

**Titre:** Étude du comportement hydrogéochimique des rejets d'une mine  
de graphite  
Title: de graphite

**Auteur:** Véronik Lord  
Author:

**Date:** 2021

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Lord, V. (2021). Étude du comportement hydrogéochimique des rejets d'une mine  
de graphite [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.  
Citation: <https://publications.polymtl.ca/6627/>

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

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/6627/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de  
recherche:** Benoît Plante, & Isabelle Demers  
Advisors:

**Programme:** Génie minéral  
Program:

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Étude du comportement hydrogéochimique des rejets d'une mine de graphite**

**VÉRONIK LORD**

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie minéral

Mai 2021

# **POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire est intitulé :

## **Étude du comportement hydrogéochimique des rejets d'une mine de graphite**

Présenté par **Véronik LORD**

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

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

**Bruno BUSSIÈRE** président

**Benoît PLANTE**, membre et directeur de recherche

**Isabelle DEMERS** membre et codirectrice de recherche

**Richard GOULET**, membre externe

## REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord adresser mes plus sincères remerciements à mon directeur de recherche, Benoît Plante, pour avoir été disponible, encourageant et accommodant tout au long de mon parcours, mais surtout pour toujours avoir pris le temps de me partager ses connaissances avec enthousiasme. Quelle chance d'avoir fait ce stage de recherche à l'été 2015! Je tiens aussi à remercier ma codirectrice, Isabelle Demers. Ses explications et ses révisions, toujours très justes, m'ont permis d'aborder le volet hydrogéologique avec confiance durant ce projet. Je remercie également les deux autres membres de mon jury, Bruno Bussière et Richard Goulet, pour la révision de mon mémoire.

Un merci spécial à Martine Paradis de la mine NMG qui m'a encouragée à entreprendre ce projet de recherche stimulant à l'automne 2018. Ses idées, sa générosité et son soutien ont été essentiels pour la construction de la cellule de terrain de même que pour l'avancement de ma maîtrise en général. J'en profite également pour exprimer ma gratitude à tous les employés de NMG qui ont participé aux travaux de terrain. C'est avec leur aide et leur disponibilité que la construction de la parcelle expérimentale a été possible.

Je remercie tout le personnel de l'URSTM pour, non seulement leur assistance dans la collecte des résultats relatifs à mon projet, mais aussi pour leur généreux enseignement des méthodes expérimentales ainsi que pour leur constante bonne humeur. Merci particulièrement à Alain, Emmanuelle, Pierre-Alain, Elvin et Bini pour leur aide au laboratoire. Je tiens également souligner l'aide et l'apport d'Yvan et Jean-Christophe lors des travaux de chantier.

Merci à tous mes ami.e.s étudiant.e.s. J'ai fait ma maîtrise principalement à distance et je suis particulièrement reconnaissante d'avoir été si bien accueillie lors de mes passages à l'UQAT. Je remercie également mes ami.e.s, originaires de l'Abitibi ainsi que mes ami.e.s de génie géo. C'est toujours un plaisir de vous voir. Je dois aussi réserver un merci tout spécial à mon amie Caro qui m'a généreusement hébergée pendant tous mes séjours à Rouyn.

Pour finir, j'aimerais remercier chaleureusement ma famille pour leurs encouragements, leur confiance et leur grand cœur. D'abord, mes parents, Nicole et Daniel; je suis contente d'avoir pu passer du temps de qualité avec vous quand je venais en Abitibi, ainsi que mes deux grandes sœurs et amies, Karelle et Janie. Finalement, merci Mathilde pour ton enjouement, ton soutien et ton écoute. Je vous aime et je suis reconnaissante d'être si bien entourée.



## RÉSUMÉ

L'exploitation du graphite par l'industrie minière est appelée à s'intensifier dans les prochaines années. Historiquement, le graphite a peu été exploité au Québec et le comportement environnemental des rejets issus des mines de graphite est peu documenté. Des études récentes informent que les gisements de graphite sont souvent associés à des teneurs considérables en sulfures. La présence de sulfures dans les gisements est généralement associée à la génération de drainage minier acide (DMA) qui est un des principaux enjeux en environnement minier. Le DMA est formé par l'oxydation des sulfures en l'absence de suffisamment de minéraux neutralisants. Le potentiel de génération de DMA des rejets miniers doit être prédit avant le début des activités minières au moyen d'essais de prédiction statiques et cinétiques. La génération de DMA peut être limitée par la gestion responsable des rejets miniers. La gestion des rejets par la co-disposition des stériles et des résidus peut être utilisée en vue de limiter leur oxydation. Les résidus miniers peuvent également être désulfurés afin de réduire le volume de résidus générateurs de DMA à gérer.

L'objectif de ce projet de maîtrise est d'étudier le comportement hydrogéochimique des rejets du projet minier Matawinie de la compagnie minière Nouveau Monde Graphite (NMG). Les matériaux étudiés correspondent aux lithologies de roches stériles (paragneiss mix, paragneiss graphitique, paragneiss à biotite, méta-gabbro et charnockite) ainsi qu'aux 2 types de résidus générés (résidus concentrés sulfures (PAG) et résidus désulfurés (NAG)).

Les compositions chimiques et minéralogiques initiales ont été mesurées pour tous les matériaux. Les résultats de composition chimique ont montré que les résidus PAG ont les teneurs en métaux (Co, Cu, Fe, Ni et Zn) les plus élevées et en sulfures ( $\pm 30$  % de pyrrhotite). Dans le paragneiss graphitique, des concentrations notables en métaux et en sulfures ( $\pm 5$  % de pyrrhotite) ont été mesurées. Les autres matériaux à l'étude contenaient uniquement des traces de métaux et de sulfures. Les résultats ont montré que, dans tous les matériaux, le potentiel de neutralisation de l'acidité est principalement associé aux silicates (feldspaths et micas).

Un essai de prédiction statique (ABA) a été réalisé sur chacun des 7 matériaux. Les résultats ont montré que les matériaux suivants sont non-générateurs d'acidité : paragneiss à biotite, méta-gabbro, charnockite et résidus NAG. Les lithologies de paragneiss graphitique et de paragneiss mix ont un potentiel de génération de DMA considéré comme incertain et les résidus PAG sont considérés comme potentiellement générateurs de DMA. Un essai en cellule humide et un essai en

colonne ont été réalisés sur chacun des 7 matériaux. La majorité des valeurs de pH mesurées aux deux échelles se situent près de la neutralité. Les valeurs de pH mesurées dans les résidus PAG sont de l'ordre de 4 dans les essais en cellules humides et de 3 dans les essais en colonne. Les valeurs de pH mesurées dans le cas du paragneiss graphitique sont près de la neutralité dans les essais en cellules et humides et sont décroissantes jusqu'à une valeur d'environ 5 dans les essais en colonne. Les concentrations en métaux lixiviés aux deux échelles pour la majorité des matériaux sont près de la limite de détection. Les résidus PAG ont lixivié des concentrations notables de Co, Cu, Fe, Ni et Zn aux deux échelles. Le paragneiss graphitique a lixivié des concentrations notables en Co, Fe et Ni, dans les essais en colonne. Les résidus NAG ont lixivié des concentrations notables en Cu et Zn lors des essais en colonne. Les courbes d'oxydation-neutralisation ( $[Ca+Mg+Mn]$  en fonction de  $SO_4^{2-}$  exprimées en mg/kg) ont montré que tous les matériaux sont non générateurs de DMA à long terme à l'exception du paragneiss graphitique et des résidus PAG. Les qualités d'eau obtenues dans les essais cinétiques ont été soumises à des calculs thermodynamiques dans le logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mise à jour en 2019). Les résultats ont montré que les oxyhydroxydes de fer sont les espèces minérales secondaires qui sont les plus susceptibles de précipiter dans les matériaux qui contenaient initialement de la pyrrhotite. Les calculs ont également montré que la précipitation des minéraux sulfatés n'est généralement pas favorisée.

Lors du démantèlement des essais en colonne, des échantillons post-démantèlement ont été prélevés pour le paragneiss graphitique, les résidus PAG et les résidus NAG. Les compositions chimiques et minéralogiques des matériaux post-démantèlement ont été mesurées. Les résultats ont montré que la lixiviation des métaux dans les essais cinétiques peut être liée à la présence de sphalérite ((Zn,Fe)S), de chalcopyrite ( $CuFeS_2$ ) ainsi que de pyrrhotite ( $Fe_{1-x}S$ ) qui peut également contenir des inclusions de Ni et Co. Les résultats ont aussi montré que les grains de pyrrhotite dans le paragneiss graphitique et les résidus PAG étaient fortement altérés et que ces altérations prenaient la forme d'une matrice de cimentation principalement composée d'oxyhydroxydes de fer ainsi que d'auréoles striés autour des grains de pyrrhotite principalement composées de soufre natif, de sulfates et de thiosels. Les résidus NAG post-démantelés contenaient des grains de pyrrhotite altérés, mais ne contenaient pas de matrice de cimentation. La présence d'espèces minérales avec des états d'oxydation plus faibles que les sulfates informe que l'oxydation de la pyrrhotite a parfois

été incomplète et que la réactivité réelle de la pyrrhotite est plus faible que sa réactivité théorique anticipée.

Finalement, une cellule expérimentale instrumentée, visant à vérifier l'efficacité du concept de co-disposition des rejets de NMG (recouvrements des résidus PAG déposés au-dessus des stériles avec des résidus NAG) à limiter l'oxydation des matériaux potentiellement générateur de DMA, a été construite sur le site de NMG. Les résultats ont montré que les teneurs en eau volumique passent de 0,1 à 0,2 entre la surface et la base des résidus NAG et de 0,07 à 0,2 entre la surface et la base des résidus PAG. Les concentrations en oxygène tendent à diminuer dans les résidus NAG (passage de  $\pm 250 \text{ g/m}^3$  à  $150 \text{ g/m}^3$  entre la surface et la base des résidus NAG) et sont nulles à la base des résidus PAG. La sensibilité de l'efficacité du concept de co-disposition a été vérifiée pour plusieurs paramètres de conception en réalisant des modélisations au moyen du logiciel SEEP/W couplé à CTRAN/W (GeoSlope International Ltd.). Les fonctions d'écoulement hydraulique et gazeux des résidus PAG et NAG ont été estimées au moyen de caractérisations réalisées en laboratoire et *in situ*. Dans le cas des stériles, ces fonctions ont été estimées au moyen de caractéristiques typiques. Les résultats ont montré que la diminution de la porosité (augmentation de la compaction) des résidus PAG et NAG, que l'augmentation de la réactivité des résidus NAG ainsi que l'augmentation de l'épaisseur des résidus NAG permet de réduire la quantité d'oxygène atteignant la surface des résidus PAG et améliore donc l'efficacité du concept de co-disposition. Les résultats ont également montré que la saturation des résidus PAG est essentielle pour empêcher la migration de l'oxygène à travers eux. En déposant une épaisseur de résidus PAG supérieure à 2 m, la valeur de pression d'entrée d'air (AEV ou  $\psi_a$ ) de ces derniers est dépassée et la saturation des résidus PAG n'est pas assurée sur toute leur élévation, permettant leur oxydation par l'oxygène gazeux.

Les résultats des présents travaux ont contribué à l'avancement des connaissances en lien avec la réactivité de la pyrrhotite dans des rejets issus de l'exploitation d'un gisement de graphite. Les conclusions issues de ces travaux pourront également être appliquées par NMG afin d'établir les critères de conception relatifs à la co-disposition de leurs rejets. Il serait pertinent de réaliser des travaux supplémentaires se concentrant sur la caractérisation exhaustive de la réactivité de la pyrrhotite dans les résidus NAG afin qu'un critère de conception permettant d'optimiser ce paramètre soit établi. Les futurs travaux devraient également inclure l'analyse de la qualité des eaux de drainage s'écoulant dans la cellule de co-disposition ainsi que l'évaluation du potentiel de génération de drainage neutre contaminé (DNC) par les résidus NAG.

## ABSTRACT

Graphite exploitation will intensify in the coming years. Historically, graphite was seldom exploited in the province of Quebec. Thus, the environmental behaviour of graphite mine wastes is poorly documented. Recent studies inform that graphite deposits are frequently associated to considerable grades of sulphides. The presence of sulphides in deposits is generally associated to acid mine drainage (AMD) generation, which is one of the main mining environment issues. AMD is formed upon sulphide oxidation without enough neutralizing minerals. The AMD generation potential of mine wastes must be predicted prior to the beginning of mining operations using static and kinetic prediction tests. AMD generation can be limited by implementing a responsible management of the mine wastes. The co-disposal of waste rocks and tailings can be used in order to limit the oxidation of the sulphides they contain. Moreover, tailings can be desulphurised in order to reduce the volume of AMD generator tailings that needs to be manage on the site.

This Master's project aims to study the hydrogeochemical behaviour of the mine wastes of the Matawinie mining project of Nouveau Monde Graphite (NMG). The studied materials correspond to the waste rocks lithologies (mixed paragneiss, graphitic paragneiss, biotite paragneiss, meta-gabbro and charnockite) and to the 2 types of tailings generated by the mine (sulphide concentrated tailings, PAG, and desulphurized tailings, NAG).

Initial chemical and mineralogical compositions were measured for all materials. Chemical composition results showed that PAG tailings contain the highest metals (Co, Cu, Fe, Ni et Zn) and sulphide ( $\pm 30\%$  of pyrrhotite) concentrations. Significant metals and sulphide ( $\pm 5\%$  of pyrrhotite) concentrations were also measured within the graphitic paragneiss. Other materials contained only traces of metals and sulphides. Results showed that the neutralization potential of all materials was mainly associated to silicate minerals (feldspars and micas).

Static prediction tests (acid-base accounting test or ABA) were performed on each of the materials. Results showed that the following materials are non-acid generating: biotite paragneiss, meta-gabbro, charnockite, and NAG tailings. The graphitic paragneiss and mixed paragneiss lithologies have an uncertain acid-generation potential, and the PAG tailings are considered as potentially acid-generators. One humidity cell test and one column test were performed on each of the materials. The majority of the measured pH values were near neutral at both scales. The pH values measured from the PAG tailings were in the order of 4 in the humidity cell test and in the order of

3 in the column test. The pH values measured from the graphitic paragneiss were near neutral in the humidity cell test and were decreasing to a value near 5 in the column test. For the majority of the materials, metals concentrations leached at both scales are near the detection limits. The PAG tailings leached significant concentrations of Co, Cu, Fe, Ni and Zn at both scales. The graphitic paragneiss leached significant concentrations of Co, Fe, and Ni in the column test. The NAG tailings leached significant concentrations of Cu and Zn in the column test. The oxidation-neutralization curves ( $[Ca+Mg+Mn]$  as a function of  $SO_4^{2-}$  expressed in mg/kg) showed that all materials are non-acid generating in the long term except in the case of the graphitic paragneiss and PAG tailings. Water quality results obtained within kinetic tests were submitted to thermodynamic calculations using the Visual MINTEQ 3.1 (updated in 2019) software. Results showed that the secondary mineral species that is the most susceptible to precipitate into pyrrhotite-bearing materials are iron oxyhydroxides. Calculations also showed that sulfates precipitation is generally not favored within the studied materials.

During columns dismantlement, post-dismantling samples were collected from the graphitic paragneiss, PAG tailings, and NAG tailings. The chemical and mineralogical compositions of the post-dismantling materials were measured. Results showed that metals leached during kinetic tests can be related to the presence of sphalerite ((Zn,Fe)S), chalcopyrite (CuFeS<sub>2</sub>), and pyrrhotite (Fe<sub>1-x</sub>S) in the materials. It is important to note that pyrrhotite can also contain Ni and Co impurities. Results also showed that pyrrhotite grains within the graphitic paragneiss and PAG tailings were highly altered. Alterations took the form of an iron oxyhydroxide hardpan as well as striated halos composed of native sulfur and sulphate/thiosalts around the pyrrhotite grains. The post-dismantling NAG tailings contained altered pyrrhotite grains but did not contain a hardpan. Observation of sulfur species with oxidation states lower than sulfates (thiosalts) in the leachates demonstrated that pyrrhotite oxidation was incomplete and that, therefore, the actual pyrrhotite reactivity was lower than anticipated.

Finally, an experimental instrumented field cell, aiming to verify the performance of the NMG co-disposal concept (covering of the PAG tailings, deposited on top of the waste rocks, with NAG tailings) to limit the oxidation of potentially AMD generating materials, was built on the site the Matawinie project. Results showed that the volumetric water content increases from 0.1 to 0.2 between the surface and the base of the NAG tailings and increases from 0.07 to 0.2 between the surface and the base of the PAG tailings. Oxygen concentrations decrease between the surface and

the base of NAG tailings (decrease of  $\pm 250 \text{ g/m}^3$  to  $150 \text{ g/m}^3$  between the surface and the base of NAG tailings) and is zero at the base of the PAG tailings. The co-disposal performance sensitivity was verified for several parameters with numerical modeling using SEEP/W coupled to CTRAN/W (GeoSlope International Ltd.). Hydraulic and gas flow functions of the PAG and NAG tailings were estimated using features measured in the laboratory and *in situ*. In the case of waste rocks, these functions were estimated using typical values from the literature. Results showed that a decrease of the NAG and PAG tailings porosity (increase of compaction), the increase of NAG tailings reactivity, as well as the increase of NAG tailings thickness all reduce the amount of oxygen that reaches the PAG tailings surface and, therefore, improve the co-disposal performance. Results also showed that the PAG tailings saturation is essential to avoid oxygen migration through them. The saturation of PAG tailings is maintained if their thickness is lower than 2 m. Indeed, the air entry value (AEV or  $\psi_a$ ) of the PAG tailings is in the order of 2 m. Therefore, if the thickness of the PAG tailings is higher than its AEV, their saturation cannot be ensured on all their elevation and gaseous oxygen will be able to migrate through them.

Results presented in this project contributed to the advancement of knowledge surrounding pyrrhotite reactivity into mine wastes generated by the exploitation of a graphite deposit. Conclusions from this project can be used by NMG in order to define the design criteria of their mine wastes co-disposal concept. Future work should include an exhaustive characterization of the reactivity of the pyrrhotite contained within the NAG tailings to optimize the design criteria. Futures work should also include the analysis of the *in situ* co-disposal water quality, as well as the evaluation of the contaminated neutral drainage generation potential of the NAG tailings.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT .....	VII
TABLE DES MATIÈRES .....	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XXV
LISTE DES ANNEXES.....	XXXI
<b>CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1 Contexte .....	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Structure et retombées potentielles du mémoire .....	6
<b>CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....</b>	<b>8</b>
2.1 Généralités sur le graphite.....	8
2.1.1 Caractéristiques physico-chimiques du graphite.....	8
2.1.2 Cristallographie .....	8
2.1.3 Caractéristiques macroscopiques et microscopiques .....	9
2.1.4 Formation du graphite .....	10
2.1.5 Géologie des dépôts de graphite.....	12
2.1.6 Utilisation du graphite.....	13
2.1.7 Marché du graphite.....	14
2.2 Caractérisations environnementales des dépôts de graphite au Québec .....	16
2.2.1 Dépôt Matawinie.....	17

2.2.2	Dépôt Lac Guéret .....	18
2.2.3	Projet Lac Knife .....	18
2.2.4	Autres projets au Québec .....	19
2.3	Processus géochimiques .....	21
2.3.1	Drainage minier acide .....	21
2.3.2	Drainage neutre contaminé.....	22
2.3.3	Réactivité de la pyrrhotite .....	23
2.3.4	Estimation du coefficient de réactivité.....	25
2.3.5	Thermodynamique .....	26
2.3.6	Précipitations des minéraux secondaires.....	28
2.4	Essais de prédiction géochimiques.....	30
2.4.1	Essais statiques .....	30
2.4.2	Essais cinétiques.....	34
2.5	Mouvements des fluides dans les sols.....	38
2.5.1	Courbe de rétention d'eau .....	38
2.5.2	Conductivité hydraulique .....	40
2.5.3	Coefficient de diffusion de l'oxygène.....	41
2.5.4	Effet de barrière capillaire.....	43
2.6	Gestion intégrée des rejets.....	46
2.6.1	Méthodes de gestion des rejets miniers.....	46
2.6.2	Désulfuration des résidus miniers .....	48
2.6.3	Co-disposition des résidus et des rejets stériles miniers .....	49
2.6.4	Recouvrement de résidus miniers .....	52
2.6.5	Remblayage des fosses.....	54



CHAPITRE 3	MATÉRIELS ET MÉTHODE .....	55
3.1	Site à l'étude.....	55
3.1.1	Localisation .....	55
3.1.2	Géologie/caractéristiques des lithologies de roches stériles .....	55
3.1.3	Minéralisation.....	57
3.1.4	Matériaux à l'étude.....	57
3.1.5	Gestion des rejets .....	60
3.1.6	Matériaux utilisés pour les essais en laboratoire et sur le site.....	61
3.2	Composition chimique et minéralogique .....	63
3.2.1	Préparation des échantillons.....	63
3.2.2	Analyse chimique.....	66
3.2.3	Analyse de soufre et carbone .....	67
3.2.4	Analyse minéralogique par diffraction des rayons X.....	67
3.2.5	Minéralogique quantitative par analyse d'images.....	68
3.2.6	Analyse minéralogique par microscopie optique .....	69
3.2.7	Analyse minéralogique par microscope électronique à balayage .....	69
3.2.8	Analyse minéralogique par microsonde électronique .....	71
3.3	Essais statiques.....	71
3.4	Essais cinétiques.....	72
3.4.1	Essais en cellules humides .....	72
3.4.2	Essais en colonne .....	75
3.5	Visual MINTEQ.....	79
3.6	Démantèlement des colonnes .....	79
3.6.1	Démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique .....	80

3.6.2	Démantèlement de la colonne de résidus PAG .....	81
3.6.3	Démantèlement de la colonne de résidus NAG .....	82
3.7	Analyse post-démantèlement .....	83
3.7.1	Colonne de paragneiss graphitique .....	83
3.7.2	Colonne de résidus PAG .....	83
3.7.3	Colonne de résidus NAG.....	85
3.8	Essais de caractérisation physique .....	85
3.8.1	Granulométrie.....	85
3.8.2	Densité relative.....	86
3.8.3	Masse volumique, porosité et teneur en eau volumique <i>in situ</i> .....	86
3.9	Cellule de terrain .....	86
3.9.1	Construction de la cellule expérimentale .....	86
3.9.2	Instrumentation de la cellule .....	92
3.10	Simulations numériques par couplages des logiciels SEEP/W et CTRAN/W .....	97
CHAPITRE 4 DES RÉSULTATS DES ESSAIS GÉOCHIMIQUES .....		99
4.1	Caractérisations initiales .....	99
4.1.1	Caractérisation chimique.....	99
4.1.2	Caractérisation minéralogique.....	102
4.2	Résultats de la caractérisation géochimique statique .....	108
4.2.1	Roches stériles.....	108
4.2.2	Résidus PAG et NAG.....	109
4.3	Résultats de la caractérisation géochimique cinétique .....	111
4.3.1	Essais en colonne .....	111
4.3.2	Essais en cellules humides .....	119

4.4	Résultats des essais post-démantèlement .....	126
4.4.1	Observations macroscopiques .....	126
4.4.2	Résultats de la composition chimique et minéralogique des post-démantèlement ..	130
4.4.3	Observations au microscope optique.....	143
4.4.4	Observations au MEB .....	148
CHAPITRE 5 INTERPRÉTATIONS DES ESSAIS GÉOCHIMIQUES .....		153
5.1	Calculs thermodynamiques avec Visual MINTEQ.....	153
5.2	Minéraux secondaires.....	160
5.3	Données cumulées normalisées.....	165
5.4	Potentiel de génération de DMA à long terme .....	166
5.5	Réactivité de pyrrhotite .....	174
5.6	Potentiel de génération de métaux .....	177
5.6.1	Comparaison indicative avec les normes et réglementations applicables à l'effluent final	177
5.6.2	Taux de libération des métaux à l'échelle des essais cinétiques .....	179
5.7	Phases minérales à l'origine de la libération des métaux.....	183
CHAPITRE 6 TRAVAUX DE TERRAIN.....		186
6.1	Essais de caractérisation physique des matériaux <i>in situ</i> .....	186
6.1.1	Granulométrie.....	186
6.1.2	Densité relative.....	188
6.1.3	Masse volumique sèche, porosité, teneur en eau et saturation.....	188
6.1.4	Courbes de rétention d'eau et conductivités hydrauliques saturées .....	190
6.2	Réactivité des résidus NAG .....	192
6.3	Résultats de la station météo .....	193
6.3.1	Température .....	193

6.3.2	Précipitations.....	194
6.3.3	Humidité.....	195
6.3.4	Vitesse du vent.....	196
6.3.5	Radiation solaire.....	197
6.4	Résultats instrumentation cellule de terrain.....	198
6.4.1	Température.....	201
6.4.2	Teneur en eau volumique.....	202
6.4.3	Succion.....	204
6.4.4	Concentration en oxygène.....	206
6.5	Simulations numériques avec le couplage des logiciels SEEP/W et CTRAN/W.....	209
6.5.1	Création des modèles.....	209
6.5.2	Modèles de base.....	213
6.5.3	Solutions des modèles de base.....	214
6.5.4	Choix du cas de base.....	221
6.5.5	Analyse de sensibilité.....	223
CHAPITRE 7	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	240
7.1	Conclusions.....	241
7.2	Limites de l'étude et recommandations.....	249
BIBLIOGRAPHIE	.....	254
ANNEXES	.....	266

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Production mondiale de graphite en 2012 .....	15
Tableau 2.2 Présence de sulfures associés aux gisements de graphite.....	20
Tableau 2.3 Résumé des méthodes de prédiction du PA, adapté de Bouzahzah (2014c) .....	31
Tableau 2.4 Résumé des méthodes de prédiction du PN, adapté de Bouzahzah (2014c).....	33
Tableau 2.5 Résumé des essais de prédiction cinétiques, adapté de Bouzahzah (2014c).....	37
Tableau 2.6 Résumé des méthodes de co-disposition .....	49
Tableau 3.1 Caractéristiques des essais en cellules humides .....	74
Tableau 3.2 Caractéristiques des essais en colonne .....	77
Tableau 4.1 Composition chimique des matériaux initiaux. L'abréviation «n.d.» a été utilisée lorsque des résultats étaient non-disponibles. ....	101
Tableau 4.2 Composition minéralogique initiale par DRX.....	104
Tableau 4.3 Composition minéralogique initiale par QEMSCAN .....	107
Tableau 4.4 Résultats essais statiques .....	110
Tableau 4.5 Composition chimique des matériaux post-démantèlement.....	132
Tableau 4.6 Composition minéralogique post-démantèlement par DRX .....	138
Tableau 4.7 Composition minéralogique post-démantèlement par QEMSCAN .....	142
Tableau 5.1 Système réactionnels des minéraux secondaires .....	155
Tableau 5.2 Taux de lixiviations des différentes espèces de soufre dans les essais en colonne et en cellules humides .....	176
Tableau 5.3 Taux de libération des métaux dans les essais en colonne et en cellules humides...	183
Tableau 6.1 Paramètres de la courbe granulométrique des résidus NAG de la cellule de co- disposition .....	187
Tableau 6.2 Résultats de densité relative des matériaux de la cellule de co-disposition .....	188
Tableau 6.3 Résultats essais de masse volumique et teneurs en eau à l'anneau.....	189

