de pH correspondent à celles mesurées pour les précipitations.

La figure 5.6 présente la variation de la conductivité mesurée dans les eaux de percolation. La conductivité oscille entre 70 et 1000 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}/\text{cm}$; les valeurs sont relativement faibles pour des eaux de drainage minier (e.g. Aubertin et al. 2002). On observe aussi que la conductivité des eaux de percolation est plus élevée (entre 70 et 1000 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}/\text{cm}$) que celle des précipitations (entre 3 et 57 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}/\text{cm}$). Finalement, on remarque que l'eau de la cellule C3 semble avoir une conductivité plus élevée que les autres cellules.

Les lectures du potentiel d'oxydo-réduction (POR) ont été effectuées épisodiquement à partir de 2007 (voir figure 5.7), avec un appareil moins précis. On remarque des lectures élevées au mois de juillet 2008 (autour de 400 mV); ces lectures pourraient être attribuables à un problème de sonde (cependant, des valeurs similaires ont été observées au laboratoire durant des essais en cellules humides sur les même matériaux; Plante 2009). Pour la période de 2007-2008 (à l'exception des valeurs mesurées en juillet 2008), les mesures oscillent entre 120 à 233 mV, ce qui représente un potentiel d'oxydation faible dans les stériles (figure 5.7).

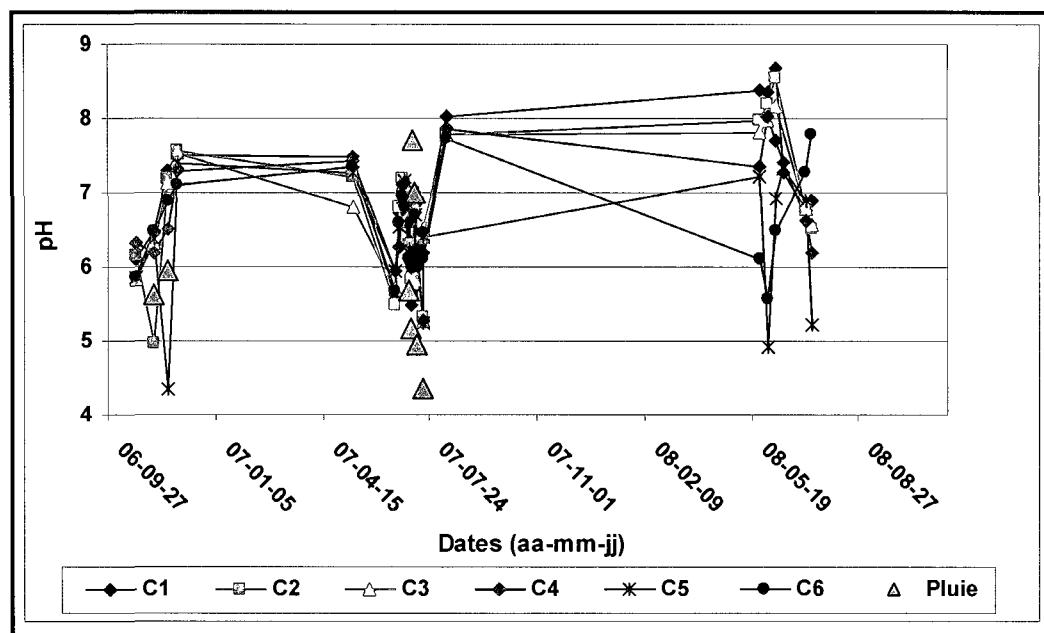


Figure 5.5 : Variation du pH des eaux de percolation des cellules C1 à C7 pour l'année 2006 à 2008.

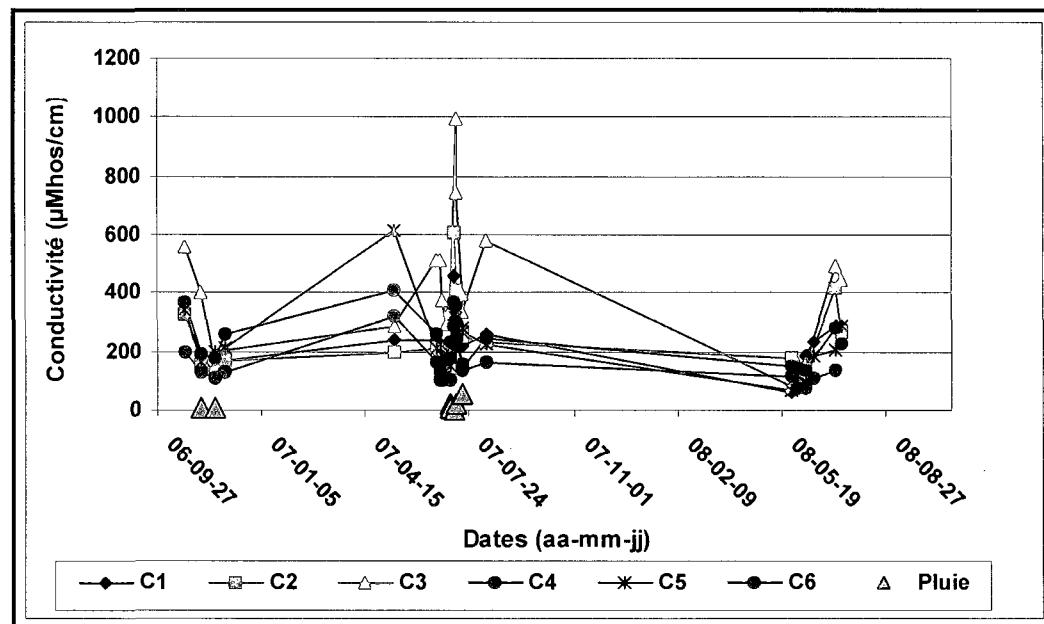


Figure 5.6 : Variation de la conductivité des eaux de percolation des cellules C1 à C7 pour l'année 2006 à 2008.

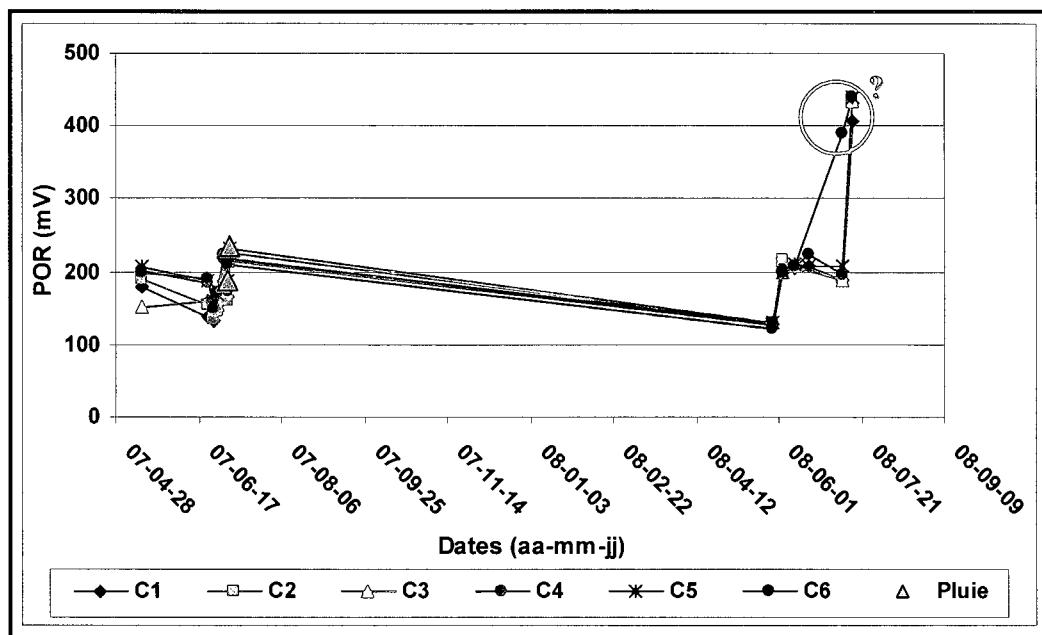


Figure 5.7 : Variation du potentiel d'oxydo-réduction des eaux de percolation des cellules C1 à C6 pour l'année 2007 à 2008.

5.2.1.2 Résultats des analyses élémentaires par ICP-AES

Des échantillons provenant de l'effluent des cellules ont été analysés chimiquement depuis l'automne 2006 à l'été 2008. Dans cette section, on présente seulement les éléments d'intérêts (calcium, magnésium, manganèse, soufre, nickel, aluminium, silicium, fer, titane, cuivre et zinc). Les données brutes de tous les éléments analysés sont présentés en annexe A.8.

Calcium, magnésium et manganèse

Ces trois éléments sont des indicateurs de la dissolution des minéraux neutralisants (Benzaazoua et *al.*, 2001 et 2004). Dans les stériles à l'étude ici, ces minéraux sont essentiellement des silicates (plagioclases, pyroxènes, chlorite, biotite ; voir chapitre 4, section 4.2.3).

On remarque à la figure 5.8 que l'élément le plus abondant dans les eaux de percolation est le calcium (variant de 10 à 225 mg/L), ce qui est cohérent avec les analyses minéralogiques présentées au chapitre 4 qui démontrent que les minéraux potentiellement neutralisants les plus abondants dans les stériles sont les plagioclases calciques (labradorite). Généralement, on observe que le calcium est lixivié davantage dans les cellules de matériau frais (C1 à C3, moyennes annuelles variant entre 34 et 90 mg/L) que de celles des matériaux oxydés (C4 à C6, moyennes annuelles variant entre 17 à 47 mg/L). La grande concentration en calcium s'explique par le fait que les plagioclases calciques sont les minéraux silicatés les plus réactifs dans les stériles de la mine Lac Tio. De plus, on observe qu'il y a augmentation de la lixiviation du calcium avec l'augmentation de la concentration en minerai dans les cellules (de C1 vers C3 et de C4 vers C6) et ce plus particulièrement pour les cellules composées de matériaux frais (voir figure 5.8a).

Le deuxième élément neutralisant le plus abondant dans les eaux de percolation est le magnésium (variant de 1,4 à 34 mg/L). Le magnésium est présent majoritairement sous forme de pyroxènes (moins réactifs que les plagioclases), et en faible proportion dans les phyllosilicates (biotite et chlorite; voir chapitre 4, section 4.2.3). La cellule 3, composée de matériau frais à haute teneur en hémo-ilménite, semble produire plus de magnésium que les autres cellules. Cette tendance est par contre moins nette au cours de l'année 2008 (voir figure 5.8b).

Le manganèse est retrouvé en plus faible proportion en comparaison avec le calcium et le magnésium dans les eaux de percolation (variant de 0,005 à 0,5 mg/L). On remarque que les moyennes annuelles tendent à diminuer pour toutes les cellules. Généralement, les cellules composées de stériles frais lixivient moins de manganèse que les cellules de stériles oxydés (voir figure 5.8c). Ceci pourrait s'expliquer par une concentration en manganèse plus faible dans les cellules C1 à C3 (moyenne des analyses chimiques ICP-

AES : 0,070%p/p) et plus élevée dans les cellules C4 à C6 (moyenne des analyses chimiques ICP-AES : 0,087%p/p ; voir chapitre 4, section 4.2.3).

Finalement, pour ce qui est de la sommation des concentrations en calcium, magnésium et manganèse ($\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$), celle-ci oscille entre 13 et 260 mg/L. La cellule C3 lixivie généralement plus de $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$ que les autres cellules, avec des moyennes annuelles plus élevées variant entre 75 et 105 mg/L, comparativement aux autres cellules qui varient entre 20 et 60 mg/L. Finalement, on observe que la différence entre les concentrations dans les eaux de percolation des cellules de matériau frais et de matériau oxydé semblent diminuer avec le temps. Les éléments facilement lixiviables s'épuisent avec le temps de sorte que les cellules C1 à C3 tendent à se comporter comme les cellules C4 à C6 (voir figure 5.8d et tableau 5.3). Noter que des analyses de $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$ ont été réalisées sur les eaux de précipitation afin d'évaluer l'apport de ces eaux sur les charges à l'effluent. Les résultats montrent des concentrations de l'ordre de 1 mg/L, ce qui indique une influence faible des eaux de précipitation sur les masses de ces éléments à la sortie des cellules.

Soufre

Le soufre en solution est issu de l'oxydation des sulfures, donc de la production d'acidité. Le soufre contenu dans les eaux de percolation peut aussi provenir de la dissolution d'autres minéraux, tels les sulfates secondaires. Cependant, la présence de sulfates dans la minéralogie de nos échantillons est négligeable dans la présente étude (voir les tableaux 4.4 et 4.5). Les concentrations en soufre dans l'eau de percolation oscillent entre 18 et 220 mg/L. Tout comme pour la sommation du calcium, magnésium et manganèse, la cellule C3 composée de matériau fraîchement dynamité avec une teneur élevée en minerai semble produire plus de sulfates (moyennes variant entre 45 et 80 mg/L) que les autres cellules (moyennes variant entre 16 et 51 mg/L ; voir et tableau 5.4). Finalement, en comparant les figures 5.8 et 5.9, on observe que les concentrations en soufre sont bien corrélées avec les concentrations en $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$. Cela signifie que

la neutralisation (représentée dans ce cas-ci par les concentrations en Ca+Mg+Mn) s'effectuent en réponse à la génération d'acide (représentée par la concentration en S). Enfin, notons que deux analyses du soufre dans les eaux de précipitation ont été réalisées depuis le début des travaux. Les deux valeurs obtenues sont faibles (0,329 et 2,45 mg/L) ce qui signifie que le S mesuré aux déversoirs des cellules provient essentiellement de l'oxydation des sulfures dans les stériles.

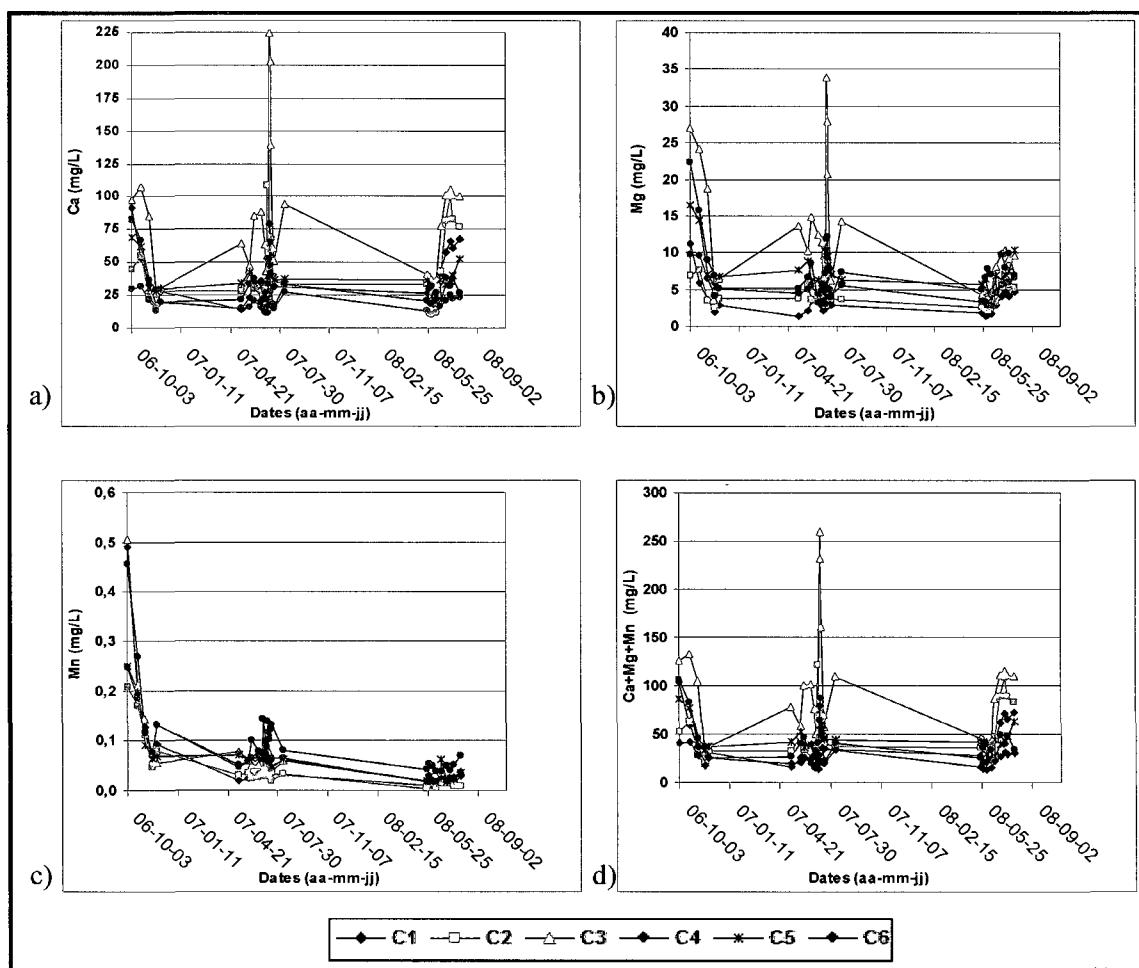


Figure 5.8 : Variation des valeurs ponctuelles mesurées de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6 pour a) calcium, b) magnésium c) manganèse, d) la sommation du calcium, magnésium, manganèse.

Tableau 5.3 : Valeurs statistiques pour la sommation calcium, magnésium et manganèse en solution et concentration pour les 2 échantillons de précipitations.

	C1 (mg/L)	C2 (mg/L)	C3 (mg/L)	C4 (mg/L)	C5 (mg/L)	C6 (mg/L)
2006						
Minimum	19,939	18,976	31,820	17,279	33,725	25,173
Médiane	36,968	32,361	104,243	27,996	38,492	45,549
Moyenne	50,315	38,827	86,298	30,456	54,529	59,073
Maximum	103,791	62,780	132,313	41,545	86,050	105,757
2007						
Minimum	15,880	30,739	50,445	14,513	24,115	19,992
Médiane	34,704	39,848	75,165	20,250	41,961	32,733
Moyenne	41,152	50,341	104,658	25,830	42,811	38,249
Maximum	87,164	120,733	258,854	57,067	75,196	77,639
2008						
Minimum	20,371	29,705	41,550	13,298	22,215	25,572
Médiane	53,211	41,199	65,678	19,028	40,507	37,581
Moyenne	47,482	58,256	74,464	20,825	35,992	38,083
Maximum	72,418	108,225	115,419	30,915	44,174	48,529
Precipitations						
Dates	17/07/07			09/08/07		
Concentration(mg/L)	0,953			1,103		

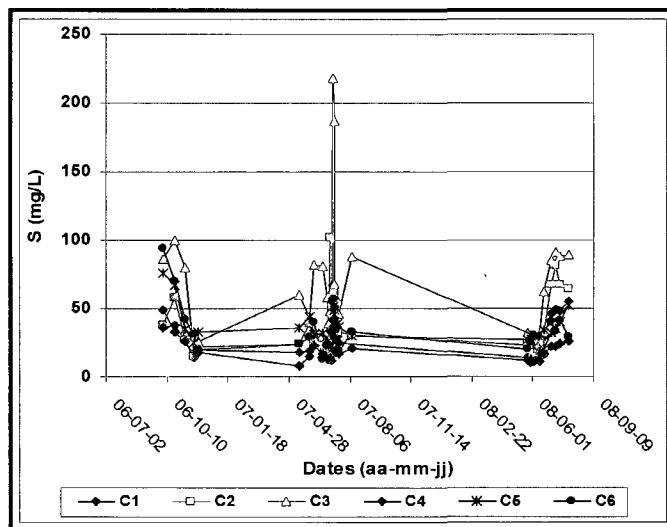


Figure 5.9: Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour la concentration en soufre de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6.

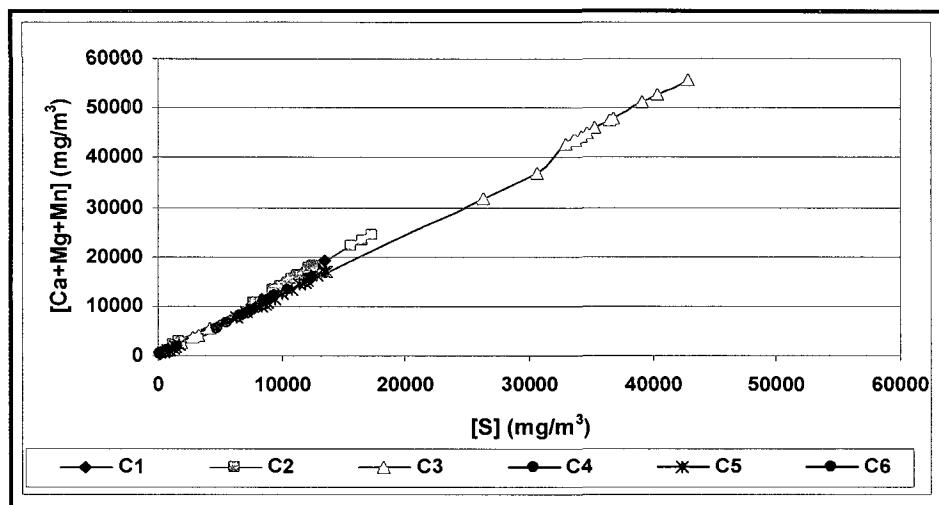
Tableau 5.4 : Valeurs statistiques pour le soufre en solution et concentration pour les 2 échantillons de précipitations.

	C1 (mg/L)	C2 (mg/L)	C3 (mg/L)	C4 (mg/L)	C5 (mg/L)	C6 (mg/L)
2006						
Minimum	14,100	14,900	18,400	16,100	25,400	19,700
Médiane	26,000	27,100	80,100	26,100	35,000	41,600
Moyenne (5 mesures)	27,900	31,860	62,100	27,160	47,280	51,100
Maximum	48,600	57,700	100,000	37,800	75,900	93,900
2007						
Minimum	8,340	17,800	39,000	12,300	20,200	13,000
Médiane	24,100	30,150	57,60	17,600	36,300	23,600
Moyenne (13 mesures)	27,126	37,908	79,192	21,485	35,308	29,500
Maximum	66,800	102,000	218,000	42,500	52,500	56,900
2008						
Minimum	9,650	16,800	29,000	10,900	18,100	20,400
Médiane	28,900	27,800	46,900	14,300	28,300	29,700
Moyenne (9 mesures)	30,850	41,425	55,775	16,238	27,188	31,075
Maximum	54,600	81,500	91,000	24,100	35,400	40,900
Précipitations						
Dates	17/07/07			09/08/07		
Concentration(mg/L)	2,45			0,329		

Relations d'oxydation et neutralisation

Pour mieux illustrer le lien entre l'oxydation des sulfures et la neutralisation par les minéraux silicatés (principalement les plagioclases calciques), on peut utiliser un outil appelé relation d'oxydation-neutralisation. Les relations d'oxydation et neutralisation représentent la sommation des taux de lixiviation cumulatifs de Ca+Mg+Mn en fonction des taux de lixiviation cumulatifs en soufre (voir section 5.4.2) (Benzaazoua et al., 2001, 2004).

Les relations Ca+Mg+Mn vs S représentent la réponse (en neutralisation) d'un matériau donné à la production d'acidité suite à l'oxydation des sulfures. On remarque à la figure 5.10 que pour chaque stérile étudié, le rapport entre la production et la neutralisation de l'acidité est pratiquement constant dans le temps, avec un coefficient de corrélation (R^2) plus grand que 0,99. Finalement, on remarque que les pentes sont presque similaires pour les cellules C1 à C6. On explique habituellement ce genre de comportement par une neutralisation en réponse à une génération d'acidité.

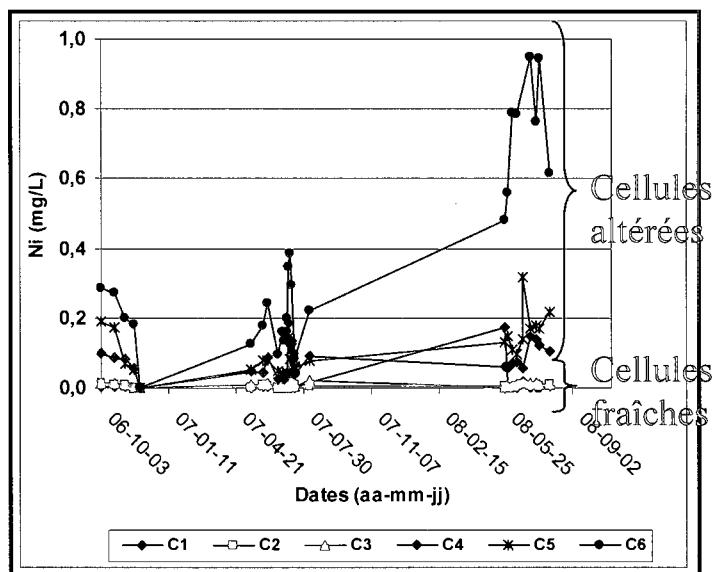


C1	C2	C3	C4	C5	C6
$y = 1,41x + 87,89$	$y = 1,41x + 184,13$	$y = 1,30x - 302,4$	$y = 1,20x - 26,188$	$y = 1,25x - 107,45$	$y = 1,25x + 52,49$
$R^2 = 0,9991$	$R^2 = 0,9991$	$R^2 = 0,9982$	$R^2 = 0,9997$	$R^2 = 0,9995$	$R^2 = 0,9993$

Figure 5.10 : Relations d'oxydation-neutralisation pour les six stériles de la mine Lac Tio étudiés et tableau des régressions.

Nickel

Le nickel en solution est l'élément qui dépasse occasionnellement les normes environnementales au site Lac Tio. On constate ici que les concentrations dans les échantillons d'eau de percolation sont généralement faibles, variant entre 0 et 0,95 mg/L. On remarque également que les cellules contenant du matériau altéré déposé sur les haldes, il y a environ 25 ans produisent plus de nickel avec des moyennes variant entre 0,064 et 0,734 mg/L, que les cellules composées de matériau fraîchement dynamité avec des moyennes plus faibles variant entre 0,002 et 0,021 mg/L. On observe aussi une augmentation de la teneur en nickel avec une augmentation de la concentration en hématite pour les échantillons de matériau oxydé; C4 (moyenne variant entre 0,064 à 0,090 mg/L) < C5 (moyenne variant entre 0,068 à 0,160 mg/L) < C6 (moyenne variant entre 0,187 à 0,946 mg/L). On remarque aussi une tendance générale à l'augmentation des concentrations du nickel en solution avec le temps (croissant de 2006 à 2008), particulièrement pour les cellules de stérile oxydé (voir figure 5.11).



	C1 (mg/L)	C2 (mg/L)	C3 (mg/L)	C4 (mg/L)	C5 (mg/L)	C6 (mg/L)
2006						
Minimum	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Médiane	0,004	0,007	0,009	0,082	0,069	0,200
Moyenne (~5 mesures)	0,003	0,005	0,007	0,064	0,096	0,187
Maximum	0,006	0,011	0,014	0,098	0,189	0,284
2007						
Minimum	0,000	0,000	0,000	0,024	0,041	0,084
Médiane	0	0,004	0,009	0,045	0,055	0,161
Moyenne (~13 mesures)	0,002	0,003	0,014	0,069	0,068	0,193
Maximum	0,006	0,007	0,046	0,187	0,143	0,387
2008						
Minimum	0,000	0,000	0,000	0,056	0,097	0,0479
Médiane	0	0,005	0,010	0,071	0,143	0,774
Moyenne (~9 mesures)	0,021	0,004	0,008	0,090	0,160	0,734
Maximum	0,172	0,008	0,015	0,149	0,314	0,946
Précipitations						
Dates	17/07/07			09/08/07		
Concentration(mg/L)	0,008			0,007		

Figure 5.11: Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour le nickel, de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6 et tableau des statistiques pour le nickel.

Autres éléments en solution

Les concentrations en silicium (entre 2 et 9,5 mg/L) et en aluminium (entre 0,015 et 1,03 mg/L) dans les eaux de percolation demeurent faibles au cours de l'essai. Ces éléments proviennent également de la dissolution probablement incongruente des silicates (Si : plagioclases, pyroxènes, phyllosilicates et feldspaths K; Al : plagioclases,

phylosilicates et feldspath K). On remarque que pour le silicium, les cellules avec le matériau oxydé semblent produire plus de silicium que les cellules composées de matériau fraîchement dynamité (au cours de l'année 2007 et 2008). Ces phénomènes pourraient être expliqués par des dissolutions incongruentes (pour plus de détails voir Plante, 2009). Au cours de l'année 2008, la cellule C6, composée de matériau oxydé à haute teneur en hémo-ilménite, a produit un peu plus de silicium en solution que les autres cellules, mais les différences entre les résultats sont encore trop faibles pour émettre des conclusions.

Les concentrations en métaux autre que le nickel dans les eaux de percolation sont faibles, voire souvent sous les limites de détection de l'ICP-AES et nettement sous les valeurs prescrites par la Directive 019. Par exemple, les concentrations en titane oscillent entre 0 et 0,061 mg/L, entre 0,005 et 0,08 mg/L pour le zinc et entre 0 et 0,018 mg/L pour le cuivre. Pour ce qui est du fer, les concentrations varient entre 0 et 1,15 mg/L (voir figure 5.12) ; ces concentrations mesurées sont beaucoup plus faibles que celles du soufre (qui varient entre 18 et 220 mg/L). Si le soufre provient de l'oxydation des sulfures, et en particulier la pyrite FeS_2 , le fer devrait se retrouver en concentration plus élevée que ce qui a été mesuré dans les lixiviat. Théoriquement, pour chaque mole de pyrite oxydée, on produit deux moles de soufre (53% massique) et 1 mole de fer (47% massique) en solution. Ainsi, pour 30 mg/L de soufre dans les lixiviat, on devrait retrouver des concentrations en fer équivalentes à 27 mg/L. Donc, il y a probablement un processus géochimique qui empêche le fer de demeurer en solution (i.e. précipitation de minéraux secondaires de fer ; voir section 5.4.4).

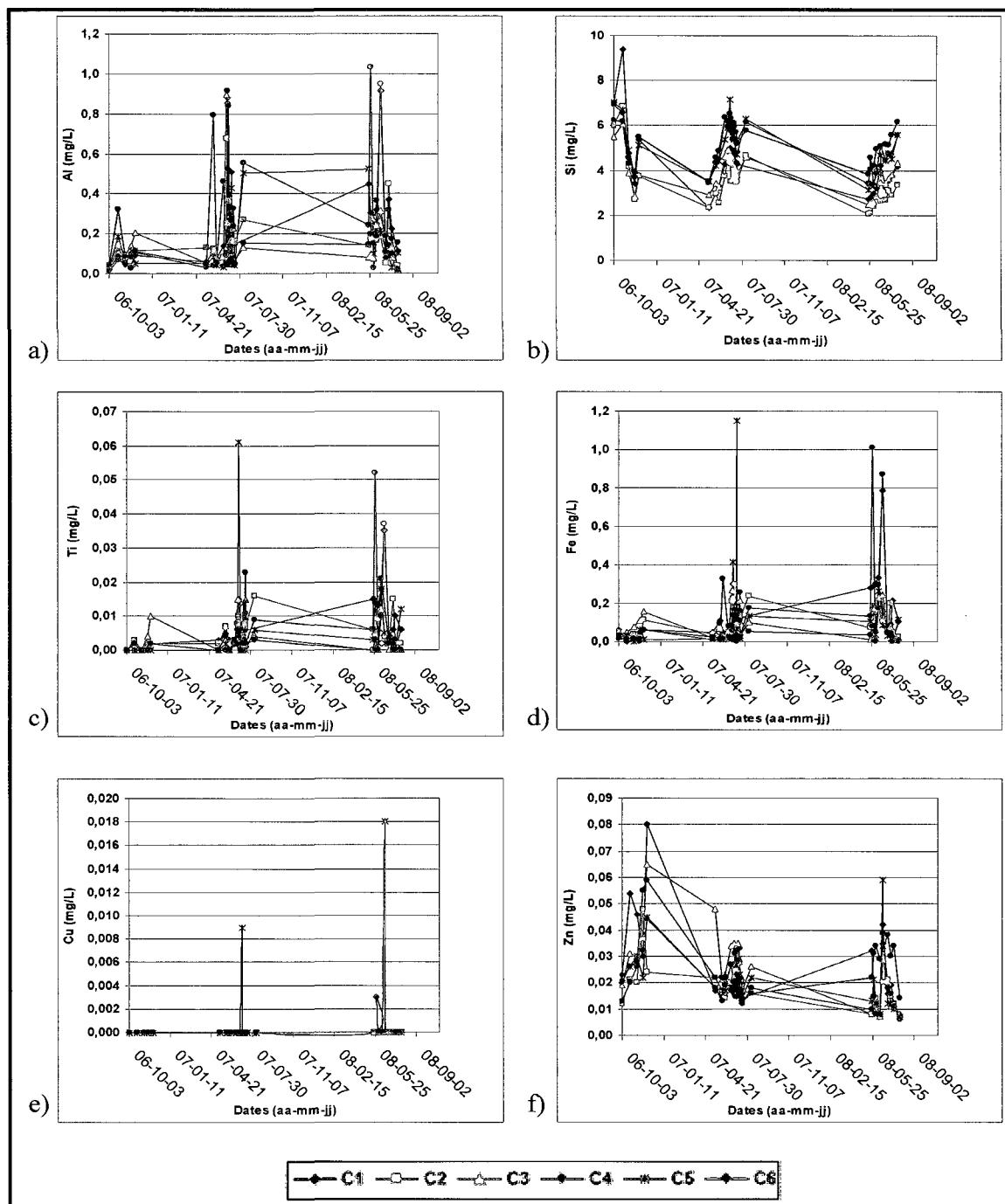


Figure 5.12: Variation des valeurs ponctuelles mesurées pour les concentrations en aluminium, silicium, fer, titane, zinc et cuivre de 2006 à 2008, pour les cellules C1 à C6.

5.2.2 Cellule ennoyée

On présente ici la qualité d'eau des effluents provenant de la cellule ennoyée C7 et de la cellule C3 constituée du même matériau exposé aux conditions naturelles de surface (voir chapitre 3, section 3.3.1). L'échantillonnage de la cellule 7 a été réalisé à deux endroits différents ; on a échantilloné l'eau du surnageant (C7Out), ainsi que l'eau à environ 1 mètre de profondeur sous la surface de l'eau libre à l'aide du puits d'échantillonnage (C7In) (voir chapitre 3, section 3.5).

5.2.2.1 Résultats des analyses électrochimiques

La figure 5.13 présente les valeurs de pH mesurées sur les lixiviats des cellules C3, C7In et C7Out. On remarque, en premier lieu, que les mesures de pH sont circum-neutres, variant entre 5 et 8,5. On observe également que le pH dans la cellule C3 est plus faible que celui dans les deux puits d'échantillonnage de la cellule C7. On note aussi que les variations de pH semblent suivre le pH des précipitations.

La figure 5.14 présente la variation de la conductivité, qui oscille entre 60 et 1000 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}$; ces lectures sont relativement faibles pour des eaux de drainage minier, mais tout de même plus élevée que celles des précipitations. On remarque que les résultats de POR de la cellule C3 sont plus élevés que ceux de la cellule C7. La valeur moyenne du POR pour la cellule C3 est de 397 mV, alors que celle de C7In est de 203 mV et celle de C7Out est de 163 mV. Le potentiel d'oxydo-réduction (POR) pour les trois échantillons oscille entre 130 et 210 mV, avec des valeurs autour de 400 mV au mois de juillet 2008 (qui pourraient être attribuables à un problème de sonde, comme on l'a évoqué précédemment dans la section 5.2.1.1).

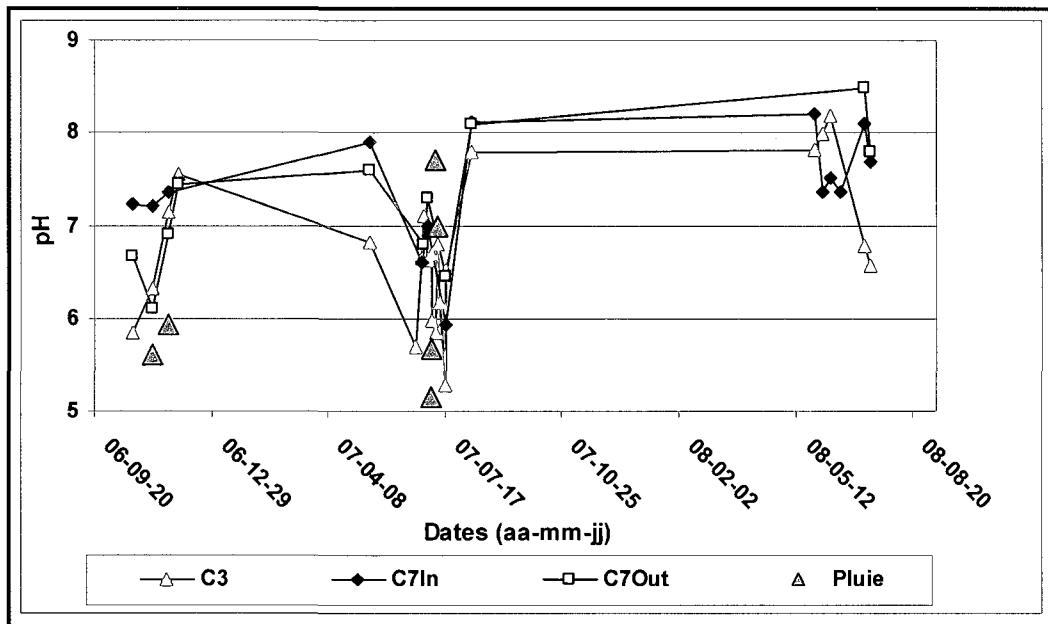


Figure 5.13 : Valeurs du pH des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2006 à 2008.

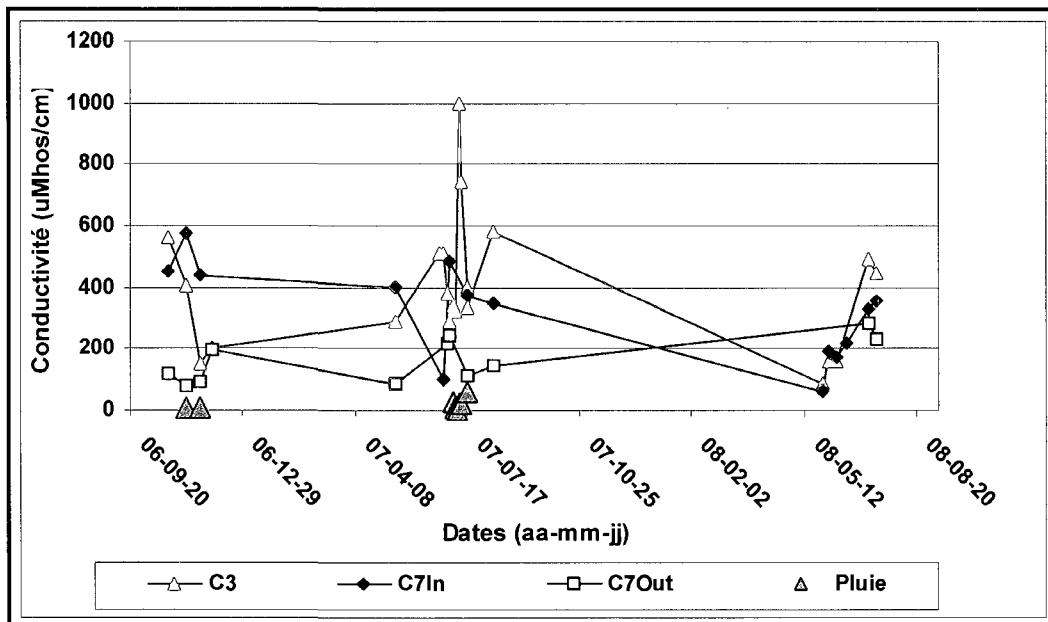


Figure 5.14 : Valeurs de la conductivité des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2006 à 2008.

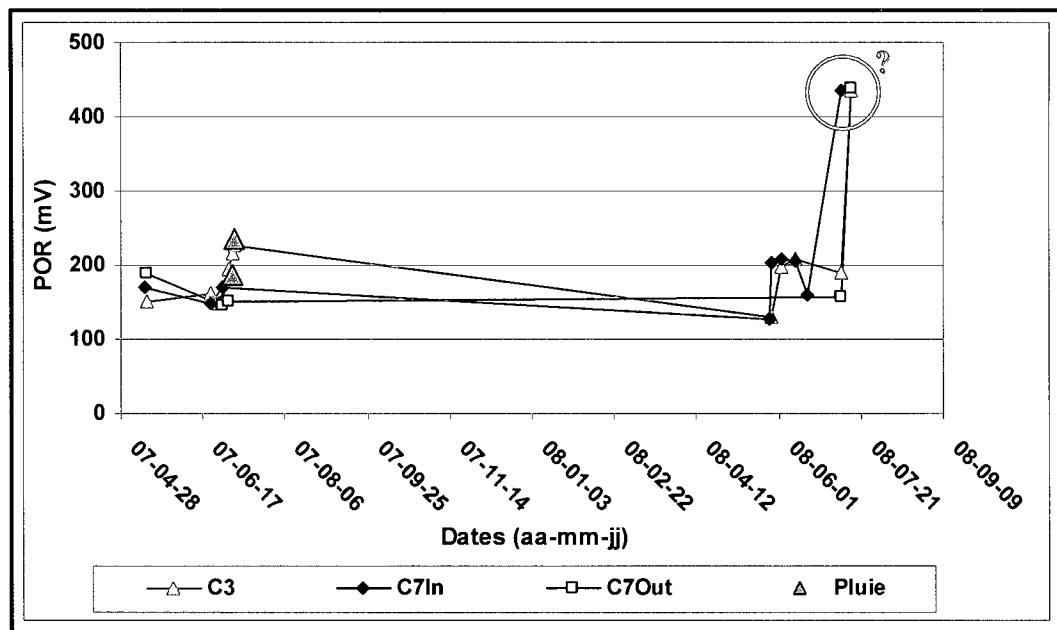


Figure 5.15 : Valeurs du potentiel d'oxydo-réduction des eaux de percolation des cellules C3, C7In, C7Out et pour la pluie pour l'année 2007 à 2008.

5.2.2.2 Résultats des analyses élémentaires par ICP-AES

Le suivi environnemental des eaux de percolation a été réalisé de l'automne 2006 à l'été 2008. Comme à la section précédente, on présente dans ce qui suit les éléments d'intérêts (calcium, magnésium, manganèse, soufre, nickel, aluminium, silicium, fer, titane, cuivre et zinc). Les données brutes de tous les éléments analysés sont présentés en annexe A.8.

Calcium, magnésium et manganèse

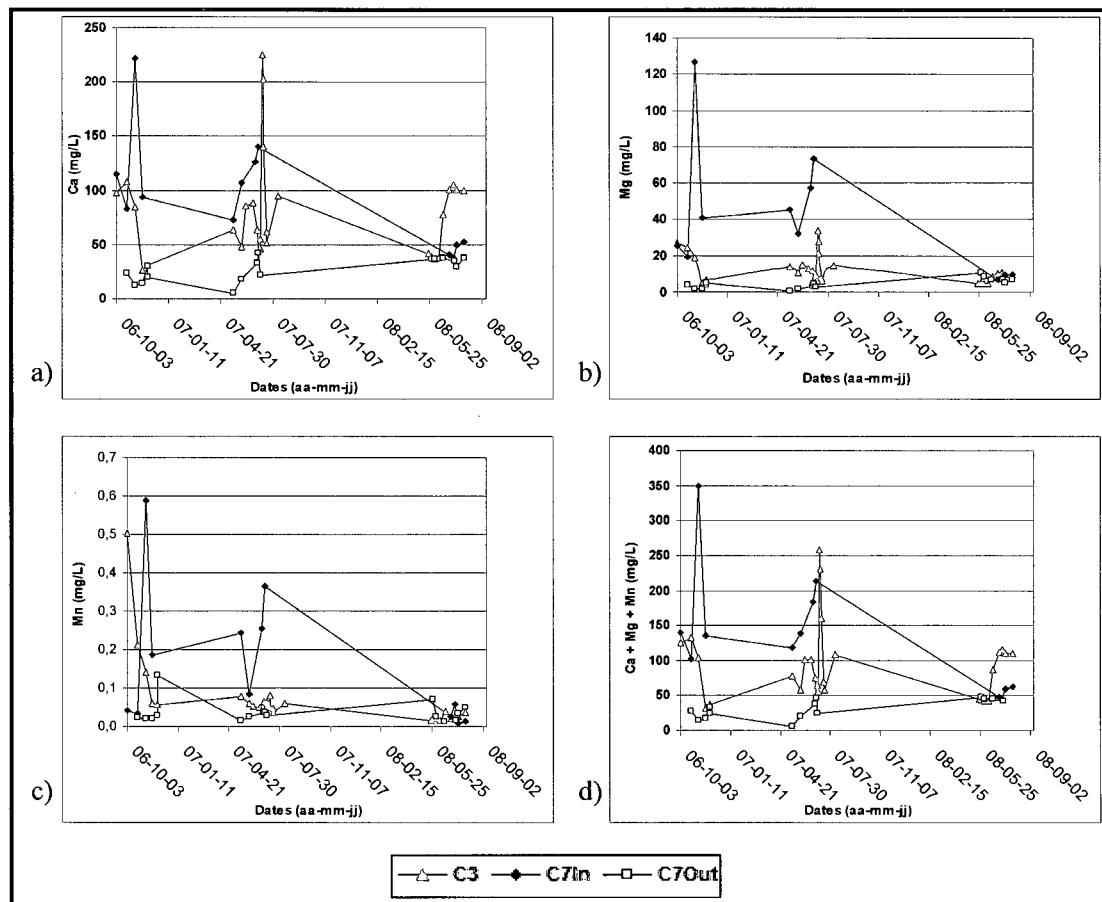
On rappelle que ces trois éléments sont des indicateurs de la dissolution des minéraux neutralisants contenus dans les stériles de la mine Lac Tio (i.e. plagioclase, biotite, chlorite). On remarque à la figure 5.16 que l'élément le plus abondant dans les eaux de lixiviation est le calcium (variant de 6 à 225 mg/L). Ensuite, on retrouve le magnésium avec des concentrations variant de 0,5 à 130 mg/L. Finalement le manganèse que l'on retrouve en très faible proportion (variant de 0,005 à 0,6 mg/L) (voir figure 5.16).

On remarque également que le comportement géochimique lors des deux premières années (2006-2007) est différent de celui observé à la troisième année d'échantillonnage (2008). Par exemple, de 2006 à 2007 les concentrations en Ca+Mg+Mn sont plus élevées dans les échantillons C7In (moyennes respectives de 182 et 164 mg/L) que dans ceux provenant de C3 (moyennes respectives de 86 et 104 mg/L) qui ont des concentrations supérieures à C7Out (moyennes respectives de 24 et 27 mg/L). Par contre, à l'année 2008 on remarque que se sont les concentrations en Ca+Mg+Mn des échantillons C3 qui sont plus élevées (moyenne de 78 mg/L) par rapport à C7In (moyenne de 53 mg/L) et C7Out (moyenne de 45mg/L).

Soufre

Pour les concentrations en soufre, qui reflètent en partie l'oxydation des minéraux sulfureux, on remarque tout d'abord que les comportements géochimiques durant les deux premières années (2006-2007) sont différents de ceux observés à la troisième année d'échantillonnage (2008). Par exemple, au cours des années 2006 et 2007, les concentrations en soufre dans les échantillons C7In (moyennes respectives de 83 et 51 mg/L) sont pratiquement similaires aux concentrations de l'échantillon C3 (moyennes respectives de 62 et 80 mg/L). On observe également que les concentrations des échantillons prélevés à la surface de la cellule 7 (C7Out) sont significativement plus faibles (moyennes de 12 mg/L) que les concentrations des deux autres points d'échantillonnage (C3 et C7In) au cours de ces deux années. Par contre, à l'année 2008, on observe que les concentrations à la cellule C3 sont plus élevées (moyenne de 59 mg/L) que les concentrations en soufre de C7In (moyenne de 24 mg/L) et C7Out (moyenne de 16 mg/L).

On remarque aussi qu'il y a une très bonne correspondance entre les concentrations de la sommation Ca+Mg+Mn et celles du soufre, ce qui va dans le sens d'une neutralisation en réponse à l'acidification (voir figure 5.17).



	C3 (mg/L)	C7In (mg/L)	C7Out (mg/L)
2006			
Minimum	31,820	102,035	14,662
Médiane	104,243	137,865	25,173
Moyenne (~5 mesures)	86,298	181,838	23,568
Maximum	132,313	349,589	33,700
2007			
Minimum	50,445	118,646	6,160
Médiane	76,472	161,470	24,408
Moyenne (~5 mesures)	104,965	163,813	26,874
Maximum	258,854	213,667	46,918
2008			
Minimum	41,550	44,077	41,955
Médiane	85,959	53,082	44,744
Moyenne (~5 mesures)	78,375	52,988	44,878
Maximum	115,419	61,713	48,070

Figure 5.16:

Valeurs ponctuelles mesurées de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out pour a) calcium, b) magnésium, c) manganèse, d) la sommation du calcium, magnésium, manganèse et tableau des paramètres statistiques pour la sommation calcium, magnésium et manganèse.

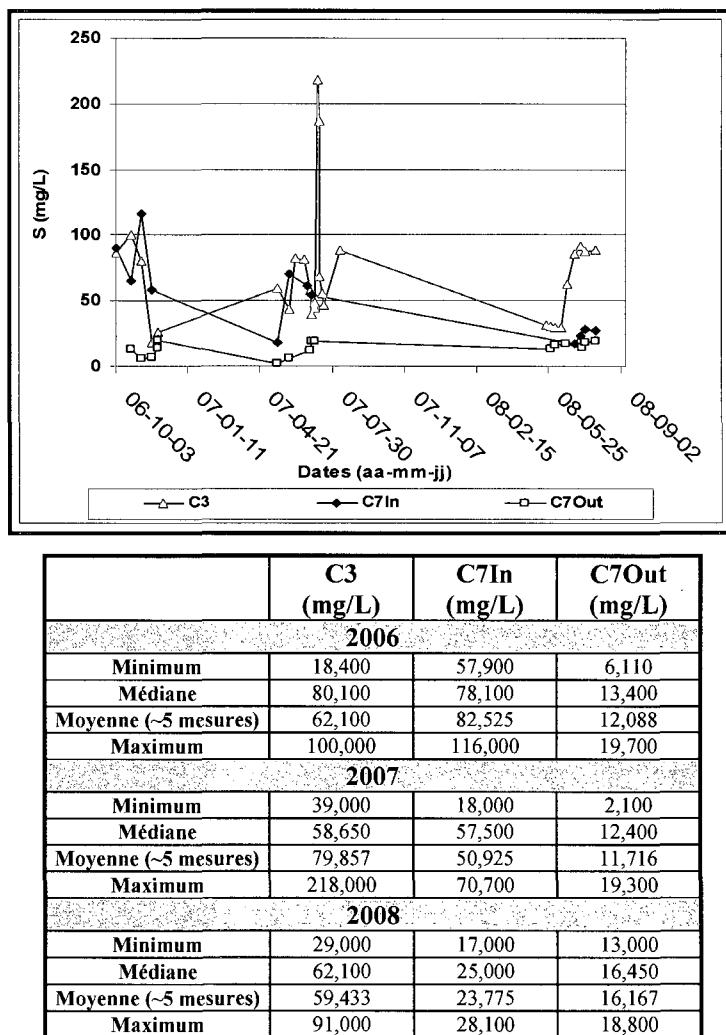


Figure 5.17: Valeurs ponctuelles mesurées pour la concentration en soufre de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out, avec un tableau des paramètres statistiques.

Nickel

Les concentrations en nickel (élément d'intérêt dans cette étude) au cours des deux premières années sont élevées dans les échantillons C7In, allant jusqu'à 5,1 mg/L, avec des moyennes respectives de 1,661 en 2006 et 2,045 mg/L en 2007. Ces valeurs dépassent les normes environnementales qui sont de 0,5 mg/L pour une moyenne mensuelle et de 1 mg/L pour un échantillon ponctuel. Par contre, comme pour les autres éléments, ces teneurs diminuent considérablement à l'année 2008 en C7In pour

redevient semblables à celles obtenues en C3 et C7Out, avec une moyenne de 0,008 mg/L pour C3, de 0,020 mg/L pour C7In et de 0,063 mg/L pour C7Out. Pour les échantillons d'eau de surface de la cellule 7 (C7Out) et la cellule C3, les concentrations sont similaires au cours des trois années de suivi, variant entre 0 et 0,237 mg/L (voir figure 5.18). On remarque au cours de l'essai que les échantillons pris dans le puits d'échantillonnage de la cellule C7 (C7In) ont un comportement différent en 2006 et 2007, comparativement à l'année 2008 et ce pour tous les éléments. On pourrait attribuer l'augmentation des concentrations dans les lixiviats au changement du milieu de déposition (condition naturelle de surface non saturée sur les haldes à l'ennoiement) qui pourrait rompre des conditions de rétention et ainsi favoriser le relargage des éléments. Cependant, il semble que l'impact est temporaire (deux ans dans cette étude); les résultats de l'année 2009 pourront confirmer ou infirmer cette hypothèse.

Autres éléments

On remarque tout d'abord que les concentrations d'autres éléments dans les échantillons du puits d'échantillonnage (C7In) au cours les deux premières années de récolte sont beaucoup plus élevées que pour C3 et C7Out. Par exemple, les concentrations en silice varient entre 1,51 et 85 mg/L dans C7In, comparativement à 0,600 à 6 mg/L dans C3 et C7Out; les concentrations en aluminium varient entre 0,050 et 112 mg/L pour C7In et de 0,030 à 1,15 mg/L dans C3 et C7Out; les concentrations en titane varient entre 0,84 et 5,9 mg/L pour C7In et de 0,007 à 0,037 mg/L dans C3 et C7Out; les concentrations en fer varient entre 0,038 et 160 mg/L pour C7In et de 0,021 à 0,732 mg/L dans C3 et C7Out; les concentrations en zinc varient entre 0,012 et 0,398 mg/L pour C7In et de 0,015 à 0,065 mg/L dans C3 et C7Out; finalement les concentrations en cuivre varient entre 0 et 2,020 mg/L pour C7In et de 0 mg/L dans C3 et C7Out.

Par contre, les concentrations dans les lixiviats du puits d'échantillonnage C7In sont plus faibles pour les échantillons récoltés au cours de l'année 2008, où celles-ci redeviennent dans les mêmes ordres de grandeur que les autres échantillons (voir figure 5.19).

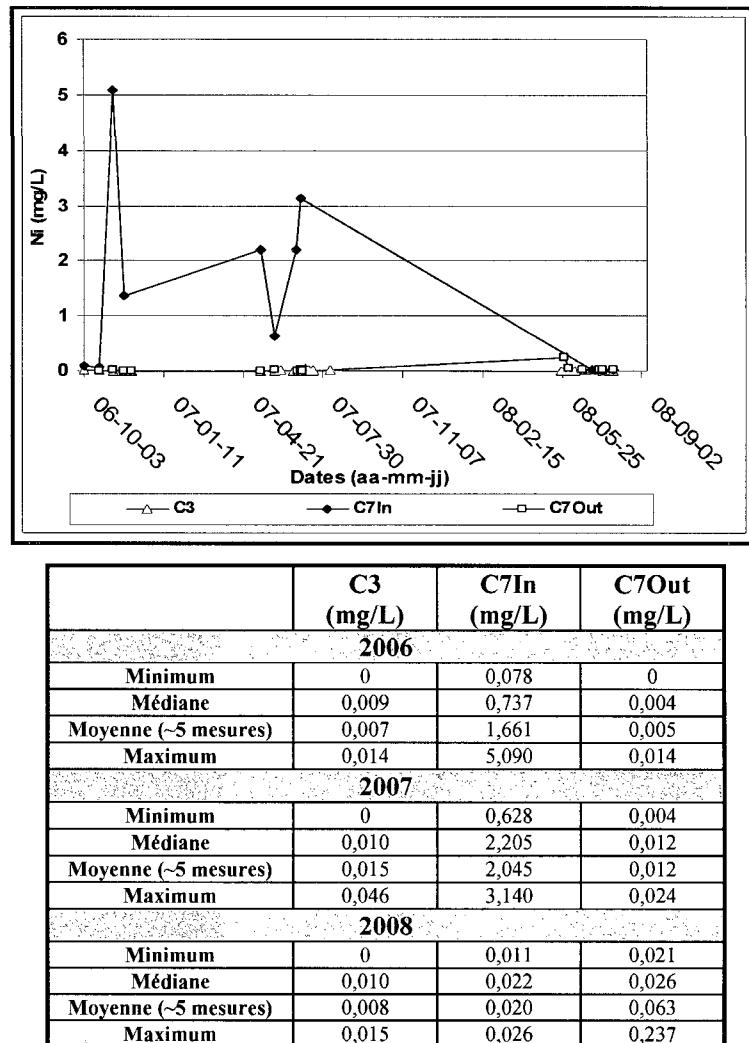


Figure 5.18: Valeurs ponctuelles mesurées pour le nickel, de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out et tableau des statistiques pour le nickel.

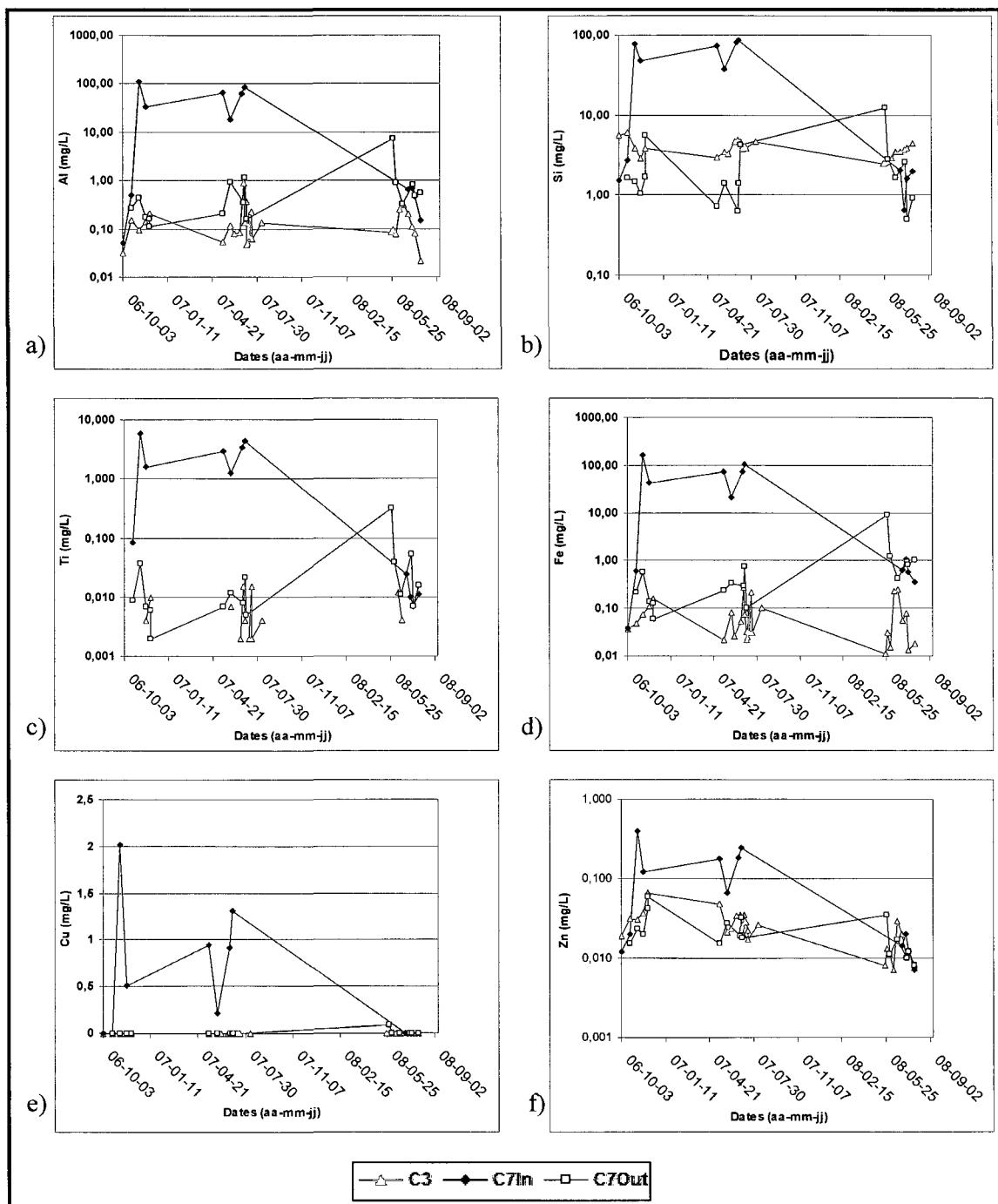


Figure 5.19 : Valeurs ponctuelles mesurées pour l'aluminium, le silicium, le fer, le titane, le zinc et le cuivre de 2006 à 2008, pour les cellules C3, C7In et C7Out (graphique présenté en échelle logarithmique pour tous les éléments sauf le cuivre).

5.3 Interprétation des résultats et discussion

Cette section présente l'interprétation des résultats obtenus lors du suivi géochimique des cellules expérimentales. On montre d'abord les relations utilisées pour le calcul des taux de lixiviation. On montre aussi l'évolution des taux de lixiviation en Ni, S et Ca+Mg+Mn tout au long des essais cinétiques réalisés sur les 6 différents stériles de la mine Lac Tio, ainsi que les rapports Ni/S qui permettent de faire le lien entre l'oxydation des sulfures et la lixiviation du nickel. On présente ensuite une évaluation du potentiel de génération de DMA ou DNC des stériles (relations d'oxydo-réduction et l'épuisement des éléments dans le temps). On montre finalement les résultats de la modélisation géochimique de type équilibre thermodynamique et on discute du potentiel de sorption du nickel par les stériles.

5.3.1 Taux de lixiviation

5.3.1.1 Calcul des taux de lixiviation

Les taux de lixiviation sont calculés en fonction du volume total des stériles. On considère que les cellules contiennent les mêmes volumes de solide (donc même porosité, fixée à 0,35), puisque les stériles ont des courbes granulométriques similaires (voir section 4.2.1) et qu'on a utilisé les mêmes méthodes de déposition (voir section 3.5.6). L'équation utilisée pour le calcul des taux de lixiviation instantanés est la suivante :

$$T_i = Q_j \times [M]_j \div V \quad [5.2]$$

Où :

T_i : Taux de lixiviation instantané pour l'espèce chimique « M » à la journée « j » (mg/m³/jour)

Q_j : Débit à la journée « j » (L/jour)

$[M]_j$: Concentration de l'espèce chimique « M » mesuré au jour « j » (mg/L)

V : Volume de stériles dans la cellule expérimentale

Les taux de lixiviation sont normalisés par rapport à la période de temps (selon équation 5.3) ce qui donne des charges normalisées (mg/m^3). Ces charges normalisées sont ensuite cumulées. La pente des charges normalisées en fonction du temps nous donne les taux de lixiviation ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{jour}$) présentés dans la section suivante.

$$[C]_M = T_i \times P \quad [5.3]$$

Où :

$[C]_M$: Charge normalisée pour l'espèce chimique « M » à la journée « j » (mg/m^3)

T_i : Taux de lixiviation instantané pour le paramètre « M » à la journée « j » ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{jour}$)

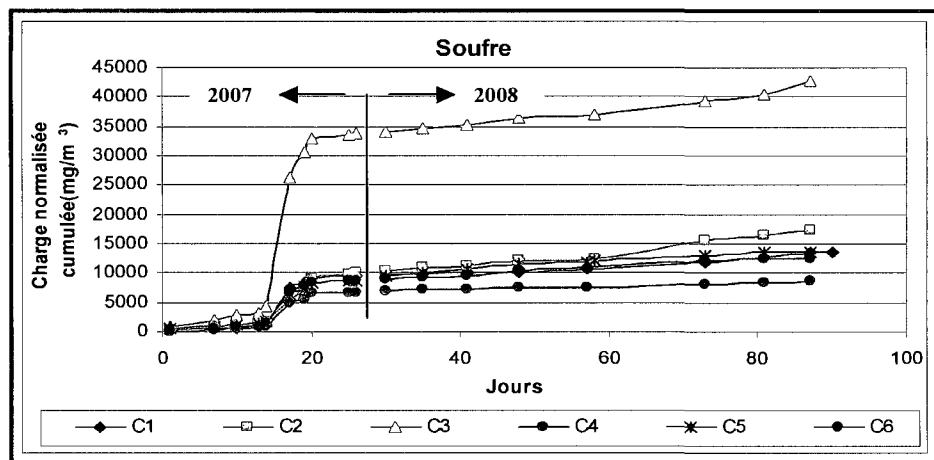
P : Période de temps entre deux échantillonnages (jours)

5.3.1.2 Résultats des taux de lixiviation

Dans cette section, on montre l'évolution des charges normalisées cumulées en fonction du temps (pente = taux de lixiviation) pour les stériles étudiés. On présente les résultats pour les éléments suivants : pour le soufre, puisqu'il représente la production de l'acidité (oxydation des sulfures), pour la sommation du calcium, magnésium et manganèse, qui représente la neutralisation de l'acidité, et pour le nickel, l'élément qui peut dépasser ponctuellement la Directive 019 au site de la mine Lac Tio. La pente de la relation entre les éléments d'intérêt et le temps donne des informations sur la vitesse de lixiviation; plus cette pente est élevée, plus il y a une lixiviation intense de cet élément dans les eaux de percolation. Pour chacun des graphiques, on présente les pentes à différentes périodes et le temps où il y a un point d'inflexion ou un changement de pente important. On remarque trois différents régimes de production pour toutes les espèces, correspondant à trois pentes distinctes (deux points d'inflexion). Au départ, les taux de lixiviation sont

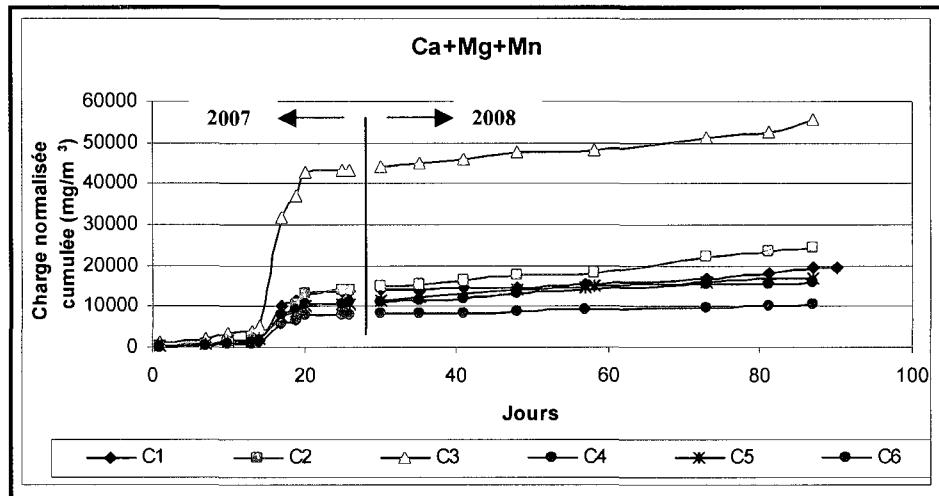
plutôt faibles pour tous les éléments. On remarque qu'entre le 13^{ième} et le 20^{ième} jour (année 2007), il y a changement de pente suite à une forte précipitation le 12 juillet 2007 (voir figure 5.4, section 5.1.2) ce qui entraîne de fortes lixiviations des éléments, représentées par des pentes très élevées. Cet évènement a un effet temporaire et les taux de lixiviation redeviennent semblables pour la fin de la période 2007 et pour toute la période 2008.

La figure 5.20 montre l'évolution des charges normalisées cumulatives en fonction du temps pour le soufre (échantillons de stériles C1 à C6). On remarque que la cellule C3, matériau frais à teneur élevée en hémo-ilménite, produit plus de soufre que les autres cellules. Il y aurait donc une oxydation des sulfures plus marquée dans cette cellule. On remarque à la figure 5.21 que les éléments provenant de la dissolution des minéraux à pouvoir neutralisant (Ca+Mg+Mn) se comportent similairement à l'oxydation des minéraux sulfureux (S).



	C1 mg/m ³ /jour	C2 mg/m ³ /jour	C3 mg/m ³ /jour	C4 mg/m ³ /jour	C5 mg/m ³ /jour	C6 mg/m ³ /jour
Pente initiale	54,983	80,363	190,06	42,34	82,142	65,759
Point inflexion			13 ^{ième} jour			
Pente mitoyenne	1320,2	809,51	4664,7	867,21	1028,7	1150,7
Point inflexion			20 ^{ième} jour			
Pente finale	56,241	125,39	131,69	28,476	81,127	67,498

Figure 5.20 : Évolution du taux de lixiviation du soufre pour les stériles C1 à C6.

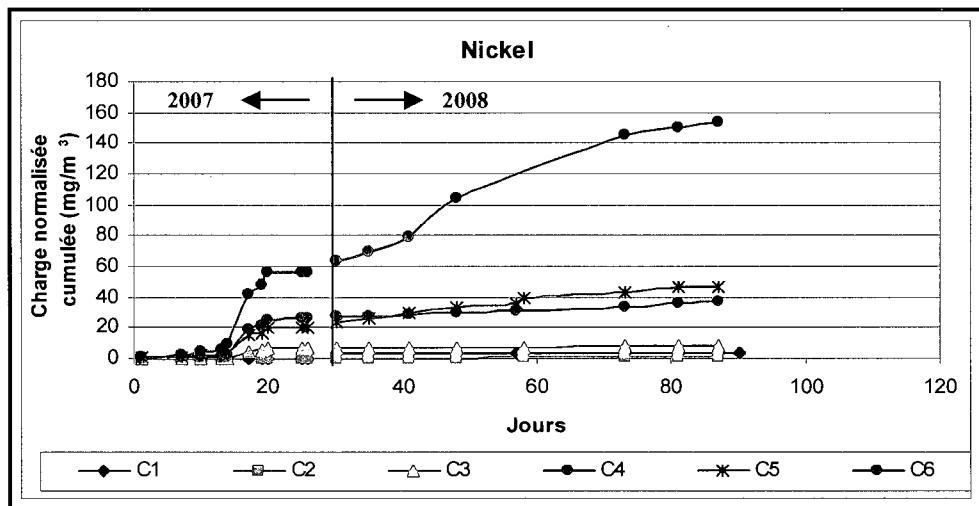


	C1 mg/m ³ /jour	C2 mg/m ³ /jour	C3 mg/m ³ /jour	C4 mg/m ³ /jour	C5 mg/m ³ /jour	C6 mg/m ³ /jour
Pente initiale	93,954	137,43	248,6	51,924	101,95	87,655
Point inflexion				13 ^{ème} jour		
Pente mitoyenne	1775,1	1569,9	5837,1	1033,9	1247,9	1410
Point inflexion				20 ^{ème} jour		
Pente finale	82,846	165,37	177,2	36,472	114,56	82,474

Figure 5.21 : Évolution du taux de lixiviation de la sommation calcium, magnésium et manganèse pour les stériles C1 à C6.

On remarque que les taux de lixiviation des cellules contenant le matériau altéré produit plus de nickel en solution (taux entre 0,10 et 7,52 mg/m³/jour) que les cellules composées de matériau fraîchement dynamité (taux entre 0,01 et 1,03 mg/m³/jour). On observe également que la cellule C6 (matériau altéré avec une teneur élevée en hémo-ilmenite) produit plus de nickel que les autres cellules, avec des taux de lixiviation entre 0,42 et 7,52 mg/m³/jour. La cellule C5 semble produire autant de nickel (taux entre 0,15 et 2,63 mg/m³/jour) que la C4 (taux entre 0,10 et 3,65 mg/m³/jour). On observe aussi que la cellule C3 semble générer plus de nickel (taux entre 0,02 et 1,03 mg/m³/jour) que les cellules C1 et C2 (taux entre 0,01 et 0,06 mg/m³/jour; voir figure 5.22). Ces résultats montrent que les taux de réactions des minéraux sulfureux et neutralisants ont des comportements similaires alors que le Ni, bien qu'essentiellement contenu dans les sulfures, ne suit pas les mêmes tendances. Cette observation signifie que d'autres phénomènes interfèrent entre la libération du Ni à partir des stériles jusqu'à sa

récupération à l'effluent (par exemple : la précipitation de minéraux secondaires ou la sorption).



	C1 mg/m³/jour	C2 mg/m³/jour	C3 mg/m³/jour	C4 mg/m³/jour	C5 mg/m³/jour	C6 mg/m³/jour
Pente initiale	0,006	0,0133	0,0172	0,0952	0,1454	0,4199
Point inflexion					13 ^{ième} jour	
Pente mitoyenne	0,0633	0	1,0284	3,6456	2,6311	7,5146
Point inflexion					20 ^{ième} jour	
Pente finale	0,0403	0,013	0,0218	0,1655	0,4403	1,6434

Figure 5.22 : Évolution du taux de lixiviation du nickel pour les stériles C1 à C6.

On présente à la figure 5.23 les rapports Ni/S, qui informe sur la relation entre la lixiviation du nickel et l'oxydation des sulfures. On remarque tout d'abord que les effluents des cellules de stériles oxydés ont un rapport Ni/S plus élevé (moyenne des rapports entre $3,87 \times 10^{-3}$ et $1,38 \times 10^{-2}$) que les cellules contenant un matériau frais (moyenne des rapports entre $1,06 \times 10^{-4}$ et $7,27 \times 10^{-4}$). Ainsi, pour chaque mole de sulfure qui s'oxyde, il y a plus de nickel qui se retrouve en solution dans les cellules C4 à C6. De plus, on remarque un changement de régime au 30^{ième} jour (qui correspond au début de l'échantillonnage en 2008) pour les cellules composées de matériau oxydé (C5 et C6). Le rapport Ni/S de la cellule C5 augmente de $1,9 \times 10^{-3}$ à $6,1 \times 10^{-3}$ et celui de la cellule C6 passe de $6,7 \times 10^{-3}$ à $2,4 \times 10^{-2}$.

Il y a donc une augmentation du rapport Ni/S dans le temps. Les valeurs sont nettement plus élevées après 25 ans de vieillissement comparativement à celles du matériau récent. Cet écart serait causé par des phénomènes qui limitent la lixiviation du nickel dans les matériaux frais ce qui influence à la baisse le rapport Ni/S (sujet traité aux sections 5.4.4 et 5.4.5). À titre informatif, les rapports Ni/S lors de la réalisation d'essais cinétiques au laboratoire sur un concentré de sulfure (donc pas de minéraux de gangue dans le matériau testé) ont été de l'ordre de 0,5 (Bussière et al., 2005). On est donc encore loin d'avoir atteint ce niveau (que l'on peut considérer comme une valeur maximale).

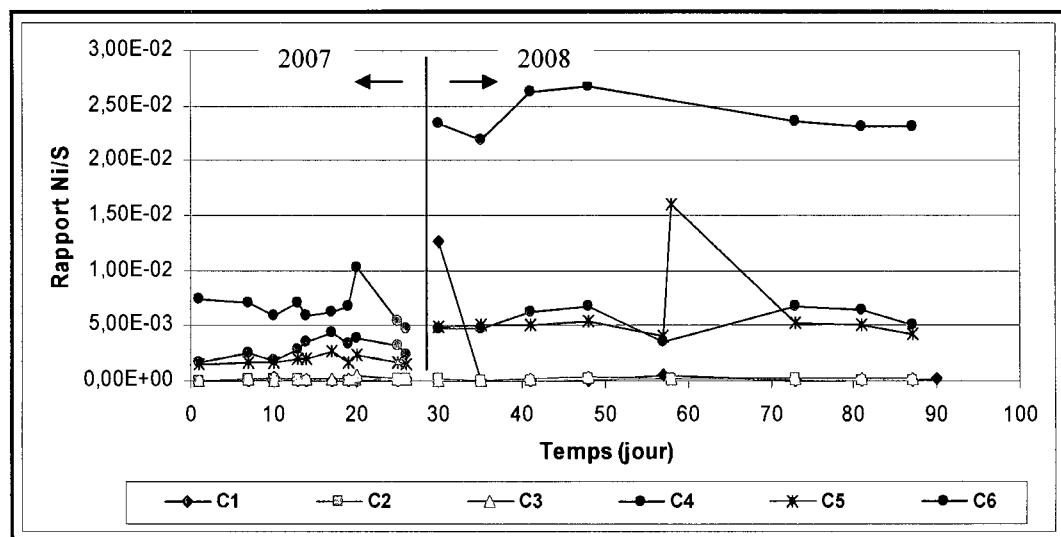


Figure 5.23 : Rapport [Ni/S] dans les effluent dans le temps pour les stériles C1 à C6.

5.3.2 Potentiel de génération de DMA et de DNC à long terme

5.3.2.1 Relation d'oxydation et de neutralisation

Dans cette section, on utilise l'extrapolation des régressions linéaires de l'oxydation et la neutralisation (Ca+Mg+Mn en fonction du S) des essais en cellules expérimentales (voir section 5.2.1.1) afin de déterminer le potentiel de génération de DMA à long terme des stériles de la mine Lac Tio selon les critères proposés dans Benzaazoua et al. (2001).

Même si aucun DMA n'est observé sur le site, le potentiel de génération de DMA à long terme demeure une préoccupation de la compagnie QIT-Fer et Titane. D'ailleurs, les essais de prédiction au laboratoire sur les mêmes stériles donnent des résultats près de la génération d'acide à long terme (Plante, 2009). On représente les teneurs volumiques initiales en soufre total (mg/m^3) et les teneurs volumiques initiales de la sommation en $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$ (mg/m^3) dans ce graphique (voir équation 5.4). Si un point (concentration initiale) se retrouve au-dessus de l'extrapolation de la relation oxydation et neutralisation, le stérile n'est pas considéré générateur d'acidité à long terme, puisqu'il comporte plus de pouvoir neutralisant pour contrer l'acide produit par les sulfures. Si le point se situe sous l'extrapolation de la relation, le stérile est alors classé comme générateur d'acidité à long terme, les minéraux neutralisants sont en trop faible quantité pour neutraliser toute l'acidité produite par l'oxydation des sulfures.

$$C_{M0} = [M]_{ICP} \times D_r \quad [5.4]$$

Où :

- C_{M0} : Concentration initiale de l'espèce chimique « M » dans les cellules (mg/m^3)
- $[M]_{ICP}$: Concentration de l'espèce chimique « M » obtenu suite à l'analyse chimique (mg/kg) (voir tableau 4.5)
- D_r : Densité relative des grains (kg/m^3) (voir tableau 4.2)

La figure 5.24 montre l'application de la relation entre le potentiel d'oxydation et le potentiel de neutralisation pour statuer sur le potentiel de génération de DMA à long terme dans les six cellules expérimentales avec les stériles de la mine Lac Tio. On remarque que les résultats des six stériles sont largement au-dessus de l'extrapolation de la relation entre l'oxydation et la neutralisation, ce qui signifie qu'ils ne sont pas générateurs d'acidité à long terme.

Le graphique montre aussi que plus les stériles ont des teneurs élevées en hémo-ilménite, plus ils se rapprochent du rapport critique entre le potentiel d'oxydation et le potentiel de neutralisation (pour des altérations similaires). Ainsi, moins le stérile est concentré en minerai, plus son potentiel de neutralisation est important.

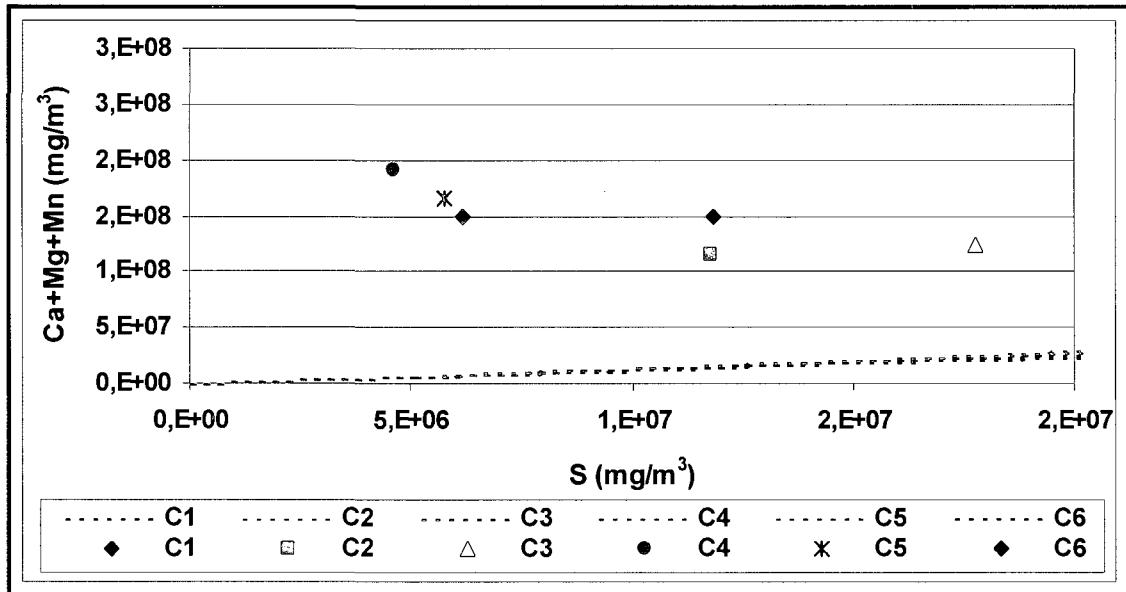


Figure 5.24 : Relation entre l'oxydation et la neutralisation utilisés pour statuer sur le potentiel de génération de DMA à long terme pour les six stériles de la mine Lac Tio. Les lignes pointillés représentent les régressions extrapolées des courbes $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{Mn}$ vs S de l'essai en cellules expérimentales et les points représentent les compositions élémentaires des matériaux initiaux.