Tableau 6.4 Paramètres utilisés pour la prédiction de la CRE .....	190
Tableau 6.5 Paramètres de rétention d'eau des différents matériaux.....	191
Tableau 6.6 Paramètres utilisés pour la prédiction de la courbe de perméabilité .....	192
Tableau 6.7 Calculs de la valeur de $t_{1/2}$ de la pyrrhotite dans les résidus NAG .....	193
Tableau 6.8 Moyennes et extremums des températures dans les sondes .....	202
Tableau 6.9 Moyennes et extremums des teneurs en eau volumique dans les sondes.....	204
Tableau 6.10 Moyennes et extremums des succions dans les sondes .....	205
Tableau 6.11 Moyennes et extremums des concentrations en oxygène dans les sondes .....	208
Tableau 6.12 Différentes valeurs des paramètres utilisées dans l'analyse de sensibilité.....	225

## LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 (A) Arrangement atomique du graphite, modifiée de Krauss <i>et al.</i> (1989), (B) Schémas des liaisons $\sigma$ et $\pi$ existant dans la structure du graphite (Asbury Carbons, 2019) .....	9
Figure 2.2 Cristal de graphite provenant de Fragasso (2015) .....	10
Figure 2.3 Digramme de Van Krevelen montrant l'évolution du kérogène durant la carbonatation (Simandl <i>et al.</i> , 2015).....	12
Figure 2.4 Principe de fonctionnement d'une batterie lithium-ion (Chagnes, 2005) .....	14
Figure 2.5 Concentration de plusieurs espèces métalliques en fonction du pH, adapté de Ritcey (1989) .....	23
Figure 2.6 Exemple de CRE avec la méthode des tangentes utilisée pour déterminer l'AEV et la $\theta_r$ , tirée de (Fredlund, 2006) .....	39
Figure 2.7: Remontée capillaire dans un tube, tiré de Delage & Cui (2000) .....	44
Figure 2.8 : Fonctions hydrauliques : (A) Teneur en eau en fonction de la succion, tiré de Bussière <i>et al.</i> (2001), (B) Conductivité hydraulique en fonction de la succion, tirée de Bussière <i>et al.</i> (2001) .....	45
Figure 2.9 : Schéma d'une CEBC, tiré de Aubertin <i>et al.</i> (1995).....	46
Figure 2.10 Schéma de la co-disposition par superposition de couches et par co-mélange de résidus et de roches stériles, tiré de (SNC-Lavalin, 2017) .....	51
Figure 2.11 Schéma de co-disposition par inclusion de roches stériles dans les parcs à résidus miniers, tiré de Bussière (2007) .....	52
Figure 3.1 Localisation du gisement Matawinie à l'échelle locale (Google Earth, 2019 ; MERN, s.d.b) .....	56
Figure 3.2 Proportion des différentes lithologies de roches stériles générées sur la propriété de NMG.....	58
Figure 3.3 Proportion des différents types de résidus .....	59
Figure 3.4 Vue en coupe du concept de co-disposition (SNC-Lavalin, 2019).....	61

Figure 3.5 Schéma de préparation des échantillons initiaux et post-démantèlement de paragneiss graphitique.....	64
Figure 3.6 Schéma de préparation des échantillons initiaux et post-démantèlement de résidus PAG et NAG .....	65
Figure 3.7 MEB FEI Inspect F5 (Département de géologie et de génie géologique. Université Laval, s. d.).....	70
Figure 3.8 EPMA CAMECA SX-100 (Département de géologie et de génie géologique. Université Laval, s. d.).....	71
Figure 3.9 Schémas des essais en cellules humides : (A) Cellule humide pour roches stériles, tiré de ASTM (2018b), (B) Cellule humide pour résidus, tiré de ASTM (2018b).....	75
Figure 3.10 Schémas des essais en colonne : (A) Essai en colonne dans le cas des résidus miniers. (B) Essai en colonne dans le cas des stériles.....	78
Figure 3.11 Schéma hauteurs colonne de paragneiss graphitique (pas à l'échelle).....	80
Figure 3.12 : Schéma hauteurs colonne de résidus PAG (pas à l'échelle).....	81
Figure 3.13 Schéma hauteurs de la colonne de résidus NAG (pas à l'échelle).....	82
Figure 3.14 (A) Fossé, (B) Drain, (C) Assise profilée, (D) Géomembrane, (E) Couche de protection, (F) Déposition couches de résidus NAG et stériles autour des arbres à sondes, (G) Déposition couche de résidus PAG au centre des bermes de stériles, (H) Couche de stériles triés, (I) Couche de résidus NAG au-dessus des stériles et résidus PAG, (J) Cellule finie ...	89
Figure 3.15 Dimensions de la cellule et position des sondes .....	90
Figure 3.16 Station météo ONSET .....	92
Figure 3.17 Sonde TEROS-12-VWC (METOS, s. d.-b).....	93
Figure 3.18 Sonde 5-TM (METOS, s. d.-a) .....	94
Figure 3.19 Courbe de calibration sonde 5-TM dans les résidus NAG .....	95
Figure 3.20 Courbe de calibration sonde 5-TM dans les résidus PAG .....	95
Figure 3.21 Sonde WATERMARK 200SS (IRROMETER, s. d.) .....	96



Figure 3.22 Sonde APOGEE S0-110 (APOGEE Instruments, 2021).....	96
Figure 3.23 Courbe de calibration sonde APOGEE S0-110 .....	97
Figure 4.1 Résultats des essais en colonne : (A) pH, (B) Thiosulfates, (C) Sulfates, (D) Soufre total, (E) Conductivité électrique, (F) Acidité.....	116
Figure 4.2 Suite des résultats des essais en colonne : (A) Alcalinité, (B) Cuivre, (C) Fer, (D) Nickel, (E) Zinc, (F) Cadmium.....	117
Figure 4.3 Suite des résultats des essais en colonne : (A) Cobalt, (B) Calcium, (C) Magnésium, (D) Manganèse, (E) Plomb, (F) Arsenic. ....	118
Figure 4.4 Résultats des essais en cellules humides : (A) pH, (B) Acidité, (C) Alcalinité, (D) Sulfates.....	123
Figure 4.5 Résultats des essais en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Zinc, (E) Arsenic, (F) Calcium.....	124
Figure 4.6 Suite des résultats des essais en cellules humides : (A) Magnésium, (B) Manganèse, (C) Cadmium, (D) Plomb, (E) Cobalt.....	125
Figure 4.7 Démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique : (A) Particules agglomérées, (B) Particules de couleur ocre, (C) Base de la colonne.....	126
Figure 4.8 Démantèlement de la colonne de résidus PAG (A) Dépôts blanchâtres, (B) Bloc cimenté, (C) Inclusions non-oxydées, (D) Plan de faiblesse.....	128
Figure 4.9 Démantèlement de la colonne de résidus NAG : (A) Stratifications blanchâtres, (B) Colonne entière et homogénéité de la tranche 10-27,5 cm, (C) Base de la colonne.....	129
Figure 4.10 Teneur en Ni dans les grains de pyrrhotite et de pyrite .....	134
Figure 4.11 Teneur en Co dans les grains de pyrrhotite et de pyrite.....	134
Figure 4.12 Teneur en As dans les grains de pyrite et de pyrrhotite.....	135
Figure 4.13 Teneur en Co en fonction de la teneur en Ni dans les grains de pyrite et de pyrrhotite .....	135
Figure 4.14 Teneur en As en fonction de la teneur en Co dans les grains de pyrite et de pyrrhotite .....	136

Figure 4.15 Exemple d'agglomérats de minéraux secondaires dans un échantillon de résidu PAG post-démantèlement (tranche non déterminée) .....	141
Figure 4.16 (A) Section polie des grains grossiers de paragneiss graphitique, (B) Section polie des grains fins de paragneiss graphitique .....	144
Figure 4.17 (A) Présence de sulfures altérés et d'une matrice d'altération dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (B) Présence de sulfures altérés dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (C) Présence de sulfures altérés et de graphite dans la section polie de la couche TOP, (D) Présence de sulfures bruns-crèmes et blancs et de minéraux gris-bleutés dans la section polie de la couche TOP (E) Séparation entre des grains grossiers altérés et des grains fins non-oxydés dans la section polie de grains grossiers de la couche 20-30 cm (F) Présence de sulfures altérés et d'une matrice d'altération dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm .....	146
Figure 4.18 (A) Sulfures bruns-crèmes et minéraux gris-bleutés dans la couche 27,5-30 cm (B) Présence de sulfures altérés dans la couche 0-3 cm .....	147
Figure 4.19 (A,B) Grain de pyrrhotite altéré dans la section polie de grains fins de la couche 0-20 cm, (C) Grain de pyrrhotite altéré dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm, (D) Grain de chalcopryrite dans la section polie de grain fin de la couche 0-20 cm (E) Grain de sphalérite dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm (F) Carbonates dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm .....	149
Figure 4.20 (A) Rutile dans la section polie de grains fins de la couche TOP, (B) Grain de pyrrhotite altéré enrichi en soufre natif dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm, (C) Grain de pyrrhotite avec matrice d'altération dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm (D) Grain de chalcopryrite dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm (E) Pyrrhotite altérée enrichi en Ni dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (F) Pyrrhotite altérée enrichi en Ni dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm .....	151
Figure 4.21 (A) Grain de sulfuré altéré dans la couche 27,5-30 cm, (B) Grain de rutile dans la couche 27,5-30 cm .....	152

Figure 5.1	Dissolution-précipitation par rapport à la droite de Kps dans les essais en colonne : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépido-crocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite 157
Figure 5.2	I.S. des minéraux secondaires dans les essais en colonne : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépido-crocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite ..... 158
Figure 5.3	Dissolution-précipitation par rapport à la droite de Kps dans les essais en cellules humides : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépido-crocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite ..... 161
Figure 5.4	I.S. des minéraux secondaires dans les essais en cellules humides : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépido-crocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite ..... 162
Figure 5.5	Exemple diffractogramme de la couche PAG post-démantèlement 0-10 cm..... 163
Figure 5.6	Libération les grains de sulfures dans les échantillons initiaux et post-démantèlement ..... 165
Figure 5.7	Courbes d'oxydation-neutralisation aux échelles des essais en colonne et des essais en cellules humides des roches stériles : (A) Paragneiss mix, (B) Paragneiss graphitique, (C) Méta-gabbro, (D) Paragneiss à biotite, (E) Charnockite ..... 168
Figure 5.8	Courbes d'oxydation-neutralisation aux échelles des essais en colonne et des essais en cellules humides des résidus : (A) Résidus PAG, (B) Résidus NAG ..... 169
Figure 5.9	Potentiel de génération de DMA à long terme des roches stériles : (A) Paragneiss mix, (B) Paragneiss graphitique, (C) Méta-gabbro, (D) Paragneiss à biotite, (E) Charnockite ... 172
Figure 5.10	Potentiel de génération de DMA à long terme des roches stériles : (A) Résidus PAG, (B) Résidus NAG ..... 173
Figure 5.11	Taux de lixiviation des différentes espèces de soufre: (A) Thiosulfates, (B) Sulfates ..... 175
Figure 5.12	Présence d'altérations enrichies en soufre et en oxygène dans les sections polies : (A-B) Section polie de résidus PAG, (C) Section poiles de paragneiss graphitique ..... 177
Figure 5.13	Charges cumulées et normalisées des métaux en fonction des jours dans les essais en colonne et en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Zinc..... 179

Figure 5.14 Concentrations en métaux vs normes dans les essais en colonne : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Cadmium, (E) Plomb, (F) Zinc, (G) Cobalt, (H) Arsenic.....	180
Figure 5.15 Concentrations en métaux vs normes dans les essais en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Cadmium, (E) Plomb, (F) Zinc, (G) Cobalt, (H) Arsenic .....	181
Figure 5.16 Observations au MEB des échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement (A) Grain de chalcopryrite, (B) Grain de sphalérite.....	184
Figure 5.17 Grains de chalcopryrite dans un échantillon de résidus PAG post-démantèlement..	185
Figure 6.1 Courbe granulométrique des résidus NAG et PAG de la cellule de co-disposition ..	187
Figure 6.2 CRE prédites pour les résidus (A) résidus NAG, (B) résidus PAG, (C) Stériles, (D) Stériles triés.....	191
Figure 6.3 Variation de la température dans le temps.....	194
Figure 6.4 Variation des précipitations dans le temps .....	195
Figure 6.5 Variation de l'humidité relative dans le temps .....	196
Figure 6.6 Variation de la vitesse du vent dans le temps .....	197
Figure 6.7 Variation des radiations solaires dans le temps .....	198
Figure 6.8 Sondes considérées dans le cadre de cette étude .....	200
Figure 6.9 Évolution de la température dans les sondes de la cellule de co-disposition .....	202
Figure 6.10 Évolution de la TEV dans les sondes de la cellule de co-disposition.....	204
Figure 6.11 Évolution de la succion dans les sondes de la cellule de co-disposition .....	206
Figure 6.12 Évolution de la concentration en oxygène les sondes de la cellule de co-disposition .....	208
Figure 6.13 (A) Géométrie et conditions limites du modèle de la cellule de do-disposition en régime permanent (A) Incluant la couche de stériles triés en régime permanent, (B) Excluant la couche de stériles triés.....	211

Figure 6.14 Géométrie et conditions limites du modèle de la cellule de do-disposition en régime transitoire (A) Incluant la couche de stériles triés en régime transitoire, (B) Excluant la couche de stériles triés.....	213
Figure 6.15 Profils de TEV modélisés et observés sur le site .....	217
Figure 6.16 Profils de succion modélisés et observés sur le site.....	219
Figure 6.17 Profils de concentrations en oxygène modélisés et observés sur le site .....	220
Figure 6.18 Profils de TEV pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG.....	226
Figure 6.19 Profils de succions pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG.....	227
Figure 6.20 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG .....	228
Figure 6.21 Profils de TEV pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG .....	229
Figure 6.22 Profils de succions pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG .....	230
Figure 6.23 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG.....	231
Figure 6.24 Profils de TEV pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG .....	232
Figure 6.25 Profils de succions pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG .....	232
Figure 6.26 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG .....	233
Figure 6.27 Profils de TEV pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG .....	234
Figure 6.28 Profils de succions pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG .....	235
Figure 6.29 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG .....	235
Figure 6.30 Profils de TEV pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG.....	237
Figure 6.31 Profils de succions pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG.....	238
Figure 6.32 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG.....	239

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABA	Acid-Base Accounting
$a_c$	Coefficient d'adhésion [-]
AEV	Pression d'entrée d'air
$a_i$	Activité de l'ion [mol/l]
ASTM	American Society for Testing Materials
$C_{(z,t)}$	Concentration de l'oxygène interstitiel [ $ML^{-3}$ ]
$C_c$	Coefficient de courbure [-]
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEBC	Couverture avec effet de barrière capillaire
$C_G$	Constante ( $\approx 0,1$ ) du modèle de Kozeny-Carman modifié par Mbonimpa [-]
$C_p$	Contenu en pyrite ou en pyrrhotite [%]
CRE	Courbe de rétention d'eau
$C_{total}$	Teneur en carbone total [%]
$C_u$	Coefficient d'uniformité [-]
$D^*$	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène [ $L^2T^{-1}$ ]
D019	Directive 019
$D_{10}$	Diamètre des grains à 10 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{20}$	Diamètre des grains à 20 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{30}$	Diamètre des grains à 30 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{40}$	Diamètre des grains à 40 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{50}$	Diamètre des grains à 50 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{60}$	Diamètre des grains à 60 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{70}$	Diamètre des grains à 70 % passant sur la courbe granulométrique [L]

$D_{80}$	Diamètre des grains à 80 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_{90}$	Diamètre des grains à 90 % passant sur la courbe granulométrique [L]
$D_a$	Coefficient de diffusion de l'oxygène effectif dans les phases gazeuses [ $L^2T^{-1}$ ]
$D_a^*$	Coefficient de diffusion apparents de l'oxygène dans les phases gazeuses [ $L^2T^{-1}$ ]
$D_e$	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène [ $L^2T^{-1}$ ]
$D_H$	Taille de particule équivalente [L]
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
$D_r$	Densité relative [-]
DRX	Diffraction des rayons X
$D_w$	Coefficient de diffusion de l'oxygène effectif dans les phases aqueuses [ $L^2T^{-1}$ ]
$D_w^*$	Coefficient de diffusion de l'oxygène apparent dans les phases aqueuses [ $L^2T^{-1}$ ]
e	Indice des vide [-]
EC	Conductivité électrique [mS/cm]
EC	Eaux de consommation
EDS	Analyse spectrométrique de la dispersion d'énergie des rayons
Eh	Potentiel d'oxydo-réduction
EPMA	Analyse minéralogique par microsonde électronique
$F_{(z,t)}$	Flux diffusif de l'oxygène [ $ML^{-2}T^{-1}$ ]
H	Constante de Henry ( $\approx 0,03$ à $20^\circ C$ )
$h_{co}$	Remontée capillaire équivalent [L]
i	Concentration de l'ion [mol/l]
I.S.	Indice de saturation [-]
IC	Chromatographie ionique

ICP-AES/MS Analyse par spectrométrie d'émission atomique et de masse au plasma couplé inductif

K	Constante d'équilibre [-]
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ( $\approx 5 \times 10^{-10}$ O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> pyrite/s)
K <sub>ps</sub>	Produit de solubilité [-]
K <sub>r</sub>	Taux de réactivité effectif [T <sup>-1</sup> ]
K <sub>r</sub> <sup>*</sup>	Taux de réactivité apparent [T <sup>-1</sup> ]
k <sub>sat</sub>	Conductivité hydraulique saturée [LT <sup>-1</sup> ]
k <sub>x</sub> '	Conductivité hydraulique horizontale [LT <sup>-1</sup> ]
k <sub>y</sub> '	Conductivité hydraulique verticale [LT <sup>-1</sup> ]
LDD	Limite de détection
m	Paramètre de distribution des pores dans le modèle de MK [-]
MDDELCC	Ministère du développement durable et de la lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MEB	Microscope électronique à balayage
MEND	Mine Environmental Neutral Drainage
MERN	Ministère de l'énergie et des ressources naturelles
MIBC	Méthyl isobutyl carbinol
MK	Kovacs modifié
n	Porosité [-]
n	Quantité de matière [mol]
NAG	Non Acid Generating rock
n.d.	Non-disponible
NMG	Nouveau Monde Graphite



P	Pression du gaz [atm]
PA	Potentiel de génération d'acidité [ $\text{CaCO}_3/\text{t}$ ]
PAG	Potentially Acid Generating rock
PAX	Amylxsanthate de potassium
pH	Potentiel hydrogène [-]
PN	Potentiel de neutralisation [ $\text{CaCO}_3/\text{t}$ ]
PNN	Potentiel net de neutralisation [ $\text{CaCO}_3/\text{t}$ ]
PPSRTC	Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés
PVC	Polyvinyl chloride
Q	Quotient réactionnel [-]
QA/QC	Contrôle et assurance de la qualité
QEMSCAN	Quantitative Evaluation of Minerals By Scanning Electron Microscopy
R	Constante des gaz parfaits ( $\approx 8,314 \text{ JK}^{-1}\text{mol}^{-1}$ )
RES	Résurgence dans les eaux de surface
$S_a$	Saturation par adhésion [-]
$S_c$	Saturation capillaire [-]
SNRC	Système national de référence cartographique
$S_r$	Saturation [%]
$S_{\text{sulfates}}$	Teneur en soufre sulfates [%]
$S_{\text{sulfures}}$	Teneur en soufre associé aux sulfures [%]
$S_{\text{total}}$	Teneur en soufre total [%]
$t_{1/2}$	Temps de demi-vie [T]
TDS	Solides dissouts totaux
TEV	Teneur en eau volumique

TSS	Total des solides en suspension
Uaval	Université Laval
URSTM	Unité de recherche et de services en technologie minérale
USGS	United States Geological Survey
UTM	Projection cartographique de Mercator transverse universelle
V	Volume occupé par un gaz [m <sup>3</sup> ]
WDS	Analyse spectrométrique de la dispersion des longueurs d'ondes
$\gamma_i$	Coefficient d'activité [-]
$\gamma_w$	Poids volumique de l'eau [MT <sup>-2</sup> L <sup>-2</sup> ]
$\theta$	Teneur en eau volumique [-]
$\theta_a$	Teneur en air volumique [-]
$\theta_{eq}$	Porosité équivalente [-]
$\theta_r$	Teneur en eau résiduelle [-]
$\theta_s$	Teneur en eau saturée [-]
$\theta_w$	Teneur en eau volumique [-]
$\mu_w$	Viscosité dynamique de l'eau [ML <sup>-1</sup> T <sup>-1</sup> ]
$\Psi$	Succion matricielle [ML <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\psi_0$	Succion à l'équilibre [ML <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\psi_a$	Pression d'entrée d'air [ML <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\psi_n$	Paramètre de constance des unités [-]
$\psi_r$	Succion résiduelle [ML <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\psi_w$	Pression d'entrée d'eau [ML <sup>-1</sup> T <sup>-2</sup> ]
$\rho_d$	Masse volumique sèche [ML <sup>-3</sup> ]
$\rho_h$	Masse volumique humide [ML <sup>-3</sup> ]

$\rho_w$ Masse volumique de l'eau [ $\approx 1 \text{ g/cm}^3$ ]

**LISTE DES ANNEXES**

Annexe A Détails de la préparation des échantillon .....	266
Annexe B Résultats complets des essais statiques .....	269
Annexe C Résultats complets des essais en colonne.....	271
Annexe D Résultats complets des essais en cellules humides .....	299
Annexe E Résultats complets des analyses à la microsonde.....	355
Annexe F Fonctions de coefficient de diffusion apparent de l'oxygène dans les phases gazeuses et aqueuses utilisées dans SEEP/w.....	359
Annexe G Fonctions de perméabilité prédites utilisées pour le modèle de base dans SEEP/w..	361

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

### 1.1 Contexte

Au Québec, il est possible de trouver des évidences de l'extraction de ressources minérales dans la croûte terrestre jusqu'à 10 000 ans avant aujourd'hui. À cette époque, l'exploitation se concentrait principalement sur les matériaux siliceux et les métaux natifs pour des usages locaux et pour la fabrication d'outils. C'est à partir du milieu du XIX<sup>e</sup> siècle, que la prospection minérale du territoire québécois et l'exploitation des ressources minérales dans un but de valorisation économique s'intensifient (Vallière, 2012). En 2013, l'industrie minière comptait pour un peu plus de 1 % du produit intérieur brut (PIB) de la province, correspondant à des revenus de plus de 300 M\$ (MERN, 2013). Actuellement, les principaux sites miniers actifs au Québec se situent dans les régions administratives de l'Abitibi-Témiscamingue et du Nord-du-Québec, ainsi que sur la Côte-Nord. Les exploitations se concentrent principalement sur les minéraux suivants : fer, or, nickel, zinc, cuivre, niobium, éléments de terres rares, lithium, graphite, apatite et diamant (MERN, 2020a).

Les exploitations minières peuvent être souterraines ou à ciel ouvert. Les exploitations souterraines visent généralement à exploiter des gisements plus localisés et dont la teneur est plus concentrée. Dans ce type d'exploitation, les gisements sont exploités en utilisant un réseau de galeries souterraines. Les exploitations à ciel ouvert visent généralement à exploiter des gisements plus étendus et dont la teneur est moins concentrée. Dans ce type d'exploitation, les gisements sont exploités au moyen d'une fosse. Les exploitations à ciel ouvert impliquent généralement de plus forts volumes de matériaux géologiques et une plus grande empreinte au sol que les exploitations souterraines.

En plus de générer un concentré avec une valeur économique, les exploitations minières génèrent divers rejets miniers atmosphériques, liquides et solides qui peuvent avoir un impact sur l'environnement. Les principaux rejets atmosphériques correspondent aux poussières, issues des procédés de combustion et de dynamitage, ainsi qu'aux contaminants gazeux, issus de l'activité de la machinerie lourde (Aubertin *et al.*, 2002a). Les rejets liquides correspondent aux eaux minières, associées aux eaux souterraines ou météoriques qui entrent en contact avec le site minier, ainsi qu'aux eaux de procédé, qui correspondent aux eaux utilisées à l'usine de concentration (Lottermoser, 2009). Les rejets miniers solides incluent les roches stériles ainsi que les résidus

miniers. Les stériles miniers correspondent au matériel qui ne contient pas une teneur suffisamment élevée en minéral d'intérêt pour être exploités à profit, mais qui doit être excavé en vue d'accéder au gisement. Les roches stériles sont composées de matériaux géologiques hétérogènes. Elles sont générées par dynamitage direct dans les fosses ou dans les galeries souterraines. Ainsi, la granulométrie des roches stériles est très étalée et peut comprendre des grains de la taille des argiles jusqu'à des blocs plurimétriques (Aubertin *et al.*, 2002a ; Lottermoser, 2009). Les stériles miniers sont généralement entreposés sous forme d'empilements de plusieurs dizaines de mètres de hauteur appelés haldes à stériles (Aubertin *et al.*, 2002a). Les résidus miniers correspondent aux rejets solides générés par la concentration du minéral d'intérêt à l'usine. Ils correspondent donc à la roche de laquelle le minéral d'intérêt a été retiré à l'usine. Ces rejets ont généralement été finement broyés et sont composés de 70 à 80 % de particules inférieures à 80  $\mu\text{m}$  (Aubertin *et al.*, 2002a). À la sortie de l'usine, ces rejets sont généralement gorgés d'eau avec un pourcentage de particules solides situé entre 25 et 45 % (Bussière, 2007).

Lorsque les roches stériles et les résidus miniers sont exposés aux conditions oxydantes de l'atmosphère et qu'ils contiennent des minéraux sulfureux, ces derniers peuvent s'oxyder et mener à la génération de drainage minier acide (DMA) (Blowes *et al.*, 2014). La génération de DMA est un des principaux enjeux environnementaux dans le domaine minier (Blowes *et al.*, 2014). Lorsque des minéraux neutralisants sont présents en quantité suffisamment grande pour neutraliser les eaux acides, le drainage demeure alors neutre. Malgré la neutralité du pH, certains métaux libérés lors des réactions d'oxydation des sulfures peuvent demeurer en solution et mener à la génération de drainage neutre contaminé (DNC) en métal (Plante, 2010). Les processus géochimiques menant à la génération de DMA et de DNC sont expliqués en détail à la section 2.3

En amont au développement de projets miniers, il est nécessaire de caractériser le potentiel de génération de DMA et DNC des matériaux géologiques présents sur le site (MDDEP, 2012). D'abord les essais statiques permettent d'évaluer le potentiel de génération de DMA des matériaux en se basant sur leur composition chimique ou minéralogique. Généralement, l'essai statique du bilan acide-base (ABA) est utilisé (Bouzahzah, 2013 ; Lawrence & Wang, 1997 ; MEND, 2009 ; Sobek *et al.*, 1978). Cet essai correspond au bilan entre le potentiel de génération d'acidité (PA), relié à la concentration en soufre total dans l'échantillon, et le potentiel de neutralisation (PN), correspondant au résultat obtenu au moyen de l'essai de type Sobek. Les essais de prédiction cinétiques (essais en cellules humides, essais en colonne, essais *in situ*) peuvent être utilisés en vue

de confirmer le potentiel de génération de DMA d'un matériel dont le caractère acidogène avait été incertain lors des essais statiques. De plus, les essais cinétiques permettent de suivre l'évolution temporelle des contaminants libérés par les matériaux dans les eaux de drainage, tels que les métaux et les sulfosels (MEND, 2009). Les essais de prédiction du comportement géochimique des rejets miniers sont présentés en détail aux sections 3.3 et 3.4

Pendant et après les opérations de la mine, il est nécessaire d'empêcher que les réactions menant à la génération de DMA ne prennent place dans les matériaux acidogène. Pour ce faire, il est possible d'empêcher le contact entre les matériaux sulfureux et un ou l'autre des réactifs (eau ou oxygène) menant à la génération de DMA (Aubertin *et al.*, 2002a ; Awoh *et al.*, 2021, p.135-162 ; Boulanger-Martel *et al.*, 2021, p.203-222 ; Bussière & Wilson, 2021, p. 115-135 ; Demers & Pabst, 2021b, p.167-184). De plus amples détails sur les méthodes de gestion des rejets sulfureux sont présentés dans la section 2.6 Lorsque l'oxydation des sulfures n'a pas pu être empêchée, il est nécessaire d'inclure un système de traitement des eaux acides afin que celles-ci soient conformes aux normes en vigueur avant qu'elles n'atteignent l'effluent final (Aubertin *et al.*, 2002a ; Neculita *et al.*, 2021, p. 271-290).