5.3.2.2 Épuisements

L'estimation de l'épuisement d'un élément dans le temps d'un matériau a pour but d'évaluer plus en détail le potentiel de génération de DMA ou de DNC à long terme. Pour ce faire, on utilise les résultats des analyses des éléments dans les eaux de percolation et les taux de lixiviation calculés à la section 5.4.1.2. Les taux de lixiviation utilisés pour le calcul de l'épuisement sont les taux du troisième régime de lixiviation, i.e. celui qui semble le plus stable et le plus représentatif à long terme.

$$C_{Mj} = C_{M0} - (T_L \times n_j) \quad [5.5]$$

Où :

C_{Mj} : Concentration de l'élément « M » au jour « j » (mg/m^3)

C_{M0} : Concentration initiale de l'élément « M » dans les cellules (mg/m^3)

T_L : Taux de lixiviation de l'élément « M » ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{jour}$)

n_j : Nombre de jour de lixiviation (jour)

On présente aux figures 5.25 et 5.26, l'évolution de l'estimation de l'épuisement du soufre (représentant le potentiel d'acidification), de la sommation Ca+Mg+Mn (représentant le potentiel de neutralisation) et du nickel. On considère que la période de lixiviation correspondant à la durée des essais en cellules expérimentales est de 450 jours au total (arrondie à la dizaine près).

La figure 5.25 montre l'estimation de l'épuisement du Ca+Mg+Mn dans le temps pour une période correspondante à l'essai. On observe tout d'abord que les cellules épuisent très peu de Ca+Mg+Mn au cours de la période, soit de 0,01 à 0,065% de la masse totale. Si on pose les hypothèses que les cellules gardent la même cinétique dans le temps et que tous les éléments contenus dans les stériles seront accessibles pour les phénomènes de neutralisation, celles-ci prendront plusieurs milliers années à épuiser leur contenu en Ca+Mg+Mn.

La figure 5.26 montre l'estimation de l'épuisement du soufre dans le temps pour une période de temps correspondante à l'essai. On observe tout d'abord que les cellules épuisent également très peu de soufre au cours de la période, soit de 0,2 à 0,65% de la masse totale, ce qui est tout de même plus élevée que l'épuisement du Ca+Mg+Mn. Si on pose les mêmes hypothèses que précédemment (même cinétique dans le temps et tous les éléments seront accessibles pour les phénomènes de d'oxydation), on estime que les

cellules prendront plusieurs centaines années à épuiser leur contenu en soufre. Lorsque l'on compare l'estimation de l'épuisement du Ca+Mg+Mn et du soufre dans le temps, on remarque que les cellules épuiseront probablement leur potentiel d'acidification (soufre) bien avant leur potentiel de neutralisation (Ca+Mg+Mn; voir figure 5.27).

Pour le nickel, on estime que les cellules de matériau oxydé épuisent plus de nickel au cours de la période (C4 = 0,007%; C5 = 0,017%; C6 = 0,055% de la masse totale). Les cellules de matériau frais épuisent quant à elles beaucoup moins (C1 = 0,002%; C2 = 0,001%; C3 = 0,001% de la masse totale). On estime (selon les mêmes hypothèses que citées précédemment) que les cellules prendront plusieurs milliers d'années à épuiser leur contenu en nickel. Ainsi, le potentiel des stériles à générer un DNC en nickel sera présent pour une très longue période de temps. Rappelons que les résultats de l'étude indiquent aussi que les cellules de matériau frais tendront à se comporter comme les cellules de matériau oxydé d'ici quelques années.

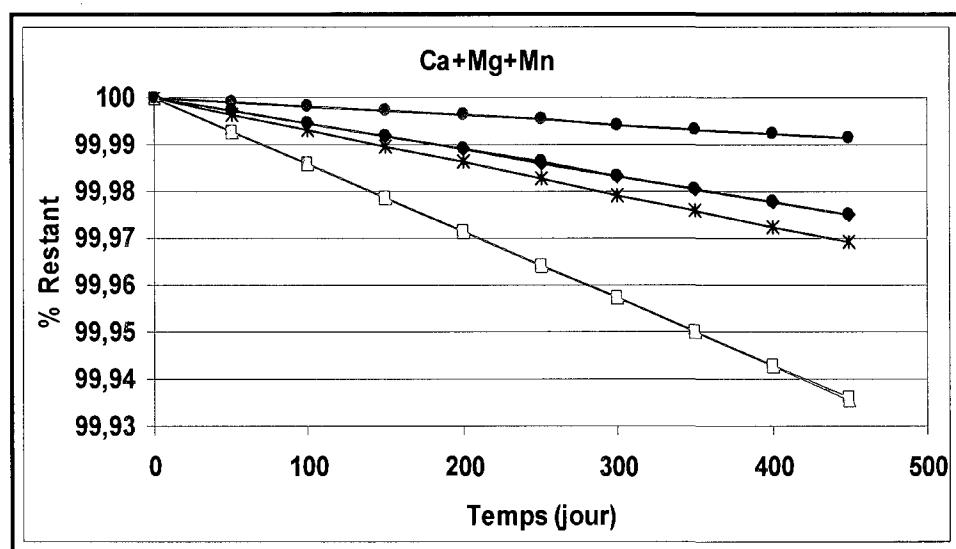


Figure 5.25 : Estimation de l'épuisement de la sommation calcium, magnésium et manganèse pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).

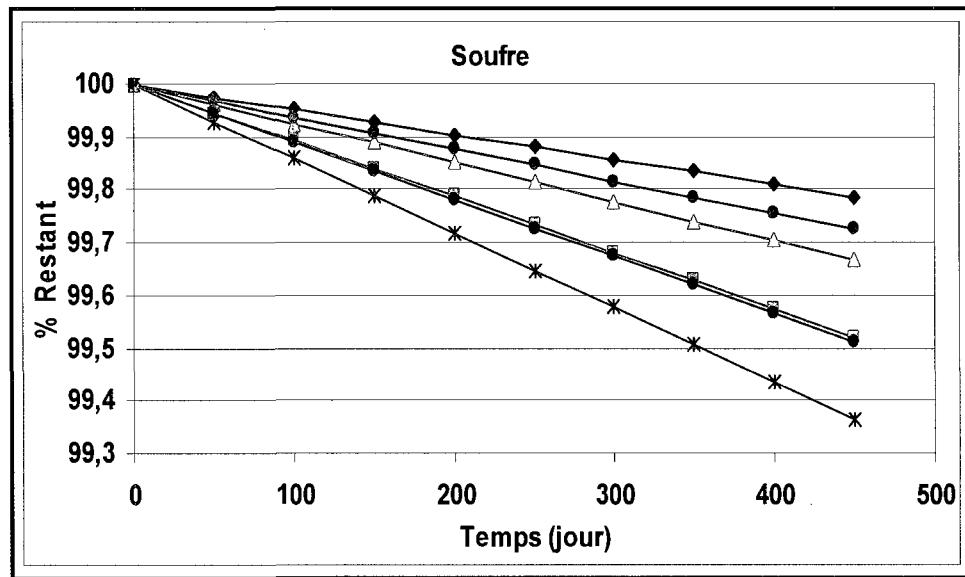


Figure 5.26 : Estimation de l'épuisement du soufre pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen)..

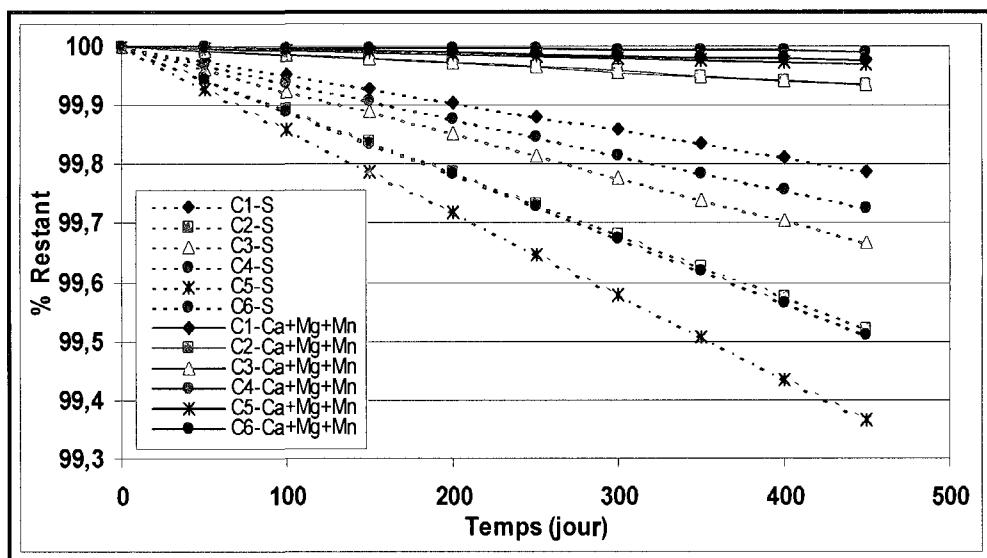


Figure 5.27: Estimation de l'épuisement du Ca+Mg+Mn comparé à l'épuisement du soufre pour les cellules C1 à C6 pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).

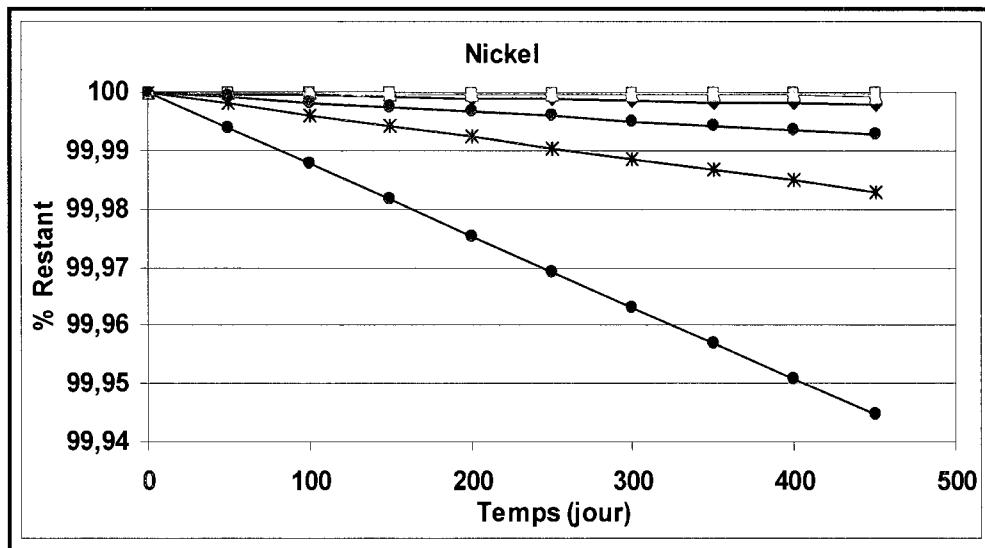


Figure 5.28 : Estimation de l'épuisement du nickel pour les cellules C1 à C6 au cours de la durée des essais pour une période de 450 jours (calculée à partir des taux de lixiviation moyen).

5.3.3 Précipitation de minéraux secondaires

Parmi les réactions qui peuvent influencer la qualité des effluents, on retrouve la précipitation de minéraux secondaires. Par exemple, la précipitation plus abondante de minéraux secondaires nickélières pour les cellules composées de matériau frais (cellule C1 à C3) pourrait expliquer pourquoi le nickel est moins présent dans ces lixiviats que dans ceux des cellules composées de matériau oxydé (cellule C4 à C6). Dans le but d'évaluer la précipitation des minéraux secondaires, une modélisation géochimique de type équilibre thermodynamique a été effectuée. On pose ici comme hypothèse que malgré l'écoulement rapide de l'eau à travers les stériles, il y a suffisamment de temps de contact pour maintenir l'équilibre chimique. Les indices de saturation obtenus informent sur les conditions favorisant la précipitation ou la dissolution des minéraux secondaires (voir l'équation 5.6).

$$IS = \log \frac{PAI}{K_{ps}} \quad [5.6]$$

Où :

IS : Indice de saturation

PAI : Produit d'activité ionique

Kps : Constante d'équilibre

Si $IS > 0$ ($PAI > K_{ps}$), cela signifie que le minéral est sursaturé et qu'il peut précipiter sous les conditions de l'étude. Si $IS < 0$ ($PAI < K_{ps}$), le minéral est soluble dans les conditions étudiées. Si $IS = 0$, on est alors en condition d'équilibre (état stationnaire entre la précipitation et la dissolution). Les calculs des SI ont été effectuées pour trois lixiviat (récoltés les 22/06/07, 28/05/08 et 11/06/08) à l'aide du logiciel Visual MINTEQ (Felmy et al., 1984 ; Allison et al., 1991).

Les figures 5.29 et 5.30 montrent les principaux minéraux secondaires qui sont susceptibles de précipiter pour les modélisations thermodynamiques ($IS > 0$) réalisées. Les résultats des calculs de SI montrent des comportements similaires pour les six cellules. On remarque tout d'abord que les conditions sont favorables à la précipitation des hydrates d'aluminium (gibbsite et les polymorphes boehmite et diaspose) et de minéraux argileux (halloysite, imogolite et kaolinite), particulièrement dans les cellules de matériau oxydé (C4, C5 et C6), ainsi que pour la cellule C1 (IS variant entre 1,18 et 7,50 ; voir figure 5.28).

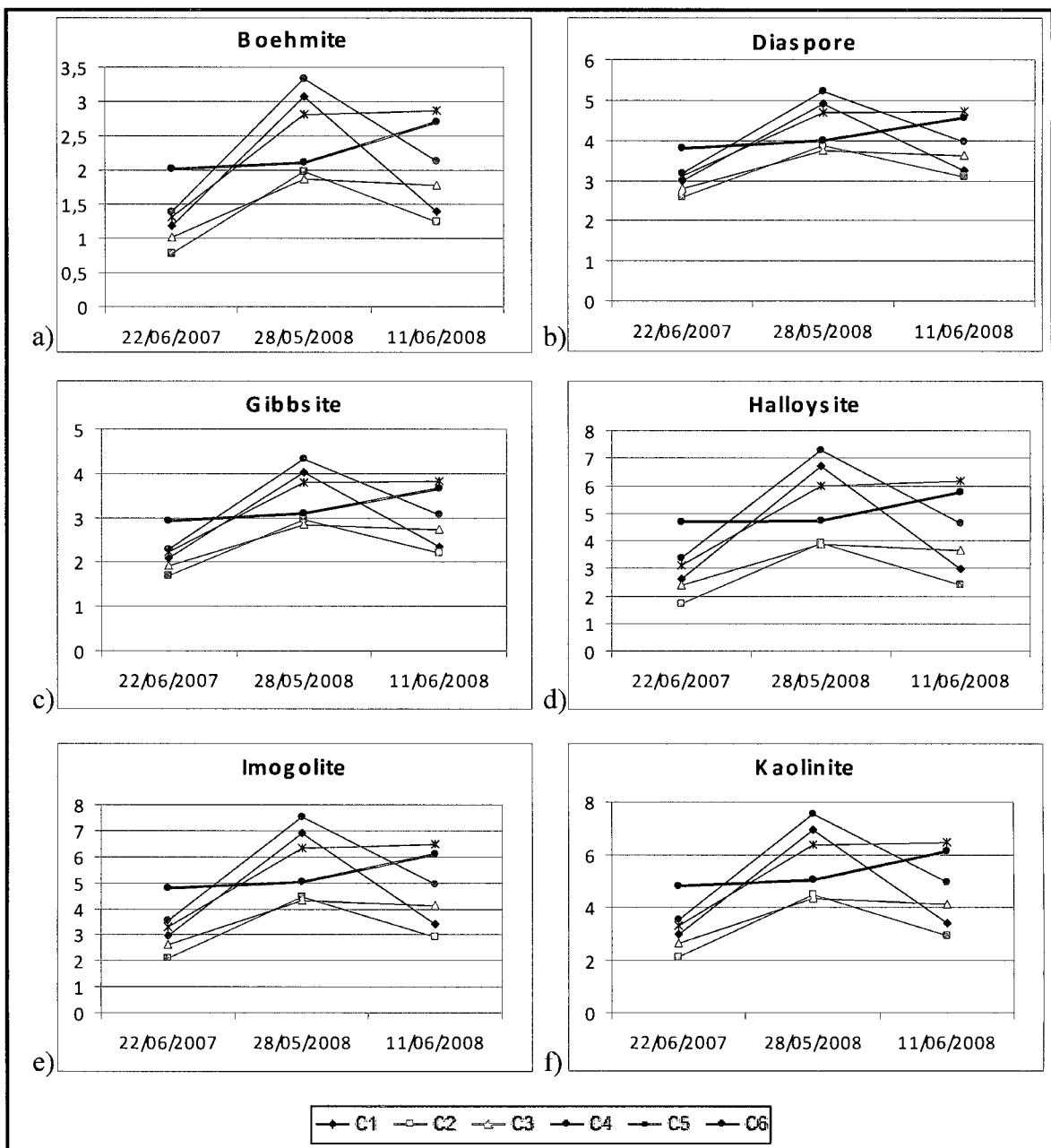


Figure 5.29: Résultats des minéraux susceptibles de précipiter suite aux calculs des indices de saturation effectués à l'aide de Visual Minteq : a) Boehmite (AlO(OH)) b) Diaspore (AlO(OH)) c) Gibbsite (Al(OH)_3) d) Halloysite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e) Imogolite ($\text{Al}_2\text{SiO}_3(\text{OH})_4$) f) Kaolinite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$)

On note des indices de saturation supérieurs à 0 (entre 0,15 et 19) pour les oxyhydroxydes de fer (polymorphes goethite et lepidocrocite), les oxydes de fer (magnésioferrite et les polymorphes d'hématite et de maghemite) et l'hydroxyde de fer (ferrihydrite). Dans le cas de ces minéraux, on remarque que toutes les cellules semblent se comporter de manière similaire, à part la cellule C6 qui montre des valeurs de IS plus faibles (variant entre -9,78 et 8,60 ; voir figure 5.30). La précipitation de minéraux secondaires de fer permet d'expliquer, du moins en partie, le fait qu'on retrouve très peu de fer dans les lixiviats comparativement au soufre (voir section 5.2.1.2).

On observe aussi qu'il n'y a pas de minéraux secondaires de soufre susceptible de précipiter. Ainsi, l'hypothèse que le soufre présent dans les lixiviats représente l'essentiel de l'oxydation est plausible. De plus, on remarque qu'il n'y a pas de minéraux secondaires de nickel en condition de précipitation. On peut en déduire que la précipitation des minéraux secondaires n'explique pas la différence de comportement entre les cellules composées de matériau frais (C1, C2 et C3) et de matériau oxydé (C4, C5 et C6) (voir section 5.2.1.2), au niveau des concentrations en nickel à l'effluent.

5.3.4 Sorption du nickel

Les résultats de ce chapitre montrent que, malgré le fait que les stériles composés de matériau frais subissent plus d'oxydation (particulièrement la cellule C3) que les échantillons de matériau altéré, on observe des concentrations en nickel plus élevées dans les lixiviats des matériaux altérés. Les résultats obtenus dans la section précédente montrent qu'il est peu probable que cela soit causé par la précipitation de minéraux secondaires contenant du nickel. Une autre hypothèse qui pourrait expliquer les différences au niveau des concentrations en nickel dans les effluents est la sorption à la surface des stériles. Si cela s'avère le cas, l'augmentation de la saturation des sites de sorption avec le temps rendrait le nickel lixivié davantage présent dans les eaux de percolation de stériles altérés.

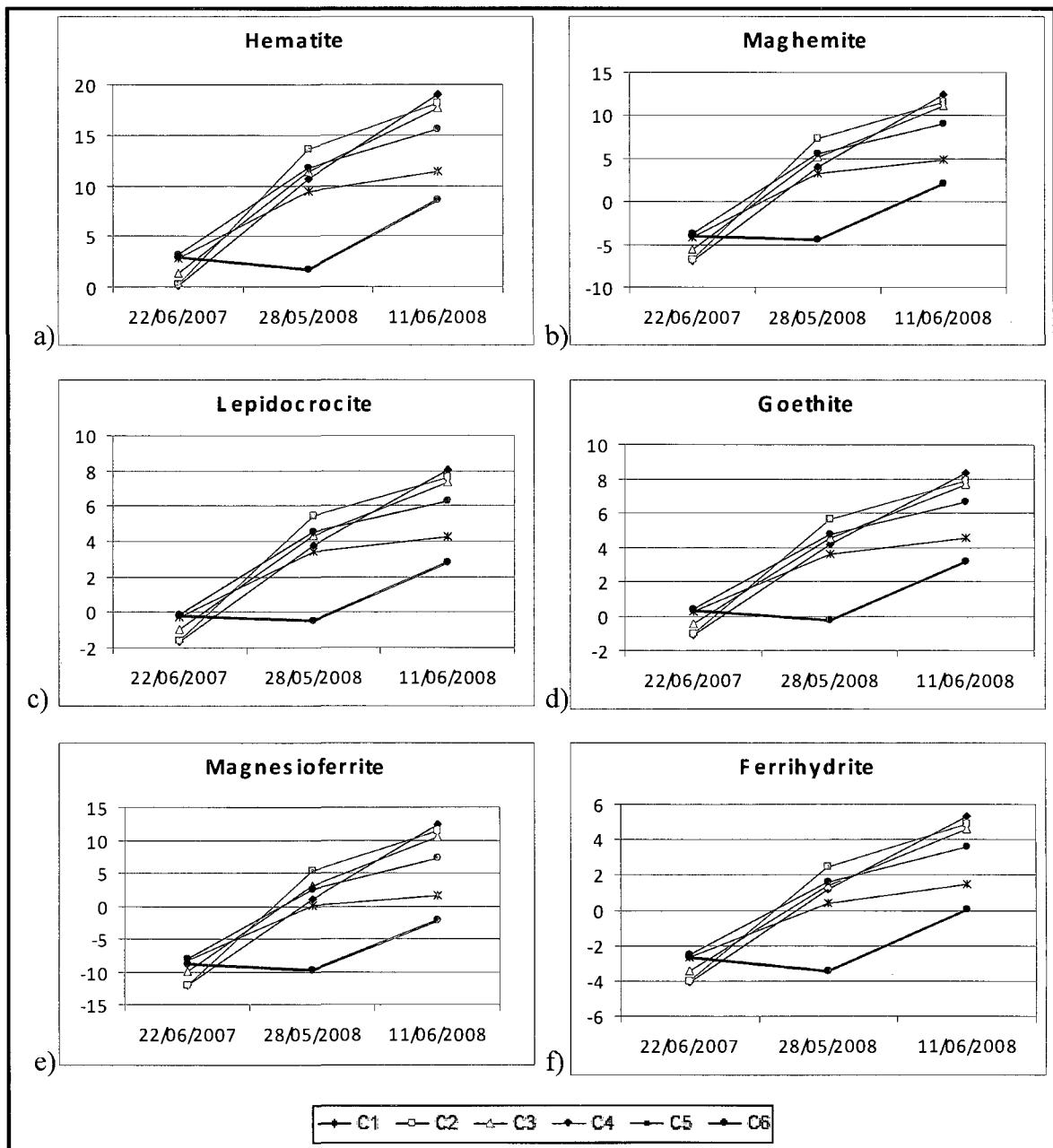


Figure 5.30: Résultats des minéraux susceptibles de précipiter suite aux calculs des indices de saturation effectués à l'aide de Visual Minteq : a) Hematite (Fe_2O_3) b) Maghemite ($\text{Fe}_3+\text{2O}_3$) c) Lepidocrocite ($\text{Fe}_3+\text{O(OH)}$) d) Goethite ($\text{Fe}_3+\text{O(OH)}$) e) Magnesioferrite ($\text{MgFe}_3+\text{2O}_4$) f) Ferrihydrite ($\text{Fe}_3+\text{2O}_3 \cdot 0.5(\text{H}_2\text{O})$)

Des essais ont été effectués au laboratoire afin d'être en mesure d'évaluer la sorption du nickel sur la surface des stériles de la mine Lac Tio dans le cadre d'un projet parallèle (pour plus de détail, voir Plante, 2009). La procédure d'essai est inspirée de la méthode proposée par Limousin et *al.* (2007). Les stériles ont été mis en contact avec une solution de 10 mg/L en nickel, à pH de 6, à force ionique ajustée à 0,05M à l'aide de NaNO₃, avec un rapport liquide/solide de 25 (mL/g). La figure 5.31 présente les résultats d'un test de sorption fait sur les six stériles. On remarque tout d'abord qu'après 400 minutes, le nickel des échantillons C1 et C3 n'est plus en solution. Pour l'échantillon C2, le nickel n'est plus en solution après 1500 minutes de contact. Pour les échantillons de matériau oxydé, on observe que le nickel est encore présent en solution (environ 50%) après 1500 minutes. Ainsi, les tests de sorption montrent que les stériles composés de matériau frais ont un pouvoir de sorption plus élevé que les stériles composés de matériau oxydé. Les caractéristiques de sorption distinctes entre les stériles oxydés et frais permettent d'expliquer, en partie à tout le moins, pourquoi les cellules C4 à C6 génèrent plus de nickel en solution que les stériles des cellules C1 à C3. Plus d'information sur le potentiel de sorption du nickel par les stériles du site Lac Tio peuvent être trouvées dans Plante (2009).

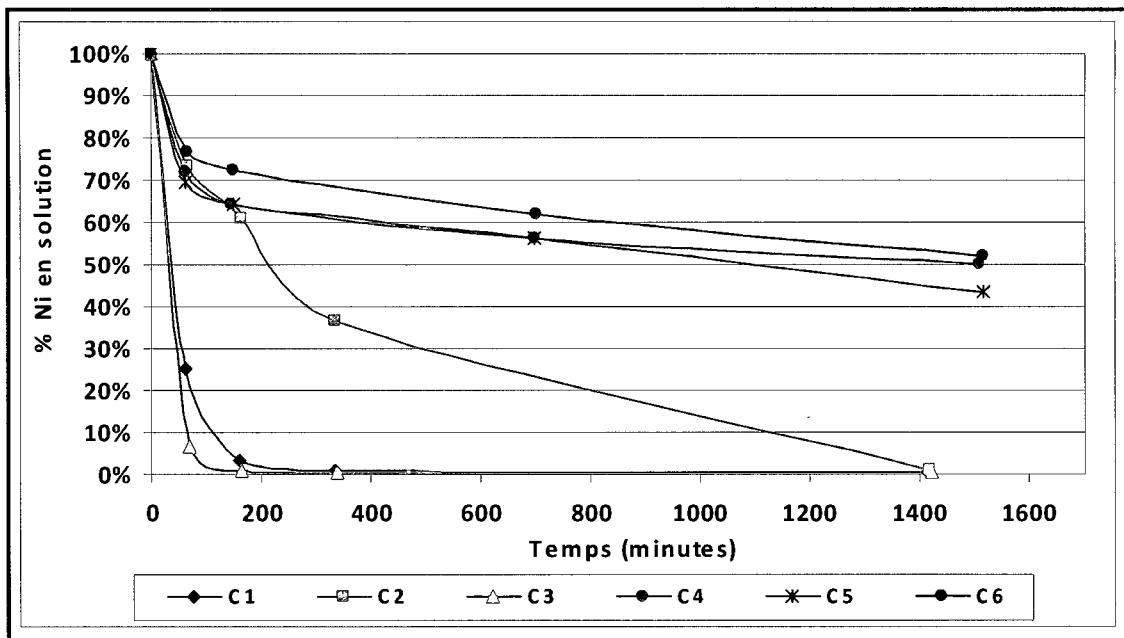


Figure 5.31: Essai de sorption sur les 6 stériles de la mine Lac Tio (Plante, 2009)

5.4 Synthèse du suivi environnemental

Dans ce chapitre, on a présenté les résultats du suivi environnemental des essais cinétiques en cellules expérimentales effectués sur les 6 échantillons de stériles de la mine Lac Tio. Les principaux constats que l'on peut tirer de ce chapitre sont (voir le tableau 5.3) :

1. Les données électrochimiques mesurées sur les eaux de percolation entre 2006-2008 indiquent que les lixiviats ont des pH près de la neutralité, une conductivité électrique relativement faible et des mesures du potentiel d'oxydo-réduction représentant des conditions de faible oxydation.
2. Les résultats du suivi environnemental montrent également qu'il y a présence de nickel en faible concentration dans les lixiviats des cellules (les concentrations mesurées sont sous les valeurs prescrites par la directive 019 du MDDEP). Les cellules de matériau altéré produisent plus de nickel en solution (de façon croissante de C4 vers C6) que les cellules de matériau frais (de C1 vers C3). On

note aussi que pour la cellule C6 (composée de matériau altéré à forte teneur en hémo-ilménite), les lixiviats ont des concentrations en nickel qui se rapprochent des normes de la Directive 019 (concentration jusqu'à 0,946 mg/L; Directive 019 à 1 mg/L pour un échantillon ponctuel).

3. Les résultats des analyses élémentaires par ICP-AES des lixiviats des cellules expérimentales montrent que d'autres métaux sont présents en faibles quantités dans les lixiviats, sous les valeurs prescrites par la Directive 019.
4. On remarque que les échantillons composés de matériau frais subissent plus d'oxydation (particulièrement C3 qui est composée de matériau frais à forte teneur en hémo-ilménite) que les échantillons de matériau altéré, ce qui se traduit par des concentrations en soufre et en Ca+Mg+Mn (en réponse à l'oxydation) plus élevées dans les lixiviats. Ainsi, on aurait pu s'attendre à des concentrations en nickel plus élevées dans les lixiviats des matériaux frais, puisque le nickel est essentiellement présent dans les minéraux sulfureux (voir chapitre 4, section 4.2.3). Mais c'est le contraire que l'on constate ; les matériaux altérés génèrent plus de nickel que les matériaux frais.
5. Les six stériles étudiés ne sont pas à risque d'être générateur d'acidité à long terme. Le potentiel d'acidité (soufre) s'épuisera bien avant le potentiel de neutralisation (Ca+Mg+Mn). Quant au nickel, le temps nécessaire à son épuisement est de l'ordre de milliers d'années. Ainsi, on ne peut prévoir une baisse du potentiel de génération du DNC dans une perspective à court terme.
6. Les calculs des indices de saturation montrent qu'il y a des conditions favorables à la précipitation de minéraux secondaires de fer, ce qui expliquerait le peu de fer en solution dans les lixiviats (bien qu'il y ait présence d'oxydation de pyrite). Par contre, il n'y a pas de conditions favorables à la précipitation des sulfates. Ainsi, puisqu'il n'y a pas de précipitation significative de minéraux secondaires sulfatés et que les eaux de précipitation ont de faibles concentrations en soufre, le soufre présent dans les lixiviats est produit essentiellement lors de l'oxydation des sulfures. La modélisation montre aussi qu'il n'y a pas de conditions favorables à

la précipitation de minéraux secondaires contenant du nickel. Ainsi, la différence de comportement entre les cellules oxydées et fraîches ne peut pas être expliquée par ce phénomène.

7. L'essai de sorption montre que les matériaux frais ont un pouvoir de rétention du nickel plus élevé que les matériaux oxydés. Il y aurait adsorption du nickel à la surface des minéraux présents dans les stériles, diminuant ainsi la quantité de nickel en solution dans le lixiviat. L'influence de ce phénomène s'atténuerait dans le temps, au fur et à mesure que les sites actifs de sorption se saturerent. Avec la diminution des sites disponibles pour la sorption, le nickel demeure plus présent dans le lixiviat, ce qui est observé dans les stériles altérés.
8. Finalement, pour ce qui est du suivi des comportements géochimiques selon les conditions de déposition (condition naturelle de surface versus ennoiement), il semble y avoir mise en solution plus accentuée de tous les éléments dans le puits de la cellule ennoyée (C7In) au cours des années 2006 et 2007. On pourrait attribuer ce phénomène au changement de milieu de déposition (condition naturelle de surface non saturée sur les haldes à l'ennoiement) qui pourrait déstabiliser des liaisons de rétention et causer un relargage des éléments. À l'année 2008, les teneurs diminuent dans les échantillons C7In à des valeurs similaires à celles en conditions naturelles de surface. On remarque également qu'il y a moins de soufre et de Ca+Mn+Mn en 2008 dans les échantillons C7, ce qui signifie que les phénomènes d'oxydation sont plus faibles en cellule ennoyée qu'en cellule en condition naturelle de surface

Tableau 5.5 : Synthèse des résultats du suivi de la qualité d'eau des effluents provenant des cellules expérimentales

	Caractéristiques sommaires des stériles	Oxydation-Neutralisation	Nickel (mg/L)	Autres éléments
C1	-Matériau frais -31% Hémo-ilménite -45% labradorite	-Présente plus d'oxydation et de neutralisation (surtout C3), qui est composée de matériau frais à forte teneur en hémo-ilménite	Ponctuel : entre 0 et 0,172 Moy. annuelles : de 0,002 à 0,021	Présents en très faibles quantités dans les lixiviat, régulièrement sous les limites de détection de l'ICP-AES et sous les critères de la Directive 019.
C2	-Matériau frais -46% Hémo-ilménite -19% labradorite		Ponctuel : entre 0 et 0,011 Moy. annuelles : de 0,003 à 0,005	
C3	-Matériau frais -65% Hémo-ilménite -16% labradorite		Ponctuel : entre 0 et 0,015 Moy. annuelles : de 0,007 à 0,014	
C4	-Matériau altéré (~25 ans) -31% Hémo-ilménite -32% labradorite	Présence d'oxydation et neutralisation plus faible par rapport aux matériaux C1, C2 et C3	Ponctuel : entre 0 et 0,149 Moy. annuelles : de 0,064 à 0,090	
C5	-Matériau altéré (~25 ans) -36% Hémo-ilménite -31% labradorite		Ponctuel : entre 0 et 0,314 Moy. annuelles : de 0,068 à 0,160	
C6	-Matériau altéré (~25 ans) -58% Hémo-ilménite -20% labradorite		Ponctuel : entre 0 et 0,946 Moy. annuelles : de 0,187 à 0,946	

Tableau 5.5 : Synthèse des résultats du suivi de la qualité d'eau des effluents provenant des cellules expérimentales (suite)

Potentiel de génération de DMA et DNC	Précipitation des minéraux secondaires	Rétention du nickel	Ennoiement (C3 vs C7)
Courbe oxydo-réduction : Aucune cellule ne présente un risque de génération d'acidité à long terme.	-La précipitation de minéraux de fer explique pourquoi on retrouve très peu de fer en solution dans les lixiviat.	L'essai de sorption montre que les stériles frais ont un pouvoir de rétention du nickel plus élevé, que les le stériles altérés.	Il semble y avoir un relargage des métaux dans la cellule envoyée au cours des années 2006 et 2007, mais les teneurs se stabilisent ensuite pour avoir des comportements similaires à ceux en conditions naturelles de surface. Il y a également moins de soufre et de Ca+Mn+Mn en 2008 dans les échantillons C7.
Épuisement : <u>Ca+Mg+Mn :</u> ≥ 1000ans C4<C6<C1<C5<C2<C3 S: ≥ 100ans C1<C4<C3<C2<C6<C5 Ni: ≥ 100000ans C2<C3<C1<C4<C5<C6	-Il n'y a pas de sulfaté qui précipite, ainsi le soufre présent dans les lixiviat représente toute l'oxydation -Les conditions ne sont pas favorables à la précipitation de minéraux contenant du nickel. La différence de comportement entre les cellules oxydées et fraîches n'est pas expliquée par ce phénomène	Les stériles altérés auraient des sites actifs de sorption plus saturés avec le temps, ce qui diminue leur pouvoir de sorption.	L'épuisement des éléments confirme que les stériles n'ont pas de potentiel de génération d'acide à long terme, mais le potentiel de générer du Ni demeure présent pour plusieurs années.

CHAPITRE 6

COMPARAISON DES TAUX DE LIXIVIATION EN CELLULES EXPÉRIMENTALES ET EN VRAIE GRANDEUR

Un des objectifs principaux de la recherche menée par le groupe UQAT-Polytechnique consiste à développer une approche prévisionnelle pour la prédiction de DNC provenant de stériles miniers en se servant du cas particulier de la génération d'un faible taux de nickel provenant des stériles de la mine Lac Tio. On a pu constater au Chapitre 2 que les essais cinétiques de laboratoire, couramment utilisés dans la prédiction du DMA ne parvenaient pas toujours à simuler adéquatement les conditions *in situ* pour prédire l'occurrence du DNC. L'essai en cellule humide réalisé sur les stériles de la mine Lac Tio n'a pas été concluant quant à l'identification du DNC contenant du nickel, puisque les concentrations de ce métal dans les lixiviats étaient trop faibles pour être détectées. Des essais sur le terrain ont été réalisés à l'échelle intermédiaire, afin de mieux caractériser le comportement géochimique des stériles. Comme on l'a constaté dans les chapitres précédents, les essais en cellules expérimentales ont permis d'identifier la présence de nickel dans les effluents des différentes cellules, ce qui semble indiquer que ce type d'essai est mieux adapté que les essais au laboratoire pour prédire la génération de DNC, à tout le moins dans le cas de la mine Lac Tio.

Ce chapitre a pour objectif d'évaluer si les essais en cellules expérimentales sont représentatifs des réactions géochimiques observées à l'échelle réelle d'une halde. Pour ce faire, on comparera le comportement géochimique observé en cellules expérimentales à celui d'une des haldes à stériles présentes au site Lac Tio, soit la halde Puyjalon.

6.1 Halde Puyjalon

La halde Puyjalon, située au sud-est de la fosse Tio, renferme un tonnage estimé à 6 783 290 t, soit un volume de 2 909 870 m³ qui occupe une superficie de 56,9 ha. La halde Puyjalon est composée en majorité de stériles anorthositiques (information fournie par la compagnie QIT Fer et Titane inc.). Il a été décidé d'étudier la halde Puyjalon dans ce travail puisque ses bassins versants sont bien connus et bien délimités. De plus, on estime qu'il n'y a que de l'eau de précipitation qui percole au travers de cette halde, ce qui facilitera la comparaison. La halde Puyjalon se retrouve en majeure partie sur deux bassins versants, nommés Puyjalon Sud-Ouest et Puyjalon Sud-Est (voir figure 6.1). La période d'étude choisie s'étend du début mai 2007 au début décembre 2007. Cette période a été retenue puisque toutes les informations nécessaires à l'interprétation des résultats étaient disponibles (les précipitations, les débits et les concentrations en nickel aux exutoires).

6.1.1 Débits aux effluents

Les débits aux exutoires des deux bassins versants (Puyjalon SO = exutoire 211,4) et Puyjalon SE = exutoire Puyjalon Sud) sont mesurés ponctuellement, une fois par semaine (selon la Directive 019). Les débits sont mesurés manuellement à l'aide de déversoirs installés à l'exutoire (voir figure 6.2). On remarque que l'exutoire 211,4 enregistre des débits plus élevés avec une moyenne de 638 748 L/jour (maximum de 3 648 000 L/jour), tandis que l'exutoire Puyjalon Sud a une moyenne de 322 436 L/jour (maximum de 1 349 520 L/jour). On observe que les débits entre avril et juin sont élevés (avec deux pics près de 3 300 000 L/jour pour 211,4 et un pic près de 1 400 000 L/jour pour Puyjalon Sud). Ces débits élevés seraient corrélés à la fonte des neiges. Finalement, on remarque qu'il n'y a pas beaucoup de rétention d'eau au sein de la halde, puisque l'on enregistre rapidement les débits à la sortie des cellules suite aux épisodes de pluie (voir figure 6.3) et que les stériles ont des propriétés hydrogéologique qui permettent le drainage rapide de ceux-ci (voir Chapitre 4, section 4.2.2).