## 1.2 Problématique

En 2020, le gouvernement du Québec a publié son Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025 (MERN, 2020b). Ce plan a ciblé plusieurs minéraux qui sont considérés comme critiques et stratégiques et dont la valorisation est indispensable à la mise en œuvre des grandes politiques de développement durable et d'économie verte (MERN, 2020b). Plus particulièrement :

Le gouvernement du Québec considère les minéraux critiques comme ceux qui revêtent aujourd'hui une importance économique pour des secteurs clés de notre économie, qui présentent un risque élevé en matière d'approvisionnement et qui n'ont pas de substituts offerts commercialement. (MERN, 2020b, p. 1)

Parmi les minéraux critiques et stratégiques se trouve le graphite, qui est actuellement une des principales composantes des batteries lithium-ions utilisées par les voitures électriques (Wihelm & L'Heureux, 2006). En effet, le graphite est un minéral composé de plusieurs feuillets de carbone qui sont reliés entre eux par des forces électrostatiques (USGS, 2017). Cette configuration atomique résulte en une grande conductivité électrique et en un bon potentiel pour accumuler des

charges électriques (USGS, 2017 ; Yuan *et al.*, 2011). Le secteur de l'électrification des transports est en constante croissance depuis les dernières années (Fragasso, 2015). Avec la mise en place de politiques visant la réduction des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale, il est prévu que la demande de graphite continue de croître durant les prochaines années. Plus particulièrement, il est prévu que la demande de graphite augmente de près de 500 % d'ici 2050 (Hund *et al.*, 2020).

Historiquement, le Québec a compté une seule exploitation majeure de graphite. Cette exploitation est toujours active et est en opération depuis 1989 sur le site du lac des îles au sud de Mont-Laurier (Fragasso, 2015). Dans le contexte actuel, plusieurs autres projets d'exploration pour la ressource du graphite ont émergé ces dernières années. Ces projets sont principalement situés dans les régions suivantes : Lanaudière, Laurentides et Côte-Nord (Golder Associés, 2014 ; Hatch, 2015 ; MERN, 2020b). Dû au récent engouement pour l'exploitation des gisements de graphite, le comportement environnemental des rejets des mines de graphite est peu documenté à ce jour. De récentes caractérisations initiales de gisements de graphite ont néanmoins démontré que ces gisements sont souvent associés à la présence de sulfures (DRA-Metchem, 2018 ; GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015 ; Hatch, 2015 ; Hinterland Geoscience & Geomatics, 2017 ; Roche Ltd., 2012 ; Tetra Tech, 2016). En effet, l'environnement géologique dans lequel le graphite se forme est généralement favorable à la formation de sulfures (Simandl *et al.*, 2015 ; Stamatelopoulou-seymourmour & Maclean, 1984).

Le projet minier Matawanie de la compagnie NMG est à l'étape de mise en valeur. Ce projet est situé à 6 km au sud-ouest de la municipalité de Saint-Michel-des-Saints. Connaissant le potentiel de génération de DMA de ses rejets miniers futurs, la compagnie NMG a décidé de mettre en œuvre des méthodes novatrices de gestion des rejets miniers dans le but d'empêcher l'oxydation des sulfures pendant toutes les étapes de vie de la mine. Plus particulièrement, la compagnie minière incorporera un circuit de désulfuration à l'usine de concentration. La désulfuration des rejets diminuera significativement le volume de rejets potentiellement générateurs de DMA (résidus PAG) qui sera généré sur le site de la mine (Bussière, 2007). De plus, les rejets désulfurés (résidus NAG) pourront être valorisés dans un concept de co-disposition dans lequel les résidus désulfurés seront utilisés comme barrière à l'oxygène. En effet, les sulfures résiduels contenus dans les rejets désulfurés pourront consommer l'oxygène. D'une autre part, les propriétés physiques des rejets désulfurés pourront être utilisées dans le but de garder les rejets concentrés en sulfures saturés (Demers *et al.*, 2008, 2009). NMG prévoit utiliser la co-disposition de ses différents rejets comme



méthode de gestion environnementale pré-restauration. La co-disposition sera effectuée au moyen d'une halde de surface et en remblayant une partie de la fosse. Une restauration progressive des différentes aires d'accumulation sera réalisée durant les opérations de la mine. Le concept de restauration que NMG prévoit mettre en place correspond à une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC).

Ce projet de maîtrise a comme principal objectif d'étudier le comportement hydrogéochimique des rejets (résidus et stériles) de la mine NMG en évaluant le potentiel de contamination des eaux minières par les rejets au laboratoire et en évaluant l'efficacité d'une partie du concept de gestion des rejets miniers pré-restauration développé par NMG au moyen d'une parcelle expérimentale de co-disposition de grande envergure instrumentée. Les objectifs spécifiques du projet sont les suivants :

1. Évaluer le potentiel de génération de DMA des rejets au moyen d'essais statiques ABA et d'essais cinétiques en cellules humides et en colonnes ;
2. Évaluer le potentiel de libération de métaux des différents rejets au moyen d'essais cinétiques en cellules humides et en colonne ainsi qu'au moyen de caractérisations chimiques et minéralogiques réalisées sur les rejets frais et sur les rejets prélevés lors du démantèlement des colonnes ;
3. Étudier les réactions géochimiques survenues dans les essais en colonne (oxydation des sulfures et précipitation de minéraux secondaires) au moyen de caractérisations chimiques et minéralogiques réalisées sur des échantillons prélevés lors du démantèlement des colonnes ;
4. Étudier l'évolution de la température, de la teneur en eau volumique (TEV), de la succion et de la concentration en oxygène dans les rejets miniers co-disposés au moyen de l'instrumentation installée dans la parcelle expérimentale *in situ* ;
5. Évaluer l'influence des paramètres de conception suivants sur l'efficacité du concept de co-disposition au moyen de modélisations numériques : porosité des résidus NAG, porosité des résidus PAG, réactivité des résidus NAG, épaisseur des résidus NAG et épaisseur des résidus PAG ;

6. Cibler les paramètres de conception qui ont le plus d'influence sur l'efficacité du concept de co-disposition.

### **1.3 Structure et retombées potentielles du mémoire**

Ce mémoire détaille l'étude réalisée dans le cadre de ce projet de maîtrise et est divisé en 7 chapitres. Le présent chapitre est le premier du mémoire et correspond à l'introduction. Par la suite, le chapitre 2 présente la revue de littérature ayant permis de faire l'état des connaissances et d'établir les bases théoriques relativement à ce projet de maîtrise. Plus particulièrement, la théorie concernant les généralités sur le graphite, les processus géochimiques qui prennent place dans les rejets contenant de la pyrrhotite, les écoulements hydrauliques et gazeux ainsi que les principales méthodes de gestion intégrée des rejets miniers est présentée. De plus, une revue des études sur les caractéristiques géochimiques des rejets des mines de graphite au Québec est présentée. Le chapitre 3 présente les caractéristiques du site et des matériaux à l'étude. Ce chapitre présente également les méthodes expérimentales utilisées dans ce projet. Le chapitre 4 présente les principaux résultats obtenus au terme des essais géochimiques mis en œuvre dans ce projet. Plus particulièrement, les résultats de caractérisation chimique, minéralogique et géochimique réalisés sur les matériaux frais ainsi que les résultats de caractérisation chimique et minéralogique réalisés sur les matériaux altérés sont présentés. Dans le chapitre 5, les résultats des essais géochimiques obtenus sont discutés. Plus particulièrement, les réactions géochimiques ayant pris place dans les différents essais sont interprétées en réconciliant les résultats obtenus par les différents essais et en montrant les résultats des calculs thermodynamiques réalisés avec le logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mis à jour en 2019). Dans le chapitre 6, les résultats de terrain concernant les caractéristiques des matériaux mis en place dans la cellule de co-disposition, les résultats des écoulements hydraulique et gazeux dans les rejets ainsi que les résultats de suivi météorologique sont présentés. Dans un deuxième temps, les écoulements hydraulique et gazeux dans la parcelle expérimentale de terrain construite avec les rejets de NMG sont analysés au moyen de modélisations réalisées avec le logiciel SEEP/W couplé à CTRAN/W. Finalement, le chapitre 7 présente les principales conclusions du projet et formule des recommandations, notamment en ce qui concerne les critères de conception qui devront être établis pour la gestion des rejets de NMG, appuyés sur les résultats des suivis des sondes et des modélisations numériques.

Les retombées de ce projet de maîtrise sont variées. Au niveau des retombées scientifiques, ce projet permettra de contribution à l'avancement des connaissances liées au comportement environnemental des rejets de mines de graphite. De plus, la caractérisation du comportement de résidus enrichis en pyrrhotite permettra de contribution à l'avancement des connaissances liées au comportement géochimique de la pyrrhotite. Ce projet aura également des retombées concrètes sur la gestion des rejets par la mine NMG. Plus particulièrement, ce projet permettra d'établir les bases des critères de conception pour la méthode de gestion des rejets miniers de NMG.

## CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

### 2.1 Généralités sur le graphite

#### 2.1.1 Caractéristiques physico-chimiques du graphite

Le graphite est un minéral composé à 100 % de carbone. Le symbole chimique du graphite est C et il s'agit donc d'un élément natif. La masse moléculaire du graphite est de 12,01 g par mole et sa densité moyenne est de 2,16 (USGS, 2017). Le carbone est le quatrième élément le plus abondant dans le système solaire. Sur terre, le cycle du carbone inclut plusieurs réservoirs. Plus particulièrement, il est possible de retrouver du carbone naturel dans les roches, les sédiments, l'atmosphère, la biosphère et les océans (USGS, 2017). La majorité du carbone se trouve sous forme de matière organique (biosphère) et de dioxyde de carbone (atmosphère). Le carbone sous forme de graphite contenu dans la croûte terrestre représente moins de 0,5 % du carbone total sur Terre. Le carbone sous forme de graphite est très stable et donc peu susceptible d'intégrer les autres réservoirs compris dans le cycle du carbone (USGS, 2017).

#### 2.1.2 Cristallographie

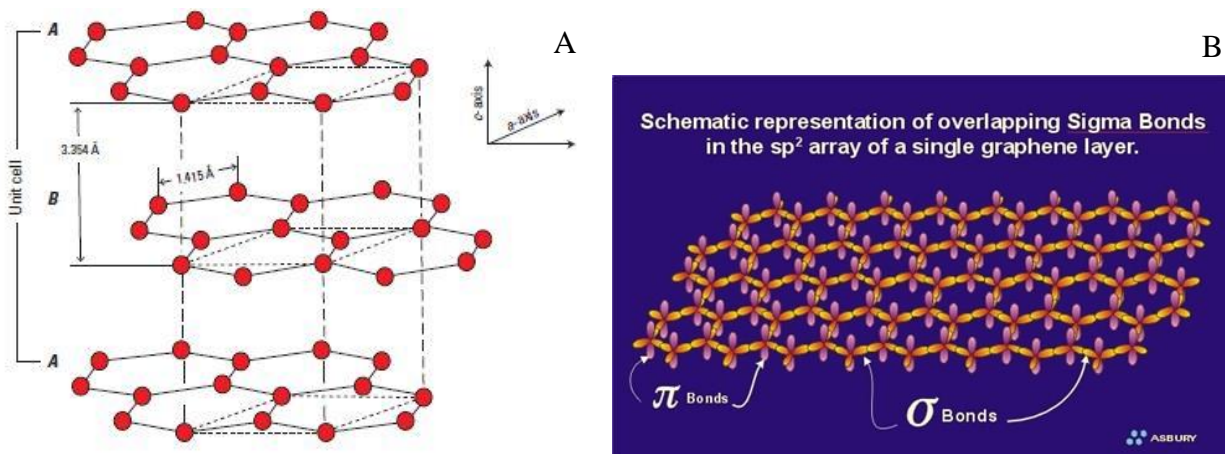
Dans le graphite, les atomes de carbones sont liés entre eux par des liaisons covalentes dans un arrangement hexagonal en ruche d'abeilles. Ces liaisons inter-carbones forment des feuillets planaires. Lorsque plusieurs feuillets sont liés ensemble par des forces électrostatiques, ils forment le graphite. Un feuillet unique (un atome d'épaisseur) est appelé le graphène. La figure 2.1-A montre l'arrangement atomique du graphite. Les cercles rouges représentent les atomes de carbone (USGS, 2017).

Il est également possible de représenter ces liaisons par la configuration électronique des orbitales des atomes de carbone. Un atome de carbone isolé possède la configuration électronique suivante :  $1s^2 2s^2 2p^2$  (Chung, 2002). Lorsque les atomes de carbone se lient pour former le graphite, les orbitales  $2s^2$  et  $2p^2$  s'hybrident pour former trois orbitales hybridées  $sp^2$  et une orbitale non-hybridée  $2p_z$  (Chung, 2002). Les orbitales hybridées  $sp^2$  sont à l'origine des liaisons covalentes (liaisons  $\sigma$ ) entre les atomes de carbones dans l'arrangement hexagonal lamellaire. Les orbitales  $2p_z$  contiennent des électrons mobilisables qui forment des liaisons de Van der Waals (liaisons  $\pi$ ) entre les feuillets de graphène (Figure 2.1-B) (Chung, 2002). En comparaison, le diamant est lui aussi

composé exclusivement d'atomes de carbone. Cependant, ces atomes ont une configuration électronique hybridée caractérisée par quatre orbitales  $sp^3$ . Ainsi, les atomes de carbones dans le diamant sont tous liés entre eux par des liaisons covalentes (liaison  $\sigma$ ) et ont une structure tétraédrique en trois dimensions. Cette structure est stable et ne permet pas la mobilité des électrons. Cette structure contribue à la dureté du diamant.

Tel que mentionné précédemment, les forces covalentes intra-feuillets sont importantes. Ces forces font en sorte que le graphite est chimiquement stable et qu'il peut être soumis à de fortes températures et à des attaques chimiques sans compromettre ses caractéristiques chimiques (USGS, 2017).

Les forces de Van der Waals entre les feuillets sont pour leur part plus faibles et permettent une délocalisation des électrons qui peuvent bouger librement entre les feuillets. Le faible ratio existant entre les forces requises pour induire un glissement entre les feuillets de graphène et les forces de compression résulte en un bon potentiel de lubrifiant du graphite. De plus, la mobilité des électrons entre les feuillets résulte en une forte conductivité électrique et thermique du graphite (USGS, 2017).



### 2.1.3 Caractéristiques macroscopiques et microscopiques

Le graphite peut être identifié au moyen de ses propriétés physiques sans outils d'observation microscopiques. Plus particulièrement, le graphite est un minéral semi-métallique opaque avec une couleur caractéristique gris foncé-noir métallique. De plus, il a une forme tabulaire caractéristique

avec un clivage et des cristaux hexagonaux et se présente fréquemment avec une texture en paillettes de type argileuse. Lorsqu'il est bien cristallisé, le graphite sous forme de paillettes possède une couleur noir métallique et lustrée. Lorsque le graphite est sous forme microcristalline, il a une couleur noir mat avec une apparence amorphe (USGS, 2017). La dureté du graphite est de 1,5 à 2 sur l'échelle de Mohs. La figure 2.2 présente une photographie de graphite observé en macroscopie. Le graphite est identifiable au microscope optique en lumière polarisée réfléchi. Les cristaux de graphite sont uniaxiaux avec une anisotropie extrême et un pléochroïsme fort.



Figure 2.2 Cristal de graphite provenant de Fragasso (2015)

### 2.1.4 Formation du graphite

Le graphite microcristallin et en flocons est généralement formé à partir du carbone compris dans le réservoir de la biosphère. En effet, la matière organique sédimente lors de la mort des organismes vivants. Cette matière organique est riche en carbone et augmente ainsi la concentration en carbone dans la croûte terrestre. La transformation du carbone organique en graphite peut être visualisée comme processus en deux phases : la carbonatation et la graphitisation (Buseck & Beyssac, 2014).

D'abord, la carbonatation se produit lors de la transformation de la matière organique hydrocarbures durant la diagenèse (Simandl *et al.*, 2015). La transformation de la matière organique implique une diminution des ratios H/C et O/C dans le matériel (Figure 2.3). Pendant la carbonatation, la matière organique est successivement transformée en kérogène immature, en hydrocarbures liquides et en hydrocarbures gazeux (Simandl *et al.*, 2015). Les hydrocarbures étant plus légers, ils peuvent être mobilisés dans le substrat rocheux. Il reste alors un résidu distillé et enrichi en carbone à l'emplacement initial (Vandenbroucke & Largeau, 2007).

Ensuite, la graphitisation se produit lorsque le résidu concentré en carbone est soumis à des conditions de fortes pressions et températures. La graphitisation peut donc être le produit

d'épisodes de métamorphisme dans les roches riches en matières organiques (Buseck & Beyssac, 2014). C'est pourquoi les dépôts de graphite sont principalement rencontrés dans des roches métasédimentaires ou dans des zones orogéniques (Buseck & Beyssac, 2014).

Au Québec, les épisodes de métamorphisme découlant de l'orogénèse du Grenville ont favorisé la formation de gisements de graphite. Ainsi, il est possible de retrouver de fortes teneurs en graphite dans les régions suivantes : Lac Knife, Lac Guéret, Lac des-îles et Gatineau.

Simandl *et al.* (2015) mentionnent également que le graphite en veine résulte de la précipitation du carbone dans les fluides riches en C-O-H. En effet, à une pression constante, le graphite a tendance à précipiter lorsque la température du fluide diminue. De plus, à une température constante, le graphite a tendance à précipiter lorsque la pression augmente.

Il est également important de noter que le graphite peut être obtenu par des procédés synthétiques. Le principe de la formation de graphite synthétique est similaire aux processus de formation naturels. Il s'agit de simuler la graphitisation ou encore de précipiter le carbone à partir de fluides riches en C-O-H (hydrocarbures). Les procédés synthétiques doivent être faits à de très hautes températures afin de vaporiser les impuretés. Le graphite synthétique peut avoir une pureté de 99,9 % et est disponible en granulométries et en morphologies variées. Cependant, il a typiquement une plus grande porosité, une plus faible densité, une plus faible conductivité hydraulique et un prix plus élevé que le graphite formé naturellement (USGS, 2017).

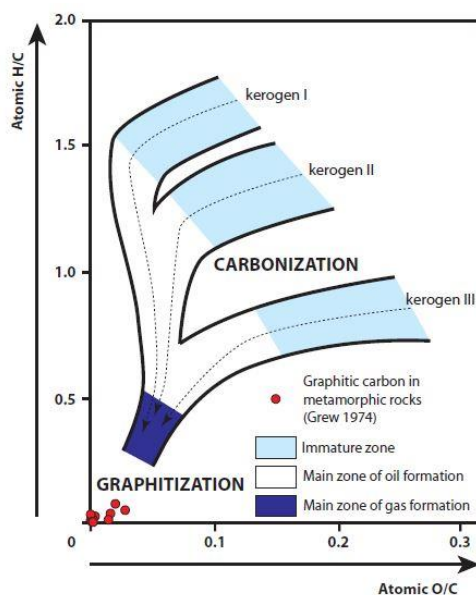


Figure 2.3 Digramme de Van Krevelen montrant l'évolution du kérogène durant la carbonatation (Simandl *et al.*, 2015)

### 2.1.5 Géologie des dépôts de graphite

Les dépôts de graphite prennent typiquement les trois formes suivantes (Simandl *et al.*, 2015) :

1. Graphite microcristallin;
2. Graphite en veine;
3. Graphite cristallin en flocon.

Les dépôts de graphite microcristallin sont généralement associés à du métamorphisme de contact et à des schistes verts. Les dépôts de graphite microcristallin comprennent des particules fines de graphite en intercroissance avec des impuretés. Généralement, les dépôts de type microcristallin contiennent en moyenne 80 % de graphite et peuvent être exploités manuellement. Ces dépôts sont exploités en vue d'être valorisés pour des utilisations du graphite qui ne nécessitent pas que le graphite ait une structure cristalline. Ces utilisations incluent entre autres les lubrifiants (Simandl *et al.*, 2015).

Les dépôts de graphite en veine sont associés à des environnements métasédimentaires. Les veines de graphite sont associées à des skarns et sont adjacentes à des intrusions de roches ignées (Simandl *et al.*, 2015). Les dépôts de graphite en veines sont actuellement exclusivement exploités au Sri Lanka dans des infrastructures minières souterraines (Simandl *et al.*, 2015).

Les dépôts de graphite cristallin en flocons disséminés sont les plus répandus et les plus économiques. Ces dépôts sont également associés aux environnements métasédimentaires. Ainsi, le graphite en flocons est généralement associé au marbre et au paragneiss (Simandl *et al.*, 2015). Lorsqu'il est associé au paragneiss, le graphite est inclus dans les fines bandes de paragneiss à des teneurs variant de 2 à 3 % et est ainsi généralement exploité par des infrastructures à ciel ouvert (Simandl *et al.*, 2015). Généralement, lorsqu'il est associé au marbre avec une texture granoblastique, le graphite est présent à moins de 0,5 %. Dans ce cas, le graphite est distribué uniformément dans la roche mère et la grosseur des flocons de graphite est directement liée à la grosseur des cristaux de calcite ou de dolomite (Simandl *et al.*, 2015).



## 2.1.6 Utilisation du graphite

Il est connu que le graphite est utilisé pour fabriquer les mines de crayons. Cependant, les utilisations industrielles du graphite sont également nombreuses et diversifiées.

Le graphite peut être utilisé en métallurgie. En effet, le graphite est caractérisé par une forte conductivité thermique, une forte densité et une faible porosité. Ces caractéristiques permettent au graphite de résister au stress thermique et aux attaques chimiques engendrées par les procédés métallurgiques (Pierson, 1993). Notamment, le graphite est utilisé lors de la fusion du cuivre et d'autres alliages non ferreux. Il est appliqué comme une couche de protection contre l'oxydation des métaux dans les bains de fusion (Wihelm & L'Heureux, 2006). Le graphite est également utilisé comme un additif dans certains produits réfractaires pour augmenter leur résistance thermique et à la corrosion (Wihelm & L'Heureux, 2006).

Au niveau mécanique, les propriétés du graphite permettent de l'utiliser à des fins de lubrification. Cette application du graphite est plus particulièrement avantageuse dans le cas où le lubrifiant doit être utilisé à des températures élevées auxquelles les lubrifiants liquides conventionnels ne conviendraient pas (Pierson, 1993). Wihelm & L'Heureux (2006) donnent plusieurs exemples d'applications du graphite comme lubrifiant, tels que la lubrification des roues de trains ou des suspensions à base d'huile. Wihelm & L'Heureux (2006) donnent également des exemples d'applications du graphite dans l'industrie automobile. Notamment, le graphite peut être utilisé comme additif de friction dans la fabrication de revêtements des pièces de freins.

Dans le domaine aérospatial, la résistance du graphite à l'érosion et aux fortes températures est valorisée en vue d'être utilisée comme coiffe de réentrée dans l'atmosphère terrestre (Pierson, 1993). Le graphite peut être utilisé comme matériel de construction dans les réacteurs de fission nucléaire. En effet, le graphite a un fort potentiel de modulation des neutrons et un faible potentiel d'absorption des neutrons (Pierson, 1993).

Une des applications les plus notables du graphite réside dans sa forte conductivité électrique. Cette caractéristique du graphite peut être valorisée en vue de fabriquer des électrodes dans les piles alcalines, à combustibles ou encore à lithium-ion (Wihelm & L'Heureux, 2006). Cette dernière application est plus particulièrement intéressante dans le cadre de ce projet de maîtrise, étant donné que le marché des véhicules électriques, reposant sur les batteries lithium-ion, est le principal marché visé par la compagnie Nouveau Monde Graphite (NMG) (Nouveau Monde Graphite, s.d.).

Dans les batteries lithium-ion, le graphite est utilisé dans la composante de l'anode. Le lithium est utilisé pour son fort potentiel à libérer des électrons et un oxyde métallique est utilisé à la cathode. Le principe de la batterie lithium-ion est de créer un courant électrique avec les électrons mobilisés provenant des ions lithium. Plus particulièrement, lorsque la batterie est chargée, les ions lithium sont intercalés dans le graphite entre les différents feuillets de graphène. De plus, les électrons sont également localisés dans l'anode de graphite. Il s'agit d'un état instable qui est maintenu uniquement lorsque la batterie est en cours de rechargement. Lors du déchargement de la batterie, les ions lithium et leurs électrons cherchent à retrouver un état stable et à former des liaisons avec les oxydes métalliques compris dans la cathode. Ainsi, les ions lithium migrent progressivement jusqu'à la cathode par une solution électrolytique. Cette solution ne permet pas le passage des électrons; ces derniers sont plutôt mobilisés dans un circuit électrique, qui peut alimenter des appareils électriques divers, avant de rejoindre la cathode (Yuan *et al.*, 2011). Le principe de fonctionnement de la batterie est également illustré à la figure 2.4.

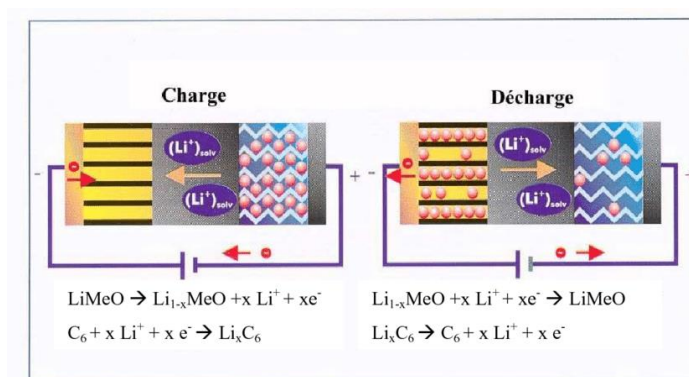


Figure 2.4 Principe de fonctionnement d'une batterie lithium-ion (Chagnes, 2005)

### 2.1.7 Marché du graphite

Tel que mentionné précédemment, il existe trois types de graphite : le graphite en flocons, le graphite microcristallin (ou amorphe) et le graphite en veine. Le graphite en flocons représente 49 % de la production mondiale et possède la plus grande valeur sur le marché. Le graphite microcristallin a, pour sa part, la plus faible valeur marchande. Finalement, le graphite en veine représente 1 % de la production mondiale (Fragasso, 2015).

Les tendances du marché présentées par Fragasso (2015) informent qu'en 2012, la Chine était le plus grand producteur mondial de graphite. Le tableau 2.1 résume la production mondiale des

principaux pays producteurs de graphite en 2012. En 2018, la Chine est demeurée le plus grand producteur de graphite avec une production de 630 kt de graphite, représentant 70 % de la production mondiale (Olson, 2019). La production de l'Amérique du Nord (Canada et Mexique) représentait pour sa part 5 % du marché mondial (Olson, 2019).

Tableau 2.1 Production mondiale de graphite en 2012

<b>Pays</b>	<b>Production de graphite (kt)</b>
Chine	710
Corée du Nord	130
Brésil	75
Canada	25
Inde	15
Russie	12
Mexique	8
Ukraine	8
Norvège	8
Sri Lanka	3,5

La Chine est le plus grand exportateur de graphite. En 2012, le Canada exportait sa production de graphite principalement dans le marché européen (Fragasso, 2015). En 2014, la construction d'une usine de fabrication de batteries lithium-ion au Nevada par Tesla Motor Inc. a été annoncée (Fragasso, 2015). Il est prévu que cette usine consomme 35 200 tonnes de graphite par année (Olson, 2019). La demande de graphite sera appelée à augmenter de près de 500 % d'ici 2050 (Hund *et al.*, 2020).

Au Québec, l'exploitation du graphite a débuté en 1845 avec la mine Miller située à Grenville-sur-la-Rouge (Laurentides), qui est demeurée en production pendant une trentaine d'années. Au même siècle, la mine Walker à Buckingham (Outaouais) a également permis d'exploiter le graphite de 1876 à 1906. Par la suite, l'exploitation de cette ressource au Québec a été en arrêt pendant plus de 80 ans, jusqu'à l'ouverture de la mine Stramin en 1989. Le gisement exploité par cette minière est situé à Lac-des-îles. Cette mine est toujours en exploitation (Fragasso, 2015). Cependant, les ressources estimées en 2016 prévoyaient la fermeture du site dans un horizon de 5 ans (Dominé, 2018).

En réponse à la demande mondiale croissante du graphite, des projets d'exploration du graphite sont présentement en cours au Québec. D'abord, le gisement du Lac-Guéret de Mason Graphite a

été découvert en 2004 au sud du réservoir Manicouagan. Il s'agit d'un gisement de graphite métamorphique en flocons associé aux lithologies de paragneiss et de quartzite (MERN, s.d.a). Ensuite, le projet du Lac Knife de Focus Graphite vise l'exploitation d'un gisement de graphite au sud-ouest de Fermont. La compagnie a publié une étude de faisabilité du projet du Lac Knife en 2014 (Fragasso, 2015).

Plus récemment, la compagnie NMG a entrepris l'exploration du gisement Matawinie dans la région de Lanaudière en 2013. Le gisement visé par l'exploration correspond à une minéralisation de graphite en flocons dans un encaissant de paragneiss d'origine métasédimentaire compris dans la province géologique du Grenville (DRA-Metchem, 2018). En 2018, NMG a soumis une étude de faisabilité. Il est à noter que la présente étude traite de l'hydrogéochimie des rejets miniers du gisement de Matawinie.

## **2.2 Caractérisations environnementales des dépôts de graphite au Québec**

Les rejets miniers incluent généralement deux principaux types de rejets solides : les stériles miniers et les résidus miniers. Les stériles miniers correspondent aux matériaux géologiques sans valeur économique qui doivent être excavés en vue de rendre le gisement accessible. Les résidus sont issus du procédé de concentration des minéraux d'intérêt à l'usine (Blowes *et al.*, 2014).

Lors des opérations minières, ces rejets sont entreposés en surface où ils sont exposés à l'atmosphère et à l'eau de ruissellement qui constituent des conditions oxydantes. Lorsque les rejets miniers contiennent des sulfures (tels que la pyrite et la pyrrhotite), ces derniers peuvent s'oxyder et mener à la génération de DMA (Aubertin *et al.*, 2016).

Dans le cas des mines de graphite, il est commun que des sulfures soient associés aux lithologies contenant le graphite. En effet, tel que mentionné précédemment, les gisements de graphite sont souvent d'origine métamorphique (Simandl *et al.*, 2015). Or, la formation des sulfures peut également être d'origine métamorphique. En guise d'exemple, dans la province géologique du Grenville, le dépôt de sulfures de plomb et de zinc de Montauban découlerait des mêmes conditions de métamorphisme que les lithologies de gneiss encaissant (Stamatelopoulou-seymourmour & Maclean, 1984). De plus, il semblerait que les conditions réductrices favorisant la formation de graphite favorisent également la formation de sulfures (GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015).

Tel que mentionné précédemment, la diminution de la concentration en oxygène lors de la phase du kérogène favorise la formation d'un résidu solide concentré en carbone. Or, ces conditions réductrices peuvent avoir contribué à la formation préférentielle de sulfures stables tels que la pyrrhotite (GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015).

### **2.2.1 Dépôt Matawinie**

Dans le cas du gisement Matawinie, les sulfures (principalement la pyrrhotite) sont associés à la lithologie minéralisée de paragneiss graphitique, considérée comme potentiellement génératrice de DMA. Des sulfures sont également associés aux lithologies de roches stériles de paragneiss graphitique et de paragneiss mix dans une plus faible proportion (SNC-Lavalin, 2019). Plus particulièrement, les proportions massiques de pyrrhotite et de pyrite dans le minerai sont respectivement de 7,13 % et 1,24 % (SNC-Lavalin, 2019). La teneur en soufre dans la lithologie de paragneiss graphitique est évaluée à environ 3 % (SNC-Lavalin, 2019). Les résultats des essais cinétiques indiquent également un potentiel de génération de manganèse, de fer, de cuivre, de nickel et de zinc pour les roches stériles en tenant compte de l'ensemble des lithologies (SNC-Lavalin, 2019).

Les rejets issus du procédé de concentration du graphite contiennent une proportion massique de pyrrhotite comprise entre 6,4 % et 7,85 % et ont une teneur en soufre d'environ 3 % (SNC-Lavalin, 2019). Les essais de caractérisation environnementale informent que ces résidus sont potentiellement générateurs de DMA (SNC-Lavalin, 2019). Il est à noter qu'aucun essai de cinétique (cellules humides et essais en colonne) n'a été réalisé sur ce matériel étant donné que la mine ne prévoit pas directement entreposer ces rejets. En effet, lorsque ces rejets seront produits, ils passeront directement dans un circuit de désulfuration avant d'être entreposés, tel que décrit ci-dessous. Par le procédé de désulfuration, la compagnie vise à produire des résidus non-générateurs de DMA et des résidus concentrés en sulfures générateurs de DMA (DRA-Metchem, 2018).

La proportion massique de soufre dans les rejets concentrés en sulfures s'élève à près de 20 %. De plus, ces rejets contiennent une faible quantité de minéraux neutralisants carbonatés comme la calcite et la dolomite (SNC-Lavalin, 2019). Ces rejets sont ainsi considérés comme étant générateurs de DMA. Les résultats des essais cinétiques (cellules humides et essais en colonne) indiquent également que ce matériel a un potentiel de lixiviation pour le fer, le nickel, le zinc, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le plomb, le manganèse et l'argent.

La proportion massique de soufre dans les rejets désulfurés se situe entre 0,10 et 0,16 %. Ces rejets sont ainsi considérés comme étant non-générateurs de DMA (MDDEP, 2012 ; SNC-Lavalin, 2019). Les essais cinétiques (cellules humides et essais en colonnes) indiquent néanmoins un potentiel de lixiviation en zinc pour ce matériel (SNC-Lavalin, 2019).

### **2.2.2 Dépôt Lac Guéret**

Le projet minier du Lac Guéret est une propriété de la compagnie Mason Graphite et se situe à 285 km au nord de Baie-Comeau. Ce projet vise à exploiter un encaissant de quartz et de quartzo-feldspathique gneiss et schiste (GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015).

Des sulfures sont communément associés aux horizons minéralisés en graphite et se trouvent principalement sous la forme de pyrrhotite (GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015). Les essais géochimiques statiques réalisés sur les rejets informent que les stériles ont un potentiel de génération de DMA incertain et que le minerai et les résidus sont potentiellement générateurs d'acidité. Les stériles ont une proportion massique de soufre variant entre 0,01 % et 1,32 %. Le minerai est marqué par une proportion massique de soufre moyen de 9,24 %. Les résidus ont une proportion massique de soufre de 5,5 % (GoldMinds Géoservices Inc. *et al.*, 2015). Il est à noter qu'aucun résultat d'essais cinétiques (cellules humides et essais en colonne) réalisés sur les rejets issus de l'exploitation du gisement du Lac Guéret n'a encore été publié (Hatch, 2015).

### **2.2.3 Projet Lac Knife**

Le projet minier du Lac Knife est une propriété de la compagnie Focus Graphite et se situe à 30 km au sud de la ville de Fermont. Ce projet vise à exploiter un encaissant de paragneiss et schistes à mica-quartz-feldspath (Golder Associés, 2014).

Les essais géochimiques statiques réalisés sur les échantillons roches stériles informent que 85 % d'entre eux sont potentiellement générateurs d'acidité. Les essais géochimiques statiques réalisés sur les échantillons de minerai indiquent que 100 % d'entre eux sont générateurs d'acidité. Les essais géochimiques statiques réalisés sur les résidus miniers indiquent qu'ils sont générateurs d'acidité (Golder Associés, 2014). Il est à noter qu'aucun essai cinétique (cellules humides et essais en colonne) n'a encore été réalisé sur les rejets issus de l'exploitation du gisement du Lac Knife.

#### **2.2.4 Autres projets au Québec**

La revue des autres projets d'exploitation de graphite confirme également que ceux-ci sont généralement associés à la présence de sulfures. Le tableau 2.2 résume les caractérisations environnementales réalisées dans le cas de divers gisements de graphite d'origine métamorphique.

Tableau 2.2 Présence de sulfures associés aux gisements de graphite

<b>Projet minier</b>	<b>Compagnie</b>	<b>Caractérisations environnementales des rejets miniers</b>	<b>Composition minéralogique du minerai et des diverses lithologies</b>	<b>Référence</b>
Lac Knife	Focus Graphite	Des échantillons de minerai analysés en 1990 ont démontré un fort potentiel de génération de DMA.	La pyrrhotite est communément associée à la minéralisation de graphite. Les roches stériles sont potentiellement génératrices de DMA	(Roche Ltd., 2012) (Golder Associés, 2014)
Lac aux Bouleaux	Graphite Energy Corp.	-	La pyrite est associée à la minéralisation de graphite. La concentration de pyrite est estimée à 1,2 %.	(Hinterland Geoscience & Geomatics, 2017)
Miller Graphite et Marble Property	Carbon Canada	-	Des sulfures sont observés dans certaines lithologies. Parfois en présence de la minéralisation de graphite.	(Tetra Tech, 2016)
Lac Guéret	Mason Graphite	Résidus générateurs de DMA.	Minerai générateur de DMA. Potentiel de génération de DMA des stériles incertain.	(Hatch, 2015) (GoldMinds Géoservices Inc. <i>et al.</i> , 2015)
Matawinie	NMG	Générateurs de DMA. Production de résidus concentrés en sulfures. Production de résidus désulfurés.	Minerai générateur de DMA. Lithologie la plus abondante génératrice de DMA.	(DRA-Metchem, 2018) (SNC-Lavalin, 2019)



## 2.3 Processus géochimiques

### 2.3.1 Drainage minier acide

Le DMA est caractérisé par un pH acide, une forte conductivité électrique ainsi que par une forte concentration en métal et en sulfates (Aubertin *et al.*, 2002a ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15). Le DMA se forme en l'absence d'une quantité suffisante de minéraux neutralisants lorsque les sulfures, présents dans la composition minéralogique, des rejets miniers (roches stériles et résidus miniers) s'oxydent au contact d'un oxydant (tel que l'oxygène atmosphérique) (Lottermoser, 2009). Au Québec, le seuil de pH au-dessous duquel un effluent minier est considéré comme étant acide est fixé à 6 selon la Directive 019 (MDDEP, 2012).

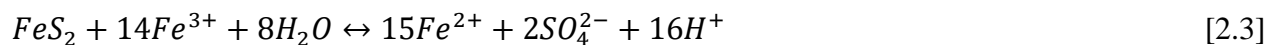
L'oxydation des sulfures correspond à une chaîne de plusieurs réactions chimiques. Le DMA a principalement été étudié dans le cas de l'oxydation de la pyrite, étant donné qu'il s'agit du sulfure qui est le plus abondant la croûte terrestre (Aubertin *et al.*, 2002a ; Blowes *et al.*, 2014 ; Kleinmann *et al.*, 1981 ; Nordstrom, 1982 ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15). D'abord, la réaction de l'oxydation directe (au contact de l'oxygène) d'une mole de pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) est montrée à l'équation 2.1 (Aubertin *et al.*, 2002a ; Nordstrom, 1982 ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15) :



Ensuite, le  $\text{Fe}^{2+}$  libéré peut à son tour s'oxyder jusqu'au  $\text{Fe}^{3+}$  au contact de l'oxygène. Le  $\text{Fe}^{3+}$  généré peut par la suite précipiter sous la forme de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  et libérer des ions  $\text{H}^+$  si le pH est suffisamment élevé. L'équation 2.2 présente la réaction globale de l'oxydation du  $\text{Fe}^{2+}$  et de la précipitation du  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (Aubertin *et al.*, 2002a ; Kleinmann *et al.*, 1981 ; Nordstrom, 1982 ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15) :



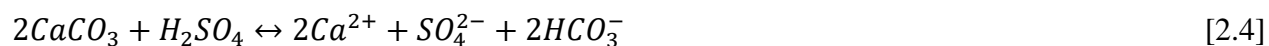
Lorsque le pH diminue et atteint une valeur d'environ 4 et que la concentration en ions  $\text{Fe}^{3+}$  est suffisamment élevée, la pyrite peut subir une oxydation indirecte au contact du  $\text{Fe}^{3+}$ . Cette réaction libère quatre fois plus d'ions  $\text{H}^+$  que l'oxydation directe de la pyrite, telle que montrée à l'équation 2.3 (Aubertin *et al.*, 2002a ; Kleinmann *et al.*, 1981 ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15) :



Ainsi, la réaction menant à la génération de DMA est d'autant plus efficace lorsque le pH diminue. De plus, l'activité bactérienne peut avoir un effet catalyseur sur les réactions menant à la génération du DMA. Plus particulièrement, la bactérie *Acidithiobacillus thiooxidans* peut catalyser l'oxydation du soufre et la bactérie *Acidithiobacillus ferrooxidans* peut catalyser l'oxydation du fer et des différentes espèces de soufre (Blowes *et al.*, 2014).

### 2.3.2 Drainage neutre contaminé

Tel que mentionné précédemment, le DMA est généré en l'absence d'une quantité suffisamment élevée de minéraux neutralisants. Lorsque des minéraux neutralisants sont présents en quantité suffisamment grande pour neutraliser les eaux acides, le drainage demeure alors neutre. Généralement, les minéraux neutralisants correspondent aux carbonates et plus particulièrement à la calcite et à la dolomite (Aubertin *et al.*, 2002a ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15). L'équation 2.4 montre l'exemple de la neutralisation de l'acide sulfurique par la calcite (Aubertin *et al.*, 2002a ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15) :



Certains minéraux silicatés peuvent également avoir un effet neutralisant sur l'acidité (Aubertin *et al.*, 2002a ; Blowes *et al.*, 2014 ; Sverdrup, 1990), notamment les pyroxènes, les amphiboles, les phyllosilicates ainsi que les feldspaths. Leur réactivité est toutefois plus faible que celle des carbonates (Sverdrup, 1990).

Malgré la neutralité du pH, certains métaux libérés lors des réactions d'oxydation des sulfures peuvent demeurer en solution et mener à la génération de DNC en métal (Plante, 2010). La figure 2.5 présente la solubilité de plusieurs espèces métalliques en fonction du pH. Il est possible d'observer que plusieurs métaux, dont le plomb, le cuivre, le zinc et le nickel sont solubles dans des conditions de neutralité. De plus, certains minéraux sulfureux peuvent s'oxyder en relâchant des métaux sans toutefois sans générer d'acide, comme dans le cas de la sphalérite (Plante, 2010 ; Villeneuve, 2004).

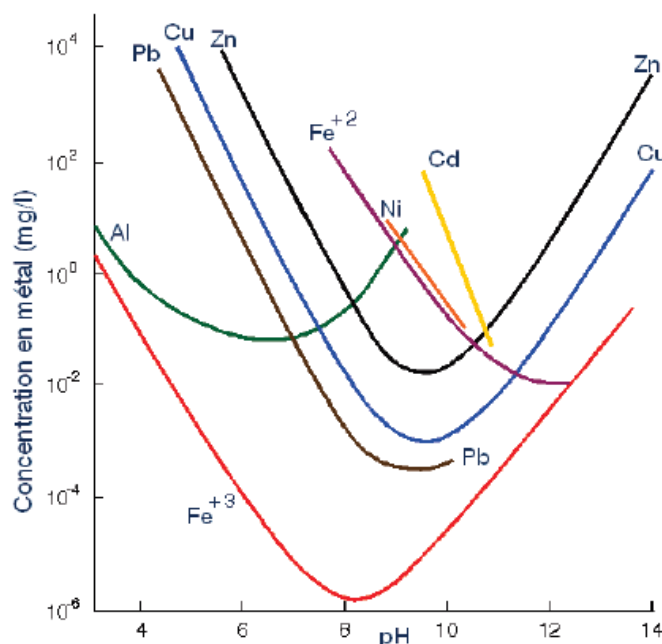
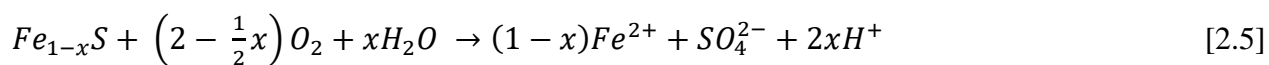


Figure 2.5 Concentration de plusieurs espèces métalliques en fonction du pH, adapté de Ritcey (1989)

### 2.3.3 Réactivité de la pyrrhotite

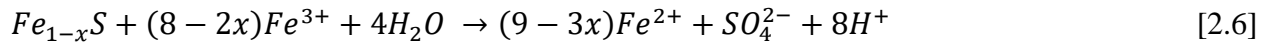
La pyrrhotite est un sulfure avec la formule chimique suivante :  $Fe_{1-x}S$ . Dans cette formule, la valeur de  $x$  peut varier de 0,125 à 0. Certains métaux tels que le Ni et le Co peuvent également incorporés dans la structure chimique de la pyrrhotite (Gunsinger *et al.*, 2006).

Comme dans le cas des autres sulfures, la pyrrhotite peut s'oxyder et mener à la génération de DMA. Le taux d'oxydation de la pyrrhotite peut varier selon la teneur en Fe. Orlova *et al.* (1998) informent que plus la teneur en Fe est élevée dans la pyrrhotite, plus cette dernière est réactive. Il existe également une dépendance entre le pH et l'énergie d'activation de la pyrrhotite (Nicholson & Scharer, 1994, p.14-30). La réaction d'oxydation de la pyrrhotite semble nécessiter une moins grande énergie d'activation à pH acide qu'à pH neutre (Nicholson & Scharer, 1994, p.14-30). La réaction générale d'oxydation complète de la pyrrhotite par l'oxygène est la suivante (Belzile *et al.*, 2004 ; Blowes *et al.*, 2014) :



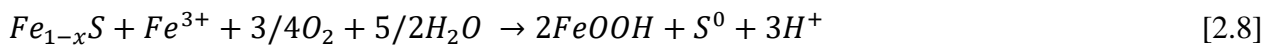
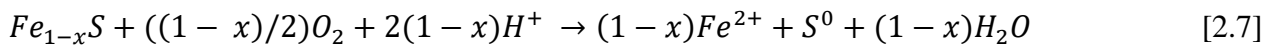
Dans la formule ci-dessus, il est possible de constater que la quantité d'ions  $H^+$  produite est directement liée au facteur  $x$ . Plus, la valeur de  $x$  est faible, moins d'ions  $H^+$  seront générés. En d'autres termes, plus la teneur en Fe est élevée dans la pyrrhotite, moins il y aura d'acide généré lors de son oxydation directe par l'oxygène.

À des pH inférieurs à 4, l'oxydation de la pyrrhotite se fait principalement par la réaction avec le  $Fe^{3+}$  selon la réaction suivante (Belzile *et al.*, 2004 ; Gunsinger *et al.*, 2006) :



La cinétique de l'oxydation de la pyrrhotite par l'oxygène à 25°C est de 20 à 100 fois supérieure que l'oxydation de la pyrite à l'oxygène (Belzile *et al.*, 2004 ; Blowes *et al.*, 2014).

Il est à noter que la réaction globale de l'oxydation de la pyrrhotite correspond au cas d'une oxydation complète. Dans ce cas, le soufre initialement inclus dans la composition chimique de la pyrrhotite est oxydé jusqu'à un état d'oxydation  $S^{+6}$  et se trouve sous la forme de sulfates. Cependant, la réaction d'oxydation de la pyrrhotite peut se faire partiellement et mener à la génération d'espère sulfurés incluant du soufre à des états d'oxydation inférieurs à  $S^{+6}$ . Par exemple, l'oxydation partielle de la pyrrhotite peut mener à la génération de soufre natif dont l'état d'oxydation du soufre est  $S^0$  (Belzile *et al.*, 2004 ; Blowes *et al.*, 2014 ; Gunsinger *et al.*, 2006 ; Janzen *et al.*, 2000). L'oxydation partielle de la pyrrhotite peut survenir autant avec l'oxygène que le  $Fe^{3+}$  (Gunsinger *et al.*, 2006 ; Janzen *et al.*, 2000) :



Il est possible de constater que l'oxydation indirecte de la pyrrhotite par l'oxygène consomme des ions  $H^+$  plutôt que d'en générer. Il est également à noter que la réaction d'oxydation du soufre peut se poursuivre et mener à la génération d'ions  $H^+$ , particulièrement en présence de bactéries catalysant la réaction d'oxydation (Gunsinger *et al.*, 2006 ; Schumann *et al.*, 2015) :



Cependant, la réaction complète de l'oxydation de la pyrrhotite est peu favorisée avec la population de bactéries naturellement présentes dans les rejets miniers. Ainsi, les rejets ont généralement tendance à générer une moins grande quantité d'acide lorsque le principal sulfure est la pyrrhotite que lorsque le principal sulfure est la pyrite (Schumann *et al.*, 2015). Dans l'étude menée par Janzen

*et al.* (2000), 12 échantillons de pyrrhotite ont été soumis à des essais cinétiques en vue de caractériser leur oxydation. Il a été observé que seulement 37 % du contenu en soufre s'est oxydé en sulfates. De plus, il a été estimé qu'entre 80 et 86 % de la pyrrhotite oxydée a généré du soufre natif (Janzen *et al.*, 2000).

### 2.3.4 Estimation du coefficient de réactivité

L'équation permettant d'estimer le taux de réactivité effectif ( $K_r$ ) de rejets miniers sulfureux lorsqu'ils sont en contact avec de l'oxygène a d'abord été proposée par Collin & Rasmuson (1988). Cette équation a par la suite été modifiée est définie comme (Aubertin *et al.*, 1998 ; Mbonimpa *et al.*, 2002, 2003) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad [2.10]$$

Où,

$K'$  : Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ( $\approx 5 \times 10^{-10}$  O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>pyrite/s)

$D_H$  : Taille de particule équivalente [L]

$C_p$  : Contenu en pyrite massique [M/M]

$n$ : Porosité [-]

La valeur de  $D_H$  peut être obtenue de la façon suivante :

$$D_H = [1 + 1,17 \log (C_u)] D_{10} \quad [2.11]$$

Où,

$D_{10}$  : Diamètre 10% passant [L]

$C_u$  : Coefficient d'uniformité [-]

La valeur de  $K_r$  peut être utilisée en vue d'estimer le temps de demi-vie ( $t_{1/2}$ ) des sulfures:

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{K_r^*} \quad [2.12]$$

Où,

$t_{1/2}$  : Temps de demi-vie [T]

$K_r^*$  : Taux de réactivité apparent [T<sup>-1</sup>] et est égal à  $K_r/\theta_{eq}$

Il est à noter que cette équation est valide uniquement dans le cas de la réaction d'oxydation de premier ordre de la pyrite. Dans le cas de la pyrrhotite, la réaction d'oxydation en est une du second ordre. Dans la présente étude, cette équation a été utilisée pour estimer la réactivité de rejets dont les sulfures sont principalement présents sous la forme de pyrrhotite. La valeur de  $C_p$  a donc été approximée comme étant le contenu en pyrrhotite. Pour déterminer le coefficient de réactivité de la pyrrhotite plus précisément, il est nécessaire de réaliser des essais de consommation d'oxygène au laboratoire ou sur le terrain.

### 2.3.5 Thermodynamique

Il est possible d'évaluer si une réaction chimique est à l'équilibre en calculant son quotient réactionnel (Q). Pour le système réactionnel théorique suivant (Hill *et al.*, 2008) :



Le quotient réactionnel est obtenu par l'équation suivante :

$$Q = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} \quad [2.14]$$

Les termes [A], [B], [C] et [D] correspondent à l'activité des ions en solution. L'activité d'un ion correspond à sa concentration effective en considérant la concentration de tous les ions présents dans la solution. L'activité est calculée à partir de l'équation suivante :

$$a_i = \gamma_i [i] \quad [2.15]$$

Où,

$a_i$  : Activité de l'ion [mol/l]

$\gamma_i$  : Coefficient d'activité [-]

$i$  : Concentration de l'ion [mol/l]

Il est à noter que, lorsque le coefficient d'activité est égal à 1, la valeur de  $a_i$  est égale à sa concentration. Pour les liquides et les solides purs, l'activité est égale à 1.

À une température donnée, chaque système réactionnel possède un état d'équilibre dans lequel le rapport en les activités des produits et des réactifs est à égal à une constante d'équilibre (K). En d'autres termes, à une température donnée, un système réactionnel est à l'équilibre si son quotient réactionnel est égal à sa constante d'équilibre. Un équilibre chimique se définit comme un état dans

lequel les vitesses des réactions directes et inverses sont égales et dans lequel les concentrations des réactifs et des produits demeurent constantes (Hill *et al.*, 2008) :

- Si la valeur de  $Q$  est inférieure à  $K$ , cela signifie que les réactifs sont en surplus et la réaction directe sera favorisée.
- Si la valeur de  $Q$  est supérieure à  $K$ , cela signifie que les produits sont en surplus et la réaction inverse sera favorisée.

Dans le cas d'une réaction de dissolution-précipitation, la constante d'équilibre correspond au produit de solubilité ( $K_{ps}$ ).

Pour la réaction de dissolution-précipitation théorique suivante (Hill *et al.*, 2008) :



L'équation du  $K_{ps}$  est la suivante :

$$K_{ps} = [C]^c [D]^d \quad [2.17]$$

Il est également possible d'étudier l'équilibre d'un système réactionnel dissolution-précipitation en utilisant les indices de saturation (I.S.). L'équation permettant de calculer l'I.S. est la suivante (Hill *et al.*, 2008) :

$$I.S. = \log \frac{Q}{K_{ps}} \quad [2.18]$$

Les valeurs de I.S. peuvent être inférieures, supérieures ou égales à 0 :

- Si  $I.S. < 0$ , les réactifs dissouts sont en excès et il y a précipitation en vue d'atteindre l'équilibre;
- Si  $I.S. > 0$ , le solide précipité est en excès et il y a dissolution en vue d'atteindre l'équilibre;
- Si  $I.S. = 0$ , le système est à l'équilibre. La concentration des réactifs et la quantité de précipité demeurent constantes.