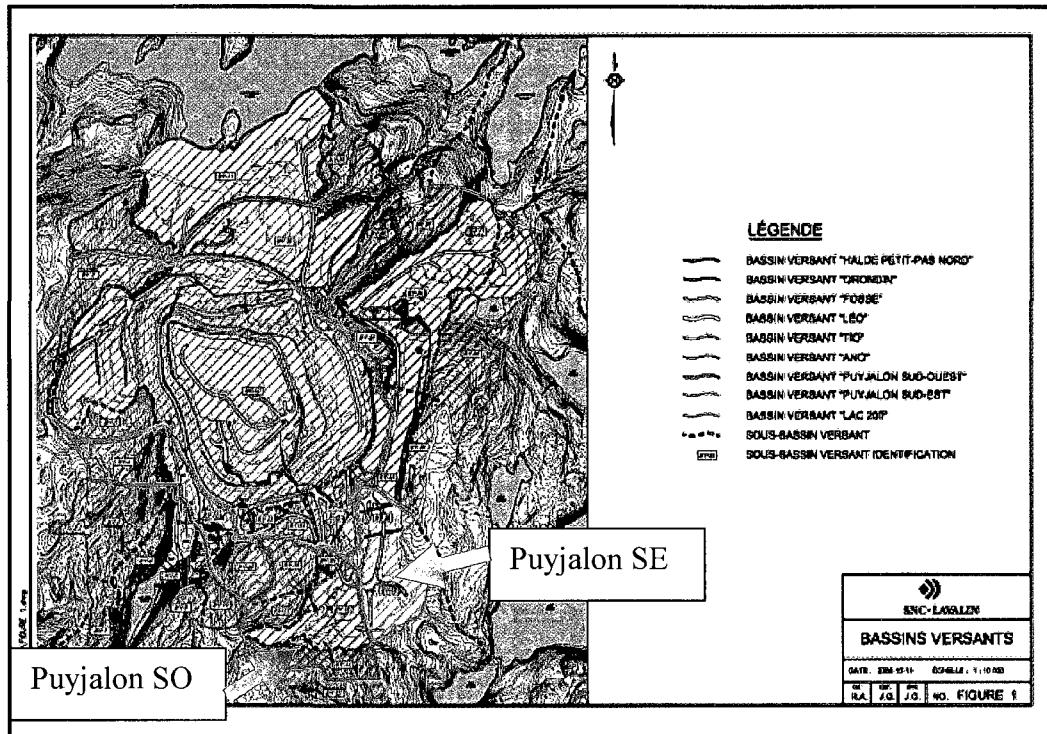


Figure 6.1: Représentation des différents bassins versants présents au site Lac Tio (fournie par la compagnie QIT Fer et Titane inc., non publique)

6.1.2 Qualité de l'eau aux effluents

Des échantillons d'eau sont récoltés aux deux exutoire (211,4 et Puyjalon Sud) pour le suivi environnemental à la mine. On analyse alors les propriétés électrochimiques des eaux de percolation (pH, conductivité), ainsi que la présence de certains métaux et éléments.

La figure 6.4 présente les valeurs de pH mesurées dans les eaux de percolation à l'exutoire 211,4 (bassin versant Puyjalon SO) et Puyjalon Sud (bassin versant Puyjalon SE). Les mesures de pH oscillent entre 6,4 et 7,6 (sauf pour une mesure à 3,8) durant le suivi environnemental de l'année 2007, avec une moyenne de 7,08 pour Puyjalon Sud et de 6,88 pour 211,4. La figure 6.5 présente la conductivité mesurée sur les eaux de

percolation. La conductivité oscille entre 370 et 1870 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}/\text{cm}$, avec une moyenne de 1313 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}$ pour Puyjalon Sud et de 1004 $\mu\text{Mhos}/\text{cm}$ pour 211,4. Les teneurs en nickel oscillent entre 0,052 et 0,85 mg/L, avec une moyenne de 0,57 mg/L pour Puyjalon Sud et de 0,20 mg/L pour 211,4 (voir figure 6.6). Les mesures ponctuelles enregistrées restent sous les valeurs prescrites par la Directive 019, soient inférieures à 1,0 mg/L. Ces concentrations sont dans le même ordre de grandeur que celles observées dans les cellules expérimentales.

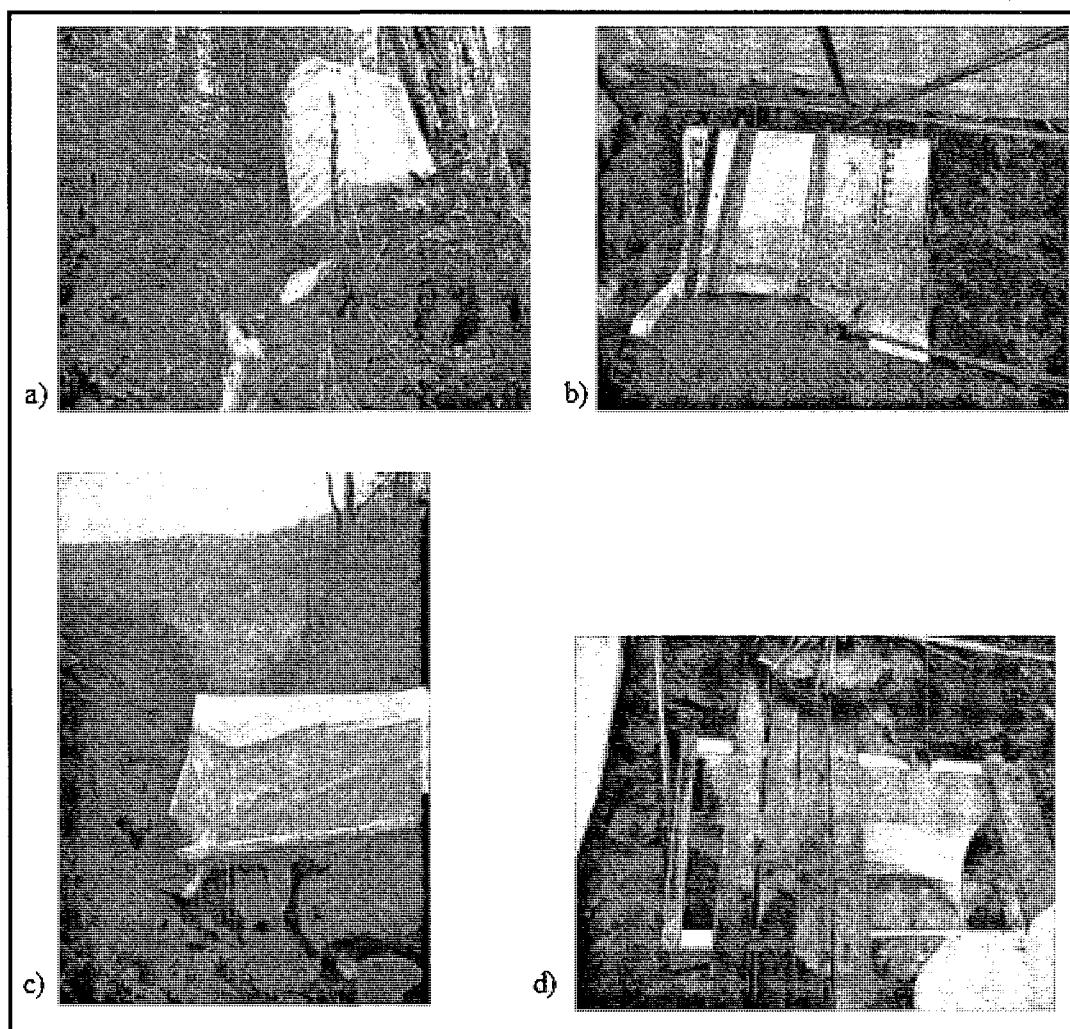
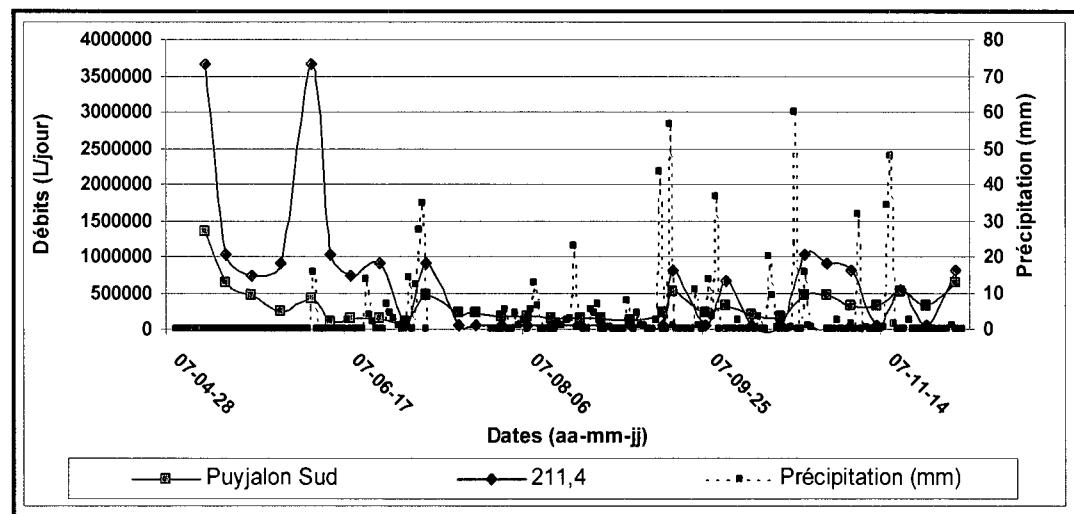
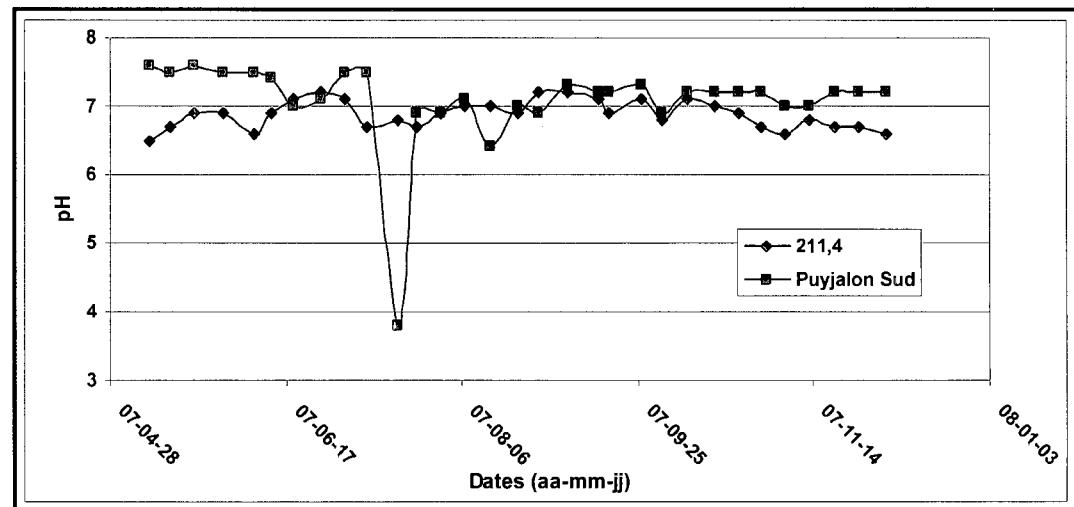


Figure 6.2: a) et b)Déversoir à l'exutoire Puyjalon Sud c) et d) Déversoir à l'exutoire 211,4



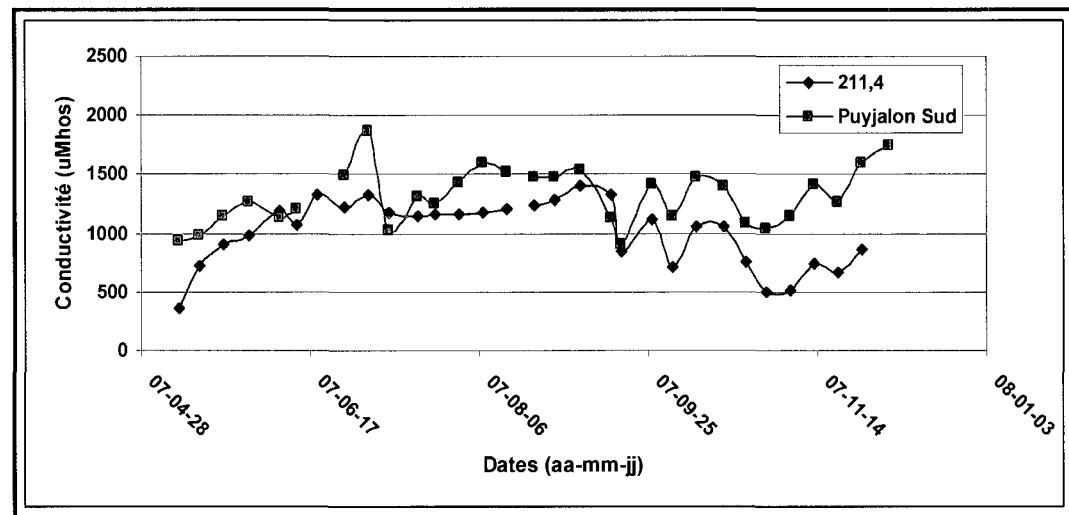
	Puyjalon Sud	211,4
Moyenne (31 mesures) (L/jour)	322436	638748
Maximum (L/jour)	1349520	3648000
Minimum (L/jour)	89520	48000

Figure 6.3: Débits enregistrés aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud et précipitations au site Lac Tio et tableau des paramètres statistiques.



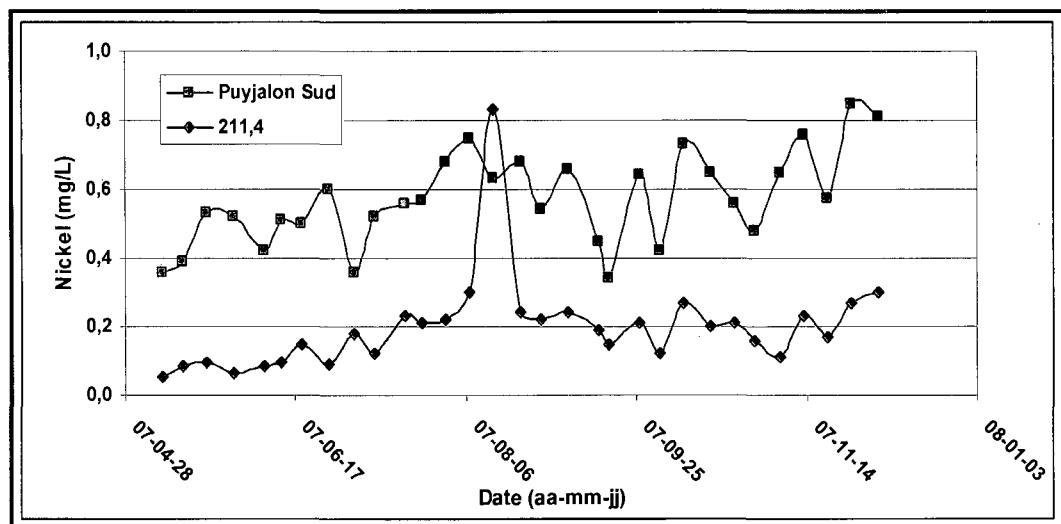
	Puyjalon sud	211,4
Minimum	3,80	6,50
Médiane	7,20	6,90
Moyenne (31 mesures)	7,08	6,88
Maximum	7,60	7,20

Figure 6.4: Variation du pH aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour une période de l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.



	Puyalon sud	211,4
Minimum (µMhos/cm)	911	367
Médiane (µMhos/cm)	1290	1090
Moyenne (31 mesures) (µMhos/cm)	1313	1004
Maximum (µMhos/cm)	1870	1400

Figure 6.5: Variation de la conductivité aux exutoires 211,4 et Puyalon Sud pour une période de l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.



	Puyalon sud	211,4
Minimum (mg/L)	0,34	0,052
Médiane (mg/L)	0,56	0,19
Moyenne (31 mesures) (mg/L)	0,57	0,20
Maximum (mg/L)	0,85	0,83

Figure 6.6: Variation de la concentration en nickel aux exutoires 211,4 et Puyalon Sud pour l'année 2007 et tableau des paramètres statistiques.

6.1.3 Calcul du volume de la halde Puyjalon

Afin d'évaluer le taux de réaction dans la halde et de le comparer à celui observé en cellules expérimentales, il est nécessaire d'avoir une évaluation du volume de stériles pour chaque portion de la halde Puyjalon. Ces volumes des portions de la halde Puyjalon se retrouvant sur les bassins versants Puyjalon SO et Puyjalon SE ont été calculés à l'aide du logiciel AutoCad. Les cartes de la topographie initiale du site et de celle existante suite à la déposition des haldes ont été fournies par les opérateurs de la mine. À partir des élévations de la topographie initiale et celle de la halde, il a été possible de calculer les volumes de stériles présents sur chacun des bassins versants (voir figure 6.7 et 6.8). Le volume de stérile se retrouvant sur le bassin versant Puyjalon SE est estimé à $1\ 810\ 000\text{m}^3$ alors que celui se trouvant sur le bassin versant Puyjalon SO est estimé à $935\ 000\text{m}^3$. Ces volumes ont été calculés à l'aide de formes géométriques simples et ils comportent certaines incertitudes. Cependant, le niveau de précision des calculs est jugé acceptable pour le présent exercice.

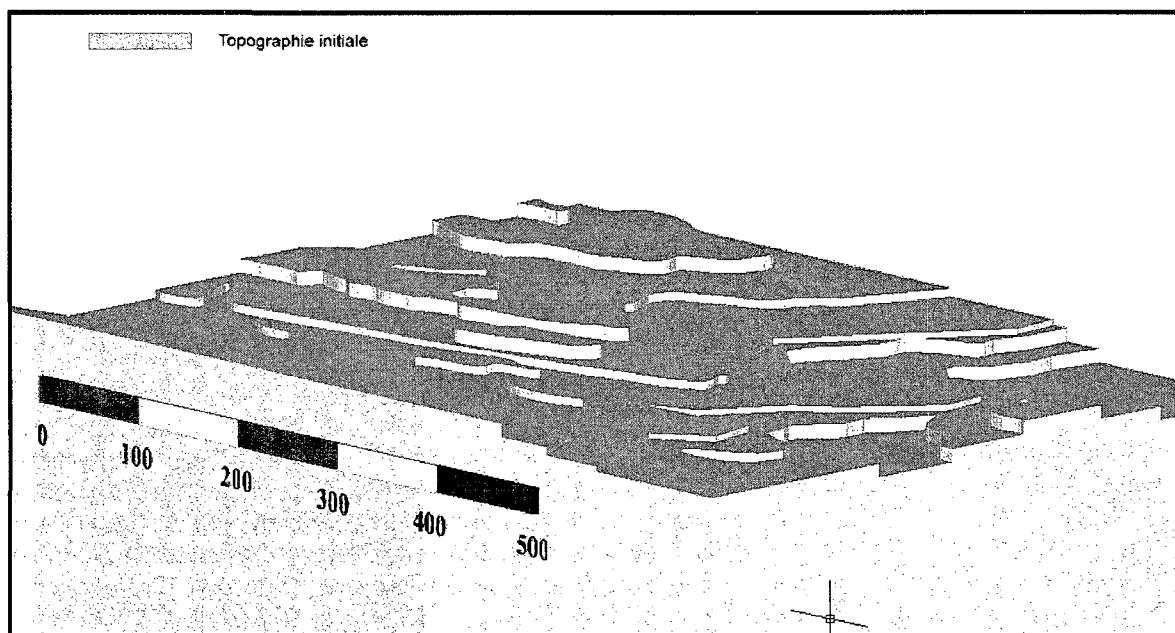


Figure 6.7 : Topographie initiale avant la déposition de la halde Puyjalon, effectuée à l'aide d'Autocad.

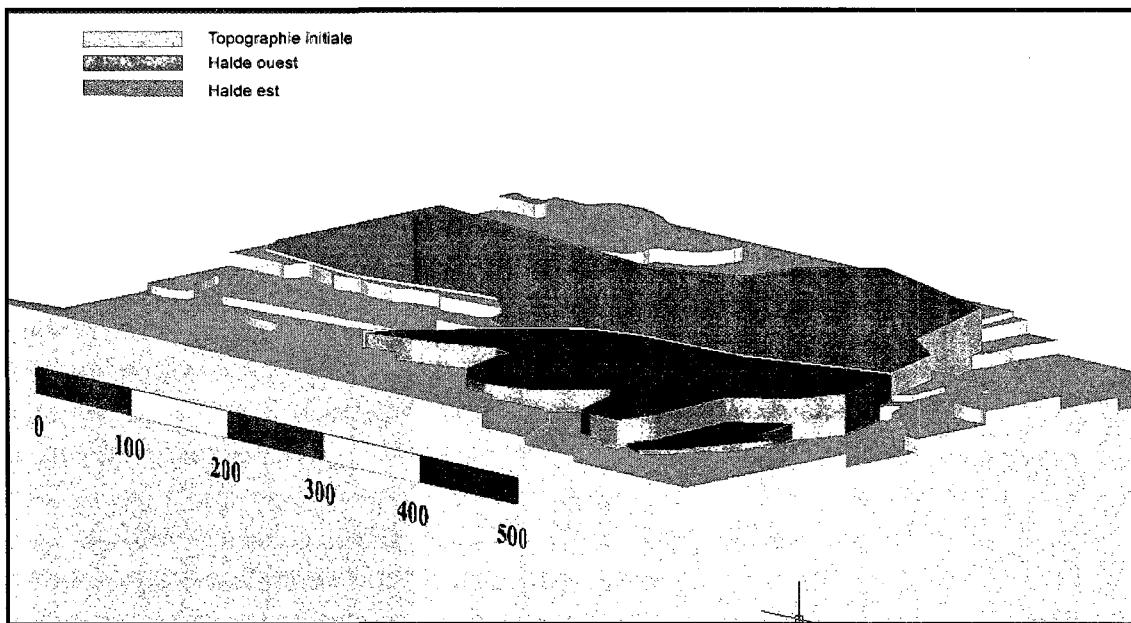


Figure 6.8 : Topographie des stériles sur Puyjalon Sud-Ouest et Puyjalon Sud-Est, effectuée à l'aide d'Autocad.

6.1.4 Taux de lixiviation de la halde Puyjalon

Les taux de lixiviation sont calculés en fonction du volume total, comme dans le cas des cellules expérimentales. On considère que les cellules expérimentales ont des volumes solides similaires entre elles, donc une même porosité (fixée à 0,35). Selon des études effectuées *in situ* sur des stériles, leur porosité varie entre 0,20 à 0,50 (Hillel, 1998; Martin, 2003) avec des porosités moyennes autour de 0,35. Dans le présent exercice, on considère que la porosité moyenne de la halde (0,35) est similaire à la porosité des cellules expérimentales (0,35).

On utilise l'équation 6.1 pour calculer les charges normalisées (mg/m^3) pour les deux bassins versants de la halde Puyjalon. Ces charges normalisées sont ensuite cumulées. La pente des charges normalisées en fonction du temps nous donne les taux de lixiviation ($\text{mg}/\text{m}^3/\text{jour}$) présentés ci-dessous.

$$[C]_{H\text{puyjalon}} = Q_j \times [M]_j \times P \div V_H \quad [6.1]$$

Où :

$T_{H\text{puyjalon}}$: Taux de lixiviation pour l'espèce chimique « M » à la journée « j » (mg/m^3)

Q_j : Débit à la journée « j » (L/jour)

$[M]_j$: Concentration de l'espèce chimique « M » mesuré au jour « j » (mg/L)

V : Volume de stériles dans le bassin versant (m^3)

P : Période de temps entre deux échantillonnages (jour)

On montre à la figure 6.9 l'évolution des taux de lixiviation cumulatifs pour le nickel pour les bassins versants Puyjalon SE et Puyjalon SO. La pente de cette courbe correspond au taux de lixiviation moyen ($\text{mg/m}^3/\text{jour}$).

On remarque que les deux bassins versants se comportent de manière assez semblable, avec des taux de lixiviation de nickel relativement proches (du même ordre de grandeur) : $0,0755 \text{ mg/m}^3/\text{jour}$ pour le bassin Puyjalon SE (exutoire Puyjalon Sud) et de $0,0607 \text{ mg/m}^3/\text{jour}$ pour le bassin Puyjalon SO (exutoire 211,4). On remarque également qu'il y a de plus grandes variations des taux ponctuels à l'exutoire 211,4 (où le coefficient R^2 est plus faible 0,9205) qu'à l'exutoire Puyjalon Sud (où les taux ponctuels sont plus constants, $R^2=0,9654$). Cependant, les différences observées sont faibles et on peut conclure que les régressions linéaires donnent des taux de lixiviation réalistes pour ces deux exutoires.

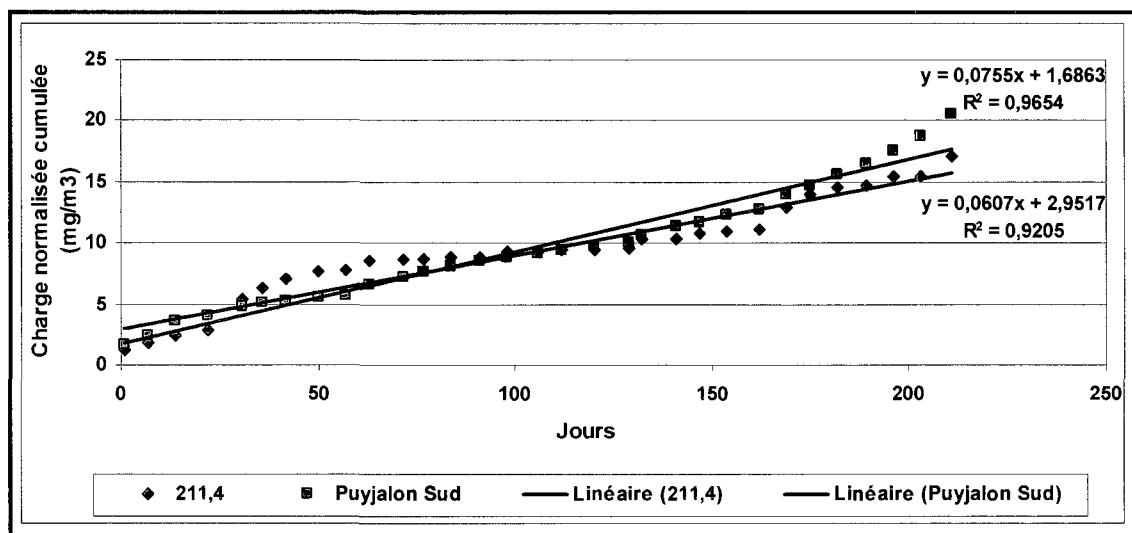


Figure 6.9 : Charge cumulée normalisée pour le nickel aux exutoires 211,4 et Puyjalon Sud pour une période de l'année 2007. Les pentes des courbes correspondent aux taux de lixiviation : $0,0755 \text{ mg/m}^3/\text{jour}$ pour l'exutoire Puyjalon Sud et $0,0607 \text{ mg/m}^3/\text{jour}$ pour l'exutoire 211,4.

6.1.5 Épuisement du nickel

Le calcul de l'estimation de l'épuisement du nickel dans les stériles des deux bassins versants au cours de l'année 2007 (210 jours) a été effectué. Pour calculer le temps d'épuisement, on utilise l'équation 5.5. Les taux de lixiviation utilisés sont ceux calculés dans la section précédente. La concentration initiale (équation 5.4) est calculée à l'aide d'analyses chimique totale effectuées sur des carottes de forage représentatives des matériaux entreposés sur la halde Puyjalon (Plante et al., 2009). La moyenne des teneurs en nickel de ces analyses est de 0,025% p/p.

On présente aux figures 6.10 l'évolution théorique de l'épuisement du nickel au cours de l'année 2007. On observe que le nickel contenu dans la halde s'épuise très lentement. À ce rythme, l'épuisement total du nickel prendrait des milliers d'années et ce, même si le pourcentage du solide susceptible de réagir n'était que de 5%.

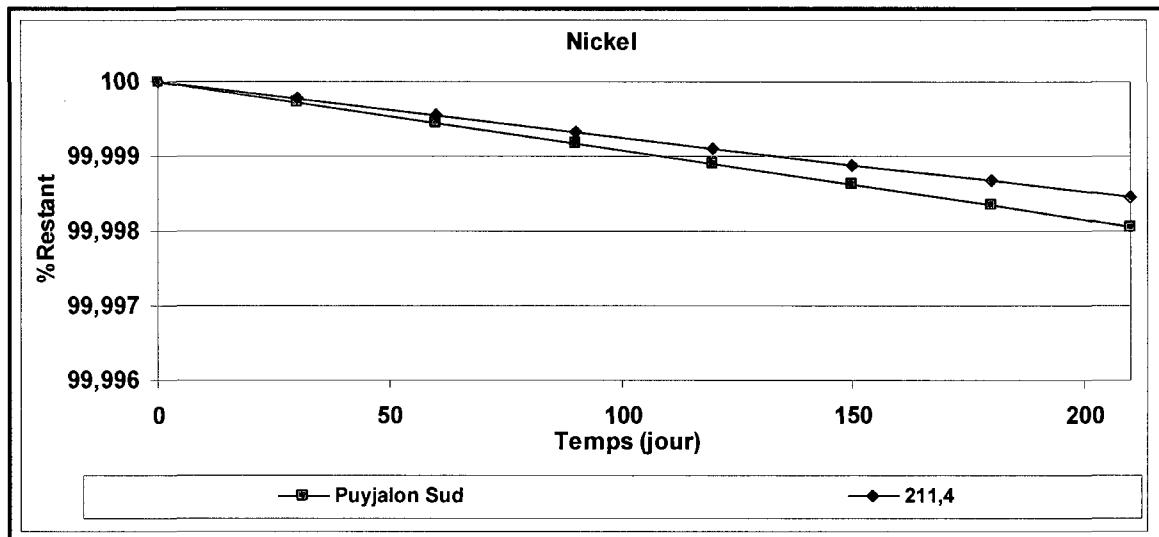


Figure 6.10 : Estimation de l'épuisement du nickel pour une période de 210 jours pour Puyjalon SE (Puyjalon Sud) et Puyjalon SO (211,4).

6.2 Comparaison avec les résultats des essais cinétiques en cellules expérimentales

Les résultats obtenus du suivi environnemental sur la cellule C4 ont été utilisés pour comparer les résultats à l'échelle de la halde et en cellule expérimentale (voir Tableau 6.1). On rappelle que les stériles de la cellule C4 sont composés de matériaux altérés à faible teneur en hémo-ilménite, assez similaires à ceux que l'on retrouve dans la halde Puyjalon.

Dans un premier temps, on a comparé les données électrochimiques mesurées aux sorties des cellules expérimentales et aux exutoires de Puyjalon. On remarque que la fourchette de variation des pH est presque la même (circum-neutrale): entre 6 et 8 en cellule expérimentale et entre 6,5 et 7,5 (avec un point à 3,8) pour les bassins versants de Puyjalon. Pour ce qui est de la conductivité, elle varie entre 70 et 320 µMhos/cm pour la cellule C4 et entre 370 à 1870 µMhos/cm pour les bassins versants. La conductivité est

donc plus élevée pour les effluents de la halde (temps de rétention plus long à l'échelle de la halde).

Les concentrations en nickel oscillent entre 0,034 et 0,850 mg/L pour les bassins versant de la halde et entre 0 et 0,090 mg/L pour les lixiviats des cellules expérimentales. Les valeurs plus faibles à la sortie de la cellule C4 ne sont pas surprenantes considérant la différence entre les rapport débit-solide (voir tableau 6.1). Les valeurs en cellules expérimentales et celles mesurées sur le terrain, sont inférieures à la concentration maximale acceptable dans un échantillon instantané de la Directive 019 (soit inférieure à 1,0mg/L).

Les taux de lixiviation obtenus en cellule C4 sont de 0,0952 à 0,1655 mg/m³/jour, lorsque le régime semble stable (voir chapitre 5, section 5.4.1.2). Les taux de lixiviation aux bassins versants sont de 0,0602 et 0,0755 mg/m³/jour. Ainsi, les taux de lixiviation à l'échelle de la halde sont du même ordre de grandeur que les taux obtenus en essais cinétique en cellules expérimentales, mais systématiquement plus faible pour la halde.

Ces résultats tendent à confirmer que les cellules expérimentales représentent relativement bien les conditions présentent à l'échelle de la halde et qu'elles constituent un outil utile pour prédire la génération de DNC provenant de stériles miniers, à tout le moins pour le cas de la mine Lac Tio.

Par contre, il est important de spécifier que même si les cellules expérimentales sont soumises aux mêmes conditions climatiques (précipitations, températures, etc.) que les haldes à stériles, il y a certaines différences qui sont susceptibles d'influencer la comparaison entre la halde Puyjalon et les cellules expérimentales, mentionnons :

1. La composition minéralogique. La halde Puyjalon est composée en majorité de gangue anorthositique (information fournie par la compagnie QIT Fer et Titane inc.). On compare ici le comportement de la halde à la cellule C4, composée de

matériau altéré à faible teneur en hémo-ilménite. Il n'est pas assuré que les minéralogies soient identiques.

2. Le rapport débit/solide. On a effectué une comparaison du débit moyen journalier (L/jour) par rapport au volume de stérile (m^3). On obtient des différences d'un ordre de grandeur entre les deux échelles d'observation (voir tableau 6.1). Les rapports sont de 4,652 L/jour/ m^3 pour la cellule expérimentale C4, tandis qu'ils sont de 0,178 L/jour/ m^3 pour le bassin versant Puyjalon SE et 0,683 L/jour/ m^3 pour le bassin versant Puyjalon SO. Comme les rapports «débit/solide» sont plus élevés en cellules expérimentales qu'à l'échelle de la halde à stérile, on pourrait s'attendre à une dilution des concentrations en cellules expérimentales.
3. Le temps de rétention de l'eau. Ce temps semble très court en cellules expérimentales et au sein de la halde également, puisque les stériles sont des matériaux grossiers qui se drainent facilement. Dans les deux cas, on enregistre des débits rapidement après les épisodes de pluie. Par contre, on peut suggérer que les temps de rétention seront plus élevés dans les haldes à stérile, puisque ce sont des empilements de dimension plus importante.
4. Les cellules expérimentales n'ont pas les mêmes structures internes que la halde. Les méthodes de construction des haldes à stériles vont créer des hétérogénéités qui auront des conséquences importantes sur le comportement hydrique, géotechnique et géochimique des stériles dans l'empilement (Aubertin et al., 2002; Fala, 2002, 2008). Les haldes à stériles sont des systèmes complexes qui ne sont pas reproduits au sein des cellules expérimentales. En effet, les cellules expérimentales sont constituées de stériles tamisés à 50 cm et placés d'une telle façon à ce que l'empilement soit relativement homogène (voir chapitre 3, section 3.5.6).

Tableau 6.1 : Synthèse de la comparaison entre la cellule expérimentale C4 (matériau oxydé à faible teneur en hémiménite) et la halde à stériles Puyjalon.

	Cellule expérimentale C4	Bassin versant Puyjalon SE	Halde Puyjalon Puyjalon SO	Commentaires
Volume (m³)	24,5 à 28,5	1 810 381	935 251	Rapports eau/solide sont plus élevés pour C4 qu'à l'échelle de la halde à stériles. On pourrait alors s'attendre à une dilution des concentrations en cellules expérimentales.
Moyenne débits (L/jour)	121	322 436	638 748	
Débits/Volume (L/jour/m³)	4,652	0,178	0,683	
Analyses électrochimiques	pH: 6 à 8	pH: 6,4 à 7,6 (un point à 3,8)	pH: 6,5 à 7,2	Les analyses électrochimiques sont similaires, les valeurs de pH sont circum-neutrales et la conductivité est plus élevée pour les effluents de la halde.
Concentration en Ni (mg/L)	Variation : 0 à 0,187 Moyenne : 0,064 à 0,090	Variation : 0,034 à 0,850 Moyenne : 0,570	Conductivité : 70 à 320 µMhos/cm 910 à 1870 µMhos	Conductivité : 370 à 1400 µMhos
Taux de lixiviation (mg/m³/jour)	0,0952 et 0,1655	0,0755	0,0607	Les taux de lixiviation à l'échelle de la halde sont du même ordre de grandeur que les taux obtenus pour la cellule C4. Ce qui confirme que les cellules expérimentales représentent bien les conditions retrouvées à l'échelle de la halde.
Épuisement du nickel (années)	>1000 ans	>1000 ans	>1000 ans	Stériles potentiellement génératrices de DNC pour encore plusieurs années.

CHAPITRE 7

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

7.1 Conclusions

La présente étude a porté sur l'utilisation d'essais à l'échelle intermédiaire sur le terrain afin de mieux comprendre le comportement géochimique de stériles générateurs de drainage neutre contaminé (DNC) provenant de la mine Lac Tio. L'objectif ultime de cette recherche est de développer une approche prévisionnelle de la qualité d'eau pour des stériles ayant un potentiel de générer du DNC (applicable au cas de la mine Lac Tio et à d'autres cas).

Au chapitre 2, il a été montré que les essais de prédiction du comportement géochimique réalisés au laboratoire sur les stériles miniers (principalement pour des stériles générateurs de DMA) n'ont pas toujours été en mesure de faire des prédictions adéquates. Par ailleurs, une étude réalisée au laboratoire (à l'aide d'un essai en cellule humide) n'a pas pu identifier le problème de génération de DNC en nickel des stériles de la mine Lac Tio (Bussière et al., 2005). La prédiction du potentiel de génération de DNC provenant de stériles miniers est un défi encore plus grand que la prédiction du potentiel de DMA, car les taux de lixiviations sont plus faibles et l'influence de phénomènes tels que la sorption et la précipitation est plus significative.

Dans le but d'obtenir des prédictions du comportement géochimique plus réalistes et représentatives, six différents stériles de la mine Lac Tio qui représentent l'éventail des stériles présents sur les haldes de la compagnie ont été sélectionnés ($C1=31\%$ hémo-ilménite, matériau frais; $C2=46\%$ hémo-ilménite, matériau frais; $C3=65\%$ hémo-ilménite, matériau frais; $C4=31\%$ hémo-ilménite, matériau oxydé; $C5=35\%$ hémo-

ilménite, matériau oxydé; C6=58% hémo-ilménite, matériau oxydé) et soumis à des essais cinétiques à l'échelle intermédiaire (7 cellules expérimentales d'environ 25 à 30 m³) sur le terrain. Comme une portion des stériles à la mine Lac Tio a été placée dans des lacs alors qu'une autre portion est exposée aux conditions non saturées naturelles de surface, il a été jugé important de concevoir les cellules pour comprendre l'effet que peut engendrer les différents milieux de déposition sur le comportement géochimique des stériles étudiés. Ainsi, la conception de deux types de cellules a été mise de l'avant (présentés au chapitre 3), vouées à recréer ces deux différents environnements (exposés aux conditions non saturées de surface ou ennoyés). Les stériles dans six des cellules ont été placés sur une plate-forme étanche et soumis aux conditions non saturées de surface; la septième cellule qui contient du matériau similaire à la cellule C3 a été ennoyée. Les cellules ont été conçues de telle façon à ce que les eaux de percolation (ou du surnageant pour la cellule ennoyée) soient récupérées à la sortie dans un réservoir permettant d'échantillonner l'eau de drainage et de mesurer le débit. Pour la cellule ennoyée, un piézomètre permet également d'échantillonner l'eau à l'intérieur des stériles. À la connaissance de l'auteure, il n'existe pas de dispositif semblable dans les études antérieures visant à étudier le potentiel de génération de DNC de stériles miniers.

Toujours afin de mieux comprendre les comportements géochimiques des stériles soumis aux essais en cellules expérimentales, une caractérisation exhaustive des six types de stériles à l'étude (physique, minéralogique, chimique et microbiologique) a été effectuée. Cette caractérisation, présentée au chapitre 4, permet de faire des liens entre la qualité chimique des eaux de percolation récoltées à la sortie des cellules et les caractéristiques intrinsèques des stériles. Les travaux de caractérisation ont montré que le nickel se retrouvait en majorité dans les sulfures, soit en impureté dans la pyrite ou en association avec celle-ci. Ces résultats impliquent que les mécanismes de lixiviation du nickel dans les eaux de percolation sont en relation avec l'oxydation des minéraux sulfureux. Les travaux de caractérisation ont également permis d'identifier les principaux minéraux neutralisants (labradorites, chlorites, biotites, pyroxènes) présents

dans les stériles. Finalement, la caractérisation microbiologique a démontré que généralement il y avait des bactéries sulfoxydantes plus actives dans les échantillons de matériau frais et moins actives dans l'échantillon de matériau oxydé. Ainsi, l'activité bactérienne ne semble pas être une explication au fait qu'il y a une lixiviation plus élevée en nickel pour les cellules composées de matériau oxydé.