Les calculs d'équilibre thermodynamique peuvent être utilisés en vue de prédire quelles espèces chimiques sont susceptibles de former des précipités secondaires lors de l'étude de la qualité d'eaux minières. Il est commun d'utiliser des logiciels en vue d'effectuer des calculs d'équilibre thermodynamique dans des systèmes naturels. Dans le présent cas, le logiciel Visual MINTEQ 3.1

(mise à jour en 2019) a été utilisé. Ce logiciel détient une base de données qui permet de tenir compte de produits de solubilité de nombreuses espèces chimiques.

### 2.3.6 Précipitations des minéraux secondaires

Des minéraux secondaires peuvent être associés au DMA. Ceux-ci correspondent aux minéraux qui n'étaient pas initialement présents dans la composition minéralogique de rejets miniers et qui cristallisent en fonction de la solubilité des ions dans la solution du DMA. La cristallisation des minéraux secondaires peut survenir pendant ou peu après la déposition des rejets miniers. Elle peut également avoir lieu lorsque les rejets sèchent. L'eau contenue dans les pores des rejets s'évapore et la concentration des différents ions augmente dans la solution et peut parfois dépasser le point de saturation pour certaines espèces minérales et ainsi favoriser leur cristallisation en tant que minéraux secondaires (Blowes *et al.*, 2014). La précipitation des minéraux secondaires a été discutée par de nombreux auteurs (Alpers *et al.*, 1994, p.247-270 ; Aubertin *et al.*, 2002a ; Jambor, 1994, p.59-102 ; Plante *et al.*, 2021a, p.1-15)

Étant donné qu'un des produits de réaction issus de l'oxydation des sulfures correspond au sulfate, des sels de sulfate peuvent être observés en tant que minéraux secondaires. Certains sulfates secondaires sont hautement solubles et sont ainsi peu observés sous leur forme solide. Les sulfates de fer ( $\text{Fe}^{2+}\text{SO}_4n\text{H}_2\text{O}$ ) sont peu répandus puisqu'ils ont une grande solubilité. Ils apparaissent généralement de façon superficielle dans les épisodes de sécheresse et disparaissent dans les épisodes de mouillage (Alpers *et al.*, 1994, p.247-270 ; Blowes *et al.*, 2014). Les sulfates de magnésium ( $\text{MgSO}_4n\text{H}_2\text{O}$ ) peuvent également cristalliser en tant que minéraux secondaires solubles. La cristallisation des sulfates de magnésium est favorisée par la présence de dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ). Celle-ci neutralise l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) produit par l'oxydation de sulfures et libère des cations  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  (Blowes *et al.*, 2014). Les sulfates d'aluminium solubles peuvent également être observés dans les phases plus avancées du DMA. En effet, l'aluminium en solution provient généralement de la neutralisation de l'acide sulfurique par les aluminosilicates à des pH acides (Blowes *et al.*, 2014).

Il existe également des sels de sulfate moins solubles et qui cristallisent plus fréquemment en tant que minéraux secondaires. La dissolution de la dolomite précédemment abordée peut également favoriser la cristallisation de gypse ( $\text{CaSO}_42\text{H}_2\text{O}$ ) qui correspond au sel de sulfate cristallisé associé au DMA le plus abondant (Blowes *et al.*, 2014). La jarosite ( $\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$ ) est également un



sel de sulfate peu soluble fréquemment observé sous sa forme cristallisée dans les environnements associés au DMA (Alpers *et al.*, 1994, p.247-270 ; Blowes *et al.*, 2014). La source de potassium associé à la formation de jarosite est souvent associée à la dissolution des micas (Blowes *et al.*, 2014).

La génération de cations ferriques et ferreux favorise également la formation d'oxyhydroxydes de fer (Blowes *et al.*, 2014). La goethite ( $\alpha$ -FeOOH) est l'oxyhydroxyde de fer le plus fréquemment rencontré dans les environnements associés au DMA. En effet, la goethite est stable à de faibles températures (Alpers *et al.*, 1994, p.247-270 ; Blowes *et al.*, 2014). Le second oxyhydroxyde de fer secondaire le plus abondant correspond aux oxyhydroxydes de Fe (III) ( $\text{Fe}(\text{O},\text{OH},\text{OH}_2)_6$ ) (Blowes *et al.*, 2014). La ferrihydrite ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) est également fréquemment rencontrée dans les environnements associés au DMA. L'hématite ( $\alpha\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) peut également être associée au DMA. Il est également possible que des oxyhydroxydes associés à d'autres métaux soient observés en fonction des différents sulfures et espèces minérales présents dans la composition minéralogique des rejets. Par exemple, des oxyhydroxydes de manganèse tels que la pyrolusite et la pyrochroïde peuvent être observés en tant que minéraux secondaires (Blowes *et al.*, 2014). De plus, dans le cas où de l'arsénopyrite est présente dans les rejets miniers, il est possible d'observer des oxydes d'arsenic dans les minéraux secondaires tels que les arsenates  $\text{As}^{5+}$  (scorotite, arseniosiderite, pharmacosiderite) et les arsenites  $\text{As}^{3+}$  (claudetite) (Blowes *et al.*, 2014).

L'oxydation des sulfures peut également favoriser la concentration du soufre sur les rejets. Cela peut mener à la formation de sulfures secondaires tels que la maracasite ( $\text{FeS}$ ) (remplacement de la pyrite par la marcassite) ou même de soufre natif. Lorsque les conditions sont réductrices, par exemple plus en profondeur dans l'empilement des rejets miniers, des sulfures secondaires peuvent également se former tels que la covellite ( $\text{CuS}$ ) (Blowes *et al.*, 2014).

Il est également à noter que, dans certains environnements arides, les minéraux secondaires peuvent parfois se redissoudre en périodes de pluies abondantes et contribuer à l'augmentation des concentrations en métaux dans les eaux de drainage minières (Hakkou *et al.*, 2008). Ce phénomène peut notamment être observé pour le gypse.

## 2.4 Essais de prédiction géochimiques

Les essais de prédiction géochimiques ont été développés dans le but caractériser le potentiel de génération de drainage minier contaminé (acide et neutre) des rejets miniers. Ces essais peuvent être statiques ou cinétiques. Un résumé des essais de prédictions géochimiques actuellement utilisés en environnement minier a été présenté récemment dans Plante *et al.* (2021b, p.21-47). Dans le cas des essais statiques, la prédiction de la qualité des eaux est exclusivement basée sur la caractérisation de la composition chimique ou minéralogique des rejets. Ces essais peuvent également être cinétiques afin de tenir compte de l'évolution de la qualité des lixiviats en fonction du temps (Bouzahzah *et al.*, 2014b). La présente section résumera les principaux essais de prédiction géochimiques qui sont présentement utilisés dans l'industrie minière. Il est à noter que les détails relatifs aux protocoles des essais seront donnés dans les sections 3.3 et 3.4 pour les essais qui ont été utilisés dans le cadre de ce projet de maîtrise.

### 2.4.1 Essais statiques

En Amérique du Nord, les essais statiques permettant de prédire le potentiel de génération de DMA d'un matériel correspondent généralement à un ABA (Bouzahzah *et al.*, 2014b). Ce bilan peut être réalisé chimiquement ou minéralogiquement. L'importance de la composition minéralogique dans la prédiction de la génération de DMA a été démontrée dans les travaux de Bouzahzah *et al.* (2014a). Dans cette étude, des essais statiques chimiques et minéralogiques ainsi que des essais cinétiques en mini-cellules d'altération ont été réalisés (Bouzahzah *et al.*, 2014a). Les résultats ont démontré que les essais de prédiction statiques minéralogiques donnent des résultats exacts lorsque la caractérisation minéralogique est précise (Bouzahzah *et al.*, 2014a).

#### 2.4.1.1 Potentiel de génération d'acidité

En général, le PA déterminé chimiquement par la méthode de Sobek *et al.* (1978) est calculé à partir de la mesure de la teneur en soufre total dans le matériel. Il est à noter que la détermination du soufre par cette méthode peut exagérer l'estimation du PA puisqu'elle assume que tout le soufre contenu dans l'échantillon se trouve sous la forme de pyrite. Or, il est possible que le soufre se trouve dans la composition de minéraux ne présentant pas un risque de génération de DMA comme les sulfates. Ainsi, il est possible d'ajuster le PA en soustrayant le soufre associé aux sulfates du soufre total (MEND, 2009).

Le PA peut également être obtenu par l'analyse de la minéralogie des échantillons afin de différencier les différents sulfures dans le calcul du PA (Paktunc, 1999). La méthode de Paktunc (1999) a également été modifiée dans le but de tenir compte de la réactivité relative propre à chaque espèce de sulfure dans le calcul du PA (Bouzahzah, 2013 ; Chopard *et al.*, 2017). Un résumé des méthodes de prédiction du PA est présenté au tableau 2.3.

Tableau 2.3 Résumé des méthodes de prédiction du PA, adapté de Bouzahzah (2014c)

Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients
Sobek <i>et al.</i> (1978) modifié par Lawrence & Wang (1997)	<p>Le PA est calculé au moyen d'un facteur de conversion (31,25) et de la teneur en <math>S_{\text{sulfate}}</math> :</p> $PA = 31,25\% S_{\text{sulfate}}$ <p>La teneur (%) en <math>S_{\text{sulfure}}</math> est estimée en soustrayant la teneur (%) en <math>S_{\text{sulfate}}</math> mesurée à la teneur (%) en <math>S_{\text{total}}</math> mesurée.</p>	<p>Test très répandu en Amérique du Nord.</p> <p>Test rapide.</p>	<p>Ne tient pas compte du PA propre à chaque espèce de sulfures.</p>
Paktunc (1999)	<p>Le PA est calculé par la sommation du PA de chaque espèce minérale en fonction de son abondance et la stœchiométrie de sa réaction :</p> $PA = \sum_{i=1}^k \frac{98 \cdot 10 \cdot X_s \cdot n_s}{\omega_s}$ <p>Où,</p> <p>98 : Masse molaire de l'acide sulfurique [g/mol]</p> <p>10 : Facteur de conversion [1000kg/t/100%]</p> <p><math>X_s</math> : Pourcentage massique de sulfure [%]</p> <p><math>\omega_s</math> : Masse molaire du sulfure [g/mol]</p> <p><math>n_s</math> : Nombre de moles d'acide formées</p> <p><math>k</math> : Nombre de sulfures</p>	<p>Tient compte du PA propre à chaque espèce de sulfures.</p>	<p>La précision de cette méthode est grandement dépendante de la qualité des analyses minéralogiques effectuées.</p>

#### 2.4.1.2 Potentiel de neutralisation

En ce qui concerne le PN, plusieurs méthodes et adaptations ont été évoquées dans la littérature afin de l'estimer. Un résumé de ces méthodes est présenté au tableau 2.4. La première méthode de détermination du PN a été élaborée par Sobek *et al.* (1978). Cette méthode consiste à mettre un échantillon en contact avec de l'acide chlorhydrique, dont la quantité est déterminée par le test qualitatif de Fizz, afin de dissoudre les carbonates et les silicates hautement réactifs (Sobek *et al.*, 1978). À la fin de l'essai, l'acide résiduel est titré au moyen d'une solution de NaOH. Le PN est calculé à partir de la masse des minéraux neutralisants digérée par le HCl. La méthode de Sobek a été modifiée par Lawrence & Wang (1997). Les volumes d'acide chlorhydrique ajoutés sont plus

faibles que dans le cas de l'essai de Sobek standard. L'essai de Sobek modifié par Lawrence & Wang (1997) permet de mesurer plus précisément les potentiels de neutralisation faibles à modérés et permet ainsi de caractériser plus précisément le PN des minéraux qui se trouvent généralement dans les environnements géologiques associés aux sulfures (MEND, 2009). Plus récemment, la méthode d'évaluation chimique du PN a été modifiée afin de limiter le caractère suggestif du test de Fizz (Bouzahzah, 2013). Dans cette méthode, la quantité de HCl à ajouter pour calculer le PN est basée sur la stœchiométrie de la réaction de différents carbonates avec le HCl (Bouzahzah, 2013). Ces méthodes peuvent surestimer le PN puisqu'elles tiennent compte du pouvoir de neutralisation de certaines espèces minérales, telles que la sidérite et l'ankérite, dont les pouvoirs de neutralisation sont en réalité nuls (Bouzahzah *et al.*, 2014b). De plus, les conditions acides des essais Sobek permettent la dissolution de minéraux avec de faibles pouvoirs de neutralisation. Finalement, la durée limitée des essais discrimine les minéraux avec un PN lent dans le calcul du PN du matériel (MEND, 2009).

Le PN peut également être obtenu par l'analyse de la minéralogie des échantillons afin de différencier les spéciations des minéraux neutralisants dans le calcul du PN. Lawrence & Scheske (1997) informe qu'il est possible d'estimer la composition minéralogique d'un échantillon à partir de sa composition chimique mesurée par la méthode *whole rock* (ou roche totale) et par l'analyse du carbone inorganique. Cette méthode permet de tenir compte du pouvoir neutralisant des silicates de façon plus réaliste que dans le cas de l'essai Sobek en considérant la contribution individuelle de chaque minéral neutralisant. Cependant, cette méthode ne tient pas compte du PA des carbonates contenant du fer et du manganèse et son degré de précision dépend de la caractérisation minéralogique. Cette méthode a été modifiée afin de tenir compte de la présence de cations oxydables dans la composition chimique des minéraux neutralisants (Plante *et al.*, 2012). Paktunc (1999) a également développé une méthode prédiction minéralogique du PN. Dans cette méthode, les espèces minérales sont mesurées en couplant les analyses chimiques (*whole rock*) aux analyses minéralogiques (microscopie optique, microscopie électronique à balayage, diffraction des rayons X). Cette méthode permet de calculer le PN de chaque espèce minérale en fonction de son abondance et la stœchiométrie de sa réaction de neutralisant. Cette méthode tient également compte de la présence des cations oxydables (Paktunc, 1999). La précision de cette méthode est grandement dépendante de la qualité des analyses minéralogiques effectuées.

Tableau 2.4 Résumé des méthodes de prédiction du PN, adapté de Bouzahzah (2014c)

Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients
Sobek <i>et al.</i> (1978) modifié par Lawrence & Wang (1997)	<p>Le PN est calculé à partir de la masse de minéraux neutralisants qui a été digérée et par la quantité de HCl requise pour la digestion :</p> $PN = \frac{50a[x - y \left(\frac{b}{a}\right)]}{c}$ <p>Où,  50 : Facteur de conversion  a et b : Normalité du HCl et du NaOH [N]  x et y : Volumes des solutions de HCl et de NaOH [ml]  c : Masse de l'échantillon [g]</p>	<p>Test très répandu en Amérique du Nord.</p> <p>Test rapide.</p>	<p>Surestime le PN associé aux silicates.</p> <p>Ne tient pas compte du PN propre à chaque espèce de minéraux neutralisants.</p> <p>Discrimine les minéraux avec un PN lent.</p>
Lawrence & Scheske (1997)	<p>Le PN est calculé par la sommation du PN de chacun des minéraux neutralisants en se basant sur le pouvoir de neutralisation relatif à chaque espèce minérale ainsi que leur abondance :</p> $PN = \frac{1000kg}{t} M_{CaCO_3} \sum_{i=1}^n \frac{C_{mi}R_i}{M_{mi}}$ <p>Où,  <math>M_{CaCO_3}</math> : Masse molaire de la calcite [g/mol]  <math>C_{mi}</math> : Pourcentage massique du neutralisant [%]  <math>M_{mi}</math> : Masse molaire du neutralisant [g/mol]  <math>R_i</math> : Facteur de réactivité</p>	<p>Tient compte du PN propre à chaque minéral neutralisant, incluant les silicates, et de la cinétique des réactions de neutralisation.</p>	<p>La précision de cette méthode est grandement dépendante de la qualité des analyses minéralogiques effectuées.</p> <p>Ne tient pas compte de la présence de cations oxydables.</p>
Paktunc (1999)	<p>Le PN est calculé par la sommation du PN de chaque espèce minérale en fonction de son abondance et la stœchiométrie de sa réaction :</p> $PA = \sum_{i=1}^k \frac{98 \cdot 10 \cdot X_i \cdot n_i}{\omega_s}$ <p>Où,  98 : Masse molaire de l'acide sulfurique [g/mol]  10 : Facteur de conversion [1000kg/t/100%]  <math>X_i</math> : Pourcentage massique du neutralisant [%]  <math>\omega_i</math> : Masse molaire du neutralisant [g/mol]  <math>n_i</math> : Nombre de moles du neutralisant requis pour neutralisé l'acide généré  <math>c_i</math> : Nombre de cations non-oxydables dans le neutralisant  k : Nombre de minéraux neutralisants</p>	<p>Tient compte de la présence de cations oxydables.</p>	<p>La précision de cette méthode est grandement dépendante de la qualité des analyses minéralogiques effectuées.</p> <p>Cette méthode n'est pas adaptée pour les neutralisants qui réagissent de façon incongrue tels que les silicates.</p>

## 2.4.2 Essais cinétiques

### 2.4.2.1 Essais en mini-cellules d'altération

La procédure des essais en mini cellules d'altération n'est pas normée. Ces essais ont été élaborés dans le cadre des travaux de Cruz *et al.* (2001) et modifiés par les travaux de Villeneuve (2004) et de Bouzahzah *et al.* (2014a). Ils utilisent moins de matériel que les essais en cellules humides et impliquent des rinçages deux fois plus fréquents. Dans les essais en mini cellule d'altération, 67 g de matériel sont placés dans un entonnoir Büchner de 10 cm surmonté d'un filtre et déposé au-dessus d'un erlenmeyer permettant de récolter les eaux de lixiviations (Villeneuve, 2004). Les mini-cellules sont rincées avec 50 ml d'eau désionisée deux fois par semaine et les lixiviats sont récoltés 3-4 h après les rinçages (Villeneuve, 2004). Entre les rinçages, les mini-cellules sèchent à l'air libre. La durée de l'essai est de 20 à 40 rinçages et peut être ajustée aux besoins spécifiques de l'étude. Ces essais peuvent être intéressants lorsque les quantités de matériel disponible sont insuffisantes pour réaliser un essai en cellule humide. En effet, les conditions des mini cellules d'altération sont suffisamment proches de celles des cellules humides pour justifier leur substitution (Plante *et al.*, 2015). De plus, l'étude de Villeneuve (2004) a démontré que les essais en mini-cellules d'altération permettaient d'obtenir des résultats semblables à ceux obtenus avec les essais statiques. Ces essais peuvent donc être une alternative lorsque le matériel est insuffisant pour réaliser des essais en cellules humides (Bouzahzah *et al.*, 2014a).

### 2.4.2.2 Essais en cellule humides

La procédure des essais en cellules humides est normée (ASTM D5744) (ASTM, 2018b). Le protocole expérimental est également détaillé par le MEND (2009). Cette méthode a été développée dans le but de créer un outil de prédiction géochimique cinétique avec des conditions expérimentales contrôlées et dont les résultats sont reproductibles (Bouzahzah *et al.*, 2015 ; Villeneuve, 2004). Le principe de l'essai est de soumettre 1 kg de rejets miniers (résidus ou stériles), placés dans une cellule de Plexiglas, à plusieurs cycles de rinçages. Au premier jour de chaque cycle, l'échantillon est rincé avec 1 l d'eau désionisée puis est soumis à 3 jours d'air sec et à 3 jours d'air humide. L'eau de rinçage est récupérée 2-3 h après le rinçage. Les rinçages sont réalisés à une fréquence d'une fois par semaine. La durée de l'essai est de 20 à 40 rinçages peut être ajustée aux besoins spécifiques de l'étude. Les essais en cellules humides permettent de créer

des conditions optimales d'oxydation en soumettant le matériel à des rinçages avec un fort ratio liquide/solide. Le fort ratio liquide/solide assure la dissolution de tous les produits de réaction en minimisant leur saturation dans la solution et leur précipitation. De plus, dans les essais en cellules humides, les taux de dissolution des minéraux neutralisants semblent exagérés en comparaison avec le taux d'oxydation des sulfures pour des matériaux faiblement réactifs (Plante *et al.*, 2014). Le rapport du MEND informe que les résultats obtenus dans le cadre de cet essai permettent d'estimer le taux de génération d'acidité et de neutralisation de l'acidité (MEND, 2009). La comparaison des taux de génération d'acidité et de neutralisation permet de prédire la valeur de pH à laquelle le système sera stabilisé. De plus, dans certaines conditions, les résultats permettent également de prédire la composition chimique du drainage minier (MEND, 2009). Ces essais ne permettent pas la précipitation des minéraux secondaires et peuvent ainsi mener à la génération d'un drainage ayant une signature chimique différente de ce qui peut être rencontré sur le terrain (MEND, 2009);

### **2.4.2.3 Essais en colonne**

La procédure des essais en colonne n'est pas normée et peut donc être adaptée aux besoins expérimentaux. Une méthode expérimentale est néanmoins donnée dans Marchant & Lawrence (1991) dans le cadre d'un rapport produit pour le MEND. Le principe de l'essai tel que décrit par Marchant & Lawrence (1991) est de soumettre les rejets miniers (résidus ou stériles), placés dans une colonne, à plusieurs cycles de rinçages. La quantité de matériel déposée dans la colonne, la nature et le volume des liquides de rinçages ainsi que la fréquence des rinçages sont établis selon les objectifs visés. La colonne peut être construite avec un cylindre de verre, de polyvinyl chloride (PVC), de Plexiglas ou tout autre matériau inerte. Il est possible de varier la méthode expérimentale dépendamment de l'hypothèse expérimentale à vérifier. Ainsi, il est possible de recirculer les eaux de drainage dans la colonne, de maintenir un niveau piézométrique constant dans la colonne, de simuler l'effet des bactéries, de simuler des scénarios de restauration visant à limiter la génération de DMA, etc. (Bussière *et al.*, 2004 ; Demers *et al.*, 2008 ; MEND, 2009). Généralement, les essais en colonne se déroulent sur une plus longue période et font intervenir une plus grande quantité de matériel que les essais en mini-cellules d'altération et les essais en cellules humides. De plus, les rinçages sont généralement réalisés sur une base mensuelle. Les résultats obtenus dans le cadre de cet essai permettent de décrire les réactions géochimiques qui prennent place dans le matériel, de

réduire l'incertitude sur les résultats des essais statiques, de déterminer les variations temporelles de la génération d'acidité et de la qualité des eaux, de mesurer l'impact de la précipitation des minéraux secondaires sur la chimie des lixiviats (Marchant & Lawrence, 1991 ; MEND, 2009). Il a également été démontré que la démarche expérimentale des essais en colonne permet d'obtenir des résultats reproductibles (Demers *et al.*, 2011). Ces essais permettent d'obtenir des rapports entre les taux de neutralisation et d'oxydation similaire à ceux mesurés sur le site (Plante *et al.*, 2014).

#### **2.4.2.4 Essais cinétiques *in situ***

Les essais cinétiques peuvent également être réalisés directement sur le terrain au moyen de cellules expérimentales. Les cellules expérimentales ont généralement une superficie de quelques m<sup>2</sup> et peuvent contenir plusieurs dizaines à centaines de tonnes (Bouzahzah *et al.*, 2014c ; Plante *et al.*, 2014). Les matériaux sont déposés sur une géomembrane munie d'un drain permettant de collecter les eaux de drainage. Ce type d'essai permet de caractériser la qualité des eaux de drainage en contact avec les rejets miniers avec les conditions du site (volumes et fréquences des précipitations, conditions d'oxydoréduction, températures etc.) et de caractériser les minéraux secondaires ainsi que les conditions dans lesquels ils précipitent ou se dissolvent (MEND, 2009). Les cellules de terrain peuvent également être utilisées en vue d'étudier diverses composantes en lien avec l'environnement minier (prédiction du comportement géochimique, comportement hydrogéologique, restauration, concept de gestion, végétalisation, etc.) (Bréard-Lanoix, 2017 ; Bussière *et al.*, 2007 ; Dubuc, 2018 ; Lavoie-Deraspe, 2019 ; Pepin, 2009 ; Plante, 2010 ; Pouliot, 2019). Le tableau 2.5 présente un résumé des principaux essais cinétiques.



Tableau 2.5 Résumé des essais de prédiction cinétiques, adapté de Bouzahzah (2014c)

Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients
Mini-cellules d'altération	<p>67 g d'un échantillon de rejet minier dans un entonnoir Büchner surmonté d'un filtre et déposé au-dessus d'un erlenmeyer permettant de récolter les eaux de lixiviations.</p> <p>Rinçage avec 50 ml d'eau désionisée deux fois par semaine et séchage des échantillons à l'air-libre.</p> <p>La durée de l'essai est de 20 à 40 rinçages.</p>	<p>Accélère les taux de réactions</p> <p>Peu de matériel est requis.</p> <p>Essai reproductible sur un grand nombre d'échantillons.</p>	<p>Méthode peu utilisée et documentée.</p>
Cellules humides	<p>Essai normé (ASTM D5744)</p> <p>1 kg d'un échantillon de rejet minier placé dans une cellule de Plexiglas.</p> <p>Au premier jour de chaque cycle, l'échantillon est rincé avec 1 l d'eau désionisée puis est soumis à 3 jours d'air sec et à 3 jours d'air humide.</p> <p>La durée de l'essai est de 20 à 40 rinçages.</p>	<p>Accélère les taux de réactions</p> <p>Peu de matériel est requis.</p> <p>Essai reproductible sur un grand nombre d'échantillons.</p> <p>Respecte les conditions de dépôt <i>in situ</i>.</p>	<p>Long délai d'exécution de l'essai.</p> <p>Coûts élevés.</p> <p>Taux de production d'acidité et d'alcalinité influencés par la passivation et la précipitation de minéraux secondaires.</p> <p>Essai non recommandé pour un grand nombre d'échantillons.</p>
Colonnes	<p>Essai non normé dont la procédure expérimentale peut être ajustée selon les besoins spécifiques de l'étude.</p> <p>Le matériel de la colonne, la masse d'échantillons placés dans la colonne, les liquides de rinçage, la fréquence des rinçages et la durée de l'essai sont choisis selon les besoins de l'étude.</p>	<p>Accélère les taux de réactions.</p> <p>Respecte les conditions de dépôt <i>in situ</i>.</p> <p>Permet de simuler des scénarios de restauration.</p> <p>Permet de simuler des conditions de dépôts saturés et non saturés.</p>	<p>Long délai d'exécution de l'essai.</p> <p>Coûts élevés.</p> <p>Taux de production d'acidité et d'alcalinité influencés par la passivation et la précipitation de minéraux secondaires.</p> <p>Essai non recommandé pour un grand nombre d'échantillons.</p> <p>Changements chimiques et minéralogiques en fonction de la profondeur.</p>
Cellules <i>in situ</i>	<p>Superficie de quelques m<sup>2</sup> et peuvent contenir plusieurs dizaines à centaines de tonnes</p> <p>Les cycles de rinçages dépendent de la météo sur le site.</p> <p>La durée de l'essai est choisie selon les objectifs de l'étude.</p>	<p>Respecte les conditions de dépôt <i>in situ</i>.</p> <p>Permet de simuler des scénarios de restauration.</p> <p>Permet de simuler des conditions de dépôts saturés et non saturés.</p>	<p>Long délai d'exécution de l'essai.</p> <p>Coûts élevés.</p> <p>Taux de production d'acidité et d'alcalinité influencés par la passivation et la précipitation de minéraux secondaires.</p> <p>Essai non recommandé pour un grand nombre d'échantillons.</p>

## 2.5 Mouvements des fluides dans les sols

### 2.5.1 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau (CRE) correspond à la relation entre la teneur en eau volumique ( $\theta$ ) dans un sol et la succion ( $\psi$ ). La TEV correspond au volume d'eau dans un milieu poreux par rapport au volume total de ce milieu ( $V_w/V_T$ ). La succion correspond à une pression d'eau négative induite dans un milieu poreux et peut être exprimée en unité de pression ou en unité de longueur. Lorsqu'elle est rapportée sur un graphique, l'évolution entre la TEV et la succion permet de déduire plusieurs paramètres utiles à la compréhension du comportement hydrogéologique du milieu poreux étudié. La figure 2.8-A présente une CRE avec ses paramètres caractéristiques. La pression d'entrée d'air (AEV ou  $\psi_a$ ) correspond à la succion à partir de laquelle un sol commence à se désaturer. Au-dessous de cette valeur, la teneur en eau est saturée ( $\theta_s$ ). La pression résiduelle ( $\psi_r$ ) correspond à la valeur de succion au-delà de laquelle la TEV du sol demeure constante à sa valeur résiduelle ( $\theta_r$ ). Ces valeurs peuvent être estimées graphiquement par la méthode des tangentes (Fredlund & Xing, 1994) (Figure 2.6). Il est possible d'estimer la CRE en laboratoire par plusieurs méthodes expérimentales (Delage & Cui, 2000). Notamment, la cellule de pression (Cellule Tempe) permet de mesurer la CRE pour des succions allant de 0 à 1500 kPa conformément à la norme ASTM D3152-72 (ASTM, 2007). Les différents points ( $\psi, \theta$ ) obtenus dans cet essai sont rapportés sur un graphique et sont décrits au moyen de modèles basés sur des formulations mathématiques (e.g. van Genuchten (1980), Fredlund & Xing (1994)).

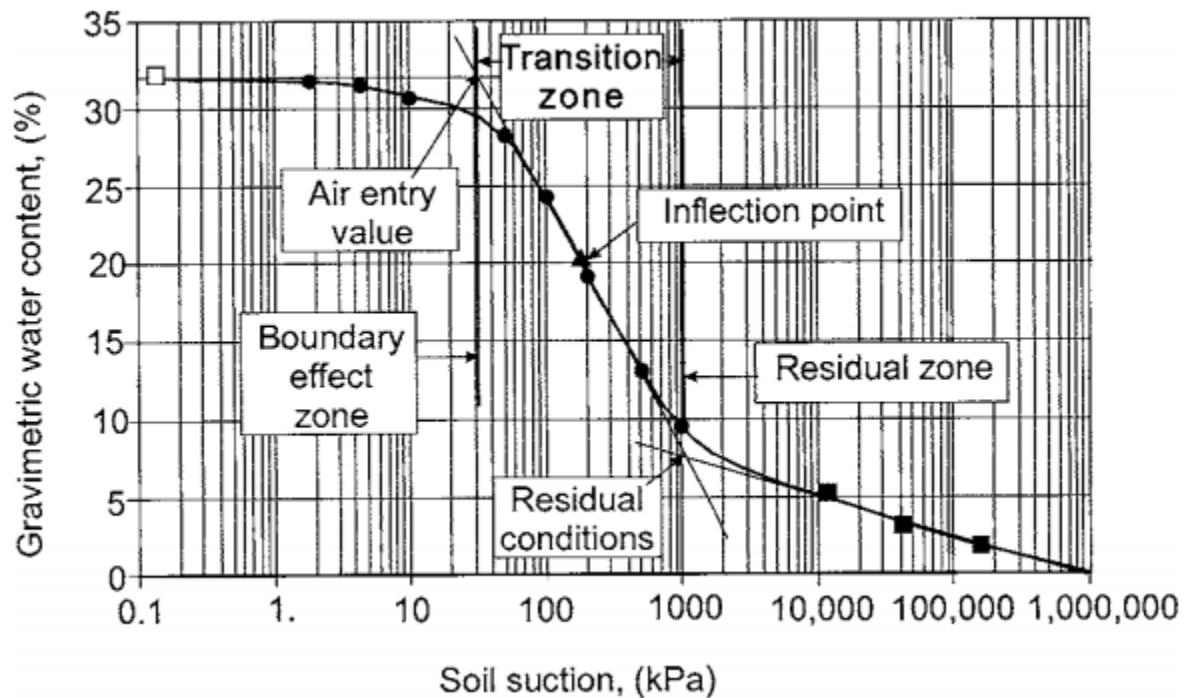


Figure 2.6 Exemple de CRE avec la méthode des tangentes utilisée pour déterminer l'AEV et la  $\theta_r$ , tirée de (Fredlund, 2006)

Il est également possible d'estimer la CRE d'un matériel au moyen de modèle prédictif basé sur les propriétés physiques de base des sols. Parmi ces modèles, le modèle de Kovacs modifié (MK) a été développé par Aubertin *et al.* (2003), en se basant sur le modèle de Kovacs (1981), dans le cas de sols à faible cohésion tels que la plupart des rejets miniers (résidus et roches stériles). Ce modèle estime le degré de saturation d'un matériel pour différentes valeurs de succion selon les équations 2.19 à 2.24. Ces équations sont également présentées dans Mbonimpa *et al.* (2021, p.47-85).

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_a)(1 - S_c) \quad [2.19]$$

$$S_c = 1 - \left( \left( \frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right)^m \exp \left( -m \left( \frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad [2.20]$$

$$S_a = a_c \left( 1 - \frac{\ln(1 + \psi/\psi_r)}{\ln(1 + \psi_0/\psi_r)} \right) \left( \frac{h_{co}/\psi_n}{e^{1/3}(\psi/\psi_n)^{1/6}} \right) \quad [2.21]$$

$$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}} \quad [2.22]$$

$$b = \frac{0,75}{1 + 1,17 \log(C_u)} \quad [2.23]$$

$$\psi_r = 0,86 h_{co}^{1,2} \quad [2.24]$$

Où,

$S_r$  : Saturation [-]

$S_c$  : Saturation capillaire [-]

$S_a$  : Saturation par adhésion [-]

$\theta$  : Teneur en eau volumique [-]

$n$  : Porosité [-]

$h_{co}$  : Remontée capillaire équivalente [L]

$\psi$  : Succion [L]

$m$  : Paramètre de distribution des pores dans (égal à  $1/C_u$  dans un sol granulaire) [-]

$a_c$  : Coefficient d'adhésion (égale à 0,01 pour les sols granulaires) [-]

$\psi_n$  : Paramètre de constance des unités (égal 1 cm pour  $\psi$  exprimé en cm)

$\psi_0$  : Succion à l'équilibre (=  $10^7$  cm pour  $\psi$  exprimé en cm)

$\psi_r$  : Succion résiduelle [L]

$D_{10}$  : Diamètre 10% passant [L]

$C_u$  : Coefficient d'uniformité [-]

$e$  : Indice des vides [-]

## 2.5.2 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique correspond à la capacité d'un sol à laisser traverser l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique et est exprimée en unité de longueur par rapport à des unités de temps. La conductivité hydraulique saturée d'un sol ( $k_{sat}$ ) peut être mesurée au laboratoire est sur le terrain par différentes méthodes (e.g. ASTM 5084 (2016), ASTM D3385 (2018a)). Généralement, la  $k_{sat}$  varie entre  $10^{-9}$ - $10^{-6}$  cm/s dans le cas des sols argileux à  $10^{-2}$ - $10^0$  cm/s dans le cas des sols

granulaires (Mbonimpa *et al.*, 2002). En effet, les sols argileux sont caractérisés pour une granulométrie plus fine que les sols granulaires et sont donc moins perméables.

Il est également possible d'estimer la conductivité saturée au moyen de modèles de prédictifs basés sur des formules empiriques et sur des propriétés physiques de base des sols. Parmi ces modèles, le modèle de Kozeny-Carman modifié a été développé par Mbonimpa *et al.* (2002) dans le cas de sols à faible cohésion tels que la plupart des rejets miniers (résidus et roches stériles). Ce modèle estime la  $k_{sat}$  d'un matériel selon l'équation 2.25. Cette équation est également présentée dans Mbonimpa *et al.* (2021, p.47-85).

$$k_{sat} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^5}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad [2.25]$$

Où,

$k_{sat}$  : Conductivité hydraulique saturée [ $LT^{-1}$ ]

$e$  : Indice des vides [-]

$C_G$  : Constante ( $\approx 0,1$ ) [-]

$D_{10}$  : Diamètre 10% passant [L]

$\gamma_w$  : Poids volumique de l'eau [ $MT^{-2}L^{-2}$ ]

$C_u$  : Coefficient d'uniformité [-]

$\mu_w$  : Viscosité dynamique de l'eau [ $ML^{-1}T^{-1}$ ]

La conductivité hydraulique d'un sol varie en fonction de son degré de saturation et de sa succion. Cette variation est décrite par la fonction de perméabilité ( $k(\psi)$ ). La mesure au laboratoire de cette courbe est difficile. Cependant, il est possible d'estimer cette dernière au moyen de modèles prédictifs basés sur la  $k_{sat}$  et sur la CRE (e.g van Genuchten (1980), Mualem (1976), Fredlund *et al.*(1994)).

### 2.5.3 Coefficient de diffusion de l'oxygène

Dans les milieux poreux, il peut y avoir un flux d'oxygène dans les phases aqueuses et gazeuses. Ce flux peut être causé par des phénomènes d'advection (gradient de pression), de diffusion (gradient de concentration) ou d'infiltration (sous forme dissoute dans l'eau s'infiltrant dans le sol). Dans les roches stériles, le flux d'oxygène est principalement réalisé par advection. Dans les résidus miniers, le flux est principalement réalisé par diffusion (Collin, 1987 ; Collin & Rasmunson, 1988).

La première loi de Fick permet de déterminer le flux d'oxygène en fonction du coefficient de diffusion effectif ( $D_e$ ) du sol (Mbonimpa *et al.*, 2003, 2021, p.47-85) :

$$F_{(z,t)} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C_{(z,t)}}{\partial z} = -D_e \frac{\partial C_{(z,t)}}{\partial z} \quad [2.26]$$

Où,

$F_{(z,t)}$  : Flux diffusif de l'oxygène [ $ML^{-2}T^{-1}$ ]

$D^*$  : Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène [ $L^2T^{-1}$ ]

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

$C_{(z,t)}$  : Concentration de l'oxygène interstitiel [ $ML^{-3}$ ] aux temps  $t$  [T] et à la position  $z$  [L]

La valeur de  $D_e$  est obtenue en considérant la porosité effective du milieu poreux ( $\theta_{eq}$ ). De cette façon, les diffusions de l'oxygène dans l'air et dans l'eau sont prises en compte. La valeur de  $\theta_{eq}$  est obtenue de la façon suivante (Aubertin *et al.*, 1999, 2000) :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad [2.27]$$

Où,

$\theta_{eq}$  : Porosité équivalente [-]

$\theta_a$  : Teneur en air volumique [-]

$\theta_w$  : Teneur en eau volumique [-]

$H$  : Constante de Henry ( $\approx 0,03$  à  $20^\circ C$ )

La deuxième loi de Fick permet quant à elle d'obtenir la concentration de l'oxygène à différents temps et position (Aubertin *et al.*, 2003 ; Mbonimpa *et al.*, 2021, p.47-85) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right] = \frac{\partial}{\partial z} \left[ D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right] \quad [2.28]$$

Il est possible de modifier la deuxième loi de Fick afin de tenir compte de la réactivité des rejets miniers (Mbonimpa *et al.*, 2003, 2021, p.47-85 ; Yanful *et al.*, 1999) :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \theta_{eq} K_r^* C = \frac{\partial}{\partial z} \left[ D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right] - K_r C \quad [2.29]$$

Où,

$K_r$  : Taux de réaction effectif [ $T^{-1}$ ]

$K_r^*$  : Taux de réaction apparent [ $T^{-1}$ ]

Il est possible de prédire le coefficient de diffusion de l'oxygène effectif (Aachib *et al.*, 2002, 2004) :

$$D_e = D_a + HD_w \quad [2.30]$$

Où

$D_a$  : Coefficient de diffusion de l'oxygène effectif dans l'air [ $L^2T^{-1}$ ]

$D_w$  : Coefficient de diffusion de l'oxygène effectif dans l'eau [ $L^2T^{-1}$ ]

Il est possible d'estimer ces coefficients de la façon suivante :

$$D_a = \frac{1}{n^2} [D_a^0 \theta_a^{Pa}] = \theta_a D_a^* \quad [2.31]$$

$$D_w = \frac{1}{n^2} [D_w^0 \theta_w^{Pw}] = \theta_w D_w^* \quad [2.32]$$

Où,

$D_a^*$  : Coefficient de diffusion de l'oxygène apparent dans l'air [ $L^2T^{-1}$ ]

$D_w^*$  : Coefficient de diffusion de l'oxygène apparent dans l'eau [ $L^2T^{-1}$ ]

Les valeurs de  $D_a^0$  et  $D_w^0$  correspondent aux coefficients de diffusion libre dans l'air et dans l'eau et sont respectivement égales à  $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  et  $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  à  $25^\circ\text{C}$  et les valeurs de  $p_a$  et  $p_w$  correspondent aux paramètres liés à la tortuosité dans l'air et dans l'eau et peuvent être considérées comme étant égales à 3,4 (Mbonimpa *et al.*, 2003, 2021, p.47-85).

## 2.5.4 Effet de barrière capillaire

Les phénomènes de capillarité correspondent à la tension superficielle à la surface des molécules d'eau lorsque celles-ci se trouvent à l'interface de deux matériaux (Delage & Cui, 2000). Si un tube de verre est placé sur une surface d'eau à un niveau phréatique donné, les tensions de surfaces entre les molécules d'eau et le tube de verre vont se traduire par une remontée de l'eau dans le tube à une certaine hauteur de remontée capillaire (Figure 2.7). Plus le diamètre du tube est petit, plus la remontée capillaire est grande. Dans les milieux poreux tels que les sols, il est également possible de constater la présence des phénomènes de capillarité. Dans ce cas, plus le diamètre des pores est faible, plus la remontée capillaire est élevée (Delage & Cui, 2000). Ainsi, au-dessus de la nappe phréatique il existe une certaine hauteur dans laquelle le milieu poreux est partiellement saturé en raison des phénomènes de capillarité. Cette zone partiellement saturée ou saturée par capillarité

correspond à la zone vadose (Bussière *et al.*, 2001). La tension superficielle de l'eau au-dessus de la nappe phréatique induit une pression négative (suction) qui est proportionnelle à la hauteur d'eau (Bussière *et al.*, 2001 ; Delage & Cui, 2000). Une suction est ainsi induite dans les environnements géologiques partiellement saturés situés au-dessus de la nappe phréatique (Bussière *et al.*, 2001 ; Mbonimpa *et al.*, 2021, p.47-85).

Dans les milieux non-saturés, il est possible de caractériser l'écoulement de l'eau au moyen des deux relations suivantes :  $k-\psi$  (fonction de perméabilité) et  $\theta-\psi$  (CRE). Les figures 2.8-A et 2.8-B présentent respectivement les courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité dans le cas d'un sable et d'un silt (Bussière *et al.*, 2001). Il est possible de constater que pour une suction  $\psi_x$ , la conductivité hydraulique du sable est plus faible que la conductivité hydraulique du silt. De plus, à cette même valeur de  $\psi_x$ , la valeur de  $\theta$  du silt est plus élevée que celle du sable (Bussière *et al.*, 2001). Dans les milieux poreux, le transport de l'oxygène se fait principalement par la diffusion moléculaire (Bussière *et al.*, 2001). À des degrés de saturation en-dessous de 85-90 %, la diffusion de l'oxygène s'effectue principalement dans l'air (Aubertin & Mbonimpa, 2001). À des degrés de saturation supérieurs, la diffusion de l'oxygène est limitée par la concentration maximale d'oxygène dans l'eau qui près de 30 fois plus faible que celle dans l'air à 20°C ( $C_w = 9,2 \text{ mg/l}$  et  $C_a = 276,7 \text{ mg/l}$ ) (Mbonimpa *et al.*, 2003).

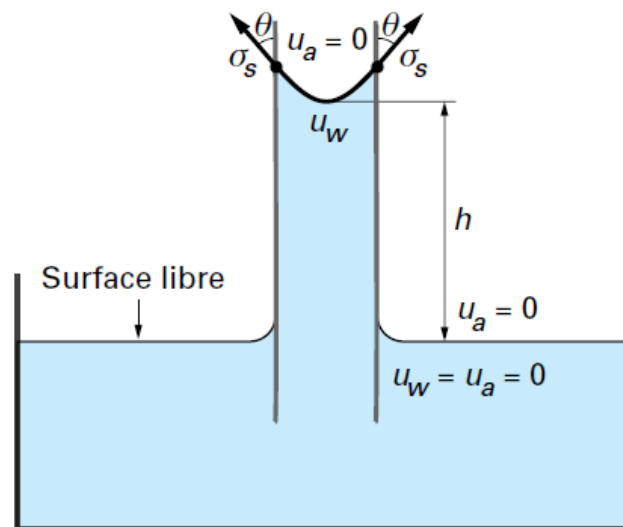


Figure 2.7: Remontée capillaire dans un tube, tiré de Delage & Cui (2000)



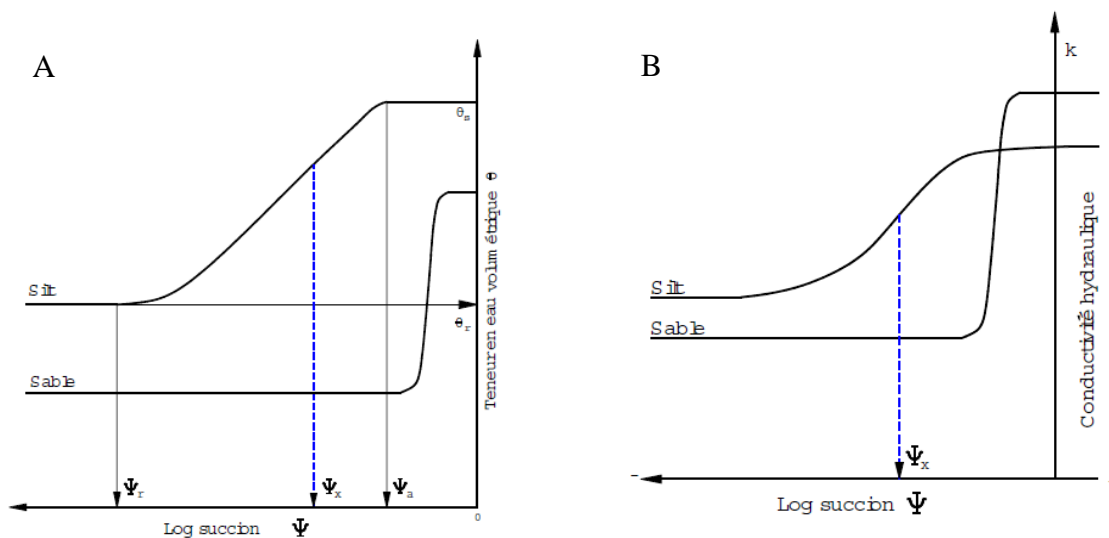


Figure 2.8 : Fonctions hydrauliques : (A) Teneur en eau en fonction de la succion, tiré de Bussière *et al.* (2001), (B) Conductivité hydraulique en fonction de la succion, tirée de Bussière *et al.* (2001)

Sur la base des informations présentées ci-dessus, un effet de barrière capillaire est rencontré lorsqu'un matériau fin (e.g. silt) est superposé au-dessus d'un matériau grossier (e.g. sable) en conditions de succions (environnements situés au-dessus de la nappe phréatique) (Mbonimpa *et al.*, 2021, p.47-85). Pour certaines plages de valeurs de succion, le matériau fin est plus perméable que le matériau grossier sous-jacent. De plus le matériau fin maintiendra une forte teneur en eau par capillarité. Lorsque ces matériaux sont placés au-dessus de résidus générateurs de DMA, la faible perméabilité du matériau grossier limite l'infiltration d'eau dans les résidus et la forte teneur en eau maintenue dans les matériaux fins empêche la diffusion d'oxygène dans les résidus miniers (Bussière *et al.*, 2001). Pour que l'effet de barrière capillaire soit rencontré, il est également nécessaire que la nappe phréatique se trouve dans les résidus potentiellement générateurs de DMA et donc en-dessous des matériaux pour lesquels l'effet de barrière capillaire est développé (Bussière *et al.*, 2001 ; Mbonimpa *et al.*, 2021, p.47-85).

L'effet de barrière capillaire est à la base des CEBC. Ces recouvrements sont typiquement constitués de cinq couches : A, B, C, D, E (Figure 2.9). Les couches A et B sont des couches de protection et seules les couches C, D, E interviennent dans le fonctionnement des CEBC. Plus particulièrement, la couche C correspond à un matériel granulaire grossier (sable ou gravier) qui joue le rôle de couche drainante. Cette couche permet ainsi de limiter l'accumulation d'eau et le

gradient hydraulique sur la couche D sous-jacente. La couche D correspond à la couche de rétention d'eau. Cette couche est généralement composée de matériaux fins (silteux ou argileux) qui demeurent saturés par capillarité. La couche E est composée de matériaux granulaires (sable ou gravier) qui, en conditions de succions élevées, devient moins perméable que la couche D sus-jacente et favorise ainsi la rétention d'eau dans cette dernière (Aubertin *et al.*, 2015 ; Bussière *et al.*, 2001). Pour que le bris capillaire soit efficace et que la couche D maintienne un haut degré de saturation, il est recommandé que qu'il y ait une différence de trois ordres de grandeur entre les valeurs de  $k_{sat}$  des couches D et E (Larochelle, 2018).

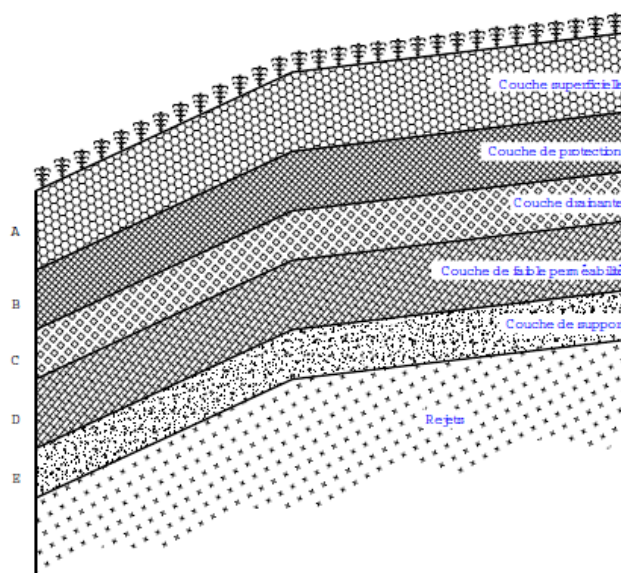


Figure 2.9 : Schéma d'une CEBC, tiré de Aubertin *et al.*(1995)

## 2.6 Gestion intégrée des rejets

### 2.6.1 Méthodes de gestion des rejets miniers

Dans les parcs à résidus conventionnels, les résidus sont gérés en pulpe à faible contenu en solide (entre 25 et 45 %) et doivent être déposés à l'intérieur d'ouvrages de confinement tels que les digues (Bussière, 2007). En effet, les résidus ont une faible résistance au cisaillement, ont une faible densité *in situ* et sont fortement poreux. De par les caractéristiques des résidus qu'ils contiennent, les parcs à résidus miniers sont sujets à des problèmes de stabilité puisque les ouvrages de confinement sont soumis à la pression induite par les résidus et par la pression d'eau dans les pores des résidus miniers (Aubertin *et al.*, 2002c). Les résidus miniers conventionnels sont souvent

transportés par pompage (MEND, 2017). Lorsqu'ils sont déposés, ils sont sujets à une ségrégation naturelle qui confère une hétérogénéité aux parcs à résidus. Les particules grossières se déposent près des points de décharge et les particules fines sont transportées par l'eau et se déposent plus en aval (Bussière, 2007).

Il est possible d'améliorer les propriétés géotechniques des résidus en augmentant leur contenu en solide. Les principales méthodes de gestion innovantes des résidus miniers sont présentées dans Demers & Pabst (2021a, p.321-342). D'abord, les résidus épaissis ont un contenu en solide entre 50 et 70 % (Robinsky, 1999). L'épaississement des résidus est réalisé en soumettant les résidus en pulpe à une décantation. Ensuite, les résidus en pâte sont produits à un contenu en solide de 70 à 85 % et offrent une meilleure résistance au cisaillement que les résidus conventionnels. Ces derniers sont produits en deux phases : les résidus sont d'abord épaissis par décantation puis par filtration. Les résidus épaissis et les résidus en pâte ont une plus grande densité *in situ*, une plus grande homogénéité et une plus grande résistance au cisaillement que les résidus en pulpe traditionnels (MEND, 2017). Ils peuvent être transportés par pompage et nécessitent la construction d'ouvrages de confinement de plus faible envergure que dans le cas des résidus miniers en pulpe (MEND, 2017). De plus, une plus petite quantité d'eau est libérée et accumulée à la surface des résidus lors de leur déposition (MEND, 2017). Finalement, les résidus filtrés ont une teneur en eau près de l'optimum Proctor (teneur en eau généralement située entre 10 et 20 %) et sont obtenus successivement par décantation et par filtres à haute pression (Davies & Rice, 2001 ; MEND, 2017). Ceux-ci offrent de bonnes résistances et de bonnes caractéristiques géotechniques. Ils ne peuvent cependant pas être transportés par pompage et doivent plutôt être transportés soit par camion ou par convoyeur.

Dans le cas des stériles miniers, la déposition conventionnelle correspond à une pile de roches stériles. Dans ces piles, la méthode de déposition des stériles miniers engendre généralement une stratification interne. Sur les couches de roulement, que la machinerie lourde emprunte pour déposer les stériles, les stériles miniers sont compactés et plus denses. En fonction de la méthode de déposition des stériles, les piles de stériles miniers sont constitués de plusieurs alternances de couches compactées et de couches non compactées de roches stériles. De plus, en raison de la ségrégation particulière, les particules de plus grande taille ont tendance à s'accumuler au bas de la pile de stériles. Ces particules sont peu affectées par le mouvement des machineries lourdes. Les piles de roches stériles correspondent ainsi à des structures hétérogènes composées de matériaux

poreux avec de fortes perméabilités qui favorisent la génération de DMA (Aubertin *et al.*, 2002b ; Bussière, 2007). En co-disposant les roches stériles et les résidus miniers, il est possible d'utiliser la forte capillarité des résidus miniers dans le but de limiter la diffusion d'oxygène dans les stériles miniers (Bussière, 2007 ; Demers & Pabst, 2021a, p.321-342). Finalement, il est possible de séparer les stériles miniers générateurs de contaminants de ceux non-générateurs de contaminants afin d'utiliser les stériles non-problématiques comme matériaux de construction.