Au chapitre 5, les résultats du suivi environnemental des cellules montrent que celles-ci présentent un potentiel de génération de DNC contaminé en nickel. En effet, les pH mesurés dans les eaux de percolation sont près de la neutralité, la conductivité électrique et les mesures de POR sont relativement faibles. On observe au cours de l'essai la présence de nickel dans les eaux de percolation de toutes les cellules (concentrations cependant sous la Directive 019). Pour la cellule C6 (composée de matériau altéré à forte teneur en hémo-ilménite), les eaux de percolation ont des concentrations en nickel qui frôlent les limites maximales de la Directive 019 (concentration jusqu'à 0,946 mg/L; Directive 019 à 1 mg/L pour un échantillon ponctuel). On a également observé au cours de l'essai que les échantillons composés de matériau frais subissaient plus d'oxydation que les échantillons de matériau altéré. Par contre, les concentrations en nickel étaient plus élevées dans les eaux de percolation des stériles oxydés; résultats qui peuvent paraître surprenant étant donné que la caractérisation a montré que le nickel est essentiellement associé aux sulfures (plus d'oxydation devrait correspondre à plus de nickel).

Afin de mieux expliquer la plus faible génération de nickel dans les stériles frais, des essais de sorption ont été réalisés. Les résultats ont montré que les matériaux frais ont un pouvoir de rétention du nickel nettement plus élevé que les matériaux oxydés, ce qui peut expliquer les concentrations plus faibles en nickel dans les eaux de percolation des cellules avec stériles frais. Dans le cas étudié ici, le phénomène de sorption a un impact important sur la qualité d'eau, à tout le moins à court terme. Ainsi, même s'il y a davantage d'oxydation des sulfures et de libération du nickel dans les matériaux frais, le

nickel est capté par sorption par les minéraux de gangue, ce qui entraîne une faible concentration de cet élément à l'effluent. Avec le temps, l'impact du phénomène de sorption diminue et la concentration en nickel augmente.

En terme de potentiel de génération d'acide, les résultats en cellules expérimentales ne prévoient pas de génération d'acide à long terme et ce, pour tous les matériaux étudiés. Les minéraux neutralisants s'épuisent plus lentement que les sulfures ce qui devrait éviter la génération de DMA (en supposant que les taux de réaction demeurent relativement constants dans le temps).

Pour ce qui est du suivi des comportements géochimiques selon les conditions de déposition (condition naturelle de surface versus ennoiement), l'étude a montré qu'il y a une concentration plus élevée de tous les éléments dans l'eau du puits d'échantillonnage de la cellule ennoyée (C7In) au cours des années 2006 et 2007. Ce phénomène serait en partie attribué au changement de milieu de déposition qui déstabiliseraient les liaisons de rétention et causerait un relargage des éléments. À l'année 2008, les teneurs diminuent dans les échantillons C7In à des valeurs similaires à celles en conditions naturelles de surface. On remarque également qu'il y a moins de soufre et de Ca+Mn+Mn en 2008 dans les échantillons C7, ce qui signifie que les phénomènes d'oxydation sont plus faibles en cellule ennoyée qu'en cellule en condition naturelle de surface, confirmant que l'ennoiement limite l'oxydation des sulfures en limitant l'accessibilité de l'oxygène.

De plus, afin d'évaluer la pertinence d'utiliser des cellules expérimentales dans une approche prévisionnelle de génération de DNC, la capacité de ce type d'essai à représenter les conditions présentes à l'échelle d'une halde à stériles a été évaluée. Pour ce faire, les taux de lixiviation obtenus en cellules expérimentales ont été comparés à ceux obtenus à l'échelle de la halde Puyjalon. Bien que les cellules expérimentales ne soient pas représentatives de la halde en entier (la composition minéralogique, le rapport eau/solide, le temps de rétention de l'eau sont différents et le système complexe de la

halde n'est pas recrée en cellule), la comparaison entre les résultats confirment que les cellules expérimentales représentent relativement bien les conditions présentent à l'échelle de la halde (taux de lixiviation du même ordre de grandeur). De plus, elles semblent être un outil relativement précis pour prédire la génération de DNC provenant de stériles miniers, à tout le moins pour le cas de la mine Lac Tio.

Finalement, la connaissance aquise au cours de ce projet et des différentes études connexes en cours sera directement intégrable à la gestion des stériles et sera très utile pour la conception du plan de fermeture de la mine Tio.

7.2 Recommandations

La présente étude a permis de mieux comprendre le comportement des stériles générateurs de DNC à la mine Tio. Il a été démontré, entre autre, que se sont les mécanismes de sorption qui explique en majeure partie les dissemblances comportementales entre les stériles oxydés et les stériles frais. Par contre, la compréhension des mécanismes de sorption gagnerait à être comprise davantage. Il serait intéressant d'effectuer des essais plus poussés sur la sorption, afin de comprendre quelles sont les liaisons de sorption qui retiennent le nickel. Des analyses XPS et des extractions séquentielles (de façon qualitative) permettraient de spécifier les types de liens et les éléments impliqués dans la sorption du nickel sur la surface des stériles. Il serait également important de savoir quel minéral ou famille minéralogique est responsable de la sorption du nickel. Finalement, il serait intéressant que les travaux au laboratoire portant sur les mécanismes de sorption soient complémentés par des essais de sorption à grande échelle, sur les cellules expérimentales. Cela pourrait prendre la forme d'un arrosage des stériles à l'aide de solution chargée en nickel et de mesures de la concentration en nickel à l'effluent à différents temps.

De plus, il sera essentiel d'effectuer une caractérisation post-démantèlement des cellules de terrain (analyses chimiques, diffraction des rayons X et microscopie électronique à

balayage). Ces analyses permettront de confirmer que les hypothèses sur la précipitation des minéraux secondaires faites lors de la modélisation thermodynamique sont valides, soit qu'il n'y a pas de précipitation importante de minéraux secondaires contenant des sulfates, ni de minéraux secondaires avec nickel, et qu'il y a précipitation de minéraux secondaires de fer.

D'autre part, le suivi environnemental des cellules continuera pour une autre saison (été 2009). Il sera important de surveiller attentivement le comportement de la cellule envoisée qui a eu un comportement différent au cours de la dernière année. On verra alors si le comportement lors de la dernière année était exceptionnel ou s'il y a stabilisation vers ce comportement dans le puits d'échantillonnage C7In. De plus, on pourra observer si les concentrations en nickel dans les lixiviats des cellules de matériau oxydé continuent à augmenter, comme la tendance des dernières mesures semble le montrer.

Les résultats des taux de lixiviation des essais effectués sur les stériles au laboratoire (essais en mini-cellules d'altération et en cellules humides ; Plante, 2009) devront être comparés à ceux obtenus dans les cellules expérimentales et à l'échelle de la halde. Cette comparaison permettra de confirmer ou d'infirmer que les essais en cellules expérimentales sont mieux adaptés que les essais au laboratoire pour la prédiction de la génération du DNC. De plus, on sera en mesure d'évaluer les différences observées selon l'échelle d'étude en terme de comportement hydrogéochimique.

Les résultats obtenus dans les cellules expérimentales pourront servir de données de base pour entreprendre la modélisation du comportement hydrogéochimique des différents stériles. Une fois que les modèles auront été calibrés avec des valeurs réalistes (tenant compte des effets d'échelle), l'équipe aura en main l'information pour prédire de façon plus réaliste l'évolution du comportement hydrogéochimique des haldes à stériles du site de la mine Lac Tio.

Enfin, l'ensemble de ces informations devra être analysé afin de proposer une approche prévisionnelle pour la génération de DNC provenant de haldes à stériles miniers. A priori, on peut penser que cette approche impliquerait : i) une identification des matériaux représentatifs à étudier, ii) une caractérisation détaillée de ces matériaux au niveau chimique, physique et minéralogique, iii) la réalisation d'essais cinétiques à l'échelle intermédiaire sur le terrain ; iv) une modélisation du comportement hydrogéochimique de ces essais à l'échelle intermédiaire ; et v) une prédiction du comportement à l'échelle de l'empilement. Cette dernière étape implique une bonne connaissance de la structure interne de la halde et des propriétés hydrogéochimiques à l'échelle de la halde.

RÉFÉRENCES

- ADAM, K., KOURTIS, A., GAZEA, B. et 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, A1-A8.
- AL-ABED, S.R., HAGEMAN, P.L., JEGADEESAN, G., MADHAVAN, N. et ALLEN, D. (2006). Comparative evaluation of short-term leach tests for heavy metal release from mineral processing waste. Science of the Total Environment 364, pp.14-23.
- ALLISON, J. D., BROWN, D. S., et NOVO-GRADA, K. J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, a geochemical assessment model for environmental systems. Version 3.0, User's Manual, EPA/600/3-91/021, U.S. Environmental Protection Agency. 105p.
- AMMOU, M. (1989). Microcaractérisation des solides : Méthodes d'observation et d'analyse. Centre Régional d'Analyse des Métaux. Valbonne, France. 541p.
- ANDRINA, J, MILLER, S et NEALE, A, (2003). The Design, Construction, Instrumentation and Performance of a Full Scale Overburden Stockpile Trial for Mitigation of Acid Rock Drainage, Grasberg Mine, Papua Province, Indonesia, in Proceedings Sixth International Conference on Acid Rock Drainage, pp. 123-132 (The Australasian Institute of Mining and Metallurgy: Melbourne).
- ANTERRIEU, O. (2006). Caractérisation géophysique de la structure interne d'une halde à stériles pour l'évaluation du transport des fluides. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École polytechnique de Montréal, Canada.

APHA. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amercian Public Health Association, Washington.

ARNESEN, R.T., BJERKENG, B. et IVERSEN, E.R. (1997). Comparison of Model Predicted and Measured Copper and Zinc Concentrations at Three Norwegian Underwater Tailings Disposal Sites. Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage. Volume IV.

ASTM. (1998). D5744-96, Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using Modified Humidity Cell. Annual Book of ASTM Standards. 11.04: pp.259-271.

AUBERTIN, M., FALA, O., MOLSON, J.W. GAMACHE-ROCHETTE, A, LAHMIRA, B., MARTIN, V., LEFÈBVRE, R., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R., CHOUTEAU, M. et WARD, W.G. (2005). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. Symposium 2005 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE B. et CHAPUIS, R.P. (2003). A Model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties, Canadian Geotechnical Journal 40, pp.1104-1122

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L. (2002). Environnement et gestion des résidus miniers. Presses Internationales de Polytechnique, Corporation de l'École Polytechnique de Montréal, Montréal. Manuel sur cédérom.

AUBERTIN, M. et MBONIMPA M. (2002). Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturés. Cours Polytechnique de Montréal, p. 61.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JOANES, A.-M., MONZON, M. GAGNON, D., BARBERA, LM., BÉDARD, C., CHAPUIS, R.P. et BERNIER, L. (1999). Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place, Rapport final soumis au Ministère des Ressources naturelles, Projet P 1899, C.D.T., École Polytechnique, MEND Report 2.22.2.

AZAM, S, WILSON, G.W., HERASYMUIK, G., NICHOL, C. et BARBOUR, L.S. (2006). Hydrogeological behaviour of an unsaturated waste rock pile: a case study at the Golden Sunlight Mine, Montana, USA. Bull. Eng. Geol. Environ. (DOI 10.1007/s10064-006-0077-7).

BAIN, J.G., MAYER, K.U., BLOWES, D.W., FRIND, E.O., MOLSON, J.W.H., KAHNT, R. et JENK, U. (2001). Modelling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine, J. Contam. Hydrol., 52, pp.109-135.

BENNET, J.W., HARRIES, J.R., PANTELISS, G. et RITCHIE, A.I.M. (1989). Limitations on pyrite oxidation rates set by air transport mechanisms. Proceedings, Biohyrometallurgy International Symposium, August 13-18, 1989. Jackson Hole, Australia.

BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A. M. et ARCHAMBAULT, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for the prediction of the Joutel tailings acid generation potential. Environmental Geology, Article in press, available online, reference: 10.1007/s0025-004-1113-1.

BENZAAZOUA, M., BERNIER, L., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, MOLSON, J., MONROY FERNANDEZ, M. et ZAGURY, G. (2002). Notes de cours de l'atelier Méthodes de prédition du potentiel de génération d'acide présenté lors du Symposium 2002 - Rouyn-Noranda sur l'environnement et les mines.

BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., et DAGENAIS, A. M. (2001). Comparison of kinetic tests for sulphide mine tailings. Tailings and Mine Waste '01, Balkema, Rotterdam.

BERGERON, M. (1971). Distribution of cobalt, nickel and copper in Lac Tio ore. Pyrometallurgy and Mineral Sciences Section Project No. R-12-RS, Quebec Iron & Titanium Corporation Research Department Report No. pp.48-71.

BETHUM, K.J., Lockington, D.A. et Williams, D.J., (1997). Acid mine drainage: comparison of laboratory testing to mine site conditions. 4th ICARD, Vancouver, BC pp.305-318.

BILODEAU, B. et LEBLANC, Y. (1994). Étude hydrogéologique : Mine Tio, Havre-Saint-Pierre (Non-publique)

BLACK, L.D., McQUAY, M.Q. et BONIN, M.P. (1996). Laser-based techniques for particle-size measurement: a review of sizing methods and their industrial applications. Progress in Energy and Combustion Science, 22: pp.267-306.

BOURQUE, Y. (2008). Rapport interne sur la mine Tio. QIT Fer et Titane inc. (Non publique)

BRUYNESTEYN, A. et HACKL, R.P. (1984). Evaluation of acid production potential of mining waste materials. Minerals and the Environment., 4(1): pp.5-8.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., PLANTE, B., PEPIN, G., AUBERTIN, M. et LAFLAMME, D. (2008). Évaluation du comportement géochimique des stériles miniers de la mine Lac Tio, Havre-St- Pierre, Québec. Symposium 2008 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec.

BUSSIÈRE, B. (2007). Colloquium 2004 : Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal 44, pp.1019-1052

BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A.M., VILLENEUVE, M. et PLANTE, B. (2005). Caractérisation environnementale d'un échantillon de stériles de la mine Tio. Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale, 62 p.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R. P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal 40(3): pp.512-535.

BUSSIÈRE, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisation physiques et numériques. Thèse de doctorat. Département de Génie Civil, Géologique et Minier. École polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B. et AUBERTIN, M. (1999). Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment. Sudbury'99.

BUSSIÈRE, B. et BENZAAZOUA, M. (1999). Essais cinétiques en colonnes réalisés sur cinq échantillons provenant du site Joutel. Unité de recherche et de service en technologie minérale (rapport de service non publié).

CHAPUIS, R.P. et AUBERTIN, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils, Canadian Geotechnical Journal 40, pp.616-628

COASTECH REASEARCH (1991). Acid Rock Drainage Prediction Manual, MEND Project Report 1.16.1b, MEND, Ottawa, Ontario.

COGEMA RESSOURCE INC. (2001). Arsenic Leaching Behaviour. In: Appendix I, Disposal of Cigar Lake Waste Rock, Environmental Impact Statement.

CRAVOTTA, C.A. (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: Géochimical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*. 23: pp.203-226.

CRUZ, R., MÉNDEZ, B.A., MONROY, M. et GONZALEZ, I. (2001). Cyclic voltammetry applied to evaluate reactivity in sulfide mining residues. *Applied Geochemistry*. 16: pp.1631-1640.

DAGENAIS, A.M., VILLENEUVE, M. et BUSSIÈRE, B. (2004). Rapport d'avancement «Caractérisation environnementale d'un échantillon de stériles de stériles du Lac Tio». Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale, 31p.

DEMERS, I. (2008). Utilisation de la désulfuration environnementale dans la restauration de parcs à résidus miniers. Thèse de doctorat. Sciences de l'environnement. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue.

DOEPKER, R.D. (1991). Column Leath Study IV: Factors Affecting the Dissolution of Metals from Sulfidic Metal-Mine Tailings. Proc. 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage.

DOEPKER, R.D. et DRAKE, P.L. (1991). Laboratory Study of Submerged Metal-Mine Tailings 3: Factors Influencing the Dissolution of Metals. Proc. 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage.

DREVER, J. I. (1994). The effect of land plants on weathering rates of silicate minerals Geochimica et Cosmochimica Acta, Volume 58, Issue 10, pp.2325-2332

DREVER, J.I. et STILLINGS, L.L. (1997). The role of organic acids in mineral weathering Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 120 (1-3), pp.167-181.

DUCAN, D.W. et WALDEN, C.C. (1975). Prediction of acid generation potential. BC Research, 18p.

EDWARDS, K.J., BOND, P.I., DRUSCHEL, G.K., McGUIRE, M.M, HAMERS, R.J et BANFIELD, J. (2000) Geochemical and biological aspects of sulfide mineral dissolution: lessons from Iron Mountain, California. *Chemical Geology*, Vol.169, 3-4, pp.383-397.

EPA 1312. (1994). SPLP (Synthetic Precipitation Leaching Procedure). EPA report # SW-846 Ch 6. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/1312.pdf>

EPA 1311. (1992). TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure). EPA report # SW-846 Ch 8.4. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/pdfs/1311.pdf>

FALA, O. (2008). Analyse de l'écoulement de l'eau en condition non saturée dans les haldes à stériles. Thèse de doctorat. Département de Génie Civil, Géologique et Minier. École polytechnique de Montréal.

FALA, O., MOLSON, J.W., AUBERTIN, M. et BUSSIÈRE, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. Mine Water & Environment 24(4): pp.172-185.

FALA, O. (2002). Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École polytechnique de Montréal, Canada.

FEASBY, D.G., LIU L., GRAHAM, B. et ELLIOT, L. (2001). Selection of test procedures to evaluate potential for acid rock drainage and metal leaching from mine tailings and waste rock. Securing the Future International Conference on Mining and the Environment, June 25 – July 1, Skellefteå, Sweden, pp.1-10.

FELMY, A.R., GRIVEN, J.B. et JENNE, E.A. (1984). MINTEQ : a computer program for calculating aqueous geochemical equilibria. National Technical Information Services, Springfield, Virginia.

FREDLUND, D.G. et RAHARDJO, H. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y.

FROSTAD, S., KLEIN, B. et LAWRENCE, R.W. (2005). Determining the weathering characteristics of a waste dump with field tests. International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment, vol. 19, no. 2, pp.132-143

FROSTAD, S., KLEIN, B. et LAWRENCE, R.W. (2000a). Kinetic Testing 1. Effects of Protocol Variable on Rates of Weathering. 5th ICARD, Denver, CO. 1: pp.641-649.

FROSTAD, S., KLEIN, B. et LAWRENCE, R.W. (2000b). Kinetic Testing 2. Scaling Up Laboratory Data to Predict Field Rates of Weathering. Proceedings from the 5th ICARD, Denver, CO. 1: pp.651-659.

GAILLOT, A. (2007) Caractérisation des Propriétés Hydrogéologiques de Rejets Miniers. Rapport de stage effectué à l'école polytechnique de Montréal. (non public)

GAMACHE-ROCHETTE, A. (2004). Une étude de caractérisation en laboratoire et sur le terrain des écoulements de l'eau dans les roches stériles. Mémoire de maîtrise en génie minéral, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.

GLEISNER, M. (2001). Sulfide Mineral Oxidation in Freshly Processed Tailings from Boliden. International conference on mining and the environment, Skelleftea, 1: pp.241-249.

GUINEBRETIÈRE, R. (2002). Diffraction des rayons X sur échantillons polycristallins. Lavoisier, Paris.

HERASYMUIK, G.M. (1996). Hydrogeology of sulfide waste rock dump. M.Sc. thesis, Departement of civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon, Sask.

HERNANDEZ ORELLANA, A.M. (2007). Une étude expérimentale des propriétés hydriques des roches stériles et autres matériaux à granulométrie étalée. Mémoire de Maîtrise, École polytechnique de Montréal, Département des génies civil, géologique et des mines. 212p.

HILLEL, D. (1998). Environmental Soil Physics. Academic Press. San Diego.

INTESSAR, R. (2009). Apport des méthodes électriques à la détermination de la structure interne d'une halde à stériles. Mémoire de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Canada.

KLEIN, C. et HURLBURT, C.S.Jr. (1985). Manual of Mineralogy. Ed. John Wiley & Sons.

KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A. et PACELLI, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, Mar'81: pp.300-304.

KODALI, B., RAO M, B., NARASU M, L. et POGAKU, R. (2004). Effect of biochemical reactions in enhancement of rate of leaching. *Chemical Engineering Science* 59, pp.5069-5073.

KRAUSE, E. et ETTEL, V.A. (1985). Ferric arsenate compounds: Are they environmentally safe? Solubilities of basic ferric arsenates. In: A.J. Oliver [Ed.]. *Impurity Control & Disposal*. Proc. 15th Annual Hydrometallurgy Meeting CIM, Vancouver, Canada, August, pp.18-22.

KWONG, Y.T.J. (2001). Metal leaching through galvanic interaction - implication for mine waste management. *Securing the Future, International Conference on Mining and the Environment*. Skelleftea, Sweden, pp. 374-383.

KWONG, Y.T.J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective, MEND Report 1.32.1 CANMET, Ottawa, 47p.

LAHMIRA, B. (2009). Modélisation des processus physiques affectant le comportement des haldes à stériles produisant du drainage minier acide. Thèse de doctorat INRS-ETE.

LAPAKKO, K.A. (2002). Metal Mine Rock and Waste, Characterization Tools: An Overview. *Mining, Minerals and Sustainable Development* No. 67, 30p.

LAPAKKO, K.A. (1994). Comparison of Duluth complex rock dissolution in the laboratory and field. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and*

Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, P.A., V.1, pp 419-428.

LAWRENCE, R.W. et SCHESKE, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32, 2: pp.100-106.

LAWRENCE, R.W. (1990). Prediction of the behavior of mining and processing wastes in the environment. Proc. Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes, Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc., Littleton, C.O. pp.115-121.

LAWRENCE, R.W., POLING, G.W. et MARCHANT, P.B.(1989). Investigation of predictive techniques for acid mine drainage. Report on DSS Contract No. 23440-7-9178/01-SQ, Energy Mines and Resources, Canada, MEND Report 1.16.1(a).

LEFÈBVRE, R., HOCKLEY, D., SMOLENSKY, J. et GÉLINAS P. (2001a). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 1. Conceptual model and system characterization . *J. Contam. Hydrol.* 52, pp.37-164.

LEFÈBVRE, R., HOCKLEY, D., SMOLENSKY, J. et LAMONTAGNE, A. (2001b). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, 2. Applications of numerical simulation. *J. Contam. Hydrol.* 52, pp.165-186.

LEFÈBVRE, R. (1994). Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles, Thèse de Ph.D., Université Laval, Quebec City, Canada, June 1994, 375 p.

LIMOUSIN, G., GAUDET, J.-P., CHARLET, L., SZENKNECT, S., BARTHE`S, V. et KRIMISSA, M. (2007). Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry* 22 , pp.249–275

MALMSTROM, M.E., DESTOUNI, G., BANWART, S.A. et STRÖMBERG, B.H.E (2000). Resolving the scale-dependence of mineral weathering rates. *Environmental Science and Technology* 34 (7), pp. 1375-1378.

MARTIN, V., AUBERTIN, M., ZHAN, J., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R. P. (2005). An investigation into the hydrological behaviour of exposed and covered waste rock dumps. SME Annual Meeting, Preprint 05-109 (Salt Lake City).

MARTIN, V., AUBERTIN, M., ZHAN, J., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R. P. (2004). Evaluation of Unsaturated Flow in Mine Waste Rock, GeoQuebec 2004: 57th Canadian Geotechnical Conference

MARTIN, V., AUBERTIN, M., ZHAN, J., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R. P. (2004). Evaluation of Unsaturated Flow in Mine Waste Rock, GeoQuebec 2004: 57th Canadian Geotechnical Conference

MARTIN, V. (2003). Étude des propriétés non saturées des stériles miniers. Mémoire de maîtrise, Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.

MAYER, K.U., FRIND, E.O. et BLOWES, D.W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.* 38(9), 13: pp.1-21

McCARTER, M.K. (1990). Design and operating considerations for mine waste embankments. Surface Mining (2nd ed.), pp 890-899. Kennedy, B.A. (Ed.), Soc. Mining, Metallurgy & Exploration, Inc. (SME).

McCARTHY, D. (2008). Essentials of Soil Mechanics and Foundations:Basic Geotechnics: International Edition 7th edition. 864p.

Environnement Cananda (2008). Archives nationales d'information et de données climatologiques : http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/Welcome_f.html?&

MEND Report 2.36.2b (1999). Hydrology and Solute Transport of Oxidised Waste Rock from Stratmat Site, N.B.

MEND Report 1.14.2c (1997). Heat transfer during acid mine drainage production in a waste rock dump, la mine Doyon (Quebec)

MILLER, S. D., ANDRINA, J. et RICHARDS, D. (2003). Overburden Geochemistry and Acid Rock Drainage Scale-Up Investigations at the Grasberg Mine, Papua Province, Indonesia. 6th ICARD, 12-18 July, pp. 111-121.

MILLER, A., ROBERTSON, A., DONAHUE, T avec Egi. (1997). Advances in acid drainage prediction using the NAG test. Proc. of the 4th ICARD, Vancouver, Canada. pp.533-549.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J. et WONG, J.W.C. (1991). Use and misuse of the acid-base account for "AMD" prediction. Proc. of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Montreal, Canada. 3, pp.489-506

MILLER, S.D., JEFFREY, J.J., et MURRAY, G.S.C. (1990). Identification and management of acid generation mine wastes – Procedures and practices in South-East Asia and the Pacific regions. GAC/MAC joint Annual Meeting. Acide Mine Drainage : Designing for closure. Vancouver, B.C. Canada.

MOLSON, J., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et BENZAAZOUA, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. Applied Geochemistry 23, pp. 1-24

MOLSON, J.W., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et JOANES, A.M. (2004). Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers. 57ième Congrès canadien de géotechnique, pp. 29-36

MOLSON, J.W., FRIND, E.O. et WALTER, A.L. (2003). POLYMIN User Guide: A 2D multicomponent reactive transport model with geochemical speciation and kinetic sulphide oxidation, Dept. of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal.

MORIN, K.A. et HUTT, N.M. (1997). Environmental Geochemistry of Minesite Drainage : Practical Theory and Case Studies. MDAG Publishing, Vancouver.

MORIN ET K.A., GERENCHER, E., JONES, C.E. et KONASEWICH, D.E. (1991). Critical literature review of acid drainage from waste rock. MEND Project 1.11.1. MEND Reports 1988-2000 on CDRom: Predicting, Treatment, Monitoring, Technology Transfer, New Ideas.

MRNF (2008). "Mine-Géologie - Aperçu géologique", Site internet du MRNF du Québec : <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/mines/geologie/geologie-apercu.jsp>.

MRNF (2002). Carte géologique du Québec, Ressources naturelles Québec : ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/public/Geologie/documentsRP/Carte_geologique.pdf.

NICHOLSON, R.V. (2004). Overview of neutral pH drainage and its mitigation: results of a MEND study. Proceedings of the MEND Ontario workshop, Sudbury, 2003.

NICHOLSON, R.V., WILLIAMS, G., RINKER, M.J., et SWARBRICK, B. (2003). Implications of Non-Acid Metal Leaching on Mine Rock Management at a Nickel Mine in Permafrost Terrain: 1 – Mine Rock Evaluation, pp.535-541

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. et REARDON, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 26: pp.1-8.

NORDSTROM, D.K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. Int. Geol. Rev. 42, pp.499-515.

OTWINOWSKI, M. (1995). Scaling analysis of acid rock drainage. MEND Project 1.19.2, 71p.

OUANGRAWA, M. (2007). Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. Thèse de doctorat. Département de Génie Civil, Géologique et Minier. École polytechnique de Montréal.

PAKTUNC, A.D. (1999) Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage dans Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures, Springer Verlag, Berlin, Hidelberg, New York, Azcue, J.M., pp.19-40

PEPIN, G. (2008) Les essais cinétiques comme outils de prédition du DMA et du DNC: étude comparative sur la réactivité à différentes échelles d'expérimentation. Cours séminaire de géomatériaux. UQAT. 88p.

PERREAUXT, S. (1999). Métallogénie des gîtes de magnétite (Fe)-ilménite (Fe - Ti) associés aux suites anorthositiques de la partie est de la Province de Grenville sur la Côte-Nord. 12^e Colloque du RÉDiST

PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., GUNTER, W.D., ST-ARNAUD, L.C. et MYCROFT, J.R. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage (MEND).

PLANTE, B., VILLENEUVE, V., BENZAAZOUA, M. et BUSSIÈRE, B. (À venir). Rapport de service sur l'analyse d'échantillons issus de carottes de forage de la mine Tio de la compagnie Rio Tinto - Fer et titane. URSTM.

PLANTE, B. (2009). Drainage minier contaminé en nickel: cas des stériles de la mine Tio. Thèse de doctorat. Sciences de l'environnement. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue (à venir).

PLANTE, B. (2006). Development of new prediction tools for contaminated neutral drainage of antimony, Arsenic, nickel and zinc. Rapport de synthèse environnementale. Sciences de l'environnement. Université du Québec en Abitibi Témiscamingue

PLUMLEE, G.S. et LOGSDON, M.J. (1999). An earth science toolkit for environmentally friendly mineral resource development. The environmental

geochemistry of ore deposit, Part A : Processes, techniques and health issues. SEG Reviews in Economic Geology, 6A: pp.1-27.

POTTS, P.J. (1987). A handbook of silicate rock analysis. Chapman and Hall, New York.

RINKER, M. J., NICHOLSON, R.V., VENHUIS, M.A. et SWARBRICK, B. (2003) Implications of Non-Acid Metal Leaching on Mine Rock Management at a Nickel Mine in Permafrost Terrain:1 – Mine Rock Evaluation

RITCEY, G.M. (1989). Tailings Management. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.

RITCHIE, A.I.M. (1994a). The waste-rock environment. In J.L. Jambor and D.W. Blowes (eds) : Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, May 1994, pp. 133-161.

RITCHIE, A.I.M. (1994b). Sulphide oxydation mechanisms: Controls and rates of oxygen transport. In J.L. Jambor and D.W. Blowes (eds) : Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, May 1994, pp. 201-245.

ROCHE. (2004). Suivi de la qualité des eaux de percolation des stériles miniers. Rapport à QIT-Fer et Titane Inc.

SHARER, J.M., PETTIT, C.M., KIRKALDY, J.L., BOLDUC, L., HALBERT, B.E. et CHAMBERS, D.B. (2000). Leaching of metals from sulphide mine wastes at neutral pH. Proceedings of the 5th ICARD, volume I, Denver, USA, pp.191-201.

SHELP, M.L. et YANFUL, K.E. (2000). Oxygen diffusion coefficient of soils at high degrees of saturation, *Geotechnical Testing Journal*, GTJODJ, vol.23, N°1 pp.36-44.

SKOOG, D.A. et LEARY, J.J. (1992). Principles of instrumental analysis, Fourth Edition. Saunders College Publishing.

STUART, D.M., JOHN, J.J., et THERESA, A.D. (1994). Developments in predicting and management of acid forming wastes in Australia and Southeast Asia. Proc. 3rd Int. Conf. On the Abatement of Acid Mine Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication SP 06D-94, pp.177-184.

SOBEK, A.A., SCHULLER, W.A., FREEMAN, J.R. et SMITH, R.M. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoil. EPA report no. EPA-600/2-78-054 pp.47-50

SOMOT, S. (2000). Étude en colonnes de la cinétique d'oxydation de 39 résidus miniers plus ou moins désulfurés du Québec et de l'Ontario. Unité de recherche et de service en technologie minérale (rapport confidentiel).

SRK (Steffen, Robertson et Kristen), (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de Recherches Minérales, Québec.

SRK (Steffen, Robertson et Kristen), (1989). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. BCAMD Task Force, Vol.1.

STRÖMBERG, B. (1997). Weathering kinetics of sulphidic mining waste: An assessment of geochemical processes in the Aitik mining waste rock deposits. Royal

Institute of Technology, Department of Geochemistry, Inorganic Chemistry, AFR-report 159, 370 p.

STUMM, W. et MORGAN, J.J. (1981). Aquatic chemistry - An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons, Inc. 470 p.

SULLIVAN, P.J. et SOBEK, A.A. (1982). Laboratory weathering studies of coal refuse. Minerals and the Environment. 4: pp.9-16.

TABOADA, T. et GARCÍA, C. (1999). Pseudomorphic transformation of plagioclases during the weathering of granitic rocks in Galicia (NW Spain) CATENA, Volume 35, Issues 2-4, pp 291-302

TAYLOR, J.C. et HINCZAK, I. (2001). Rietveld made easy: A Practical Guide to the Understanding of the Method and Successful Phase quantifications. J.C. Taylor and I. Hinczak.

TREMBLAY, G.A. et HOGAN, C.M. (2001). MEND Manual vol. 4, Prevention and Control. CANMET.

TREMBLAY, G.A. et HOGAN, C.M. (2000). MEND Manual: Volume 3 - Prediction. MEND report 5.4.2c.

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. École polytechnique de Montréal. Montréal, Canada.

VILLENEUVE, M., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M. et MONROY, M. (2003). The influence of kinetic test type on geochemical response of low acid generation potential tailings. Tailings and mine waste '03. pp 269-279

WHITE, A.F. (1995). Chemical weathering rates of silicate minerals in soils. Chemical weathering rates of silicate minerals. White, A.F. and Brantley, S.L., Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy. 31, pp.407-461.

XU, R. et Di GUIDA, O.A. (2003). Comparison of sizing small particles using different technologies. Powder Technology, 132: pp.145-153.

ZAGURY G.J., COLOMBANO, S.M., NARASIAH K.S. et BALLIVY, G. (1997). Stabilisation de résidus acides miniers par des résidus alcalins d'usines de pâtes et papiers. Environmental technology, Vol.18, pp.959-973.

ANNEXES

A.1 ESSAI D'ADSORPTION SUR LE SABLE

Cette annexe présente les résultats du test d'adsorption fait sur le sable placé dans les cellules expérimentale entre la géomembrane et les stériles. Le sable placé ne devait pas changer la géochimie de l'eau percolant et ainsi influencer les données à l'effluent. L'essai montre qu'il n'y a pas adsorption du nickel par le sable. La figure A.1 présente les résultats de l'essai d'adsorption pour le nickel, élément d'intérêt dans cette étude.

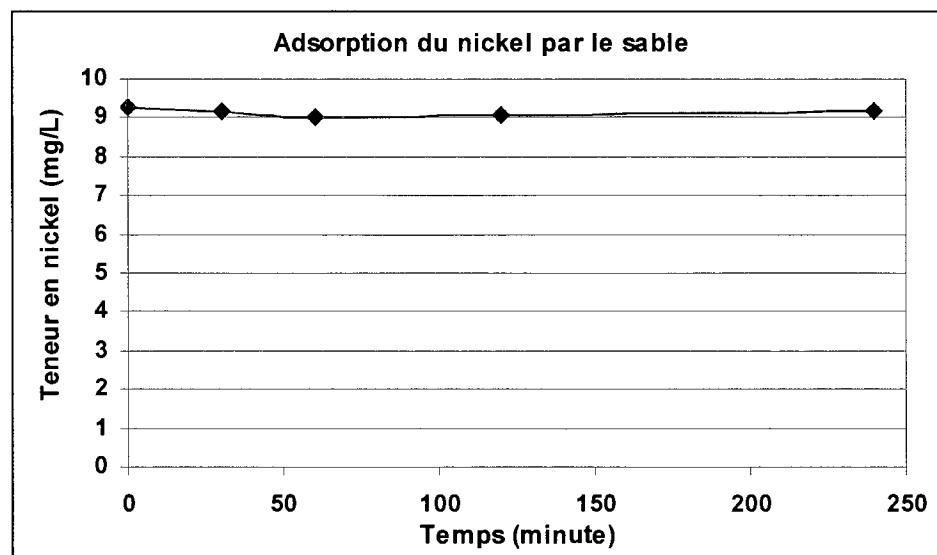


Figure A.1 : Test d'adsorption du nickel sur le sable placé dans les cellules expérimentales.

A.2 FICHE TECHNIQUE DE LA GÉOMEMBRANE

 SOLMAX 2800, Blvd Marie-Victorin Verdun, Québec, Canada, J5X 1P7 INTERNATIONAUX Tel.: 1-450-329-1234 Fax: 1-450-329-2547 www.solmax.com		SPÉCIFICATIONS TECHNIQUES Géomembrane de Chlorure de Polyvinyle (CPV)		
PROPRIÉTÉ	MÉTHODE D'ESSAI	UNITÉ	<i>Solmax 240</i>	
(Metric) Thickness (Nominal ± 5%) ^① (mm)	ASTM D-5199	(mm) mils	Metric	Imperial
Densité (Min.) ^②	ASTM D-792	(g/cc)	1.20	1.20
Propriétés Elastiques (Min.) ^③	ASTM D-882			
Résistance en tension à la rupture	Method A (MD and TD)	(kN/m) ppi	17.0	97
Allongement à la rupture	Method A (MD and TD)	%	450%	450%
Modèle d'élasticité 100%	Method A (MD and TD)	(kN/m) ppi	7.0	40
Résistance à la déchirure (Min.) ^④	ASTM D-1004 (Die C)	(N) lbs	44	10.0
Résistance à basse température (Pass) ^⑤	ASTM D-1790	(°C) °F	-29	-20
Stabilité dimensionnelle (Max Clig) ^⑥	ASTM D-1204	%	3%	3%
Extraction d'eau (Perte Max) ^⑦	ASTM D-1239	%	0.20%	0.20%
Perte de volatiles (Perte Max) ^⑧	ASTM D-1203 (A)	%	0.5%	0.5%
Résistance aux micro-organismes (Max Clig) ^⑨	ASTM G-160			
Facteur de bris		%	5%	5%
Allongement à la rupture		%	20%	20%
Modèle d'élasticité 100%		%	20%	20%
Résistance hydrostatique ^⑩	ASTM D-751 (A)	(kpa) psi	830	120
SPECIFICATIONS POUR LES SOUDURES EN USINE				
Force en pelage (Min.)	ASTM D-882	(kN/m) ppi	2.6	15.0
Force en cisaillement (Min.)	ASTM D-882	(kN/m) ppi	14.0	79.8
INFORMATION GÉNÉRALE				
Couleur			Gris	
Surface			Lisse	
Multiples de la largeur d'un panneau ^⑪		(m) p.	2.16	.85
Dimension maximale d'un panneau ^⑫		(m) pi ²	1.587	17.085
Poids		(kg/m ²) Lbs/ft ²	1.27	0.258
Poids maximum par panneau		(kg) lbs	2,000	4,400
NOTE				
① La fréquence des tests est une par lot, ou pour chaque 40,000 tels de matériel (18,000 kg), selon le plus fréquent. ② Les propriétés sont testées par formulation. À la demande du client, il est possible de transmettre une fiche de certification sur les résultats des essais. ③ Autres dimensions sont disponibles sur demande et les dimensions peuvent varier de ± 1%. ④ L'information ci-haut est fournie à titre d'information seulement et ne doit pas être interprétée comme une garantie. L'utilisateur est responsable qu'une évaluation finale relève à l'utilisation/application de la géomembrane. Solmax n'assume aucune responsabilité quant à l'utilisation de l'information ci-haut décrite.				
<small>MF-GQ-447 Rev. 09 / Juin 1993</small>				

Figure A.2 : Fiche technique de la géomembrane utilisée dans les cellules expérimentales.

A.3 ANALYSES GRANULOMÉTRIQUES DÉTAILLÉES

Les tableaux A.1 à A.2 présentent les résultats des analyses granulométriques présentées à la section 4.2.1. Les tableaux présentent les pourcentages passants massiques cumulés. Le tableau A.1 présente la distribution granulométrique complète qui a été obtenue pour les échantillons C1, C2 et C3. Le tableau A.2 présente les distributions partielles (<6,7 mm) des échantillon C1 à C6. Les analyses des distributions granulométriques ont été effectuées au laboratoire de l'UQAT.

Tableau A.1: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3.