## **2.6.2 Désulfuration des résidus miniers**

La désulfuration des résidus miniers permet de réduire le volume de résidus miniers générateurs de DMA. Cette méthode de gestion des résidus miniers est présentée en détail dans Demers & Pabst (2021a, p.321-342). En effet, la désulfuration des résidus produit deux types de résidus miniers, des résidus désulfurés non générateurs de DMA et des résidus concentrés en sulfures générateurs de DMA. Les résidus non générateurs d'acidité sont généralement plus abondants que les résidus générateurs d'acidité et présentent l'avantage de pouvoir être entreposés en surface sans méthode de gestion adaptée (Broadhurst & Harrison, 2015 ; Bussière *et al.*, 1995 ; Bussière *et al.*, 1998). La méthode utilisée pour réaliser la désulfuration des résidus miniers correspond généralement à la flottation. La faisabilité technique à l'échelle du laboratoire a été démontrée dans le cas de la flottation de sulfures au moyen des agents flottants et collecteurs suivants : méthyl isobutyl carbinol (MIBC), diothiophosphate et Amylxantahte de potassium (PAX) (Benzaazoua *et al.*, 2000 ; Broadhurst & Harrison, 2015). Dans certains cas, les résidus non générateurs de DMA peuvent être utilisés pour la réhabilitation du site minier ou pour la gestion des résidus générateurs de DMA (Bussière, 2007). En effet, les recouvrements faits de résidus miniers non générateurs de DMA présentent plusieurs avantages : caractéristiques favorables pour limiter les flux d'oxygène et d'eau; ils sont peu affectés par les cycles de gel-dégel; les sulfures résiduels qu'ils contiennent peuvent consommer l'oxygène. Dans le cas des mines souterraines, les résidus concentrés en sulfures peuvent parfois être utilisés comme remblais miniers en vue d'être de remblayer les galeries souterraines (Benzaazoua *et al.*, 2008 ; Bussière, 2007). En effet, les résidus générateurs de DMA ne semblent pas affecter les propriétés environnementales des remblais miniers et l'ajout de sulfures aux remblais peut améliorer les propriétés mécaniques de ce dernier (Benzaazoua *et al.*, 2004, 2008)

### 2.6.3 Co-disposition des résidus et des rejets stériles miniers

Il est possible d'optimiser la gestion des résidus miniers et des stériles miniers en utilisant la co-disposition (Bussière, 2007 ; Demers & Pabst, 2021a, p.321-342). Ce type de gestion permet de réduire l'empreinte en surface des aires d'accumulation des rejets miniers. De plus, la co-disposition permet d'optimiser les stabilités chimiques et physiques des rejets en valorisant les caractéristiques propres aux différents rejets. Les différentes méthodes de co-disposition sont résumées dans le tableau 2.6. Ces méthodes sont également présentées en détail dans Demers & Pabst (2021a, p.321-342).

Tableau 2.6 Résumé des méthodes de co-disposition

Méthode	Principe	Avantages	Inconvénient	Références
Co-mélange	Mélange de résidus et de roches stériles préalablement à la déposition	Améliore la stabilité physique du parc à résidus;	Concept émergent et peu documenté.	Brawner (1978) Wilson <i>et al.</i> (2002, 2003) Kotsiopoulos & Harrison (2018) Charbonneau (2019) Pouliot (2019)
Superposition de couches	Déposition de résidus et de stériles en alternance par superposition couches.	Améliore la stabilité géochimique des stériles.		Lamontagne <i>et al.</i> (2000) Fala <i>et al.</i> (2003) Li <i>et al.</i> (2011)
Inclusions de roches stériles	Construction d'un parc à résidus incluant des drains et des bermes de roches stériles.			Aubertin <i>et al.</i> (2002a) Ferdosi <i>et al.</i> (2015) James <i>et al.</i> (2013, 2017)

La première méthode de co-disposition correspond au co-mélange des résidus miniers et des roches stériles (aussi appelé paste rock) (Figure 2.10) (Brawner, 1978). Dans cette méthode de gestion des rejets, les stériles et résidus miniers sont mélangés préalablement à leur déposition ou pendant leur déposition. La granulométrie étalée des stériles miniers favorise une grande proportion de vide dans ce matériau. En mélangeant les stériles avec des résidus miniers, ces derniers comblent les pores entre les particules de stériles miniers et réduisent ainsi la portion de vide dans le matériau. Ainsi, l'ajout de résidus miniers dans les stériles diminue la perméabilité de l'eau et de l'air du mélange (Wilson *et al.*, 2002, 2003). Plus particulièrement, la  $k_{sat}$  peut être réduite jusqu'à deux

ordres de grandeur et l'AEV peut atteindre des valeurs similaires à celles rencontrées dans les résidus miniers (Charbonneau, 2019 ; Wilson *et al.*, 2002, 2003). Le mélange de stériles et de résidus miniers permet d'augmenter la stabilité physique des résidus miniers. En effet, les stériles sont caractérisés par une forte résistance au cisaillement (Bussière, 2007 ; Charbonneau, 2019). Le co-mélange des résidus et des stériles miniers a également été abordé dans des travaux plus récents. Des essais en colonne réalisés au laboratoire et des essais en cellules expérimentales *in situ* ont permis de démontrer l'efficacité du paste rock avec un amendement neutralisant comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement CEBC (Pouliot, 2019). La co-disposition par couche et le co-mélange ont également été étudiés dans le cas de résidus miniers désulfurés et des roches stériles génératrices de DMA issues d'une mine de charbon au moyen d'essais en colonne (Kotsiopoulos & Harrison, 2018). Dans ce cas, les résidus miniers désulfurés étaient utilisés comme agent neutralisant en raison de la présence de dolomite dans leur composition chimique. De plus, les propriétés des résidus miniers permettaient également de limiter l'infiltration de l'eau dans les stériles miniers (Kotsiopoulos & Harrison, 2018).

La deuxième méthode correspond à la co-disposition de résidus miniers et de roches stériles par superposition de couches (Figure 2.10). Cette méthode permet de contrôler la génération de DMA en réduisant diffusion d'oxygène et l'infiltration d'eau dans les rejets miniers (Fala *et al.*, 2003 ; Lamontagne *et al.*, 2000). En effet, en plaçant les résidus miniers fins en alternance avec des roches stériles grossières, un bris capillaire est créé de telle sorte que les résidus demeurent saturés et empêchent la diffusion de l'oxygène jusqu'aux stériles. De plus, ce bris capillaire réduit la perméabilité des roches stériles et empêche l'infiltration de l'eau (Bussière, 2007). Il est important de noter que cette méthode permet de limiter la génération de DMA, mais ne permet pas de l'éliminer complètement. De plus, en utilisant cette méthode, il importe d'abaisser la teneur en eau dans les résidus afin de pouvoir les superposer sur les roches stériles (Lamontagne *et al.*, 2000). Des essais en colonnes réalisés au laboratoire suggèrent que cette méthode est efficace pour contrôler le DMA en conservant des couches de résidus saturés et est efficace pour diminuer la concentration des métaux dans les eaux de drainage puisque les métaux précipitent préférentiellement dans les couches de résidus (Lamontagne *et al.*, 2000). Des études menées à l'échelle du terrain ont également été réalisées pour cette méthode en utilisant des cellules expérimentales (Li *et al.*, 2011). Les études suggèrent que lorsque les résidus sont déposés en alternance avec les stériles miniers, ils sont saturés et limitent la diffusion de l'oxygène (Li *et al.*,

2011). Au niveau géotechnique, l'ajout de stériles augmente la résistance au cisaillement des résidus, accélère la consolidation des résidus, et diminue l'indice de liquéfaction des résidus (Li *et al.*, 2011). La superposition de matériaux fins au-dessus de bancs de stériles réactifs a également été testé sur le site de la mine du Lac Tio afin de vérifier l'efficacité de couches de contrôle des écoulements utilisant le principe des effets de barrières capillaires pour prévenir l'oxydation des stériles réactifs (Aubertin *et al.*, 2013).

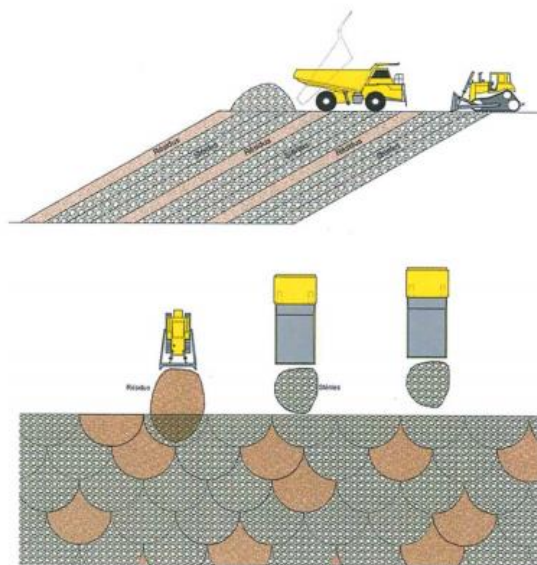


Figure 2.10 Schéma de la co-disposition par superposition de couches et par co-mélange de résidus et de roches stériles, tiré de (SNC-Lavalin, 2017)

La troisième méthode de co-disposition correspond à l'inclusion de roches stériles dans les parcs à résidus miniers (Figure 2.11). L'inclusion de stériles dans les parcs à résidus miniers a des avantages géotechniques. En effet, l'ajout de roches stériles augmente la résistance au cisaillement des parcs à résidus miniers et favorise le drainage des parcs à résidus miniers (Aubertin *et al.*, 2002a ; Bussière, 2007). Cette méthode peut également être utilisée pour augmenter la stabilité chimique des stériles miniers en les plaçant en inclusion dans les résidus miniers qui réduisent la disponibilité de l'oxygène atmosphérique (Bussière, 2007). Des modélisations numériques et un suivi *in situ* réalisés dans le cas des inclusions de roches stériles dans les parcs à résidus miniers ont démontré que de telles inclusions permettent d'améliorer la réponse sismique et la stabilité des résidus miniers (Ferdosi *et al.*, 2015 ; James *et al.*, 2013, 2017).

Il est également possible d'encapsuler les stériles miniers dans des résidus non générateurs de DMA. Cette méthode est plus particulièrement applicable lorsque les stériles sont générateurs de DMA et que les résidus non générateurs de DMA sont utilisés dans le but de limiter l'oxydation des sulfures présents dans la composition des roches stériles (MEND, 2017). Le principe d'encapsulation peut également être appliqué aux résidus générateurs de DMA (MEND, 2010). Dans ce cas, les résidus non générateurs d'acidité peuvent être utilisés pour encapsuler les résidus générateurs d'acidité. Les résidus non générateurs d'acidité peuvent être obtenus au moyen d'un procédé de désulfuration et jouent alors le rôle de barrière à l'oxygène et de consommateurs d'oxygène avec les sulfures résiduels (MEND, 2010).

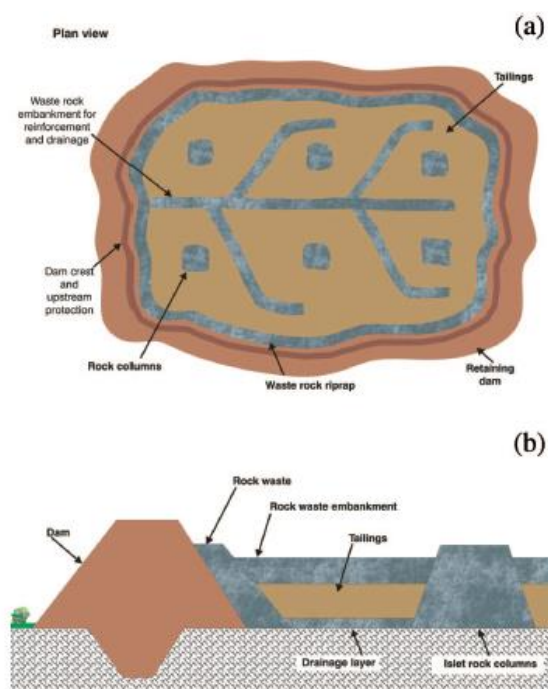


Figure 2.11 Schéma de co-disposition par inclusion de roches stériles dans les parcs à résidus miniers, tiré de Bussière (2007)

## 2.6.4 Recouvrement de résidus miniers

Lorsque des résidus miniers ne présentent pas de risque de génération de DMA, il est possible de les utiliser comme matériaux en vue de restaurer les aires d'accumulation de rejets miniers (Aubertin *et al.*, 1995 ; Bussière *et al.*, 2004 ; Demers et Pabst, 2021a, p. 321-342).



Des essais en colonne ont démontré l'efficacité de l'utilisation de résidus miniers désulfurés dans la construction d'une CEBC (Bussière *et al.*, 1997). En effet, les colonnes munies de CEBC incluant des résidus miniers désulfurés permettaient de maintenir des pH neutres et de diminuer la concentration de certains métaux lourds (Bussière, 2007 ; Kalonji, 2014 ; Larochelle, 2018). L'efficacité de ce concept a également été démontrée sur le terrain au moyen de cellules expérimentales (Aubertin *et al.*, 1999 ; Bussière, 2007 ; Molson *et al.*, 2008). La teneur en eau dans les résidus demeurait alors élevée et les eaux de drainage présentaient des valeurs de pH près de la neutralité (Aubertin *et al.*, 1999).

Les travaux effectués par Larochelle *et al.* (2019) ont également démontré que les stériles miniers pouvaient être utilisés dans les CEBC comme couche inférieure de bris capillaire. Plus particulièrement, les stériles étudiés étaient considérés comme potentiellement générateurs de DMA, mais étant donné qu'ils étaient placés sous la couche de rétention d'eau, ils n'étaient pas susceptibles de s'oxyder. L'efficacité du concept a été vérifiée au laboratoire en étudiant des colonnes constituées de résidus miniers potentiellement générateurs de DMA recouverts d'une couche de stériles miniers potentiellement générateurs de DMA et de résidus miniers désulfurés. Les résultats démontrent que la couche de rétention d'eau demeure à un degré de saturation entre 85 et 95 % et que le pH est maintenu près de la neutralité tout au long de l'essai (Larochelle *et al.*, 2019).

Il est également possible de valoriser les sulfures résiduels présents dans la composition minéralogique des résidus miniers désulfurés lorsque ceux-ci sont utilisés comme matériau de recouvrement. En effet, les sulfures résiduels peuvent consommer l'oxygène et contribuer à limiter la diffusion jusqu'aux résidus générateurs de DMA (Bussière *et al.*, 2004). Des essais en colonnes menés au laboratoire ont démontré l'efficacité d'un recouvrement monocouche composé de résidus miniers désulfurés. Le flux d'oxygène semble diminuer lorsque la teneur en soufre augmente. Les résultats suggèrent également que la profondeur de la nappe phréatique a une influence sur le degré de saturation de la monocouche de résidus et ainsi sur la performance du recouvrement. En effet, plus la nappe phréatique est profonde, moins la monocouche de résidus est saturée (Demers *et al.*, 2008, 2009).

### **2.6.5 Remblayage des fosses**

La section 232.3 de la Loi sur les mines, M-13.1 (2020) indique que les plans de restauration des exploitations minières à ciel ouvert doivent considérer l'option du remblayage des fosses comme option de gestion des rejets miniers. Le remblayage dans les fosses implique la déposition de résidus miniers ou de roches stériles dans la fosse à ciel ouvert une fois que cette dernière a atteint sa profondeur maximale. Cette méthode comporte de nombreux avantages. Notamment, la déposition dans les fosses permet généralement de conserver les rejets potentiellement générateurs de DMA dans milieu saturé et anoxique. Ce faisant, la déposition dans les fosses permet généralement de limiter l'oxydation des sulfures présents dans la composition minéralogique des rejets miniers. De plus, ce type de déposition permet d'éviter l'utilisation d'ouvrage de rétention pour la déposition de résidus miniers conventionnels. Cette méthode de gestion bénéficie également d'une acceptabilité sociale puisqu'elle permet de réduire l'empreinte au sol des activités minières et facilite la remise à l'état naturel des sites miniers (MEND, 2015). Cependant, dans la plupart des cas, les volumes de rejets miniers sont supérieurs au volume de la fosse. Ainsi, il n'est pas possible de remblayer l'ensemble des rejets miniers dans la fosse. De plus, le remblayage des fosses sont souvent coûteux. En effet, le remblayage doit généralement être réalisé à la toute fin des opérations minières et nécessite ainsi une relocalisation des rejets initialement entreposés en surface (MEND, 2015). De récents cas à succès de remblayage des fosses sont détaillés dans le rapport du MEND (2015).

## CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODE

Le site à l'étude correspond au gisement Matawinie détenu par la compagnie minière NMG. Cette section présentera d'abord le site à l'étude. Premièrement, la localisation et le contexte géologique du site seront décrits. Ensuite, les matériaux utilisés dans le cadre de cette étude seront détaillés de façon exhaustive. Finalement, les méthodes expérimentales utilisées dans le cadre de cette étude seront décrites.

### 3.1 Site à l'étude

#### 3.1.1 Localisation

NMG détient le gisement Matawinie qui consiste en 220 claims totalisant 11 945 ha. Un bloc de claims (Bloc Tony) est plus particulièrement ciblé par les travaux d'exploration et a montré un potentiel de minéralisation en graphite plus marqué. Ce bloc de claims contient 145 claims totalisant 7 543,86 ha (DRA-Metchem, 2018).

Le projet d'exploration du Bloc Tony de NMG se situe dans la région administrative de Lanaudière, à approximativement 150 km au nord de Montréal. Plus précisément, le projet est localisé à 6 km au sud-ouest de la municipalité de Saint-Michel-des-Saints (Figure 3.1) (DRA-Metchem, 2018). Les feuillets du système national de référence cartographique (SNRC) ainsi que les coordonnées géographiques et cartographiques (UTM zone 18) au centre du Bloc Tony sont les suivantes :

31J/09 et 31I/12

46,63°N et 73,96°O

530 380 m O et 5 210 800 m N

La topographie du site varie entre des collines allongées et des vallées faiblement escarpées. Le sommet des collines s'élève à 100 à 150 m au-dessus des vallées. L'élévation par rapport au niveau de la mer varie entre 360 m et 625 m.

#### 3.1.2 Géologie/caractéristiques des lithologies de roches stériles

La zone minéralisée du Bloc Tony est comprise dans la province géologique du Grenville. Cette province géologique est marquée par une orogénèse de type himalayenne. Il s'agit de l'orogénèse qui est survenue lors de la collision intercontinentale entre la plaque tectonique continentale Laurentia et la plaque tectonique continentale Amazonia lors du Mésoprotérozoïque (-1,5 à -1 Ga)

(MERN, 2018). Cette orogénèse s’inscrit dans la formation du supercontinent Rodinia (Bourque, 2010). La province de Grenville inclut donc des domaines parautochtone et allochtone qui ont fortement été déformés lors de la collision entre les deux plaques continentales. La province de Grenville inclut typiquement des roches sédimentaires et des faciès ignés métamorphisés lorsqu’elles ont été soumises à d’importantes contraintes de pression et de température, induites lors de l’activité tectonique (Bourque, 2010).

La zone minéralisée du Bloc Tony est plus particulièrement située dans le domaine allochtone (DRA-Metchem, 2018). Il comprend principalement des roches métasédimentaires dont les lithologies principales sont les suivantes : paragneiss, marbre et calco-silicates, méta-gabbro, charnockite et graphite.

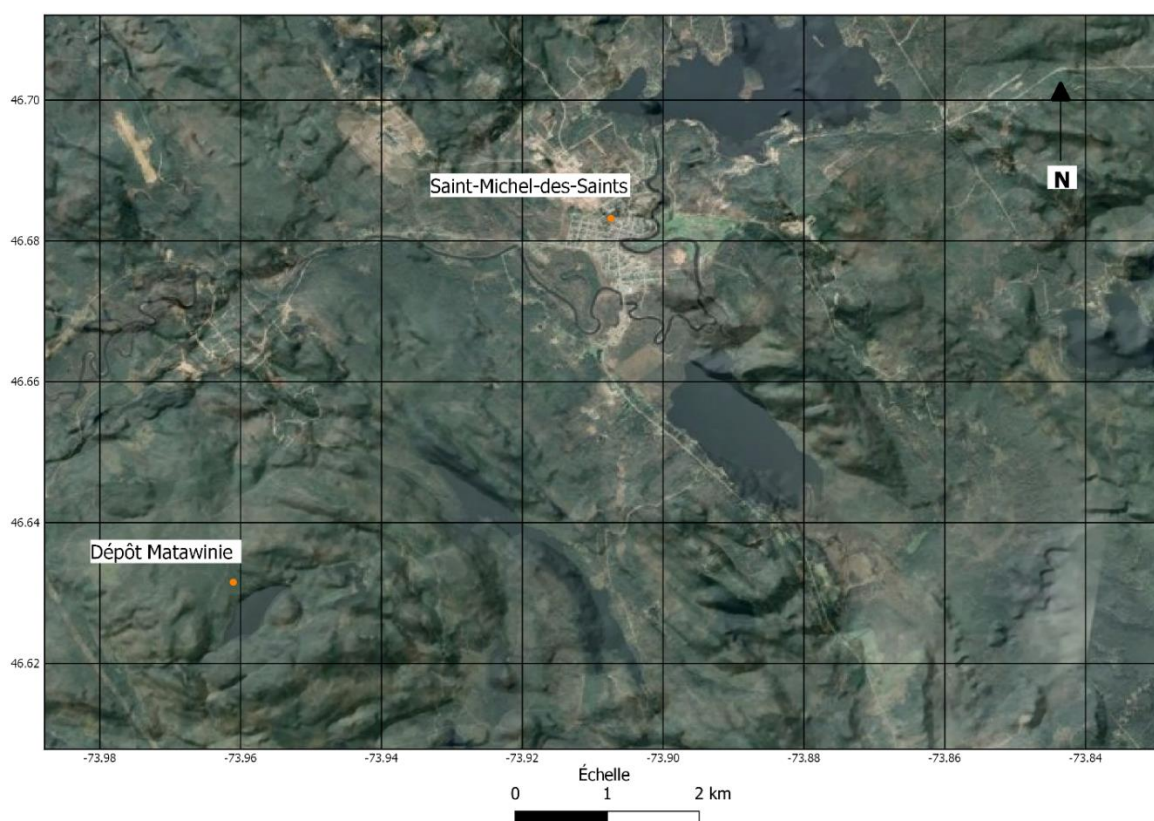


Figure 3.1 Localisation du gisement Matawinie à l'échelle locale (Google Earth, 2019 ; MERN, s.d.b)

### **3.1.3 Minéralisation**

La minéralisation du Bloc Tony prend la forme de flocons de graphite disséminés. La minéralisation est associée au paragneiss. La propriété comprend des horizons de paragneiss enrichi en graphite (paragneiss graphitique) avec des épaisseurs supérieures à 20 m. La minéralisation est souvent associée à la présence de sulfures principalement sous forme de pyrrhotite. Le minerai de paragneiss graphitique extrait dans la fosse a une teneur en graphite moyenne de 4,39 % C(t). Les réserves totales de graphite dans le gisement Matawinie sont estimées à 52 000 tonnes avec une pureté de 97 % (DRA-Metchem, 2018).

### **3.1.4 Matériaux à l'étude**

Les matériaux étudiés dans le cadre de ce projet correspondent aux différents types de matériaux géologiques qui seront générés par les activités de production de NMG. Plus particulièrement, les différents types de résidus miniers (PAG et NAG) produits ainsi que les différentes lithologies de roches stériles (paragneiss mix, paragneiss à biotite, paragneiss graphitique, méta-gabbro et charnockite) seront étudiés dans le cadre de cette étude. Il est à noter que la lithologie de roches stériles de paragneiss graphitique correspond également au minerai. La teneur de coupure du graphite dans cette lithologie est de 2,32 % (DRA-Metchem, 2018). Lorsque la teneur en graphite dans cette lithologie dépasse la valeur de 2,32 %, il s'agit de minerai qui doit être traité à l'usine en vue de concentrer le graphite. La figure 3.2 présente la proportion des différentes lithologies de roches stériles qui seront générées sur la propriété de NMG.

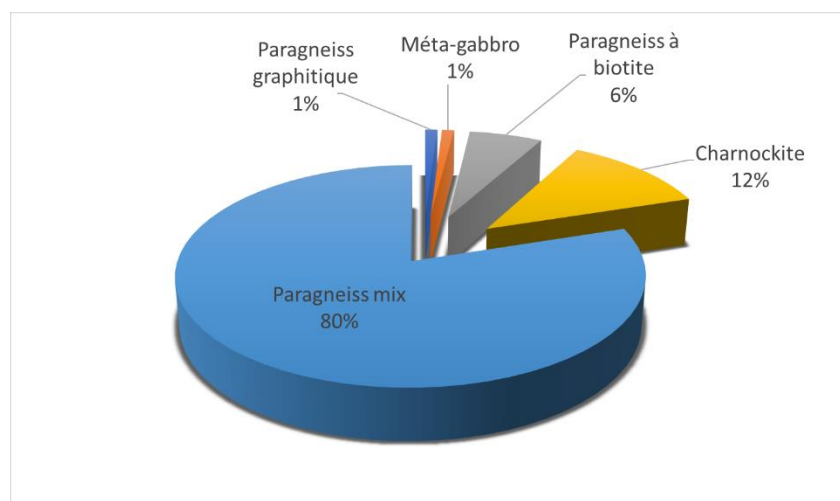


Figure 3.2 Proportion des différentes lithologies de roches stériles générées sur la propriété de NMG

NMG prévoit générer une quantité totale de stériles de 49,96 Mt (SNC-Lavalin, 2019). Le paragneiss correspond à la lithologie la plus abondante de la propriété et c'est cette dernière qui contient la minéralisation en graphite. Le paragneiss est le produit de la métamorphisation des roches sédimentaires du domaine allochtone lors de l'orogénèse grenvillienne. Visuellement, cette lithologie se présente comme une alternance de bandes centimétriques et décimétriques claires et foncées. Les bandes leucocratiques sont composées de quartz, plagioclases, et de feldspath potassique. Les bandes mafiques sont principalement composées de biotite. Le paragneiss comprend communément les minéraux suivants : graphite, sillimanite, grenat, cordiérite, sulfures (principalement sous forme de pyrrhotite) et magnétite. Les minéraux accessoires suivants sont rencontrés dans la lithologie : apatite, zircon et monazite (DRA-Metchem, 2018). La lithologie de paragneiss est divisée en trois déclinaisons caractérisées par une composition minéralogique qui leur est propre. Le paragneiss mix représente 80 % de l'ensemble des roches stériles sur le site. Le paragneiss à biotite représente 6 % de l'ensemble des roches stériles. Finalement, le paragneiss graphitique, avec une teneur en graphite  $< 2,32$  %, représente 1 % de l'ensemble des roches stériles.

Le méta-gabbro correspond à un gabbro qui a été déformé et métamorphisé. Cette lithologie contient l'assemblage minéralogique suivant : plagioclase, clinopyroxène, orthopyroxène, biotite, porphyroblaste, apatite, magnétite, sulfures et zircon. La lithologie est identifiée par sa couleur vert foncé (DRA-Metchem, 2018). Cette lithologie représente 1 % de l'ensemble des roches stériles.

La charnockite est grossièrement à moyennement grenue et montre des foliations ainsi que des textures mylonitiques. La lithologie se reconnaît par sa couleur verdâtre à rose sur les sections fraîches et brunâtre sur les sections altérées (DRA-Metchem, 2018). Cette lithologie représente 12 % de l'ensemble des roches stériles.