Tailles (mm)	C1	C2	C3
5,82E-05	0,00%	0,00%	0,00%
6,79E-05	0,00%	0,00%	0,00%
7,91E-05	0,00%	0,00%	0,00%
9,21E-05	0,00%	0,01%	0,00%
1,07E-04	0,00%	0,01%	0,00%
1,25E-04	0,00%	0,02%	0,01%
1,46E-04	0,00%	0,02%	0,01%
1,70E-04	0,00%	0,03%	0,01%
1,98E-04	0,00%	0,04%	0,02%
2,30E-04	0,01%	0,05%	0,03%
2,68E-04	0,01%	0,07%	0,04%
3,13E-04	0,03%	0,08%	0,06%
3,64E-04	0,04%	0,09%	0,08%
4,24E-04	0,06%	0,11%	0,10%
4,94E-04	0,07%	0,12%	0,12%
5,76E-04	0,09%	0,13%	0,13%
6,71E-04	0,11%	0,15%	0,15%
7,81E-04	0,13%	0,16%	0,17%
9,10E-04	0,15%	0,17%	0,18%
1,06E-03	0,16%	0,18%	0,20%
1,24E-03	0,18%	0,20%	0,22%
1,44E-03	0,21%	0,21%	0,23%
1,68E-03	0,23%	0,23%	0,25%
1,95E-03	0,26%	0,25%	0,27%
2,28E-03	0,28%	0,27%	0,30%
2,65E-03	0,31%	0,29%	0,32%
3,09E-03	0,35%	0,31%	0,35%
3,60E-03	0,39%	0,34%	0,38%
4,19E-03	0,43%	0,37%	0,42%
4,88E-03	0,47%	0,40%	0,45%
5,69E-03	0,52%	0,44%	0,49%

Tableau A.1: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3. (suite)

Tailles (mm)	C1	C2	C3
6,63E-03	0,57%	0,47%	0,54%
7,72E-03	0,62%	0,51%	0,59%
9,00E-03	0,68%	0,56%	0,64%
1,05E-02	0,75%	0,60%	0,69%
1,22E-02	0,81%	0,65%	0,75%
1,42E-02	0,89%	0,70%	0,81%
1,66E-02	0,96%	0,76%	0,88%
1,93E-02	1,04%	0,82%	0,95%
2,25E-02	1,13%	0,88%	1,03%
2,62E-02	1,22%	0,95%	1,12%
3,05E-02	1,32%	1,03%	1,21%
3,56E-02	1,43%	1,11%	1,31%
4,14E-02	1,54%	1,20%	1,42%
4,83E-02	1,66%	1,30%	1,54%
5,62E-02	1,79%	1,40%	1,66%
6,55E-02	1,92%	1,51%	1,78%
7,63E-02	2,05%	1,62%	1,91%
8,89E-02	2,20%	1,73%	2,04%
1,04E-01	2,36%	1,86%	2,18%
1,21E-01	2,54%	2,00%	2,34%
1,41E-01	2,75%	2,15%	2,52%
1,64E-01	2,99%	2,32%	2,72%
1,91E-01	3,28%	2,52%	2,97%
2,22E-01	3,61%	2,74%	3,26%
2,59E-01	4,00%	2,99%	3,60%
3,02E-01	4,45%	3,26%	3,99%
3,51E-01	4,91%	3,54%	4,39%
3,55E-01	5,36%	3,80%	4,78%
5,00E-01	7,78%	5,33%	6,87%
6,00E-01	9,12%	6,26%	8,14%
7,10E-01	10,31%	7,14%	9,35%
8,50E-01	11,43%	8,05%	10,64%
1,00E+00	12,65%	9,05%	12,14%
1,18E+00	14,14%	10,32%	14,08%
1,40E+00	15,64%	11,69%	16,22%
1,70E+00	17,35%	13,32%	18,86%
2,36E+00	20,68%	16,88%	24,65%
2,80E+00	22,31%	18,85%	27,67%
3,35E+00	24,17%	21,15%	31,21%
4,00E+00	26,01%	23,53%	34,63%
4,75E+00	27,83%	26,18%	37,93%
6,70E+00	29,74%	29,69%	41,36%

Tableau A.1: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 , C2 et C3. (suite)

Tailles (mm)	C1	C2	C3
9,50E+00	33,77%	35,00%	46,89%
1,32E+01	37,49%	38,44%	50,27%
1,60E+01	39,89%	40,05%	51,65%
1,90E+01	42,33%	41,96%	53,16%
2,65E+01	47,90%	45,42%	55,82%
3,75E+01	52,27%	48,67%	59,46%
4,50E+01	55,27%	51,55%	61,15%
6,00E+01	59,78%	55,02%	64,17%
8,00E+01	66,27%	60,10%	68,53%
1,00E+02	71,79%	60,76%	69,72%
5,00E+02	100%	100%	100%

Tableau A.2: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm.

Tailles (mm)	C1	C2	C3	C4	C5	C6
5,82E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
6,79E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%
7,91E-05	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%
9,21E-05	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,04%
1,07E-04	0,00%	0,04%	0,01%	0,00%	0,00%	0,08%
1,25E-04	0,00%	0,06%	0,01%	0,00%	0,00%	0,11%
1,46E-04	0,00%	0,08%	0,02%	0,01%	0,00%	0,16%
1,70E-04	0,01%	0,11%	0,03%	0,01%	0,00%	0,22%
1,98E-04	0,01%	0,14%	0,05%	0,02%	0,00%	0,29%
2,30E-04	0,03%	0,18%	0,07%	0,04%	0,01%	0,36%
2,68E-04	0,05%	0,22%	0,10%	0,07%	0,02%	0,45%
3,13E-04	0,08%	0,27%	0,14%	0,11%	0,04%	0,53%
3,64E-04	0,13%	0,31%	0,19%	0,15%	0,10%	0,62%
4,24E-04	0,19%	0,36%	0,24%	0,20%	0,17%	0,71%
4,94E-04	0,25%	0,40%	0,28%	0,26%	0,24%	0,80%
5,76E-04	0,31%	0,45%	0,32%	0,31%	0,32%	0,88%
6,71E-04	0,37%	0,49%	0,37%	0,36%	0,40%	0,95%
7,81E-04	0,43%	0,53%	0,40%	0,41%	0,47%	1,02%
9,10E-04	0,49%	0,57%	0,44%	0,47%	0,54%	1,09%
1,06E-03	0,55%	0,61%	0,48%	0,52%	0,61%	1,17%
1,24E-03	0,62%	0,66%	0,52%	0,59%	0,69%	1,26%
1,44E-03	0,69%	0,71%	0,56%	0,65%	0,77%	1,35%
1,68E-03	0,77%	0,77%	0,61%	0,73%	0,86%	1,46%
1,95E-03	0,86%	0,83%	0,66%	0,82%	0,97%	1,58%

Tableau A.2: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm. (suite)

Tailles (mm)	C1	C2	C3	C4	C5	C6
2,28E-03	0,95%	0,90%	0,72%	0,91%	1,09%	1,72%
2,65E-03	1,06%	0,97%	0,78%	1,02%	1,23%	1,87%
3,09E-03	1,17%	1,05%	0,85%	1,13%	1,38%	2,05%
3,60E-03	1,30%	1,14%	0,92%	1,26%	1,55%	2,24%
4,19E-03	1,43%	1,24%	1,01%	1,40%	1,74%	2,45%
4,88E-03	1,58%	1,35%	1,10%	1,55%	1,94%	2,67%
5,69E-03	1,74%	1,47%	1,20%	1,71%	2,15%	2,92%
6,63E-03	1,91%	1,59%	1,30%	1,88%	2,39%	3,18%
7,72E-03	2,10%	1,73%	1,42%	2,06%	2,63%	3,46%
9,00E-03	2,30%	1,88%	1,54%	2,24%	2,89%	3,75%
1,05E-02	2,51%	2,03%	1,67%	2,44%	3,16%	4,05%
1,22E-02	2,74%	2,19%	1,82%	2,64%	3,43%	4,37%
1,42E-02	2,98%	2,37%	1,97%	2,84%	3,72%	4,70%
1,66E-02	3,24%	2,55%	2,13%	3,05%	4,02%	5,04%
1,93E-02	3,51%	2,75%	2,30%	3,28%	4,33%	5,40%
2,25E-02	3,80%	2,97%	2,49%	3,53%	4,67%	5,80%
2,62E-02	4,12%	3,21%	2,70%	3,80%	5,03%	6,22%
3,05E-02	4,45%	3,46%	2,93%	4,10%	5,42%	6,68%
3,56E-02	4,81%	3,74%	3,17%	4,43%	5,84%	7,17%
4,14E-02	5,18%	4,04%	3,43%	4,79%	6,30%	7,71%
4,83E-02	5,58%	4,37%	3,71%	5,19%	6,78%	8,29%
5,62E-02	6,01%	4,71%	4,00%	5,61%	7,29%	8,90%
6,55E-02	6,45%	5,07%	4,30%	6,07%	7,83%	9,54%
7,63E-02	6,91%	5,45%	4,61%	6,55%	8,39%	10,21%
8,89E-02	7,40%	5,84%	4,93%	7,05%	8,98%	10,90%
1,04E-01	7,94%	6,26%	5,28%	7,60%	9,59%	11,63%
1,21E-01	8,55%	6,72%	5,65%	8,20%	10,26%	12,42%
1,41E-01	9,24%	7,24%	6,08%	8,88%	11,00%	13,30%
1,64E-01	10,06%	7,82%	6,59%	9,67%	11,85%	14,27%
1,91E-01	11,02%	8,48%	7,18%	10,58%	12,82%	15,37%
2,22E-01	12,15%	9,23%	7,89%	11,65%	13,96%	16,61%
2,59E-01	13,46%	10,07%	8,70%	12,86%	15,31%	18,00%
3,02E-01	14,96%	10,99%	9,64%	14,24%	16,90%	19,47%
3,51E-01	16,52%	11,93%	10,62%	15,64%	18,62%	20,93%
3,55E-01	18,01%	12,81%	11,56%	16,98%	20,31%	22,26%
5,00E-01	26,18%	17,94%	16,61%	25,08%	28,84%	29,57%
6,00E-01	30,67%	21,09%	19,67%	29,94%	33,59%	33,54%
7,10E-01	34,65%	24,04%	22,61%	34,20%	37,46%	36,91%
8,50E-01	38,43%	27,10%	25,73%	38,50%	41,21%	40,15%
1,00E+00	42,53%	30,48%	29,35%	42,98%	45,12%	43,65%
1,18E+00	47,53%	34,75%	34,05%	48,04%	49,63%	47,65%

Tableau A.2: Distribution granulométrique pour les échantillons C1 à C6 pour les particules fines <6,7mm. (suite)

A.4 GRANULO-MINÉRALOGIE AU DRX

Le tableau A.3 présente la granulo-minéralogie effectuée sur les particules fines l'échantillon C2. Les granulométries choisies sont : entre 250 et 355 µm, entre 125 et 250 µm, entre 32 et 75 µm et <32 µm. Les différences minéralogiques sont difficiles à percevoir, principalement en raison de l'erreur de la méthodes Rietveld. On remarque tout de même que les teneurs en hémo-ilménite semblent augmenter avec l'augmentation de la taille granulométrique : passant de 31,05 % pour les particules <32 µm à 38,55 % pour les particules entre 250 et 350 µm (voir tableau A.3).

Tableau A.3: Granulo-minéralogie au diffractomètre à rayons X (DRX) de l'échantillon C2 pour différentes fractions granulométrique (250-355 µm, 125-250 µm, 32-75 µm, <32 µm).

Minéral	Formule chimique	250-355 µm	125-250 µm	32-75 µm	<32 µm
Anorthite	CaAl ₂ Si ₃ O ₈	25,95	29,99	33,63	27,81
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	13,25	14,86	15,09	15,12
Ilménite	FeTiO ₃	28,28	23,34	20,75	23,07
Hématite	Fe ₂ O ₃	10,19	8,35	6,68	8,43
Pyrite	FeS ₂	1,91	1,68	1,89	1,13
Chalcopyrite	CuFeS ₂	0,31	0,37	0,56	0,83
Enstatite	Mg ₂ Si ₂ O ₈	2,31	3,22	3,49	1,02
Pigeonite	(Mg,Fe+++,Ca)(Mg,Fe++)Si ₂ O ₈	2,53	1,88	1,71	2,93
Biotite	K(Mg,Fe ²⁺) ₃ (Al,Fe ³⁺)Si ₃ O ₁₀ (OH,F) ₂	0,37	0,77	0,98	0,64
Muscovite	KAl ₂ (Si ₃ Al)O ₁₀ (OH,F) ₂	1,53	1,71	1,07	1,82
Chlorite	(Mg,Fe,Al) ₆ (Si,Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈	2,08	2,53	4,70	8,34
Orthoclase	KAlSi ₃ O ₈	1,75	1,87	1,49	3,05
Rutile (anatase)	TiO ₂	0,68	0,64	0,81	1,00
Spinel	MgAl ₂ O ₄	1,84	1,51	1,16	1,47

A.5 ANALYSES AU MEB

Cette annexe présente les résultats des analyses réalisées au microscope électronique à balayage. 12 sections polies (30 mm de diamètre) ont été effectuées sur les stériles C1 à C6 (6 sections polies <500 µm et 6 sections pour la fraction entre <500 µm et 6,3 mm).

Les figures A.3 à A.5 montrent les compositions moyennes des sulfures observés dans les échantillons de stériles de la mine Tio. La figure A.3 montre un spectre d'une pyrite retrouvée dans les stériles, composition moyenne de 56% fer et 44% soufre. La figure A.4 présente un spectre d'une chalcopyrite, sa composition moyenne est de 33% fer, 35% soufre et 32% cuivre. La figure A.4 montre un spectre de millérite, sa composition moyenne est de 68% nickel et 32% soufre.

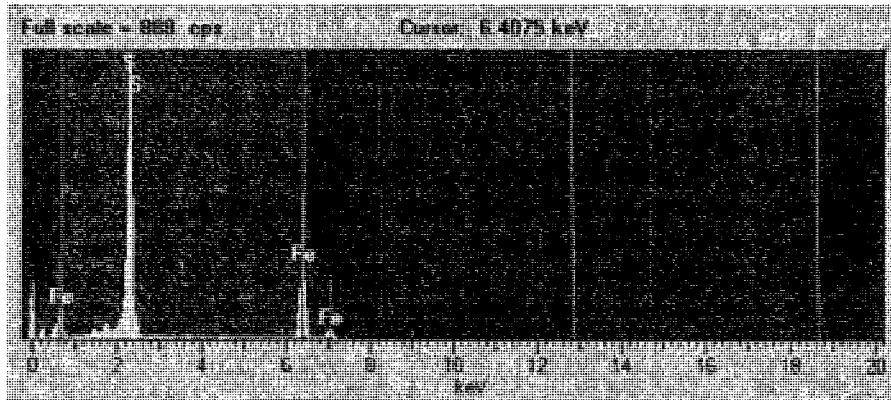


Figure A.3: Spectre de la composition d'une pyrite (sulfure de fer).

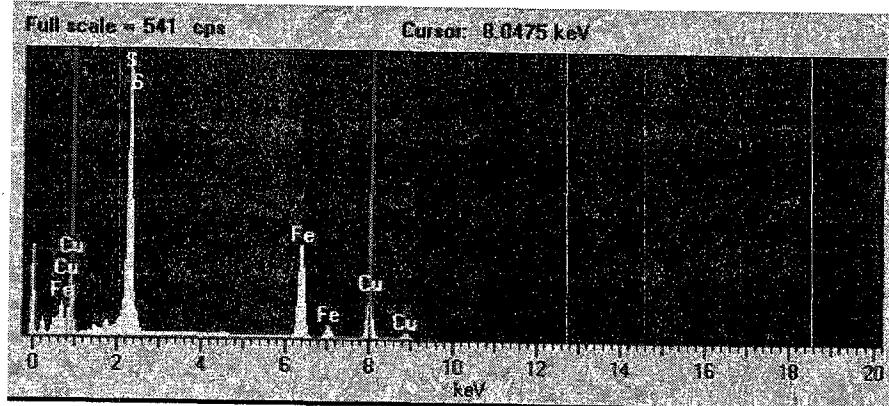


Figure A.4: Spectre de la composition d'une chalcopyrite (sulfure de fer et de cuivre).

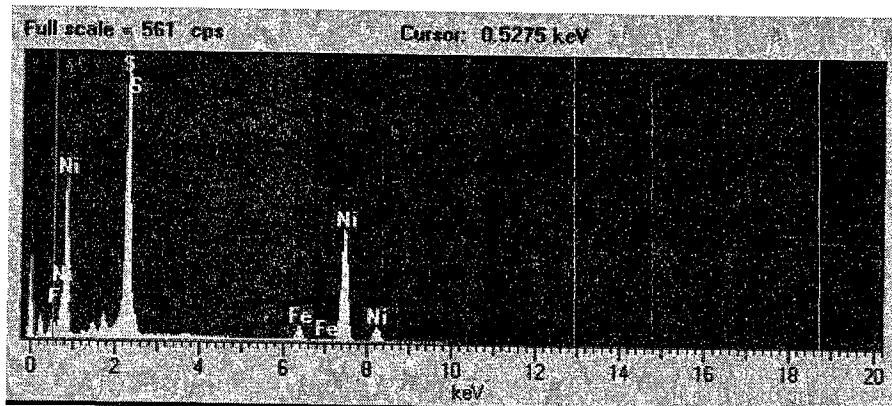


Figure A.5: Spectre de la composition d'une millérite (sulfure de nickel).

A.6 DONNÉES MÉTÉROLOGIQUES

Les tableaux A.4 et A.5 présentent les données météorologiques enregistrées par la station météo au site de la mine Lac Tio au cours de l'année 2007 et 2008. Les tableaux présentent les températures journalières moyennes, les températures journalières minimales et maximales, l'humidité journalière moyenne, les rafales journalières maximales et les précipitations journalières accumulées.

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre.

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Precipitation (TBRG) accumulé (mm)
2007-05-02	4,31	0,95	8,09	45,49	20,70	0,00
2007-05-03	3,70	1,57	7,01	46,45	10,10	0,00
2007-05-04	3,62	1,55	6,12	46,54	36,89	0,00
2007-05-05	4,78	1,92	8,37	46,17	43,56	0,00
2007-05-06	3,82	0,53	6,66	45,98	31,18	0,00
2007-05-07	5,88	-1,10	13,15	45,35	26,86	0,00
2007-05-08	6,97	3,84	11,40	46,59	19,94	0,00
2007-05-09	8,93	4,24	13,34	48,56	24,26	0,00
2007-05-10	12,24	7,69	16,84	39,68	29,59	0,00
2007-05-11	10,47	6,55	16,19	42,52	20,32	0,00
2007-05-12	6,30	2,76	9,30	79,30	33,40	0,00
2007-05-13	3,91	0,11	8,66	38,70	34,16	0,00
2007-05-14	3,13	-1,43	8,29	39,45	18,16	0,20
2007-05-15	2,74	-1,85	8,07	41,26	19,56	0,00
2007-05-16	4,50	-0,58	12,39	57,78	32,89	0,00
2007-05-17	1,90	-3,76	7,59	33,04	27,43	0,00
2007-05-18	2,58	-1,78	8,84	44,62	14,29	0,20
2007-05-19	5,71	-0,20	11,91	43,06	16,64	0,00
2007-05-20	4,69	1,58	9,52	83,30	24,70	0,00
2007-05-21	3,14	0,48	6,17	66,77	37,15	0,00
2007-05-22	-0,46	-1,83	1,44	85,40	30,22	0,00
2007-05-23	1,94	-3,25	8,67	61,65	25,72	0,00
2007-05-24	6,05	-1,12	12,34	53,77	21,46	0,00
2007-05-25	10,06	2,38	18,19	67,46	13,21	0,00
2007-05-26	13,56	7,16	19,28	67,20	14,86	0,00
2007-05-27	11,92	5,03	20,75	63,51	35,24	0,00
2007-05-28	7,60	1,82	16,08	37,68	35,43	0,00
2007-05-29	3,95	2,72	6,86	79,00	19,81	0,20
2007-05-30	6,28	2,71	10,17	85,10	17,21	0,00
2007-05-31	8,11	2,36	13,87	71,40	32,19	0,00
2007-06-01	5,52	0,90	11,84	66,21	28,26	0,00
2007-06-02	4,93	1,16	14,04	81,70	32,19	0,00

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (IBRG) accumulé (mm)
2007-06-03	6,17	2,25	10,81	46,67	26,92	0,00
2007-06-04	6,84	1,97	12,38	55,88	16,76	0,20
2007-06-05	7,64	2,13	14,28	67,82	18,86	0,00
2007-06-06	6,55	2,85	8,57	99,00	29,02	0,00
2007-06-07	10,66	8,48	12,92	99,80	12,95	0,00
2007-06-08	11,91	9,24	14,68	96,80	20,70	15,40
2007-06-09	14,20	9,90	20,30	69,38	17,14	0,20
2007-06-10	14,89	7,46	20,86	63,18	13,91	0,00
2007-06-11	17,38	10,44	23,89	69,02	14,35	0,00
2007-06-12	20,95	14,34	27,98	57,69	13,78	0,00
2007-06-13	14,26	9,17	18,94	71,80	15,68	0,00
2007-06-14	12,85	8,43	19,39	74,60	17,02	0,00
2007-06-15	14,46	7,94	20,50	68,13	21,72	0,00
2007-06-16	18,56	12,04	26,16	56,26	20,26	0,00
2007-06-17	20,21	13,28	28,32	53,66	15,18	0,00
2007-06-18	15,92	9,46	24,49	85,60	25,40	2,60
2007-06-19	11,82	7,46	17,50	63,39	37,08	0,20
2007-06-20	14,47	8,12	23,74	49,72	17,14	0,00
2007-06-21	13,49	7,34	20,06	49,55	15,94	0,00
2007-06-22	15,01	9,65	20,65	67,93	16,26	0,00
2007-06-23	12,38	11,00	13,93	97,00	15,87	13,60
2007-06-24	12,12	10,64	15,37	94,70	13,46	3,80
2007-06-25	13,55	11,31	18,45	86,30	21,27	2,00
2007-06-26	14,34	11,19	18,16	67,89	17,33	0,20
2007-06-27	15,95	9,39	21,92	59,82	17,78	0,00
2007-06-28	14,69	11,09	18,87	51,92	32,89	0,00
2007-06-29	10,85	8,94	12,75	89,30	16,89	6,80
2007-06-30	12,02	8,75	16,97	81,40	28,83	4,20
2007-07-01	12,05	9,37	16,48	78,90	17,27	3,00
2007-07-02	11,74	9,98	14,97	81,20	22,41	1,00
2007-07-03	12,25	8,33	16,77	65,40	17,46	0,00
2007-07-04	14,78	10,93	19,22	61,10	24,57	1,60
2007-07-05	15,95	11,14	22,08	66,76	17,14	14,20
2007-07-06	16,12	11,84	21,04	70,00	20,51	0,20
2007-07-07	13,15	11,76	15,65	96,80	17,40	12,00
2007-07-08	13,37	12,24	15,58	98,00	11,87	27,20
2007-07-09	12,00	10,73	13,85	94,90	18,80	34,80
2007-07-10	13,08	9,34	17,79	67,87	13,27	0,20
2007-07-11	10,37	8,90	11,67	95,20	11,11	1,20
2007-07-12	11,31	9,47	12,85	97,30	18,35	6,20
2007-07-13	16,19	12,83	18,02	99,30	25,59	19,40
2007-07-14	17,44	14,20	23,17	78,20	20,76	0,20

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulée (mm)
2007-07-15	17,68	12,36	22,83	65,49	16,32	0,20
2007-07-16	15,82	12,36	22,24	85,60	20,19	7,80
2007-07-17	17,73	14,97	21,66	75,90	24,64	0,20
2007-07-18	16,46	11,24	21,16	68,15	25,08	0,00
2007-07-19	16,53	11,28	22,57	70,70	24,95	0,00
2007-07-20	17,18	14,06	22,05	77,80	11,11	0,20
2007-07-21	16,81	14,18	22,19	87,40	13,78	4,40
2007-07-22	16,80	13,90	20,97	75,70	27,68	28,40
2007-07-23	19,09	13,46	24,43	50,23	22,92	0,00
2007-07-24	21,15	14,40	26,37	48,24	29,72	0,00
2007-07-25	19,58	14,50	24,36	66,53	18,60	0,00
2007-07-26	21,98	16,44	26,10	52,23	24,83	0,00
2007-07-27	22,48	19,11	26,94	78,60	21,72	5,20
2007-07-28	25,33	20,81	30,73	67,93	27,68	0,00
2007-07-29	21,23	16,04	28,15	71,30	17,27	0,00
2007-07-30	19,41	15,95	25,22	69,40	21,27	0,00
2007-07-31	18,01	15,36	22,49	86,30	13,78	0,00
2007-08-01	17,43	13,24	23,60	81,50	35,62	5,60
2007-08-02	17,33	13,15	22,27	53,45	18,16	0,20
2007-08-03	16,85	13,62	22,50	64,45	18,99	0,20
2007-08-04	14,79	12,83	17,03	98,50	17,91	4,60
2007-08-05	17,95	14,99	22,98	84,90	21,65	1,20
2007-08-06	16,95	13,24	20,73	60,51	25,14	2,20
2007-08-07	16,40	12,41	21,11	56,53	16,76	0,00
2007-08-08	15,95	13,36	20,22	78,90	16,57	5,40
2007-08-09	13,63	10,13	18,35	70,20	30,42	12,80
2007-08-10	14,86	10,33	19,65	61,34	36,64	6,40
2007-08-11	18,70	12,42	25,13	52,32	22,03	0,00
2007-08-12	18,81	14,10	24,03	57,42	29,02	0,20
2007-08-13	15,55	11,65	21,35	52,32	20,26	0,00
2007-08-14	15,66	11,74	20,89	69,77	20,32	0,00
2007-08-15	15,08	9,96	20,28	66,87	14,73	0,00
2007-08-16	13,78	9,92	18,86	81,30	14,92	2,00
2007-08-17	13,94	11,57	18,28	83,10	22,48	0,80
2007-08-18	12,86	9,81	16,48	75,30	26,61	2,60
2007-08-19	13,71	8,29	19,52	71,80	13,02	2,80
2007-08-20	11,98	9,93	15,99	87,00	20,13	23,00
2007-08-21	12,24	9,16	16,37	65,24	23,68	0,60
2007-08-22	13,07	10,21	16,71	62,43	32,64	0,40
2007-08-23	14,16	8,65	20,39	60,76	18,67	0,00
2007-08-24	13,91	10,13	17,98	69,56	14,10	0,00
2007-08-25	14,22	11,54	18,28	88,80	14,92	5,60

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2007-08-26	16,47	14,12	19,80	95,50	10,22	4,20
2007-08-27	16,50	15,08	17,41	97,10	21,14	6,80
2007-08-28	16,93	13,49	22,19	60,11	32,07	0,00
2007-08-29	16,76	12,04	22,38	67,34	17,33	0,00
2007-08-30	16,72	13,75	21,31	79,40	16,57	0,40
2007-08-31	14,14	10,63	18,07	71,30	24,95	0,00
2007-09-01	13,15	9,03	18,68	76,50	13,84	0,00
2007-09-02	14,39	9,54	18,86	57,11	27,11	0,00
2007-09-03	12,09	8,83	17,34	62,81	18,41	0,20
2007-09-04	13,25	8,56	18,45	82,90	31,37	8,00
2007-09-05	10,91	7,79	13,55	78,10	28,38	1,80
2007-09-06	9,86	6,72	14,65	58,24	31,43	0,00
2007-09-07	9,31	4,81	14,30	73,60	17,40	4,40
2007-09-08	14,50	9,32	21,22	88,20	12,19	1,00
2007-09-09	17,59	13,46	22,97	83,30	25,46	0,80
2007-09-10	12,12	7,36	16,78	49,79	27,11	0,00
2007-09-11	9,20	7,19	10,80	80,00	13,97	0,00
2007-09-12	9,74	7,57	12,41	83,90	19,18	2,40
2007-09-13	9,11	7,17	11,59	96,50	26,03	43,20
2007-09-14	7,67	5,49	10,50	60,39	32,45	0,00
2007-09-15	7,53	2,23	13,06	56,69	22,29	0,00
2007-09-16	10,65	5,78	14,09	91,40	27,49	56,40
2007-09-17	9,45	6,36	13,58	69,07	37,08	1,20
2007-09-18	8,14	3,16	14,44	78,30	21,14	0,00
2007-09-19	11,81	5,40	19,84	74,60	15,24	0,00
2007-09-20	11,39	8,53	14,09	85,60	16,06	0,00
2007-09-21	13,99	9,14	20,49	73,90	42,16	0,00
2007-09-22	11,11	8,11	15,15	64,47	24,70	0,00
2007-09-23	11,29	7,45	15,56	83,20	22,29	10,60
2007-09-24	9,56	5,26	12,84	78,80	28,45	1,20
2007-09-25	6,65	4,88	9,00	62,22	39,37	0,00
2007-09-26	4,14	2,51	7,54	77,40	23,18	4,60
2007-09-27	5,89	3,06	7,93	98,50	13,27	13,60
2007-09-28	8,43	6,09	12,12	87,50	15,75	3,60
2007-09-29	7,30	6,38	8,23	98,30	22,41	36,60
2007-09-30	7,85	4,79	10,73	71,80	28,19	0,00
2007-10-02	3,35	1,81	5,83	88,50	15,94	0,40
2007-10-03	5,97	1,85	11,50	57,25	33,08	0,00
2007-10-04	5,56	1,55	9,59	44,02	33,15	0,00
2007-10-05	4,31	1,03	8,04	34,21	32,83	0,00
2007-10-06	3,55	0,02	6,90	56,79	12,45	0,60
2007-10-07	8,71	3,69	13,74	97,60	23,75	60,00

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Precipitation (TBRG) accumulé (mm)
2007-10-08	10,43	7,56	12,99	78,30	28,51	0,20
2007-10-09	9,35	6,36	13,06	74,60	20,26	0,00
2007-10-10	7,88	5,92	10,14	94,60	21,02	15,80
2007-10-11	4,50	2,88	6,32	84,20	28,70	1,20
2007-10-12	0,96	-2,60	3,51	59,08	27,24	0,00
2007-10-13	-0,79	-4,89	2,52	74,00	13,52	0,00
2007-10-14	0,29	-0,41	0,71	85,50	13,27	0,00
2007-10-15	0,34	-3,03	3,73	69,48	15,37	1,60
2007-10-16	-0,64	-4,20	2,73	77,90	18,92	0,00
2007-10-17	1,99	0,08	4,81	98,40	37,21	31,80
2007-10-18	0,47	-1,36	2,23	98,50	14,67	0,20
2007-10-19	-2,58	-4,67	-0,83	85,80	18,92	0,60
2007-10-20	-5,37	-6,86	-2,65	72,30	21,91	0,00
2007-10-21	-3,56	-5,59	-0,92	78,40	31,62	0,00
2007-10-22	-3,72	-6,69	-1,12	67,43	31,75	0,00
2007-10-23	-5,63	-7,45	-4,14	91,00	10,10	0,00
2007-10-24	-2,26	-6,24	2,03	98,00	14,92	0,40
2007-10-25	3,40	1,68	4,88	98,30	14,35	34,00
2007-10-26	8,85	4,12	11,57	99,50	37,91	48,00
2007-10-29	-0,16	-2,39	6,71	95,20	33,53	1,40
2007-10-30	-6,83	-9,95	-2,37	64,42	33,46	0,00
2007-10-31	-4,91	-7,06	-2,28	73,30	18,35	0,00
2007-11-01	4,81	1,95	7,54	87,60	29,40	2,40
2007-11-02	0,96	-2,60	3,51	59,08	27,24	0,00
2007-11-03	-0,79	-4,89	2,52	74,00	13,52	0,00
2007-11-04	0,29	-0,41	0,71	85,50	13,27	0,00
2007-11-05	0,34	-3,03	3,73	69,48	15,37	1,60
2007-11-06	-0,64	-4,20	2,73	77,90	18,92	0,00
2007-11-07	1,99	0,08	4,81	98,40	37,21	31,80
2007-11-08	0,47	-1,36	2,23	98,50	14,67	0,20
2007-11-09	-2,58	-4,67	-0,83	85,80	18,92	0,60
2007-11-10	-5,37	-6,86	-2,65	72,30	21,91	0,00
2007-11-11	-3,56	-5,59	-0,92	78,40	31,62	0,00
2007-11-12	-3,72	-6,69	-1,12	67,43	31,75	0,00
2007-11-13	-5,63	-7,45	-4,14	91,00	10,10	0,00
2007-11-14	-2,26	-6,24	2,03	98,00	14,92	0,40
2007-11-15	3,40	1,68	4,88	98,30	14,35	34,00
2007-11-16	8,85	4,12	11,57	99,50	37,91	48,00
2007-11-17	-0,16	-2,39	6,71	95,20	33,53	1,40
2007-11-18	-6,83	-9,95	-2,37	64,42	33,46	0,00
2007-11-19	-4,91	-7,06	-2,28	73,30	18,35	0,00
2007-11-20	-3,42	-4,32	-2,36	82,00	16,26	0,00

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2007-11-21	-2,09	-3,25	0,05	95,00	13,02	2,60
2007-11-22	-4,75	-7,22	-2,64	87,10	22,03	0,00
2007-11-23	-8,46	-11,40	-7,22	84,10	35,94	0,20
2007-11-24	-9,86	-12,75	-7,24	69,06	33,15	0,00
2007-11-25	-11,05	-15,62	-5,67	86,60	16,57	0,00
2007-11-26	-4,93	-8,96	-1,13	91,60	17,84	0,00
2007-11-27	-7,64	-9,76	-6,07	90,50	20,38	0,00
2007-11-28	-8,80	-12,60	-5,85	70,10	28,64	0,00
2007-12-01	-5,66	-12,64	-1,95	86,5	23,94	0
2007-12-02	-11,8	-15,59	-6,02	73	38,8	0
2007-12-03	-5,25	-6,83	-3,36	67,85	39,37	0
2007-12-04	-2,54	-5,29	1,31	72,3	30,8	1,2
2007-12-05	-9,4	-13,03	-5,22	66,68	33,72	0
2007-12-06	-11,26	-14,48	-7,2	53,63	25,27	0
2007-12-07	-10,01	-14,81	-4,91	77,7	26,22	0
2007-12-08	-12,88	-16,88	-9,05	73,2	14,41	0
2007-12-09	-7,85	-12,02	-5,79	92,2	25,97	0
2007-12-10	-16,7	-19,11	-12,02	61,24	29,84	0
2007-12-11	-16,68	-19,44	-13,39	61,91	17,97	0
2007-12-12	-17,53	-19,9	-15,03	65,1	18,99	0
2007-12-13	-15,36	-19,04	-11,94	85,5	21,72	0
2007-12-14	-17,38	-20,93	-14,55	64,56	26,99	0
2007-12-15	-20,07	-23,57	-16,86	70,8	11,3	0
2007-12-16	-17,19	-21,14	-13,58	65,02	25,84	0
2007-12-17	-19,04	-24,04	-13,97	65,66	21,08	0
2007-12-18	-11,68	-15,71	-8,7	82,7	42,8	0
2007-12-19	-10,97	-17,41	-6,68	63,28	36,64	0
2007-12-20	-17,95	-21,09	-13,83	62,47	22,54	0
2007-12-21	-18,63	-22,6	-13,13	64,76	17,59	0
2007-12-22	-14,77	-18,88	-8,7	60,35	24,26	0
2007-12-23	-9,49	-16,59	-6,26	73,4	23,3	0
2007-12-24	-5,07	-8,69	-2,99	96,6	10,29	0
2007-12-25	-1,04	-4,66	3,25	96,7	31,75	35,6
2007-12-26	-4,99	-7,49	-3,36	81	24,76	0
2007-12-27	-8	-14,71	-2,94	72	29,02	0
2007-12-28	-15,6	-18,6	-13,6	59,48	18,86	0
2007-12-29	-10,67	-14,81	-6,03	48,96	21,65	0
2007-12-30	-16,14	-19,19	-12,84	69,8	19,37	0

Tableau A.4: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2007, pour la période du 02 mai au 31 décembre. (suite)

Daté	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2007-12-31	-11,5	-13,53	-7,79	85,1	15,62	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008.

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-01-01	-11,14	-13,67	-9,32	91,5	14,41	0
2008-01-02	-11,7	-17,09	-8,71	76,7	17,59	0
2008-01-03	-18,77	-20,96	-17,09	67,72	36,57	0
2008-01-04	-19,76	-22,51	-16,55	54,4	34,92	0
2008-01-05	-14,73	-22,61	-9,32	74,1	21,02	0
2008-01-06	-13,43	-15,86	-9,67	62,77	26,41	0
2008-01-07	-12,19	-16,32	-9,76	89,8	10,35	0
2008-01-08	-6,5	-10,77	-1,45	96,6	15,75	0
2008-01-09	0,06	-2,94	1,99	92,6	21,08	2,6
2008-01-10	-3,27	-4,65	-1,08	99	24,19	0
2008-01-11	-3,28	-11,01	-0,28	91,4	37,46	0
2008-01-12	-8,91	-11,24	-6,68	78,7	25,72	0
2008-01-13	-5,28	-8,44	-1,97	96,7	22,1	0
2008-01-14	-8,38	-12,36	-3,91	79,4	25,08	0
2008-01-15	-12,32	-15,3	-9,89	75,7	23,43	0
2008-01-16	-8,18	-11,18	-5,77	83,1	39,24	0
2008-01-17	-10,66	-13,51	-7,82	66,29	30,42	0
2008-01-18	-10,58	-15,38	-5,9	58,88	21,91	0
2008-01-19	-6,24	-9,54	-3,77	96,6	28,45	0
2008-01-20	-10,17	-17,69	-3,26	80,9	31,43	0
2008-01-21	-21,86	-27,87	-17,58	62,54	24,07	0
2008-01-22	-27,65	-30,42	-24,58	53,31	25,02	0
2008-01-23	-24,93	-30,43	-19,52	63,2	19,11	0
2008-01-24	-17,05	-20,66	-11,24	72,6	16,19	0
2008-01-25	-17,01	-23,75	-10,92	75,5	17,53	0
2008-01-26	-22,79	-26,22	-17,97	60,74	15,94	0
2008-01-27	-22,1	-27,23	-16,24	61,21	16,95	0
2008-01-28	-18,17	-24,05	-13,18	72,6	7,68	0
2008-01-29	-13,78	-17,36	-6,81	88	7,11	0
2008-01-30	-4,95	-14,7	0,69	79,2	20,89	2,8
2008-01-31	-1,51	-3,07	0,89	99,6	28,76	0
2008-02-01	-8,97	-16,62	1,38	72,1	41,4	1
2008-02-02	-16,6	-21,25	-12,5	68,11	17,84	0
2008-02-03	-13,49	-16,13	-10,99	87	35,3	0
2008-02-04	-11,54	-14,72	-6,94	70,6	22,03	0
2008-02-05	-10,51	-14,19	-5,1	73,1	14,79	0
2008-02-06	-11,29	-16,07	-7,86	87,3	7,3	0
2008-02-07	-8,16	-10,25	-5,4	93,6	14,86	0
2008-02-08	-14,85	-18,03	-10,25	67,62	29,91	0
2008-02-09	-14,32	-19,66	-9,21	79	9,02	0
2008-02-10	-9,79	-14,3	-4,25	78,8	13,72	0
2008-02-11	-12,65	-16,05	-10,06	78,8	23,37	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-02-12	-8,39	-12,78	-4,81	73,2	50,35	0
2008-02-13	-9,48	-12,3	-6,66	53,08	39,37	0
2008-02-14	-11,33	-15,75	-8,14	73,5	21,27	0
2008-02-15	-5,78	-9,23	-0,06	75,4	26,99	2,6
2008-02-16	-11,5	-14,65	-8,86	78,4	15,37	0
2008-02-17	-20,85	-25,39	-12,33	52,75	23,56	0
2008-02-18	-21,01	-27,98	-14,97	59,46	21,21	0
2008-02-19	-6,17	-16,54	0,07	96,2	14,92	0
2008-02-20	-3,06	-9,89	0,59	85,5	33,02	14,6
2008-02-21	-13,34	-18,11	-9,81	72,1	22,67	0
2008-02-22	-17,39	-20,94	-12,89	58,82	16,95	0
2008-02-23	-15,87	-22,21	-10,68	65,03	22,35	0
2008-02-24	-10,05	-15,37	-5,09	76,5	18,29	0
2008-02-25	-8,79	-12,94	-5,47	68,13	23,62	0
2008-02-26	-7,51	-10,96	-3,87	64,93	16	0
2008-02-27	-10,42	-15,11	-3,56	61,07	12,76	0
2008-02-28	-13,24	-16,07	-9,91	76,3	32,32	3
2008-02-29	-17,56	-21,6	-12,72	41,39	29,15	0,8
2008-03-01	-13,7	-19,43	-9,38	75,5	15,24	0
2008-03-02	-10,28	-12,46	-7,64	77,4	49,08	0
2008-03-03	-9,62	-14,63	-2,66	61,12	37,15	0,4
2008-03-04	-8,89	-18,9	-1,22	76,3	42,92	0,4
2008-03-05	-15,97	-21,59	-11,98	67,43	24,83	0
2008-03-06	-8,19	-11,98	-4,45	72,1	25,97	0,2
2008-03-07	-5,38	-11,66	-0,32	77,2	11,81	0
2008-03-08	-9,47	-18,33	-3,86	75,1	35,5	0,4
2008-03-09						
2008-03-10	-15,87	-18,74	-12,28	63,55	34,16	0
2008-03-11	-11,1	-16,39	-1,23	54,82	23,75	0
2008-03-12	-8,23	-15,12	-3,01	65,54	21,91	0
2008-03-13	-7,4	-12,15	-2,23	86,3	27,18	0
2008-03-14	-14,98	-19,25	-9,95	49,05	36	0
2008-03-15	-12,62	-19,14	-5,06	37,87	25,59	0
2008-03-16	-10,54	-15,81	-3,04	39,22	16,64	0
2008-03-17	-7,59	-13,08	-1,76	38,21	11,81	0
2008-03-18	-7,56	-14,99	-3,57	49,38	39,18	0
2008-03-19	-8,42	-16,96	0,63	25,83	25,59	0
2008-03-20	-4	-11,03	5,9	27,34	12,51	0
2008-03-21	-3,49	-5,62	-0,94	67,79	20,38	1,8
2008-03-22	-1,41	-5,13	1,29	98,6	30,42	9
2008-03-23	-5,78	-8,46	-1,69	89,2	25,46	0
2008-03-24	-8,92	-16,35	-4,37	82,7	27,49	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-03-25	-18,06	-22,51	-14,36	57,81	33,08	0
2008-03-26	-13,44	-19,31	-7,17	58,19	16,57	0
2008-03-27						
2008-03-28	-5,04	-10,18	-0,53	72,2	24,45	0
2008-03-29	-7,94	-13,34	-1,87	49,03	17,14	0
2008-03-30	-4,52	-10,01	3,1	82,1	31,43	0,4
2008-03-31						
2008-04-01	-5,35	-11,07	3,15	45,37	12,51	0
2008-04-02	-3,17	-7,45	3,81	84,1	26,16	1,2
2008-04-03						
2008-04-04	-5,67	-10,55	-1,72	65,47	39,62	0
2008-04-05	-1,17	-6,83	6,22	51,02	35,24	0
2008-04-06						0
2008-04-07	2,51	-3,22	10,23	71,9	13,91	0
2008-04-08	5,94	-0,49	13,02	50,41	12,83	0
2008-04-09	4,29	0,19	11,69	54,69	12,7	0
2008-04-10	3,89	-0,13	10,73	73,7	17,02	0
2008-04-11	1,17	-0,66	5,83	81,9	16	0
2008-04-12	1,6	-0,64	4,02	78,3	25,14	0
2008-04-13	0,49	-3,24	5,67	79,3	20,32	0
2008-04-14						0
2008-04-15						0
2008-04-16	2,07	-3,57	7,6	33,4	36	0
2008-04-17	4,79	-0,96	10,16	42,18	34,03	0
2008-04-18	7,64	1,21	15,42	51,26	22,22	0
2008-04-19	8,63	3,62	14,31	45,73	21,97	0
2008-04-20	4,1	-1,01	9,19	41,54	24,07	0
2008-04-21	5,49	0,23	11,21	37,53	14,99	0
2008-04-22	7,97	2,41	12,96	32,5	18,22	0
2008-04-23	4,58	0,26	8,64	45,38	14,6	0
2008-04-24	0,44	-3,95	6,49	36,67	18,99	0
2008-04-25	1,29	-3,43	6,64	38,81	14,48	0
2008-04-26						
2008-04-27						
2008-04-28	2,73	-1,74	8,01	53,56	12,06	0
2008-04-29	5,64	-1,52	12,3	61,38	14,79	0
2008-04-30	4,95	3,67	6,44	97,7	19,81	0
2008-05-01	4,03	3,35	4,85	99,6	29,08	3,2
2008-05-02	4,16	2,72	5,9	99,3	20,7	9,2
2008-05-03	5,42	2,17	10,81	84	14,48	0
2008-05-04	11,59	4,6	18,65	45,07	10,1	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-05-05	11,89	5,3	18,03	32,14	12,89	0
2008-05-06	9,23	4,91	13,55	57,11	17,59	0
2008-05-07	13,04	4,46	19,55	55,27	16,7	2,2
2008-05-08	6,43	1,03	13,31	82,3	11,18	0
2008-05-09	4,18	2,62	9	93,4	16,38	0,2
2008-05-10	3,41	1,49	5,05	96,8	17,46	0,2
2008-05-11						
2008-05-12	7,46	3,8	12,9	69	12,26	0
2008-05-13	9,32	2,75	16,44	59,22	22,67	0
2008-05-14	11,47	3,03	18,11	52,72	16,7	0
2008-05-15	10,07	3,71	17,17	61,52	15,81	0
2008-05-16						
2008-05-17	5,98	4,52	7,97	82,6	11,75	2,8
2008-05-18	8,45	4,44	13,07	86,5	20,07	0,2
2008-05-19	6,9	4,61	9,4	93,5	25,91	5,4
2008-05-20	7,74	4,8	12,52	96,4	23,88	52
2008-05-21	6,84	5,77	9,35	97,5	19,05	1,4
2008-05-22	6,78	5,21	8,83	92,3	17,33	2
2008-05-23	6,71	2,49	8,93	78,2	26,41	1,2
2008-05-24	5,65	2,62	9,91	79,7	26,99	1
2008-05-25	6,97	3	10,88	59,61	28,7	0,2
2008-05-26	9,67	4,62	14,65	50,13	23,43	0
2008-05-27	11,5	5,53	17,66	70,6	24,83	0,6
2008-05-28	6,36	4,88	9,09	92,5	22,16	11,2
2008-05-29	7,8	4,22	13,32	66,25	25,91	0
2008-05-30	6,13	3,69	10,1	89,6	19,3	3,2
2008-05-31	9,36	5,46	14,48	59,55	24,13	0
2008-06-01	9,19	3,55	15,64	49,67	16,95	0
2008-06-02	7,2	5,75	8,95	93,5	22,1	14,8
2008-06-03	5,15	4,07	7,45	97,1	22,61	5,4
2008-06-04	5,88	3,75	7,77	96,3	16,45	2
2008-06-05	9,02	4,79	13,99	64,31	19,43	0
2008-06-06	12,11	5,34	17,99	46,35	24,7	0
2008-06-07	11,31	7,35	18,09	63,65	16,76	7,8
2008-06-08	8,56	6,91	10,38	93,1	21,02	0,6
2008-06-09	7,88	6,41	9,46	99,2	17,78	8,4
2008-06-10	13,06	8,79	17,56	77,1	30,1	0,6
2008-06-11	9,95	7,45	12,92	94,5	15,43	4
2008-06-12	8,56	7,1	9,98	99	21,21	14
2008-06-13	13,17	9,29	16,99	62,79	38,73	0,2
2008-06-14	13,78	8,21	19,4	44,19	36,89	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulée (mm)
2008-06-15	16,35	9,07	23,26	55,99	25,59	0
2008-06-16	15,55	10,73	20,19	77,7	14,16	0,6
2008-06-17	13,62	9,93	18,17	77,5	10,92	0
2008-06-18	14,16	11,55	18,98	82,9	14,67	0
2008-06-19	12,68	10,9	16,45	89,2	18,73	0
2008-06-20	11,38	9,24	13,02	95,3	22,8	3,8
2008-06-21	10,56	8,35	13,59	96,8	14,48	3,8
2008-06-22	11,79	10,22	13,79	95,4	10,29	0
2008-06-23	15,32	10,48	21,31	78,6	16,83	0
2008-06-24	14,68	12,14	19,02	92,7	7,94	5,8
2008-06-25	15,75	13,88	20,88	90,3	26,29	8,8
2008-06-26	16,89	12,56	21,81	46,35	26,67	0
2008-06-27	13,69	7,99	20,77	61,08	21,27	0
2008-06-28	10,62	7,96	15,96	78,1	17,59	0
2008-06-29	10,64	6,68	14,54	74,5	13,84	0
2008-06-30	9,16	6,24	13,19	88,7	19,18	7,8
2008-07-01	8,85	7,63	9,79	98,6	25,84	33,2
2008-07-02	12	9,26	16,72	94,2	19,49	5,6
2008-07-03	18,15	10,47	25,13	63,97	16,51	0
2008-07-04	16,79	13,51	24,14	85,1	22,67	4
2008-07-05	15,66	11,72	19,98	62,03	23,94	0
2008-07-06	13,73	8,96	18,78	77,4	24,89	9,2
2008-07-07	16,25	11,68	22,09	67,56	19,43	1
2008-07-08	20,27	14,43	25,66	60,04	32,07	0
2008-07-09	17,86	12,39	22,42	55,09	19,81	13
2008-07-10	15,16	11,63	19,06	92,4	13,33	32,4
2008-07-11	16,13	12,4	19,53	97,8	12,57	1,8
2008-07-12	15,41	11,44	20,05	71,3	20,45	0
2008-07-13	17,25	12,3	22,35	51,66	20,45	0
2008-07-14	15,08	12,37	17,59	79,4	19,87	13,6
2008-07-15	14,96	14,06	16,09	98,3	17,33	11
2008-07-16	17,75	14,11	22,67	82,6	23,94	0,2
2008-07-17	18,73	13,33	24,05	70,9	16,95	3,2
2008-07-18	16,75	12,53	22,71	87,2	20,89	0,2
2008-07-19	18,1	12	23,34	67,59	18,73	0
2008-07-20	19,33	14,82	24,23	53,61	19,81	0
2008-07-21	17,44	14,3	23,63	70,3	16,38	0,8
2008-07-22	17,42	13,95	23,11	75,7	16,26	0
2008-07-23	19,07	14,48	25,98	67,29	11,75	0
2008-07-24	20,43	15,06	27,26	60,77	13,91	0
2008-07-25	18,11	14,77	22,61	73,2	14,22	0,2
2008-07-26	19,07	16,47	23,78	94,8	17,08	1,4

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-07-27	20,68	16,59	25,11	77,1	18,48	0,2
2008-07-28	20,08	15,93	26,58	80,7	13,84	0
2008-07-29	18,42	15,75	23,89	92	18,41	13,8
2008-07-30	17,93	15,36	23,16	88,7	12,06	0,2
2008-07-31	17,35	14,53	23,26	91,6	9,91	0,4
2008-08-01	16	13,95	17,39	97,4	15,68	38,6
2008-08-02	14	12,26	15,94	85,4	16,26	0
2008-08-03	14,01	12	17,04	82,3	17,65	0,8
2008-08-04	13,42	12,46	14,91	91,1	19,87	2,4
2008-08-05	15,16	12,9	18,98	75,1	19,62	0
2008-08-06	15,19	12,44	18,5	85	11,94	1
2008-08-07	16,09	11,36	23,33	75,7	16,64	0
2008-08-08	15,74	11,13	22,03	76,1	16,89	0
2008-08-09	17,02	12,29	22,19	73	14,67	0
2008-08-10	15,7	11,52	20,02	82,6	16,45	0
2008-08-11	14,28	11,72	18,35	90,2	13,59	5,6
2008-08-12	15,49	13,55	19,26	92,1	12,95	7,6
2008-08-13	16,13	14,19	19,87	89,2	14,41	10,2
2008-08-14	14,78	13,42	17,17	92,2	22,92	22
2008-08-15	15,23	12,89	19,91	85,4	13,84	0
2008-08-16	18,58	14,22	24,78	66,56	17,84	0
2008-08-17	18,24	13,35	23,27	75,6	20,76	0
2008-08-18	16,3	14,62	20,1	78,5	24,76	3,2
2008-08-19	14,08	11,14	17,2	72,9	18,1	5,8
2008-08-20	15,33	12,66	18,91	88,9	17,78	9
2008-08-21	10,84	8,72	13,59	78,7	30,54	7
2008-08-22	16,46	10,69	21,47	68,19	19,43	0
2008-08-23	21,73	15,55	28,14	65,66	16,83	0
2008-08-24	21,29	14,79	27,49	69,35	18,73	0
2008-08-25	20,56	16,19	25,81	73,2	24,45	1,2
2008-08-26	17,91	15,72	22,61	88,5	25,59	5,4
2008-08-27	17,05	13,93	20,91	57,99	19,81	0
2008-08-28	19,07	12,87	24,9	55	19,05	0
2008-08-29	14,69	11,32	19,6	75,3	13,4	0
2008-08-30	14,96	9,14	22,47	77	13,33	0
2008-08-31	17,2	13,51	22,02	79,3	11,75	0
2008-09-01	17,89	13,66	23,67	70,3	33,72	0
2008-09-02	18,12	13,86	23,71	66,19	32,57	0
2008-09-03	18,65	13,4	24,3	73,3	15,62	0
2008-09-04	18,59	14,69	23,18	75,7	15,75	0
2008-09-05	17,05	13,82	22,19	77,5	28,07	0,2
2008-09-06	13,12	9,95	16,81	61,67	26,73	2,2

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-09-07	12,44	9,74	14,76	97,9	13,08	14,2
2008-09-08	13,59	12,19	14,98	82,3	19,24	0
2008-09-09	11,68	10,2	14,69	82,7	11,11	0,2
2008-09-10	12,45	10,25	16,44	92,1	11,56	17
2008-09-11	11,61	8,81	14,43	67,28	33,02	0,6
2008-09-12	12,23	7	17,56	63,36	26,1	0
2008-09-13	11,43	8,98	16,11	80,4	22,67	1,2
2008-09-14	12,8	8,04	18,39	82,1	14,99	0
2008-09-15	11,73	7,36	15,35	95,2	22,99	15,8
2008-09-16	12,06	6,16	15,79	92,7	37,46	48,4
2008-09-17	8,45	3,35	14,81	70,2	25,91	0
2008-09-18	9,39	5,65	14,41	86,2	22,61	0,2
2008-09-19	5,68	2,96	8,54	61,06	35,94	0
2008-09-20	4,67	1,52	8,98	68,13	24	0,4
2008-09-21	9,4	4,82	14,95	77,9	28,95	6
2008-09-22	7,62	4,82	10,49	57,67	19,62	0
2008-09-23	6,03	2,98	10,16	49,18	19,56	0
2008-09-24	5,26	3,16	7,4	49,39	20,95	0
2008-09-25	4,38	1,41	9,37	67,21	22,61	0
2008-09-26	7,98	1,27	14,17	87,5	18,16	0
2008-09-27	13,66	8,04	20,74	76,9	14,22	0
2008-09-28	12,63	9,98	17,02	88,7	19,49	4,6
2008-09-29	12,27	10,35	13,75	98,6	16,32	61,8
2008-09-30	10,31	6,88	13,62	95,3	31,18	36,6
2008-10-01	6,31	4,76	7,27	94,4	27,88	2,6
2008-10-02	8,44	6,02	11,59	95,3	12,51	1
2008-10-03	7,84	5,06	10,24	97,3	29,4	40,2
2008-10-04	6,07	3,04	10,16	81,7	37,27	3
2008-10-05	6,32	2,62	10,95	74,5	21,84	0
2008-10-06	5,56	2,73	8,81	70,2	16,89	0
2008-10-07	5,45	2,8	9,36	65,13	24,7	0
2008-10-08	5,7	1,5	10,05	62,82	30,1	1,2
2008-10-09	4,81	2,02	8,47	54,58	23,49	0
2008-10-10	5,47	0,61	11,97	73,9	11,37	0
2008-10-11	7,93	3,75	13,36	75	12,89	0
2008-10-12	8,68	3,7	15,14	54,01	14,6	0
2008-10-13	8,57	5,24	12	61,22	16,32	0
2008-10-14	6,97	3,96	11,38	67,68	16,64	0
2008-10-15	5,45	1,96	7,97	91,7	16,57	3,8
2008-10-16	7,07	5,16	8,91	72,6	29,97	0,6
2008-10-17	5,82	3,27	7,38	90,7	17,4	0,2
2008-10-18	5,76	1,96	9,65	74,4	24,76	0

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-10-19	1,78	0,06	4,34	58,26	27,43	0
2008-10-20	1	-2,6	5,91	69,66	17,46	0,2
2008-10-21	2,96	-0,44	6,75	79,8	11,62	0
2008-10-22	1,05	-3,84	4,05	69,32	38,23	0
2008-10-23	-3,22	-5,54	0,45	55,41	30,67	0
2008-10-24	1,24	-5,3	8,09	44,86	23,11	0
2008-10-25	5,32	2,41	10,29	50,57	22,22	0
2008-10-26	3,77	-0,71	8,99	74,2	11,75	0
2008-10-27	6,18	2,43	7,98	87,8	28,51	3
2008-10-28	8,87	7,33	10,09	98,8	30,03	49,2
2008-10-29	7,25	6,39	8,66	99,2	26,29	26,2
2008-10-30	7,97	3,81	10,57	92,9	26,41	22,6
2008-10-31	2,71	1,35	4,24	85,3	18,03	0,4
2008-11-01	1,22	-0,58	4,7	88,7	15,56	0,2
2008-11-02	-0,44	-3,97	1,3	64,65	30,99	0
2008-11-03	-4,45	-4,76	-4,15	69,28	4,13	0
2008-11-04	-1,7	-5,53	0,5	76,8	26,16	0
2008-11-05	1,48	-1,11	4,05	77,6	17,08	0
2008-11-06	7,01	1,85	11,1	90,9	17,02	0
2008-11-07	8,59	0,79	13,34	83,8	23,68	0
2008-11-08	-1,05	-3,71	0,79	64,35	22,35	0
2008-11-09	0,89	-0,75	3,03	50,64	18,48	0
2008-11-10	2,05	-1,11	4,53	99	20,89	14,4
2008-11-11	4,55	2,32	6,04	93,2	13,84	1
2008-11-12	2,75	0,71	5,18	79,1	21,53	0
2008-11-13	-0,36	-3,68	2,05	66,06	22,8	0
2008-11-14	-2,58	-6,34	2,65	71,5	12,7	0
2008-11-15	1,19	-2,71	3,77	98,8	15,05	6,2
2008-11-16	5,46	3,72	6,44	99,4	18,99	38,2
2008-11-17	11,32	4,74	14,53	99	36	80,8
2008-11-18	0,42	-2,71	4,74	84,2	35,81	2,2
2008-11-19	-3,66	-5,55	-1,84	78,5	14,73	0
2008-11-20	-5,01	-6,32	-3,52	82,8	40,7	0
2008-11-21	-6,55	-8,37	-4,27	92,3	41,15	0
2008-11-22	-5,62	-8,99	-2,41	83,7	15,56	0
2008-11-23	-6,02	-9,18	1,54	87,8	50,48	0,6
2008-11-24	-7,54	-9,29	-6,26	94	26,22	3,4
2008-11-25	-8,7	-11,7	-6,32	80	18,03	0
2008-11-26	-11,96	-15,49	-8,27	81,7	10,48	0
2008-11-27	-5,15	-10,64	-2,66	90,5	18,22	0,4
2008-11-28	0,66	-3,51	2,72	99,8	16,95	7,2
2008-11-29	-0,04	-1,27	1,05	100,1	17,27	1

Tableau A.5: Données météorologiques journalières au site Tio au cours de l'années 2008. (suite)

Date	Temp. moy. (°C)	Temp. min. (°C)	Temp. max. (°C)	Humidité moy. (%)	Rafale Max. (km)	Précipitation (TBRG) accumulé (mm)
2008-11-30	0,51	0,18	1,06	100,6	16,95	13
2008-12-01	-2,48	-6,89	0,7	83,7	20,45	0
2008-12-02	-3,72	-7,06	0,35	95,8	19,24	10
2008-12-03	0,54	-1,9	2,5	96,8	27,88	0,4
2008-12-04	-3,67	-5,27	-1,17	84,8	18,54	0
2008-12-05	-1,59	-3,6	-0,13	98,9	18,86	5,2
2008-12-06	-6,39	-12,91	-0,8	83,8	22,29	0
2008-12-07	-10,93	-14,74	-6,81	83,4	18,22	0
2008-12-08	-5,08	-9,71	-2,55	95,5	24,95	4,4
2008-12-09	-7,76	-12,79	-4,32	69,31	43,56	0,2
2008-12-10	-10,46	-15,7	-7,75	80,1	24,76	0
2008-12-11	-11,31	-16,47	-7,85	88,1	22,1	0
2008-12-12	-15,57	-16,8	-12,09	73,2	18,16	4
2008-12-13	-9,98	-16,54	-4,41	91,6	22,29	9,2
2008-12-14	-11,51	-17,39	-6,92	72,9	24	0
2008-12-15	-13,42	-18,9	-7,54	79,2	15,75	0
2008-12-16	-5,32	-9,11	3,17	94,6	23,18	9,2
2008-12-17	-7,23	-15,11	3,43	66,26	42,16	0,2
2008-12-18	-17,26	-19,14	-15,03	64,72	23,43	0
2008-12-19	-15,44	-19,02	-10,63	82,5	18,99	0
2008-12-20	-21,13	-24,31	-16,58	56,53	29,15	0
2008-12-21	-21,85	-23,99	-17,89	59,92	25,53	0
2008-12-22	-22,65	-25,72	-16,37	62,16	14,29	0
2008-12-23	-17,72	-23,1	-14,47	64,47	44	0
2008-12-24	-19,58	-22,48	-16,44	52,98	22,8	0
2008-12-25	-15,91	-22,73	-9,37	83,5	9,59	0
2008-12-26	-10,7	-20,9	-6,43	76,4	38,29	0
2008-12-27	-22,21	-25,14	-19,49	50,95	27,43	0
2008-12-28	-20,35	-25,03	-15,07	71,5	15,49	0
2008-12-29	-4,1	-15,07	0,15	97,9	25,72	17,8
2008-12-30	-3,9	-12,81	0,33	86,3	0,38	0,4
2008-12-31	-13,16	-17,73	-10,46	76,6	0,06	0

A.7 DÉBITS

Le tableau A.6 présente les données de débits manuels mesurés à la sortie des cellules expérimentales avec les mesures des pressions enregistrées par les sondes dans les déversoirs. Les tableaux A.7 et A.8 présentent la moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales au cours de l'été 2007 et 2008. Les tableaux présentent les débits en mL/min et en L/jour.

Tableau A.6: Données de débits calculés manuellement (mL/min) au cours de l'année 2007 comparés avec les mesures des pressions enregistrées par les sondes à la sortie des cellules (PSI).

Dates	Cellule 1		Cellule 2		Cellule 3		Cellule 4		Cellule 5		Cellule 6	
	Pression PSI	Débit mL/min										
22-juin-07	4123	47,20	4104	26,73	4095	12,77	4198	50,21	4180	33,85	4106	13,66
29-juin-07	4183	69,00	4173	63,00	4205	62,00	4200	62,00	4197	57,00	4186	45,00
02-juil-07	4147	15,33	4142	15,00	4159	8,33	4151	20,00	4160	18,33	4153	5,67
05-juil-07	4251	77,00	4200	64,00	4229	47,00	4214	67,00	4193	65,00	4208	41,00
06-juil-07	4238	199,20	4234	199,20	4253	184,00	4242	162,00	4235	138,00	4249	144,00
09-juil-07	4303	348,00	4303	264,00	4308	252,00	4299	409,62	4281	320,00	4294	292,00
11-juil-07	4233	72,00	4221	45,00	4219	48,00	4213	80,00	4207	77,00	4226	46,50
12-juil-07	4344	600,00	4334	492,00	4345	568,00	4317	534,00	4305	474,15	4323	526,01
17-juil-07	4197	37,00	4191	28,00	4173	14,60	4160	43,00	4160	44,00	4130	6,30
18-juil-07	4166	25,50	4173	17,00	4155	8,00	4165	31,50	4142	30,00	4101	6,13

Tableaux A.7: Moyenne des débits journaliers enregistrés à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2007.

Dates	C1 ml/min	C1 L/jours	C2 ml/min	C2 L/jours	C3 ml/min	C3 L/jours	C4 ml/min	C4 L/jours	C5 ml/min	C5 L/jours	C6 ml/min	C6 L/jours
2007-06-13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2007-06-19	12	17	9	12	9	13	22	32	13	19	9	12
2007-06-20	10	15	8	12	5	7	32	45	31	45	5	7
2007-06-21	5	8	8	12	4	6	36	52	29	42	3	5
2007-06-22	23	33	17	25	15	22	62	90	49	70	18	26
2007-06-23	49	70	37	53	74	107	69	100	65	94	59	86
2007-06-24	45	65	45	65	54	77	62	89	63	91	47	67
2007-06-25	47	68	54	78	56	80	47	68	56	80	46	66
2007-06-26	54	77	69	99	65	94	42	61	42	60	33	47
2007-06-27	39	56	32	46	46	67	44	63	38	55	18	27
2007-06-28	48	70	29	42	55	79	59	85	50	71	40	57
2007-06-29	51	73	44	64	69	99	64	93	62	89	53	76
2007-06-30	31	45	36	51	54	78	48	70	48	69	44	64
2007-07-01	48	69	48	69	72	104	53	76	64	93	57	82
2007-07-02	31	45	29	42	37	53	33	48	37	53	34	49
2007-07-03	38	55	32	47	42	61	37	53	40	58	35	51

Tableaux A.7: Moyenne des débits journaliers enregistrés à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2007. (suite)

Dates	C1			C2			C3			C4			C5			C6		
	ml/min	L/jours	ml/min	ml/min	L/jours													
2007-07-04	57	82	49	71	65	94	57	82	48	69	52	74						
2007-07-05	129	186	65	93	96	138	77	112	58	84	72	103						
2007-07-06	107	154	102	146	131	189	113	163	103	148	126	181						
2007-07-07	132	189	133	192	188	271	126	182	168	241	164	237						
2007-07-08	1252	1803	1186	1707	1190	1713	1126	1622	1107	1595	1239	1785						
2007-07-09	249	359	260	374	280	403	248	357	194	279	232	334						
2007-07-11	65	94	86	123	83	120	76	110	70	101	92	132						
2007-07-12	354	510	395	569	462	665	412	593	269	387	342	492						
2007-07-13	125	179	130	187	121	174	108	156	152	219	118	170						
2007-07-14	64	92	86	123	74	107	62	89	91	131	50	72						
2007-07-15	73	104	88	126	83	119	58	83	66	95	41	60						
2007-07-16	90	130	142	204	77	111	72	104	65	94	44	64						
2007-07-17	41	59	57	82	44	64	37	53	37	54	25	36						
2007-07-18	37	53	44	64	35	50	40	57	29	42	17	24						
2007-07-19	39	56	36	52	28	41	44	64	34	49	35	50						
2007-07-20	50	72	48	69	33	48	49	70	40	58	34	49						
2007-07-21	243	350	260	374	224	323	204	293	194	279	286	412						
2007-07-22	101	146	184	265	92	132	97	140	94	136	123	177						
2007-07-23	62	89	94	136	59	85	63	91	63	90	68	99						
2007-07-24	74	107	73	105	67	97	67	97	67	96	100	144						
2007-07-25	50	72	48	69	46	67	55	79	50	72	70	101						

Tableaux A.7: Moyenne des débits journaliers enregistrés à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2007. (suite)

Dates	C1 ml/min	C1 L/jours	C2 ml/min	C2 L/jours	C3 ml/min	C3 L/jours	C4 ml/min	C4 L/jours	C5 ml/min	C5 L/jours	C6 ml/min	C6 L/jours
2007-07-26	54	78	54	78	51	73	71	102	45	64	123	177
2007-07-27	63	91	61	87	56	81	67	97	62	90	79	113
2007-07-28	52	74	45	65	29	42	62	89	64	92	20	29
2007-07-29	42	61	33	48	18	26	48	69	47	67	22	32
2007-07-30	26	37	23	33	10	14	39	57	38	54	16	23
2007-07-31	55	79	46	67	20	29	68	98	59	85	32	46
2007-08-01	115	166	151	217	87	126	132	191	207	298	68	99

Tableaux A.8: Moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2008.

Dates	C1 ml/min	C1 L/jour	C2 ml/min	C2 L/jour	C3 ml/min	C3 L/jour	C4 ml/min	C4 L/jour	C5 ml/min	C5 L/jour	C6 ml/min	C6 L/jour
2008-05-06	147	211	83	120	212	305	182	262	101	145	95	136
2008-05-07	147	211	146	210	163	235	123	178	170	244	113	163
2008-05-08	161	232	184	264	202	291	335	482	230	331	235	338
2008-05-09	567	816	520	749	542	780	550	792	500	721	484	698
2008-05-10	261	376	250	360	305	439	261	376	221	319	213	307
2008-05-11	102	147	100	144	149	214	81	116	69	99	89	129
2008-05-12	66	95	58	83	67	97	48	69	49	71	61	88
2008-05-13	50	72	50	72	49	71	39	56	64	91	54	77

Tableaux A.8: Moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2008. (suite)

Dates	C1 mL/min	C1 L/jour	C2 mL/min	C2 L/jour	C3 mL/min	C3 L/jour	C4 mL/min	C4 L/jour	C5 mL/min	C5 L/jour	C6 mL/min	C6 L/jour
2008-05-14	43	62	44	63	36	51	37	53	72	104	62	89
2008-05-15	35	51	35	50	25	37	24	35	36	51	20	29
2008-05-16	92	132	30	43	68	98	38	55	67	96	74	106
2008-05-17	123	177	104	149	169	244	69	100	105	151	143	205
2008-05-18	402	578	358	515	388	559	508	731	380	547	491	706
2008-05-19	441	635	521	750	477	687	433	624	464	668	544	783
2008-05-20	332	479	336	483	358	515	308	444	336	483	515	742
2008-05-21	245	353	263	378	219	315	288	415	204	293	230	332
2008-05-22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2008-05-23	40	58	30	43	13	19	77	111	93	133	7	11
2008-05-24	26	37	53	76	37	53	45	65	70	101	36	52
2008-05-25	12	17	29	41	21	30	16	23	45	65	23	33
2008-05-26	8	11	26	38	27	39	7	10	57	81	23	34
2008-05-27	28	40	118	171	110	159	15	22	130	187	56	80
2008-05-28	65	94	65	93	57	82	57	82	74	106	79	114
2008-05-29	17	24	114	165	63	91	14	21	85	123	41	59
2008-05-30	12	18	66	95	55	79	5	8	66	95	31	44
2008-05-31	9	13	25	36	21	31	7	11	48	68	17	24
2008-06-01	28	41	69	100	75	108	6	8	142	204	45	64
2008-06-02	73	105	120	173	125	180	23	33	197	284	76	109
2008-06-03	33	48	78	112	83	119	84	122	129	186	50	72
2008-06-04	15	22	40	57	42	60	26	38	75	109	28	41

Tableaux A.8: Moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2008. (suite)

Dates	C1 mL/min L/jour	C2 mL/min L/jour	C3 mL/min L/jour	C4 mL/min L/jour	C5 mL/min L/jour	C6 mL/min L/jour
2008-06-05	7	10	21	31	33	8
2008-06-06	9	14	23	33	6	8
2008-06-07	32	46	71	102	110	159
2008-06-08	69	99	113	163	104	150
2008-06-09	33	48	68	98	138	198
2008-06-10	20	29	53	76	75	108
2008-06-11	85	122	173	249	137	197
2008-06-12	36	51	105	151	135	194
2008-06-13	14	21	94	135	47	67
2008-06-14	9	14	55	79	34	49
2008-06-15	9	14	49	70	23	34
2008-06-16	11	15	14	20	7	11
2008-06-17	36	51	11	16	7	10
2008-06-18	34	49	10	15	9	13
2008-06-19	30	43	13	19	10	15
2008-06-20	39	57	22	32	12	18
2008-06-21	130	187	13	18	11	15
2008-06-22	70	101	8	11	6	8
2008-06-23	36	51	7	11	7	10
2008-06-24	21	31	16	23	16	24
2008-06-25	42	60	12	18	17	25
2008-06-26	17	25	10	15	14	20

Tableaux A.8: Moyenne des débits journaliers enregistrées à la sortie des cellules expérimentales C1 à C6 au cours de l'été 2008. (suite)

Dates	C1 mL/min	C2 mL/min	C3 L/jour	C4 mL/min	C5 mL/min	C6 mL/min
2008-06-27	7	10	9	13	3	19
2008-06-28	5	8	10	15	9	7
2008-06-29	6	9	17	24	11	17
2008-06-30	11	16	255	367	85	123
2008-07-01	160	230	276	397	241	347
2008-07-02	141	202	50	72	32	46
2008-07-03	69	100	41	58	31	45
2008-07-04	38	54	52	75	45	65
2008-07-05	18	25	67	97	35	50
2008-07-06	13	19	29	42	82	118
2008-07-07	26	37	12	18	5	7
2008-07-08	9	13	10	14	16	23
2008-07-09	6	9	10	15	8	11
2008-07-10	191	274	75	108	6	9
2008-07-11	83	119	43	62	106	153
2008-07-12	37	53	12	18	14	21
2008-07-13	13	18	14	20	20	28
2008-07-14	20	29	36	52	121	175
2008-07-15	73	105	24	34	44	63
2008-07-16	23	33	16	23	13	19

A.8 SUIVI ENVIRONNEMENTAL

Les tableaux A.9 à A.11 présente les analyses des propriétés électrochimiques des eaux de percolation (pH, POR, conductivité) pour les cellules C1 à C7 et pour la pluie. Les analyses ont été effectuées au cours de l'année 2006 à 2008. Les tableaux A.12 à A.17 présentent les analyses des eaux de percolation pour 22 éléments d'intérêts à l'aide de l'ICP-AES pour les cellules C1 à C7 pour les années 2006 à 2008. Le tableau A.12 présente les 2 analyses effectuées sur les eaux de pluie (le 17/07/07 et 09/08/07).

Tableaux A.9: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C1 à C3 pour l'année 2006 à 2008.

Date	Cellule 1			Cellule 2			Cellule 3		
	pH	POR	Cond	pH	POR	Cond	pH	POR	Cond
2006-10-01									
2006-10-23	6,11		330	6,15		330	5,84		560
2006-11-08	6,5		182,2	4,98		155,3	6,32		402
2006-11-22	7,3		121,5	7,19		121,8	7,14		152,1
2006-12-01	7,52		169,6	7,56		169,5	7,55		203
2007-05-14	7,5	180	239	7,21	191	197	6,81	152	285
2007-06-22	5,57	139	242	5,5	156	213	5,7	161	511
2007-06-26	6,73	133	218	6,8	134	186	6,65	150	509
2007-06-29	7,00	155	192,0	7,2	147	165	7,1	154	378
2007-07-02	7,00	166	146,0	7,1	163	188	6,62	194	290
2007-07-05	6,36	165	175,0	6,3	160	196	6,69	216	339
2007-07-06	5,50	216	169,0	5,8	216	143	5,98	226	320
2007-07-09	5,70		457,0	5,75		609	5,85		
2007-07-11	6,85		374,0	7		408	6,8		997
2007-07-12	6,00		334,0	6,12		405	6,16		742
2007-07-17	5,27		244,0	5,32		263	5,28		398
2007-07-18	6,35		218,0	6,38		252	6,51		335
2007-08-09	8,04		257,0	7,78		235	7,78		581
2008-05-28	8,37	128	59,6	7,98	130	180,3	7,81	129	84,1
2008-06-03	8,36	200	127,5	8,18	215	123,7	7,98	198	154,4
2008-06-11	8,68	205	186,3	8,55	205	133,7	8,17	208	158,5
2008-06-19	7,26	208	234,6						
2008-07-09	6,75	189	283,1	6,79	190	415,0	6,78	188	492,0
2008-07-15	6,88	405	284,0	6,52	430	265,0	6,56	434	446,0

Tableaux A.10: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C4 à C6 pour l'année 2006 à 2008.

Date	Cellule 4			Cellule 5			Cellule 6		
	pH	ORP	Cond	pH	ORP	Cond	pH	ORP	Cond
2006-10-01									
2006-10-23	6,32		200	5,87			340	5,86	
2006-11-08	6,2		128	6,37			164,3	6,5	189,7
2006-11-22	6,52		110,4	4,36			198,8	6,9	179,2
2006-12-01	7,31		129,3	7,41			211	7,12	
2007-05-14	7,44	202	321	7,28	208	615	7,35	198	410
2007-06-22	5,94	184	161	5,95	188	211	5,68	190	262
2007-06-26	6,28	159	129	6,54	157	222	6,6	150	99
2007-06-29	7,1	171	102	6,95	169	181	6,95	171	167
2007-07-02	7,14	219	107	7,17	179	175	6,8	225	171
2007-07-05	6,6	175	101	6,25	187	178	6,1	210	177
2007-07-06	6	218	101	6,15	233	153	6,05		234
2007-07-09	6,1		283	6,03		330	5,62		371
2007-07-11	7		247	6,7		313	6,7		356
2007-07-12	6,24		217	6,15		276	6		302
2007-07-17	5,28		157	5,23		281	6,46		139
2007-07-18	6,2		137	6,4		268	6,1		142
2007-08-09	7,86		164			222	7,74		246
2008-05-28	7,35	130	118,2	7,21	131	71,5	6,10	122	149,1
2008-06-03	8,02	201	72,1	4,92	200	116,4	5,58	200	145,0
2008-06-11	7,70	208	71,7	6,91	209	96,2	6,50	206	137,8
2008-06-19	7,40	225	112,3	7,32	208	182,2			
2008-07-09	6,61	197	137,9	6,88	207	206,3	7,27	390	278,0
2008-07-15	6,20			5,21	438	283,0	7,79	439	228,0

Tableaux A.11: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C7In à C7Out et de la pluie pour l'année 2006 à 2008.

Date	Cellule 7Out			Cellule 7In			Pluie		
	pH	ORP	Cond	pH	ORP	Cond	pH	ORP	Cond
2006-10-01									
2006-10-23	6,67		120	7,23			450		
2006-11-08	6,1		76,9	7,2			571	5,61	
2006-11-22	6,9		92,6	7,35			438	5,94	
2006-12-01	7,45		196,5						
2007-05-14	7,6	190	87,1	7,89	171	395			
2007-06-22									
2007-06-26				6,6	150	99			
2007-06-29	6,8	146	217						

Tableaux A.11: Analyses électrochimiques des eaux de percolation des cellules C7In à C7Out et de la pluie pour l'année 2006 à 2008. (suite)

Date	Cellule 7Out			Cellule 7In			Pluie		
	pH	ORP	Cond.	pH	ORP	Cond.	pH	ORP	Cond.
2007-07-02	7,3	151	240	7	169	482			
2007-07-05							5,68	187	23
2007-07-06							5,16	235	8
2007-07-09							7,7		3
2007-07-11							7		21
2007-07-12							4,95		20
2007-07-17	6,45		111	5,93		371	4,35		57
2007-07-18									
2007-08-09	8,09		146	8,12		345			
2008-05-28				8,19	128	59,6			
2008-06-03				7,35	202	190,2			
2008-06-11				7,5	207	167,1			
2008-06-19				7,35	206	212,6			
2008-07-09	8,48	157	282,6	8,09	160	328,3			
2008-07-15	7,79	439	228,0	7,69	434	349			

Tableaux A.12: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C1 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 1																								
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Cd	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Se	Si	Tl	Zn
EDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,006	0,020	0,040	0,100	0,020	0,002	0,002	0,005		
2006-10-03	0,025	<0,06	0,124	<0,001	<0,02	92,1	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,060	11,2	0,491	<0,009	0,006	<0,02	48,6	<0,09	<0,1	7,00	0	0,023		
2006-10-23	0,090	<0,06	0,048	<0,001	<0,02	53,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	<0,006	5,77	0,195	<0,009	0,005	<0,02	32,8	<0,09	<0,1	9,36	0	0,054		
2006-11-08	0,049	<0,06	0,035	<0,001	<0,02	33,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,009	3,64	0,128	<0,009	0,004	<0,02	26,0	<0,09	<0,1	4,79	0	0,046		
2006-11-22	0,036	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	17,9	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,032	1,98	0,059	<0,009	0	<0,02	14,1	<0,09	<0,1	3,40	0,002	0,030		
2006-12-01	0,092	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	28,2	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,064	2,92	0,093	<0,009	0	<0,02	18,0	<0,09	<0,1	5,37	0,002	0,080		
2007-05-14	0,039	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	14,5	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,046	1,36	0,020	<0,009	0	<0,02	8,34	<0,09	<0,1	2,32	0,003	0,017		
2007-05-31	0,109	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	23,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,108	2,10	0,025	<0,009	0,005	<0,02	15,5	<0,09	<0,1	3,00	0,005	0,015		
2007-06-08	0,074	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	35,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,046	3,50	0,030	<0,009	0,006	<0,02	26,8	<0,09	<0,1	3,29	0,003	0,019		
2007-06-22	0,141	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	35,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,059	3,31	0,033	<0,009	0	<0,02	24,1	<0,09	<0,1	4,28	0,002	0,019		
2007-06-29	0,116	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	29,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,083	2,76	0,035	<0,009	0	<0,02	21,2	<0,09	<0,1	4,84	0,006	0,016		
2007-07-02	0,529	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	27,5	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,299	2,12	0,033	<0,009	0,004	<0,02	15,3	<0,09	<0,1	5,00	0,015	0,022		
2007-07-05	0,188	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	26,3	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,073	2,47	0,038	<0,009	0	<0,02	18,5	<0,09	<0,1	4,83	0,004	0,019		
2007-07-06	0,147	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	25,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,047	2,36	0,037	<0,009	0	<0,02	17,8	<0,09	<0,1	4,73	0,003	0,017		
2007-07-09	0,104	<0,06	0,048	<0,001	<0,02	79,8	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,076	7,32	0,044	<0,009	0,004	<0,02	66,8	<0,09	<0,1	4,59	0,003	0,023		
2007-07-11	0,507	<0,06	0,048	<0,001	<0,02	69,8	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,200	5,77	0,057	<0,009	0	<0,02	50,7	<0,09	<0,1	4,84	0,008	0,033		

Tableaux A.12: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C1 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 1																				
Date	Al	As	Ba	Be	Bf	Cd	Cd	Ce	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	N	Zn
LDD	0,010	0,069	0,001	0,001	0,020	0,020	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,026	0,090	0,100	0,030	0,002
2007-07-12	0,070	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	54,9	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,040	5,04	0,044	<0,009	0	<0,02	3,5	<0,09	<0,1	4,75
2007-07-17	0,161	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	36,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,153	3,32	0,040	<0,009	0	<0,02	29,7	<0,09	<0,1	4,36
2007-07-18	0,150	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	31,8	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,126	2,87	0,034	<0,009	0,005	<0,02	25,4	<0,09	<0,1	4,27
2008-05-23	0,449	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	26,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,281	1,75	0,011	<0,009	0,172	<0,02	13,6	<0,09	<0,1	2,70
2008-05-28	0,302	<0,06	0,008	<0,001	<0,02	19,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,285	1,36	0,011	<0,009	0	<0,02	9,65	<0,09	<0,1	2,77
2008-06-03	0,279	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	19,4	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,305	1,56	0,010	<0,009	0	<0,02	12,5	<0,09	<0,1	2,93
2008-06-11	0,317	<0,06	0,011	<0,001	<0,02	22,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,333	1,72	0,011	<0,009	0	<0,02	15,3	<0,09	<0,1	3,20
2008-06-19	0,913	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	41,5	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,785	2,78	0,024	<0,009	0,016	<0,02	28,9	<0,09	<0,1	4,19
2008-07-01	0,081	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	58,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,075	4,10	0,018	<0,009	0	<0,02	46,1	<0,09	<0,1	3,23
2008-07-09	0,169	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	65,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,090	4,61	0,020	<0,009	0	<0,02	48,7	<0,09	<0,1	3,54
2008-07-15	0,222	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	61,1	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,214	4,10	0,016	<0,009	0	<0,02	48,3	<0,09	<0,1	3,72
2008-07-29	0,110	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	67,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,106	4,69	0,028	<0,009	0,005	<0,02	54,6	<0,09	<0,1	4,15

Tableaux A.13: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C2 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Date	Al	As	Bn	Be	Bi	Cd	Ch	Cr	Cs	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Ph	S	Sp	Se	Si	Ti	Zn	Cellule 2
2006-10-03	0,025	<0,06	0,068	<0,001	<0,002	45,3	<0,003	<0,004	<0,003	0,046	6,82	2,09	<0,009	0,011	<0,02	37,9	<0,09	<0,1	5,98	0	0,012	
2006-10-23	0,128	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	55,0	<0,003	0,006	<0,003	0,028	7,61	0,170	<0,009	0,009	<0,02	57,7	<0,09	<0,1	6,83	0,003	0,021	
2006-11-08	0,070	<0,06	0,034	<0,001	<0,002	24,1	<0,003	0,004	<0,003	0,037	3,48	0,111	<0,009	0,007	<0,02	27,1	<0,09	<0,1	4,15	0	0,020	
2006-11-22	0,036	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	16,4	<0,003	<0,004	<0,003	0,021	2,53	0,046	<0,009	0	<0,02	14,9	<0,09	<0,1	2,69	0,002	0,048	
2006-12-01	0,118	<0,06	0,029	<0,001	<0,002	28,5	<0,003	<0,004	<0,003	0,116	3,78	0,081	<0,009	0	<0,02	21,7	<0,09	<0,1	3,75	0,002	0,024	
2007-05-14	0,131	<0,06	0,023	<0,001	<0,002	28,7	<0,003	<0,004	<0,003	0,037	3,72	0,032	<0,009	0	<0,02	24,1	<0,09	<0,1	2,31	0,002	0,022	
2007-05-31	0,127	<0,06	0,031	<0,001	<0,002	41,9	<0,003	<0,004	<0,003	0,063	5,53	0,035	<0,009	0,007	<0,02	39,3	<0,09	<0,1	2,96	0,007	0,017	
2007-06-08	0,046	<0,06	0,020	<0,001	<0,002	30,1	<0,003	0,004	<0,003	0,020	3,66	0,024	<0,009	0,005	<0,02	27,2	<0,09	<0,1	2,52	0,002	0,014	
2007-06-22	0,084	<0,06	0,024	<0,001	<0,002	28,1	<0,003	<0,004	<0,003	0,048	3,31	0,026	<0,009	0	<0,02	23,5	<0,09	<0,1	3,72	0,003	0,020	
2007-06-29	0,679	<0,06	0,034	<0,001	<0,002	29,1	<0,003	<0,004	<0,003	0,210	3,33	0,033	<0,009	0,004	<0,02	22,4	<0,09	<0,1	4,57	0,008	0,027	
2007-07-02	0,232	<0,06	0,023	<0,001	<0,002	27,4	<0,003	<0,004	<0,003	0,225	3,31	0,029	<0,009	0,004	<0,02	24,2	<0,09	<0,1	4,38	0,010	0,022	
2007-07-05	0,081	<0,06	0,091	<0,001	<0,002	109	<0,003	<0,004	<0,003	0,044	11,7	0,033	<0,009	0,006	<0,02	102	<0,09	<0,1	3,48	0,002	0,023	
2007-07-06	0,364	<0,06	0,030	<0,001	<0,002	36,1	<0,003	<0,004	<0,003	0,303	2,89	0,084	<0,009	0	<0,02	17,8	<0,09	<0,1	4,36	0,006	0,027	
2007-07-09																						
2007-07-11	0,078	<0,06	0,020	<0,001	<0,002	68,7	<0,003	<0,004	<0,003	0,040	7,09	0,029	<0,009	0	<0,02	61,5	<0,09	<0,1	3,50	0,002	0,022	
2007-07-12	0,067	<0,06	0,052	<0,001	<0,002	68,8	0,003	<0,004	<0,003	0,043	7,10	0,029	<0,009	0	<0,02	44	<0,09	<0,1	3,84	0,004	0,017	

Tableaux A.1.3: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C2 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 2																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fé	Mg	Mn	Mo	Ni	P6	S	Sp	Ss	Si	T	Zn
1DD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,009	0,000	0,100	0,020	0,002	0,005
2006-07-17	0,165	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	39,5	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,153	4,06	0,021	<0,009	0,007	<0,02	35,6	<0,09	<0,1	3,44	0,008	0,021
2007-07-18	0,157	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	36,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,123	3,80	0,021	<0,009	0,006	<0,02	33,1	<0,09	<0,1	3,48	0,007	0,017
2007-08-09	0,272	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	33,4	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,239	3,59	0,034	<0,009	0,005	<0,02	31,2	<0,09	<0,1	4,65	0,016	0,016
2008-05-23	0,139	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	33,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,073	2,49	0,005	<0,009	0,005	<0,02	22,9	<0,09	<0,1	2,02	0,006	0,008
2008-05-28	0,173	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	33,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,109	2,42	0,015	<0,009	0	<0,02	20,0	<0,09	<0,1	2,07	0,004	0,014
2008-06-03	0,273	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	27,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,172	2,09	0,015	<0,009	0	<0,02	16,8	<0,09	<0,1	2,35	0,009	0,014
2008-07-09	0,448	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	101	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,201	7,21	0,015	<0,009	0,004	<0,02	8,5	<0,09	<0,1	3,08	0,015	0,015
2008-07-15	0,122	<0,06	0,042	<0,001	<0,02	83,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,048	5,50	0,010	<0,009	0,005	<0,02	67,2	<0,09	<0,1	2,88	0,002	0,012
2008-07-29	0,038	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	77,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,025	5,30	0,010	<0,009	0,007	<0,02	63,8	<0,09	<0,1	3,33	0,002	0,007

Tableaux A.14: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C3 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 3																					
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	S	SB	Se	Si	Tl	Zn	
LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	3,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,003	0,004	0,020	0,002	0,005			
2006-10-03	0,031	<0,06	0,137	<0,001	<0,02	97,9	<0,003	<0,004	<0,003	0,937	27,0	0,505	<0,009	0,014	<0,02	86,3	<0,09	0,131	5,49	0	
2006-10-23	0,151	<0,06	0,085	<0,001	<0,02	108	<0,003	0,005	<0,003	0,047	24,1	0,213	<0,009	0,013	<0,02	100,0	<0,09	0,121	6,05	0	
2006-11-08	0,092	<0,06	0,064	<0,001	<0,02	85,3	<0,003	<0,004	<0,003	0,075	18,8	0,143	<0,009	0,009	<0,02	80,1	<0,09	<0,1	3,85	0	
2006-11-22	0,139	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	26,9	<0,003	<0,004	<0,003	0,109	4,86	0,060	<0,009	0	<0,02	18,4	<0,09	<0,1	2,83	0,004	
2006-12-01	0,207	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	31,2	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,155	6,45	0,057	<0,009	0	<0,02	25,7	<0,09	<0,1	3,77	0,010
2007-05-14	0,054	<0,06	0,044	<0,001	<0,02	64,1	<0,003	0,005	<0,003	0,021	13,6	0,078	<0,009	0,007	<0,02	59,7	<0,09	<0,1	2,92	0	
2007-05-31	0,115	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	47,8	<0,003	0,004	<0,003	0,082	10,2	0,060	<0,009	0,008	<0,02	43,2	<0,09	<0,1	3,40	0,007	
2007-06-08	0,080	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	85,5	<0,003	<0,004	<0,003	0,003	0,025	14,9	0,052	<0,009	0,015	<0,02	82,4	<0,09	<0,1	3,23	0
2007-06-22	0,082	<0,06	0,073	<0,001	<0,02	88,7	<0,003	<0,004	<0,003	0,051	12,5	0,051	<0,009	0	<0,02	80,9	<0,09	<0,1	4,60	0,002	
2007-06-29	0,897	<0,06	0,067	<0,001	<0,02	63,7	<0,003	<0,004	<0,004	0,003	0,266	11,4	0,065	<0,009	0,010	<0,02	57,6	<0,09	<0,1	4,88	0,015
2007-07-02	0,134	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	43,6	<0,003	0,005	<0,003	0,074	6,80	0,045	<0,009	0	<0,02	39,0	<0,09	<0,1	4,64	0,004	
2007-07-05	0,367	<0,06	0,047	<0,001	<0,02	55,6	<0,003	<0,004	<0,003	0,032	9,57	0,064	<0,009	0,006	<0,02	48,0	<0,09	<0,1	4,62	0	
2007-07-06	0,047	<0,06	0,038	<0,001	<0,02	46,0	<0,003	<0,004	<0,003	0,021	8,93	0,054	<0,009	0,009	<0,02	44,3	<0,09	<0,1	4,32	0	
2007-07-09	0,050	<0,06	0,128	<0,001	<0,02	22,5	<0,003	0,006	<0,003	0,024	33,8	0,054	<0,009	0,046	<0,02	21,8	<0,09	<0,1	3,71	0	
2007-07-11	0,169	<0,06	0,108	<0,001	<0,02	203	<0,003	<0,004	<0,003	0,097	27,8	0,081	<0,009	0,034	<0,02	187	<0,09	<0,1	4,07	0	

Tableaux A.14: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C3 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 3																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	C _A	Cd	C _O	C _T	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Tl	Zn
LLDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,004	0,004	0,003	<0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005	
2007-07-12	0,069	<0,06	0,082	<0,001	<0,02	140	0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,030	20,7	0,050	<0,009	0,034	<0,02	68	<0,09	<0,1	4,03	0,002	0,028
2007-07-17	0,230	<0,06	0,045	<0,001	<0,02	61,4	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,214	7,93	0,048	<0,009	0,013	<0,02	55,7	<0,09	0,104	4,01	0,015	0,022
2007-07-18	0,060	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	51,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,030	6,08	0,037	<0,009	0,006	<0,02	45,9	<0,09	<0,1	3,78	0,002	0,017
2007-08-09	0,131	<0,06	0,064	<0,001	<0,02	94,6	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,102	14,3	0,061	<0,009	0,023	<0,02	88,5	<0,09	0,122	4,56	0,004	0,026
2008-05-23	0,081	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	41,2	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,011	4,18	0,017	<0,009	0	<0,02	31,6	<0,09	<0,1	2,45	0	0,008
2008-05-28	0,093	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	39,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,031	4,73	0,023	<0,009	0	<0,02	30,0	<0,09	<0,1	2,52	0	0,013
2008-06-03	0,077	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	37,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,015	4,53	0,020	<0,009	0,004	<0,02	29,0	<0,09	<0,1	2,58	0	0,011
2008-06-11	0,242	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	38,0	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,229	4,55	0,016	<0,009	0,009	<0,02	29,5	<0,09	<0,1	2,84	0,012	0,007
2008-06-20	0,313	<0,06	0,044	<0,001	<0,02	77,8	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,242	8,12	0,039	<0,009	0,013	<0,02	62,1	<0,09	<0,1	3,45	0,004	0,029
2008-07-01	0,197	<0,06	0,056	<0,001	<0,02	101	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,054	9,87	0,021	<0,009	0,014	<0,02	85,4	<0,09	<0,1	3,41	0	0,020
2008-07-09	0,107	<0,06	0,062	<0,001	<0,02	105	<0,003	0,005	<0,003	<0,003	0,076	10,4	0,019	<0,009	0,015	<0,02	91,0	<0,09	<0,1	3,60	0	0,011
2008-07-15	0,079	<0,06	0,065	<0,001	<0,02	101	<0,003	0,004	<0,003	<0,003	0,013	9,15	0,026	<0,009	0,010	<0,02	87,6	<0,09	<0,1	3,76	0	0,011
2008-07-29	0,021	<0,06	0,074	<0,001	<0,02	100,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,018	9,63	0,037	<0,009	0,010	<0,02	88,7	<0,09	<0,1	4,31	0	0,008

Tableaux A.15: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C4 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 4																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	C _N	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sp	Sc	Si	Tl	Zn
LDD	0,010	0,069	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005	
2006-10-03	0,015	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	30,3	<0,003	0,010	<0,003	<0,003	9,74	0,248	<0,009	0,098	<0,02	36,2	<0,09	0,139	6,23	0	0,013	
2006-10-23	0,068	<0,06	0,039	<0,001	<0,02	31,7	<0,003	0,014	<0,003	<0,003	9,66	0,185	<0,009	0,085	<0,02	37,8	<0,09	<0,1	6,20	0,002	0,020	
2006-11-08	0,038	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	21,5	<0,003	0,007	<0,003	<0,003	0,011	6,38	0,116	<0,009	0,082	<0,02	26,1	<0,09	<0,1	4,31	0	0,026
2006-11-22	0,029	<0,06	0,019	<0,001	<0,02	13,2	<0,003	0,007	<0,003	<0,003	4,01	0,069	<0,009	0,055	<0,02	16,1	<0,09	<0,1	3,71	0	0,032	
2006-12-01	0,109	<0,06	0,029	<0,001	0,020	19,9	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,062	5,14	0,133	<0,009	0	<0,02	19,6	<0,09	<0,1	5,48	0	0,044
2007-05-14	0,034	<0,06	0,018	<0,001	0,021	15,1	<0,003	0,012	<0,003	<0,003	0,010	4,55	0,047	<0,009	0,047	<0,02	17,6	<0,09	<0,1	3,43	0	0,018
2007-05-31	0,041	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	15,8	<0,003	0,005	<0,003	<0,003	0,009	4,94	0,058	<0,009	0,045	<0,02	18,8	<0,09	<0,1	4,35	0	0,013
2007-06-08	0,050	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	20,5	<0,003	0,007	<0,003	<0,003	0,030	5,42	0,066	<0,009	0,087	<0,02	23,0	<0,09	<0,1	4,47	0	0,022
2007-06-22	0,037	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	15,9	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,022	4,28	0,070	<0,009	0,028	<0,02	17,4	<0,09	<0,1	6,34	0,002	0,017
2007-06-29	0,095	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	12,3	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,088	3,14	0,067	<0,009	0,032	<0,02	13,0	<0,09	<0,1	6,17	0,006	0,020
2007-07-02	0,102	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	11,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,055	3,19	0,072	<0,009	0,024	<0,02	12,6	<0,09	<0,1	6,14	0,004	0,015
2007-07-05	0,840	<0,06	0,036	<0,001	<0,02	16,1	<0,003	0,005	0,003	<0,003	0,166	3,40	0,074	<0,009	0,039	<0,02	13,7	<0,09	<0,1	6,32	0,006	0,032
2007-07-06	0,063	<0,06	0,016	<0,001	<0,02	11,5	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,010	2,95	0,063	<0,009	0,043	<0,02	12,3	<0,09	<0,1	5,95	0	0,015
2007-07-09	0,132	<0,06	0,043	<0,001	<0,02	38,6	<0,003	0,017	<0,003	<0,003	0,017	10,3	0,059	<0,009	0,187	<0,02	42,5	<0,09	<0,1	5,37	<0,002	0,023
2007-07-11	0,302	<0,06	0,047	<0,001	<0,02	47,6	<0,003	0,012	<0,003	<0,003	0,138	9,35	0,117	<0,009	0,127	<0,02	37,2	<0,09	<0,1	5,88	0,003	0,021
2007-07-12	0,042	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	27,8	0,005	0,012	<0,003	<0,003	<0,006	7,73	0,059	<0,009	0,133	<0,02	34	<0,09	<0,1	5,67	0	0,016

Tableaux A.15: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C4 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 4																					
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Tl	Zn	
LLDD	0,010	0,960	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,004	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,030	0,009	0,100	0,020	0,005	
2007-07-17	0,239	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	18,3	<0,003	<0,004	<0,003	0,164	4,92	0,061	<0,009	0,066	<0,02	20,3	<0,09	0,125	5,35	0,011	
2007-07-18	0,041	<0,06	0,020	<0,001	<0,02	15,4	<0,003	<0,004	<0,003	0,023	4,14	0,064	<0,009	0,040	<0,02	17,3	<0,09	<0,1	5,22	0,002	
2007-08-09	0,556	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	28,0	<0,003	0,005	<0,003	0,178	5,58	0,065	<0,009	0,093	<0,02	21,4	<0,09	<0,1	6,15	0,009	
2008-05-23	0,244	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	13,2	<0,003	0,007	<0,003	0,131	3,24	0,018	<0,009	0,059	<0,02	12,4	<0,09	<0,1	3,41	0,006	
2008-05-28	1,03	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	10,8	<0,003	0,007	<0,003	1,01	3,34	0,028	<0,009	0,056	<0,02	11,7	<0,09	<0,1	4,55	0,052	
2008-06-03	0,030	<0,06	0,010	<0,001	<0,02	10,4	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	<0,006	2,88	0,018	<0,009	0,068	<0,02	10,9	<0,09	<0,1	3,36	0
2008-06-11	0,186	<0,06	0,012	<0,001	<0,02	12,0	<0,003	0,005	<0,003	0,176	2,89	0,018	<0,009	0,074	<0,02	10,9	<0,09	<0,1	3,84	0,010	
2008-06-19	0,950	<0,06	0,021	<0,001	<0,02	17,1	<0,003	0,007	<0,003	0,873	4,46	0,038	<0,009	0,056	<0,02	16,1	<0,09	<0,1	5,05	0,037	
2008-07-01	0,107	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	20,7	<0,003	0,019	<0,003	0,043	5,55	0,019	<0,009	0,149	<0,02	21,9	<0,09	<0,1	4,42	0,003	
2008-07-09	0,317	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	25,1	<0,003	0,015	<0,003	0,041	5,79	0,025	<0,009	0,139	<0,02	21,9	<0,09	<0,1	4,73	0,002	
2008-07-15	0,174	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	23,0	<0,003	0,016	<0,003	0,026	5,96	0,024	<0,009	0,121	<0,02	24,1	<0,09	<0,1	4,67	0,003	
2008-07-29	0,017	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	23,6	<0,003	0,012	<0,003	<0,003	6,52	0,035	<0,009	0,102	<0,02	26,1	<0,09	0,150	5,58	0	

Tableaux A.16: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C5 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 5																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bs	Cd	Cd	Cs	Cu	Cr	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Ti	Zn	
LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,040	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,020	0,100	0,002	0,005		
2006-10-03	<0,06	0,070	<0,001	<0,02	69,3	<0,003	0,035	<0,003	<0,003	0,922	16,5	0,250	<0,009	0,189	0,022	75,9	<0,09	<0,1	7,02	0	0,022	
2006-10-23	0,186	<0,06	0,062	<0,001	<0,02	62,4	<0,003	0,035	<0,003	0,028	14,4	0,200	<0,009	0,171	<0,02	67,1	<0,09	<0,1	6,66	0	0,026	
2006-11-08	0,060	<0,06	0,032	<0,001	0,020	31,3	<0,003	0,010	<0,003	<0,006	7,10	0,092	<0,009	0,069	<0,02	35,0	<0,09	<0,1	4,89	0	0,030	
2006-11-22	0,115	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	28,3	<0,003	0,007	<0,003	0,003	0,062	5,36	0,065	<0,009	0,050	<0,02	25,4	<0,09	<0,1	3,76	0	0,022
2006-12-01	0,052	<0,06	0,047	<0,001	<0,02	30,5	<0,003	0,010	<0,003	0,011	6,81	0,070	0,010	0	<0,02	33,0	<0,09	<0,1	5,11	0	0,045	
2007-05-14	0,053	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	34,3	<0,003	0,010	<0,003	0,013	7,59	0,071	<0,009	0,054	<0,02	36,3	<0,09	<0,1	3,49	0	0,018	
2007-05-31	0,085	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	43,0	<0,003	0,016	<0,003	0,027	8,84	0,062	<0,009	0,077	<0,02	44,0	<0,09	<0,1	4,18	0,002	0,017	
2007-06-08	0,042	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	30,3	<0,003	0,011	<0,003	0,009	6,17	0,065	<0,009	0,077	<0,02	31,2	<0,09	<0,1	4,40	0	0,017	
2007-06-22	0,034	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	32,2	<0,003	<0,004	<0,003	0,015	6,34	0,065	<0,009	0,047	<0,02	32,2	<0,09	<0,1	5,36	0,002	0,018	
2007-06-29	0,055	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	25,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	5,04	0,067	<0,009	0,044	<0,02	25,6	<0,09	<0,1	5,91	0,002	0,018	
2007-07-02	0,868	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	24,6	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	4,14	4,91	0,068	<0,009	0,041	<0,02	23,3	<0,09	<0,1	7,15	0,061	0,020
2007-07-05	0,049	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	22,6	<0,003	<0,004	<0,003	0,009	4,19	4,53	0,065	<0,009	0,045	<0,02	22,6	<0,09	<0,1	5,88	0	0,027
2007-07-06	0,057	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	20,0	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	4,05	0,065	<0,009	0,042	<0,02	20,2	<0,09	<0,1	6,09	0	0,017	
2007-07-09	0,295	<0,06	0,059	<0,001	<0,02	52,5	<0,003	0,023	<0,003	<0,003	10,2	0,059	<0,009	0,143	<0,02	52,5	<0,09	<0,1	5,57	0	0,029	
2007-07-11	0,431	<0,06	0,054	<0,001	<0,02	65,6	<0,003	0,016	<0,003	<0,003	1,15	9,49	0,106	<0,009	0,083	<0,02	49,0	<0,09	<0,1	5,36	0,006	0,023

Tableaux A.16: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C5 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 5																			
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fc	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Se	Ti	Zn
1LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,000	0,020	0,002	0,005
2007-07-12	0,083	<0,06	0,039	<0,001	<0,02	39,5	<0,003	0,015	<0,003	<0,003	0,029	8,19	0,056	<0,009	0,112	<0,02	46	<0,09	0,101
2007-07-17	0,093	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	38,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,048	7,45	0,047	<0,009	0,062	<0,02	38,7	<0,09	0,181
2007-07-18	0,042	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	36,8	<0,003	0,009	<0,003	<0,003	0,015	7,10	0,048	<0,009	0,055	<0,02	37,1	<0,09	<0,1
2007-08-09	0,504	<0,06	0,039	<0,001	<0,02	37,8	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,132	6,27	0,063	<0,009	0,079	0,021	30,2	<0,09	0,145
2008-05-23	0,525	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	36,5	<0,003	0,030	<0,003	<0,003	0,106	5,71	0,020	<0,009	0,131	<0,02	26,8	<0,09	<0,1
2008-05-28	0,244	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	34,6	<0,003	0,030	<0,003	<0,003	0,184	6,45	0,027	<0,009	0,149	<0,02	29,8	<0,09	<0,1
2008-06-03	0,098	<0,06	0,015	<0,001	<0,02	24,4	<0,003	0,024	<0,003	<0,003	0,032	4,57	0,019	<0,009	0,108	<0,02	21,7	<0,09	<0,1
2008-06-11	0,260	<0,06	0,013	<0,001	<0,02	18,5	<0,003	0,022	<0,003	<0,003	0,263	3,70	0,015	<0,009	0,097	<0,02	18,1	<0,09	<0,1
2008-06-19	0,200	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	37,2	<0,003	0,021	<0,003	<0,018	0,144	6,95	0,024	<0,009	0,137	<0,02	33,8	<0,09	<0,1
2008-06-20	0,213	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	21,7	<0,003	0,075	<0,003	<0,003	0,085	4,67	0,063	<0,009	0,314	<0,02	19,7	<0,09	<0,1
2008-07-01	0,115	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	33,6	<0,003	0,031	<0,003	<0,003	0,028	6,32	0,017	<0,009	0,168	<0,02	32,2	<0,09	<0,1
2008-07-09	0,088	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	35,8	<0,003	0,030	<0,003	<0,003	0,014	7,06	0,020	<0,009	0,177	<0,02	35,4	<0,09	<0,1
2008-07-15	0,030	<0,06	0,028	<0,001	<0,02	40,2	<0,003	0,029	<0,003	<0,003	0,007	7,55	0,022	<0,009	0,168	<0,02	40,0	<0,09	<0,1
2008-07-29	0,101	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	52,4	<0,003	0,034	<0,003	<0,003	0,116	10,3	0,035	<0,009	0,218	<0,02	52,1	<0,09	<0,1

Tableaux A.17: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C6 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 6																						
Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Ce	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Se	Si	Tl	Zn	Al	
LiDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,013	22,3	0,457	<0,009	0,284	<0,02	93,9	<0,09	<0,1	6,94	0	0,020
2006-10-03	0,042	<0,06	0,004	<0,001	<0,02	83,0	<0,003	0,043	<0,003	<0,003	0,013	22,3	0,457	<0,009	0,284	<0,02	93,9	<0,09	<0,1	6,94	0	0,020
2006-10-23	0,324	<0,06	0,064	<0,001	<0,02	67,0	<0,003	0,046	<0,003	<0,003	0,014	15,8	0,268	<0,009	0,271	<0,02	69,6	<0,09	<0,1	6,55	0,002	0,026
2006-11-08	0,082	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	36,5	<0,003	0,031	<0,003	<0,003	0,014	8,93	0,119	<0,009	0,200	<0,02	41,6	<0,09	0,108	4,55	0	0,028
2006-11-22	0,084	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	28,9	0,019	0,031	<0,003	<0,003	0,016	6,84	0,076	<0,009	0,181	<0,02	30,7	<0,09	<0,1	3,89	0	0,055
2006-12-01	0,112	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	19,9	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,060	5,14	0,133	<0,009	0	<0,02	19,7	<0,09	<0,1	5,47	0,002	0,059
2007-05-14	0,049	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	21,6	<0,003	0,024	<0,003	<0,003	0,022	5,07	0,052	<0,009	0,127	<0,02	23,6	<0,09	<0,1	3,49	0	0,022
2007-05-31	0,796	<0,06	0,041	<0,001	<0,02	33,5	<0,003	0,033	<0,003	<0,003	0,095	6,64	0,058	<0,009	0,179	<0,02	28,6	<0,09	<0,1	4,56	0,004	0,022
2007-06-08	0,610	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	37,3	<0,003	0,038	<0,003	<0,003	0,013	8,60	0,101	<0,009	0,242	<0,02	40,1	<0,09	<0,1	4,87	0	0,019
2007-06-22	0,460	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	19,7	<0,003	0,013	<0,003	<0,003	0,080	3,09	0,079	<0,009	0,096	<0,02	13,0	<0,09	<0,1	6,36	0,003	0,027
2007-06-29	0,058	<0,06	0,032	<0,001	<0,02	22,4	<0,003	0,020	<0,003	<0,003	0,009	4,85	0,074	<0,009	0,160	<0,02	22,8	<0,09	<0,1	5,92	0,002	0,018
2007-07-02	0,915	<0,06	0,053	<0,001	<0,02	26,9	<0,003	0,019	<0,003	<0,003	0,137	5,69	0,143	<0,009	0,134	<0,02	22,7	<0,09	<0,1	6,51	0,005	0,031
2007-07-05	0,049	<0,06	0,031	<0,001	<0,02	21,8	<0,003	0,022	<0,003	<0,003	0,007	4,94	0,076	<0,009	0,161	<0,02	22,9	<0,09	<0,1	5,77	0	0,019
2007-07-06	0,399	<0,06	0,047	<0,001	<0,02	33,6	<0,003	0,025	<0,003	<0,003	0,113	7,19	0,098	<0,009	0,199	<0,02	33,4	<0,09	<0,1	6,32	0,006	0,023
2007-07-09	0,064	<0,06	0,064	<0,001	<0,02	52,3	<0,003	0,045	<0,003	<0,003	0,030	11,8	0,088	<0,009	0,346	<0,02	55,6	<0,09	<0,1	5,61	0	0,021

Tableaux A.17: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C6 au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 6																						
Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Tl	Zn	Al	
LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005		
2007-07-11	0,268	<0,06	0,067	<0,001	<0,02	65,3	<0,003	0,058	<0,003	0,118	12,2	0,139	<0,009	0,387	<0,02	56,9	<0,09	<0,1	6,08	0,002	0,020	
2007-07-12	0,074	<0,06	0,051	<0,001	<0,02	42,0	<0,003	0,044	<0,003	<0,003	9,72	0,103	<0,009	0,294	<0,02	29	<0,09	<0,1	5,99	0,002	0,016	
2007-07-17	0,326	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	16,0	<0,003	0,019	<0,003	<0,003	0,256	3,92	0,123	<0,009	0,094	<0,02	17,5	<0,09	0,127	5,69	0,023	0,017
2007-07-18	0,056	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	16,0	<0,003	0,016	<0,003	<0,003	0,108	3,86	0,132	<0,009	0,084	<0,02	17,7	<0,09	0,106	5,19	0,002	0,013
2007-08-09	0,153	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	33,1	<0,003	0,027	<0,003	<0,003	0,054	7,37	0,080	<0,009	0,221	<0,02	33,4	<0,09	<0,1	5,78	0,003	0,016
2008-05-23	0,146	<0,06	0,022	<0,001	<0,02	20,6	<0,003	0,116	<0,003	<0,003	0,034	4,93	0,042	<0,009	0,479	<0,02	20,4	<0,09	<0,1	3,80	0	0,022
2008-05-28	0,197	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	28,9	<0,003	0,128	<0,003	<0,003	0,081	6,56	0,053	<0,009	0,558	<0,02	25,5	<0,09	<0,1	4,04	0,003	0,031
2008-06-03	0,151	<0,06	0,026	<0,001	<0,02	31,8	<0,003	0,192	<0,003	<0,003	0,053	7,80	0,049	<0,009	0,786	<0,02	29,9	<0,09	<0,1	4,19	0	0,034
2008-06-11	0,363	<0,06	0,024	<0,001	<0,02	27,1	<0,003	0,190	<0,003	<0,003	0,294	7,08	0,038	<0,009	0,784	<0,02	29,3	<0,09	<0,1	4,92	0,021	0,029
2008-07-01	0,188	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	38,7	<0,003	0,226	<0,003	<0,003	0,050	9,78	0,049	<0,009	0,946	<0,02	40,1	<0,09	<0,1	5,13	0,002	0,038
2008-07-09	0,140	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	31,8	<0,003	0,179	<0,003	<0,003	0,030	7,98	0,041	<0,009	0,763	<0,02	33,1	<0,09	<0,1	5,11	0	0,030
2008-07-15	0,100	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	37,5	<0,003	0,229	<0,003	<0,003	0,066	9,93	0,052	<0,009	0,942	<0,02	40,9	<0,09	<0,1	5,58	0	0,034
2008-07-29	0,155	<0,06	0,055	<0,001	<0,02	26,9	<0,003	0,138	<0,003	<0,003	0,103	6,91	0,069	<0,009	0,615	<0,02	29,4	<0,09	<0,1	6,16	0,006	0,014

Tableaux A.18: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C7In au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 7In																						
	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Cf	Cu	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Tl	Zn	Al		
1DD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,100	0,020	0,002	0,005		
2006-10-03	0,051	<0,06	0,061	<0,001	<0,02	115	<0,003	0,008	0,009	<0,003	0,038	25,4	0,041	<0,009	0,094	<0,02	90,7	<0,09	<0,1	1,51	<0,002	0,012
2006-10-23	0,497	<0,06	0,046	<0,001	<0,02	82,8	<0,003	0,004	<0,003	0,593	19,2	0,035	<0,009	0,078	<0,02	65,5	<0,09	<0,1	2,68	0,084	0,020	
2006-11-08	112	<0,06	0,529	<0,001	<0,02	222	<0,003	0,808	0,373	2,02	161	127	0,589	<0,009	5,09	<0,02	116	<0,09	<0,1	77,5	5,91	0,398
2006-11-22	34,6	<0,06	0,185	<0,001	<0,02	94,4	<0,003	0,213	0,095	0,514	43,0	40,7	0,188	<0,009	1,38	<0,02	57,9	<0,09	<0,1	47,3	1,62	0,120
2007-05-14	64,9	<0,06	0,276	<0,001	<0,02	73,0	<0,003	0,339	0,156	0,945	71,7	45,4	0,246	<0,009	2,21	<0,02	18,0	<0,09	<0,1	73,5	2,98	0,177
2007-05-31	18,4	<0,06	0,116	<0,001	<0,02	107	<0,003	0,091	0,044	0,215	20,6	32,2	0,084	<0,009	0,628	<0,02	70,7	<0,09	<0,1	37,4	1,25	0,066
2007-06-26	63,2	<0,06	0,313	<0,001	<0,02	126	<0,003	0,352	0,163	0,911	72,5	57,4	0,255	<0,009	2,20	<0,02	61,2	<0,09	<0,1	80,1	3,36	0,183
2007-07-02	86,9	<0,06	0,420	<0,001	<0,02	140	<0,003	0,497	0,229	1,31	104	73,3	0,367	<0,009	3,14	<0,02	53,8	<0,09	<0,1	85,3	4,34	0,245
2008-07-01	0,662	<0,06	0,042	<0,001	<0,02	40,4	<0,003	0,008	0,003	<0,003	0,623	6,88	0,026	<0,009	0,026	<0,02	17,0	<0,09	<0,1	2,01	0,024	0,014
2008-07-09	0,632	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	37,5	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	1,07	6,52	0,057	<0,009	0,025	<0,02	23,2	<0,09	<0,1	0,650	0,010	0,020
2008-07-15	0,466	<0,06	0,044	<0,001	<0,02	49,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,574	9,25	0,007	<0,009	0,011	<0,02	28,1	<0,09	<0,1	1,57	0,007	0,012
2008-07-29	0,146	<0,06	0,044	<0,001	<0,02	52,6	<0,003	<0,004	<0,003	0,353	9,10	0,013	<0,009	0,018	<0,02	26,8	<0,09	<0,1	1,97	0,011	0,007	
2008-07-15	0,100	<0,06	0,040	<0,001	<0,02	37,5	<0,003	<0,003	<0,003	<0,006	9,93	0,052	<0,009	0,942	<0,02	40,9	<0,09	<0,1	5,58	0	0,034	
2008-07-29	0,155	<0,06	0,035	<0,001	<0,02	26,9	<0,003	0,138	<0,003	<0,003	0,103	6,91	0,069	<0,009	0,615	<0,02	29,4	<0,09	<0,1	6,16	0,006	0,014

Tableaux A.19: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C7Out au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008.

Cellule 7Out																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	C _x	C _d	C _g	Cr	Cu	F _c	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Ti	Zn	
LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,000	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,004	0,020	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005		
2006-10-23	0,269	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	24,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,219	3,65	0,024	0,010	0,008	<0,02	13,4	<0,09	<0,1	1,63	0,009	0,015
2006-11-08	0,431	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	12,8	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,569	1,84	0,022	<0,009	0,014	<0,02	6,11	<0,09	<0,1	1,46	0,037	0,023
2006-11-22	0,171	<0,06	0,014	<0,001	<0,02	14,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,139	1,91	0,020	<0,009	0,004	<0,02	7,13	<0,09	<0,1	1,04	0,007	0,020
2006-12-01	0,162	<0,06	0,027	<0,001	<0,02	30,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,124	3,67	0,030	<0,009	0	<0,02	14,1	<0,09	<0,1	1,69	0,006	0,042
2006-12-01	0,112	<0,06	0,029	<0,001	<0,02	19,9	<0,003	0,008	<0,003	<0,003	0,060	5,14	0,133	<0,009	0	<0,02	19,7	<0,09	<0,1	5,47	0,002	0,059
2007-05-14	0,209	<0,06	0,008	<0,001	<0,02	5,55	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,231	0,584	0,016	<0,009	0,007	<0,02	2,10	<0,09	<0,1	0,705	0,007	0,015
2007-05-31	0,928	<0,06	0,033	<0,001	<0,02	18,1	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,331	1,74	0,027	<0,009	0,013	<0,02	5,88	<0,09	<0,1	1,37	0,012	0,027
2007-06-29	0,355	<0,06	0,025	<0,001	<0,02	33,6	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,299	3,38	0,037	<0,009	0,012	<0,02	12,4	<0,09	<0,1	0,619	0,008	0,019
2007-07-02	1,14	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	42,7	<0,003	0,006	<0,003	<0,003	0,732	4,18	0,038	<0,009	0,024	<0,02	18,9	<0,09	<0,1	1,40	0,022	0,032
2007-07-05	0,161	<0,06	0,018	<0,001	<0,02	21,7	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,101	2,68	0,028	<0,009	0,004	<0,02	19,3	<0,09	<0,1	4,26	0,005	0,018
2008-05-28	7,17	<0,06	0,054	<0,001	<0,02	37,3	<0,003	0,039	0,017	0,086	9,05	10,7	0,070	<0,009	0,237	<0,02	13,0	<0,09	<0,1	12,3	0,317	0,035
2008-06-03	0,903	<0,06	0,037	<0,001	<0,02	36,5	<0,003	0,006	<0,003	<0,004	1,21	8,22	0,026	<0,009	0,043	<0,02	16,3	<0,09	<0,1	2,76	0,039	0,011
2008-06-19	0,319	<0,06	0,035	<0,001	<0,02	38,0	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,427	6,68	0,012	<0,009	0,024	<0,02	16,6	<0,09	<0,1	1,63	0,011	0,017
2008-07-11	0,816	<0,06	0,034	<0,001	<0,02	35,2	<0,003	<0,004	0,003	<0,003	0,924	6,74	0,015	<0,009	0,028	<0,02	14,3	<0,09	<0,1	2,57	0,054	0,010

Tableaux A.19: Analyses élémentaires des eaux de percolation de la cellules C7Out au cours du suivi environnemental de l'année 2006 à 2008. (suite)

Cellule 7Out																						
Date	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Tl	Zn
LDD	0,000	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,004	0,009	0,009	0,100	0,020	0,002	0,005		
2008-07-15	0,475	<0,06	0,023	<0,001	<0,02	29,4	<0,003	0,011	<0,003	<0,003	0,798	5,22	0,033	<0,009	0,021	<0,02	18,0	<0,09	<0,1	0,491	0,007	0,012
2008-07-29	0,549	<0,06	0,030	<0,001	<0,02	37,8	<0,003	0,005	<0,003	<0,003	1,02	6,45	0,051	<0,009	0,022	<0,02	18,8	<0,09	<0,1	0,914	0,016	0,008

Tableaux A.20: Analyses élémentaires des précipitations au site Tio pour le 17 juillet 2007 et le 09 août 2007.

Date	Précipitation																					
	Al	As	Ba	Be	Bi	Cd	Cd	Co	Cr	Cr	Fe	Mg	Mn	Ni	Pb	S	Sb	Se	Si	Ti	Zn	
LDD	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,001	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001	0,002	0,009	0,004	0,020	0,009	0,100	0,020	0,002	0,005	
2007-07-17	0,539	<0,06	0,007	<0,001	<0,02	0,784	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,414	0,158	0,011	<0,009	0,008	<0,02	2,45	<0,09	<0,1	0,430	0,013	0,016
2007-08-09	0,833	<0,06	0,008	<0,001	<0,02	0,813	<0,003	<0,004	<0,003	<0,003	0,811	0,276	0,014	<0,009	0,007	<0,02	0,329	<0,09	<0,1	1,14	0,045	0,013