Finalement, NMG a opté pour une gestion des résidus filtrés à une teneur en eau de 15 %. Ces résidus sont issus du traitement du minerai de paragneiss graphitique avec une teneur en graphite moyenne de 4,39 % C(t). Plus particulièrement, le minerai est successivement concassé puis broyé à une granulométrie de 80% passant 0,211 mm. Le minerai broyé est ensuite soumis à une flottation au moyen de mazout et du solvant organique MIBC en vue de concentrer le graphite. La teneur résiduelle de graphite dans les résidus est inférieure à 0,07 % C(t) (DRA-Metchem, 2018).

En vue de diminuer la quantité de matériel générateur d'acidité qui doit être géré, la compagnie a intégré un circuit de concentration de sulfures par flottation afin de produire un résidu concentré en sulfures potentiellement générateur d'acidité (résidu PAG) et un résidu désulfuré non potentiellement générateur d'acidité (résidu NAG). Les agents flottants utilisés dans le cas de la concentration des sulfures correspondent aux PAX et au MIBC. La proportion volumique de résidu NAG est estimée à 78 % et celle de résidu PAG est estimée à 22 % (SNC-Lavalin, 2019). Il est prévu qu'une quantité totale de résidus PAG et NAG de 12,57 Mt et 44,89 Mt respectivement soit produite (SNC-Lavalin, 2019). La figure 3.3 présente les proportions des différents types de résidus.

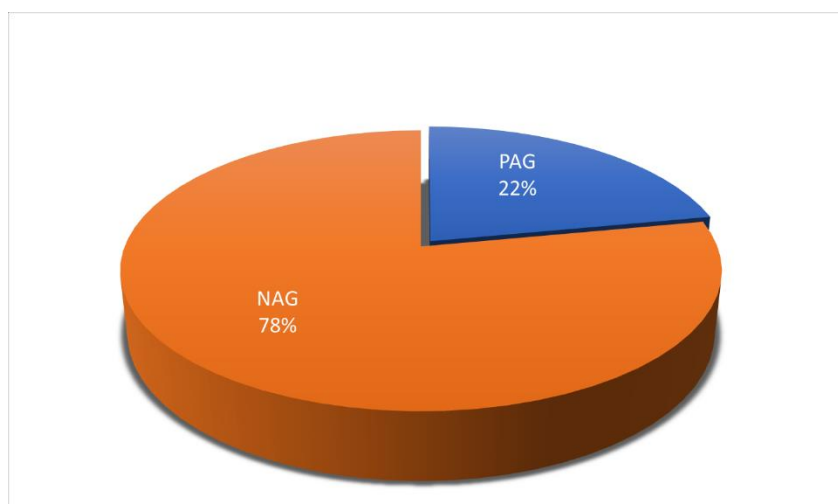


Figure 3.3 Proportion des différents types de résidus

### 3.1.5 Gestion des rejets

NMG prévoit utiliser différentes stratégies visant à limiter l'oxydation des rejets potentiellement générateurs de DMA pendant et après ses opérations. D'abord, NMG prévoit co-disposer ses différents rejets afin d'empêcher la génération de DMA par le résidu PAG et une partie des stériles générateurs d'acidité durant ses opérations. Les rejets seront co-disposés dans des haldes en surface ainsi qu'à l'intérieur de la fosse. Le retour des rejets dans la fosse sera intégré au plan de minage et sera effectué par secteurs dès qu'un espace suffisant et sécuritaire sera disponible. La déposition dans la fosse permettra de déposer les rejets potentiellement générateurs de DMA sous le niveau phréatique. La co-disposition par haldes de surface sera utilisée pour les rejets qui ne pourront pas être retournés dans la fosse pendant les opérations. Finalement, NMG prévoit restaurer les différentes aires d'accumulation au moyen d'une CEBC afin de limiter l'oxydation des rejets potentiellement générateurs de DMA à long terme (SNC-Lavalin, 2019). Il est prévu que la restauration du site soit réalisée de façon progressive et qu'elle commence dès la quatrième année. Dans le concept de restauration, les résidus NAG seront utilisés comme couche de matériels fins dans la CEBC (SNC-Lavalin, 2019). Ce projet se concentrera exclusivement sur l'étude du concept de co-disposition en haldes de surface au moyen de résultats expérimentaux obtenus en laboratoire et sur le terrain.

Le concept de co-disposition que NMG prévoit utiliser pour les haldes de surface ainsi que pour la déposition dans la fosse correspond à l'encapsulation des résidus PAG et des roches stériles au moyen des résidus NAG par bancs de 6 m d'épaisseur. La figure 3.4 présente une vue en coupe du concept de déposition. Dans ce concept, les résidus PAG seront confinés entre des bermes de roches stériles. Puis les stériles et le résidu PAG seront recouverts d'une couche de résidus NAG pour le moment définie à 1 à 1,5 m d'épaisseur. L'épaisseur de cette couche sera précisée et modifiée au besoin en fonction des résultats obtenus avec le suivi de la cellule de terrain et de mesures prises directement sur l'aire d'entreposage. Cette couche de résidus NAG pourrait limiter la génération de DMA par deux mécanismes. D'abord, il est prévu qu'un effet de barrière capillaire se développe entre les rejets fins (résidus NAG et PAG) et les stériles grossiers. Par cet effet, les rejets fins demeurerait saturés durant les opérations de la mine (SNC-Lavalin, 2019). La saturation des rejets permettrait de limiter la diffusion d'oxygène dans le résidu PAG et contribuerait ainsi à empêcher la génération de DMA. De plus, les sulfures résiduels contenus dans le résidu NAG pourraient temporairement consommer l'oxygène de telle sorte qu'elle ne pourrait pas atteindre les



rejets potentiellement générateurs de DMA (Nouveau Monde Graphite, 2020). Tel que mentionné précédemment, les rejets co-disposés seront restaurés au moyen d'une CEBC, incorporant des résidus NAG en guise de couche de matériaux fins, à la fin des activités de la mine (SNC-Lavalin, 2019).

Afin d'étudier le concept de gestion des rejets, NMG désire reproduire la co-disposition des résidus PAG, NAG et des stériles à plus petite échelle en construisant une cellule expérimentale instrumentée. Cette cellule permettra d'évaluer la qualité des eaux de drainage des rejets co-disposés. De plus, des sondes permettront de suivre l'évolution de la TEV de la succion matricielle et de la teneur en oxygène dans les rejets co-disposés. L'ensemble des données obtenues par la cellule de terrain permettront d'interpréter le mouvement des fluides (eau et gaz) afin de comprendre les principaux facteurs d'influence, de confirmer la validité du concept, et d'ajuster le design (au besoin).

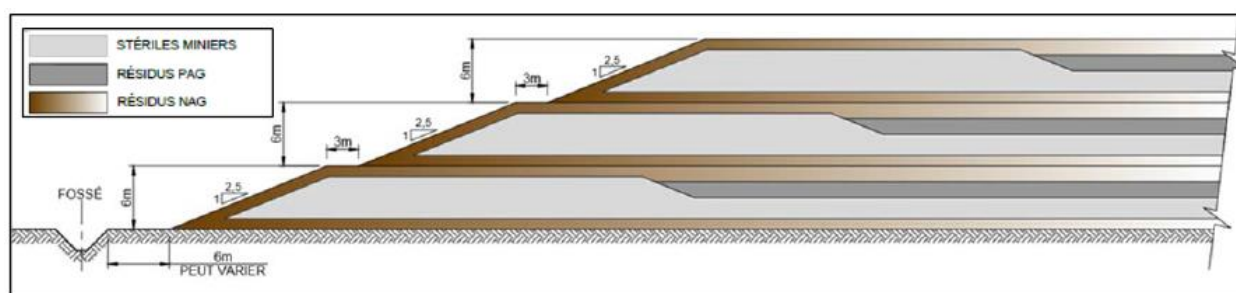


Figure 3.4 Vue en coupe du concept de co-disposition (SNC-Lavalin, 2019)

### 3.1.6 Matériaux utilisés pour les essais en laboratoire et sur le site

#### 3.1.6.1 Essais de laboratoire

Les essais en laboratoire ont été réalisés sur les matériaux frais (matériaux initiaux) et sur les matériaux altérés par les réactions géochimiques survenues lors des essais en colonne (matériaux post-démantèlement). Les détails relatifs aux échantillons utilisés dans les différents essais de laboratoire se retrouvent à l'annexe A.

Dans le cas des matériaux initiaux, le matériel utilisé correspond à un composite produit à partir de sous-échantillons de roches stériles et de résidus prélevés lors de la deuxième phase (phase II) de caractérisation réalisée par NMG. Il est à noter que les essais de caractérisation chimique et minéralogique sur les matériaux initiaux, les essais statiques ainsi que les essais en cellules humides

ont été réalisés dans les laboratoires de SGS lors d'une campagne de caractérisation préliminaire au projet de recherche actuel. Les essais statiques initiaux ont été réalisés sur chacun des sous-échantillons des roches stériles et sur les composites de résidus. Les essais de caractérisation chimique et minéralogique et les essais en cellule humide ont été réalisés sur les composites. SGS a généré ses propres composites pour réaliser ses essais. Les essais en colonne ont été réalisés à l'URSTM sur des composites des différents matériaux préalablement à ce projet de recherche. L'URSTM a généré ses propres composites pour les essais en colonne. Le nombre d'échantillons prélevés pour les différents matériaux initiaux a été déterminé conjointement par le géologue de NMG ainsi que par les experts de l'URSTM. L'échantillonnage a été réalisé préalablement à ce projet selon les règles de l'art et conformément aux lignes directrices du MEND (2009) et SRK (1989). Le nombre d'essais réalisés sur chacun des matériaux a également été établi conformément aux lignes directrices du MEND (2009).

Tous les essais post-démantèlement ont été réalisés dans le cadre du projet de recherche actuel à l'URSTM sur des sous-échantillons issus des matériaux pour lesquels la réactivité dans les essais en colonne devait être étudiée. Il s'agit plus particulièrement des matériaux suivants : paragneiss graphitique, résidus PAG et résidus NAG. L'URSTM a parfois collaboré avec des laboratoires externes pour la réalisation d'essais post-démantèlement et initiaux. Il est à noter que des essais supplémentaires de caractérisation chimique et minéralogique sur les matériaux initiaux ont été réalisés dans le présent projet de recherche. Ces caractérisations ont été réalisées sur les matériaux ayant réagi durant les essais en colonne et qui ont été caractérisés en post-démantèlement. Le nombre d'échantillons prélevés pour les matériaux post-démantèlement a été ajusté selon les observations post-démantèlement macroscopiques et selon les besoins spécifiques du projet de recherche.

### **3.1.6.2 Essais de terrain**

Les essais de terrain visent plus particulièrement à étudier le comportement hydrogéologique des différents matériaux dans le concept de co-disposition. Les résidus PAG et NAG utilisés correspondent à des résidus frais directement reçus de l'usine de démonstration de NMG. En ce qui concerne les roches stériles, un composite représentatif de l'ensemble des roches stériles n'était pas disponible au moment de la construction de la cellule de terrain. Ainsi, des roches inertes avec une granulométrie étalée se rapprochant de celle des stériles miniers ont été utilisées dans la cellule.

Ces roches visent à reproduire le comportement hydrogéologique de la cellule seulement. La géochimie de ces matériaux n'est pas incluse dans la présente étude. Les essais de caractérisation physique et hydrogéologique, à l'exception de la CRE et de la conductivité hydraulique, ainsi que la modélisation SEEP/W ont été réalisés sur les échantillons en vrac *in situ* qui ont été utilisés lors des essais de terrain. Les détails relatifs aux échantillons utilisés dans les différents essais de laboratoire se retrouvent à l'annexe A.

## **3.2 Composition chimique et minéralogique**

### **3.2.1 Préparation des échantillons**

Les échantillons de paragneiss graphitique initiaux et post-démantèlement, dont les compositions chimique et minéralogique ont été caractérisées dans le cadre de cette étude, ont été préparés selon le schéma de la figure 3.5. Il est à noter que, pour certains échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement, les analyses de la composition minéralogique ont également inclus des observations au microscope optique et au MEB. Les analyses au microscope optique et au MEB ont pour but d'étudier les structures minéralogiques secondaires qui se sont développées lors des essais en colonne. Ces analyses ont été réalisées seulement sur les échantillons qui présentaient des particularités physiques macroscopiques lors du démantèlement de la colonne pour lesquelles des observations microscopiques plus détaillées étaient requises.

Les échantillons de résidus PAG et NAG initiaux et post-démantèlement, dont les compositions chimique et minéralogique ont été caractérisées dans le cadre de cette étude, ont été préparés selon le schéma de la figure 3.6. Il est à noter que, pour certains échantillons de résidus PAG et NAG post-démantèlement, les analyses de la composition minéralogique ont également inclus des observations au microscope optique et au MEB. Les échantillons de résidus PAG et NAG post-démantèlement analysés en microscopie ont été sélectionnés de façon analogue aux échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement.

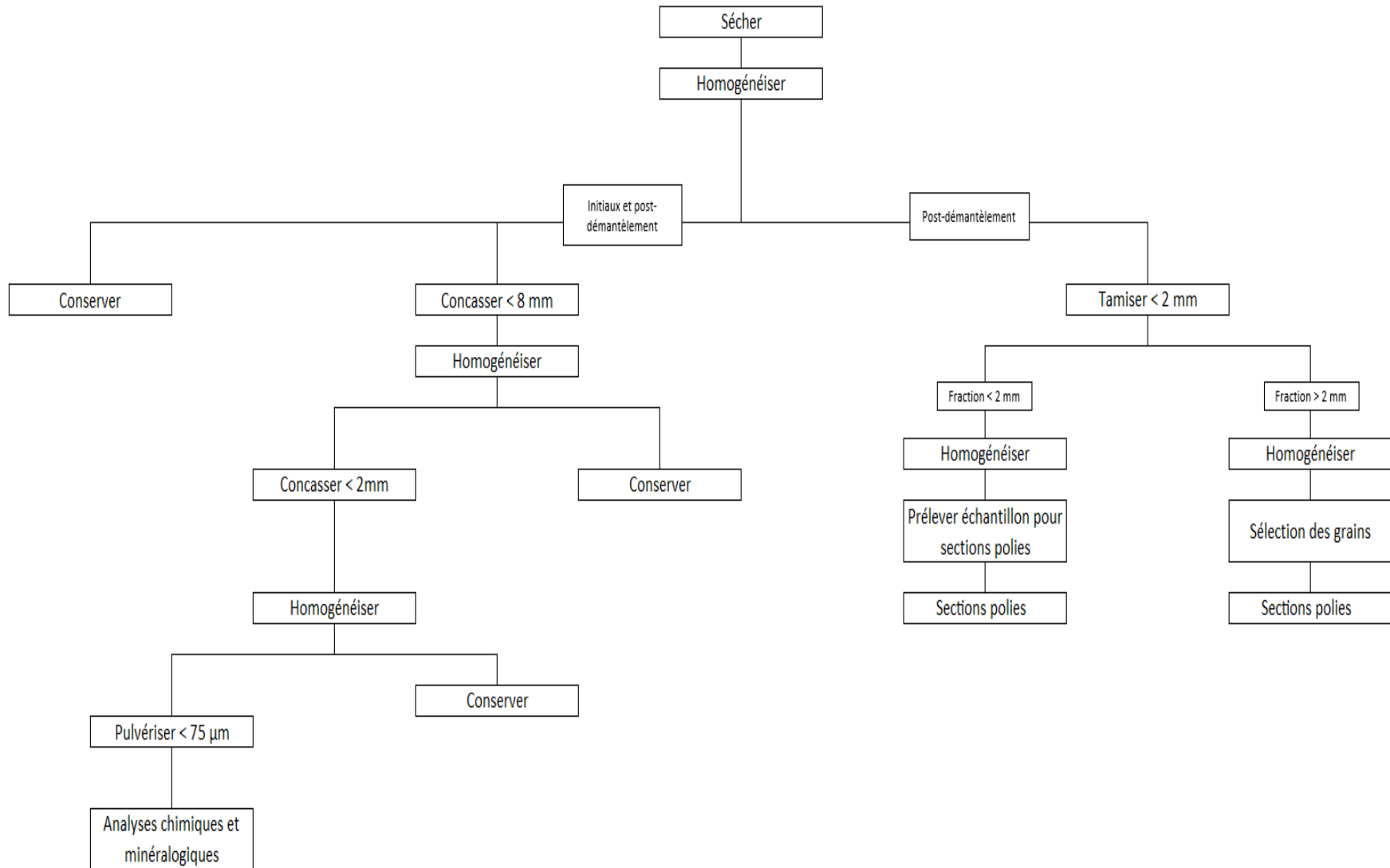


Figure 3.5 Schéma de préparation des échantillons initiaux et post-démantèlement de paragneiss graphitique

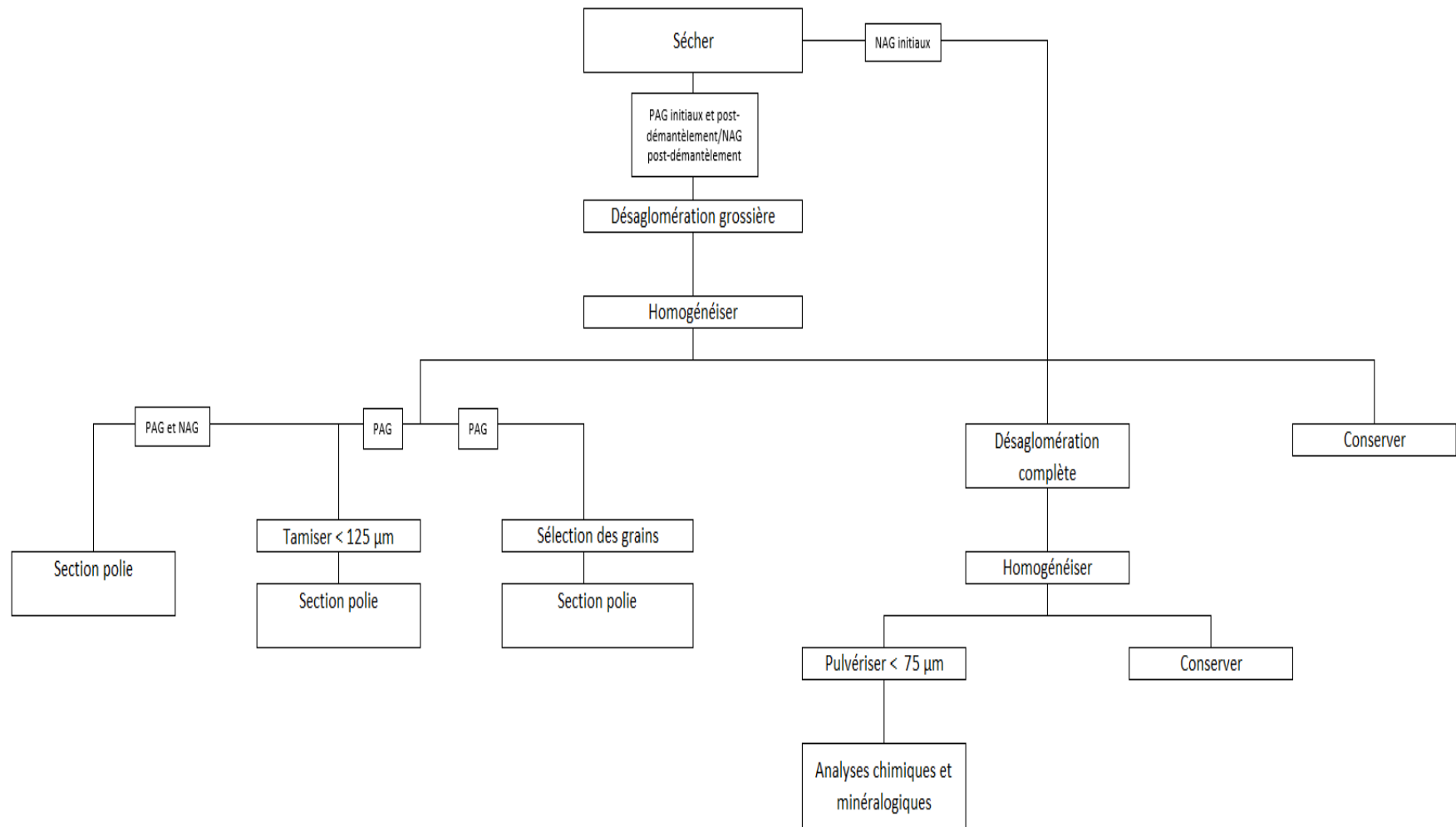


Figure 3.6 Schéma de préparation des échantillons initiaux et post-démantèlement de résidus PAG et NAG

### 3.2.2 Analyse chimique

La composition chimique des matériaux initiaux a été caractérisée dans les laboratoires de SGS, préalablement à ce projet de maîtrise, au moyen d'une digestion aux quatre acides (HCl/HNO<sub>3</sub>/HF/HClO<sub>4</sub>) et d'une analyse par spectrométrie d'émission atomique et de masse au plasma couplé inductif (ICP-AES/MS). Dans cette méthode, les échantillons sont d'abord complètement digérés par l'ajout de quatre acides et en les chauffant sur une plaque. Ensuite, les réactifs sont évaporés et les sels précipités sont dissouts dans une solution à 10 % de HCl. La solution obtenue est analysée au moyen d'un plasma d'argon. Le plasma est un mélange gazeux dans lequel les éléments ionisés libèrent des radiations électromagnétiques (photons) dont les longueurs d'onde sont caractéristiques. Dans le cas de l'analyse ICP-AES, l'analyse des longueurs d'onde et de l'intensité des radiations des photons libérés permet d'identifier et de quantifier quels sont les éléments qui composent l'échantillon. Dans le cas de l'analyse ICP-MS, le plasma est utilisé dans le but de dissocier les atomes de l'échantillon. Les atomes sont par la suite analysés au moyen d'un spectromètre de masse qui identifie et quantifie les différents éléments en se basant sur leurs masses et leurs charges ioniques (Raszkievicz, 2014). Il est à noter que la préparation des échantillons analysés dans les laboratoires de SGS n'a pas été réalisée dans le cadre de ce projet de maîtrise.

La composition chimique de certains matériaux initiaux et post-démantèlement a également été évaluée au moyen d'une fusion au peroxyde suivie d'une analyse par ICP-AES/MS. Cette analyse a été réalisée sur les matériaux initiaux et post-démantèlement suivants dans les laboratoires de XPS : paragneiss graphitique, résidus PAG et résidus NAG.

Dans les deux cas, les éléments suivants ont été analysés : Al, Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni et Zn. En plus de ces éléments, les laboratoires de XPS ont également analysé les éléments suivants : S, Si, et C-Total.

Les analyses chimiques ont été réalisées sur trois échantillons post-démantèlement de chacun des matériaux afin d'assurer la qualité des résultats post-démantèlement. Dans le cas des échantillons initiaux, les analyses chimiques ont été réalisées sur un échantillon de chacun des matériaux en raison de la disponibilité limitée de ces matériaux. Il est à noter que, dans le cas du paragneiss graphitique, des résidus PAG et des résidus NAG initiaux, deux résultats d'analyses chimiques sont disponibles (résultats SGS et résultats XPS). Ainsi, il est possible d'évaluer la qualité de ces

résultats en comparant les résultats de XPS obtenus dans le cadre de ce mémoire avec ceux obtenus préalablement dans les laboratoires de SGS. La précision relative de l'analyse chimique ICP-AES/MS est de l'ordre de  $\pm 5\%$ .

Les méthodes d'analyse de composition chimique utilisées dans les deux laboratoires (SGS et XPS) incluaient des protocoles de contrôle et d'assurance de la qualité (QA/QC) des résultats. Plus particulièrement, des blancs d'analyse ainsi que des duplicatas, représentant au moins 10 % de l'ensemble des échantillons analysés, ont été utilisés conformément aux lignes directrices du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) dans le but d'assurer la qualité des résultats d'analyse chimiques obtenus (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014).

### **3.2.3 Analyse de soufre et carbone**

La teneur en soufre total ( $S_{\text{total}}$ ) a été déterminée au moyen d'une fournaise à induction à l'URSTM (MEND, 2009). Le principe de cette méthode est de mettre le matériel en contact avec de l'oxygène à une température d'approximativement 1650°C. Le  $S_{\text{total}}$  est déduit à partir du dioxyde de soufre généré et mesuré au moyen d'un détecteur à infrarouge (MEND, 2009). La teneur en carbone total ( $C_{\text{total}}$ ) a été évaluée dans les laboratoires de l'URSTM au moyen d'une fournaise à induction.

Les analyses S/C ont été réalisées sur trois échantillons post-démantèlement des matériaux suivants afin d'assurer la qualité des résultats obtenus : paragneiss graphitique, résidus PAG et résidus NAG. La limite de détection (LDD) de cette méthode est de 0,05 % p/p dans le cas du carbone et de 0,009 % p/p dans le cas du soufre. Le QA/QC des analyses soufre et carbone a été assuré de façon analogue au QA/QC des analyses de la composition chimique.

### **3.2.4 Analyse minéralogique par diffraction des rayons X**

La diffraction des rayons X (DRX) permet d'identifier les phases minérales dans un échantillon de roche. Cette méthode d'analyse permet également d'estimer semi-quantitativement l'abondance des phases minérales. L'analyse DRX est réalisée sur un cristal. Un faisceau de rayon X est projeté sur l'échantillon. Le cristal minéral réfléchit les rayons X avec une diffraction (déviations) caractéristique en termes d'angle et d'intensité de diffraction. Les phases minérales sont identifiées en interprétant au moyen du logiciel DiffracPlus EVA v.5.2.0.3 et sont quantifiées avec la méthode de Rietveld au moyen du logiciel TOPAS v.4.2 (Rietveld, 1993). Il s'agit d'une méthode semi-

quantitative puisque la quantification des phases minérales dépend de l'identification préalable des minéraux par l'opérateur. La précision de cette méthode est de l'ordre de  $\pm 0,5$  % p/p dans des conditions optimales.

La composition minéralogique par DRX des matériaux initiaux a été caractérisée dans les laboratoires de SGS préalablement à ce projet de maîtrise. Ainsi, la préparation des échantillons analysés dans les laboratoires de SGS n'a pas été réalisée dans le cadre de ce projet de maîtrise.

Les analyses DRX ont été réalisées sur trois échantillons post-démantèlement de chacun des matériaux afin d'assurer la qualité des résultats obtenus. La qualité des résultats obtenus a été assurée en les comparant avec les résultats de DRX réalisés par le partenaire industriel préalablement au projet de maîtrise.

### **3.2.5 Minéralogique quantitative par analyse d'images**

L'analyse Quantitative Evaluation of Minerals by Scanning Electron Microscopy (QEMSCAN) permet de mesurer semi-quantitativement la composition minéralogique des échantillons par l'analyse des rayons X. Il s'agit d'un système automatisé qui produit une carte des particules et qui utilise un code de couleur pour identifier les minéraux sur la carte (Edahbi, 2018). La limite de détection de cette méthode est de l'ordre de 0,14-0,35 % (Edahbi, 2018).

La composition minéralogique par QEMSCAN des matériaux initiaux a été caractérisée dans les laboratoires de SGS préalablement à ce projet de maîtrise. Ainsi, la préparation des échantillons analysés dans les laboratoires de SGS n'a pas été réalisée dans le cadre de ce projet de maîtrise. Dans le présent projet de recherche, cette méthode a été utilisée pour caractériser les matériaux initiaux et post-démantèlement suivants dans les laboratoires de l'URSTM : paragneiss graphitique, résidus PAG et résidus NAG. Ces matériaux ont été analysés dans les laboratoires de XPS.

Les analyses QEMSCAN ont été réalisées sur trois échantillons post-démantèlement de chacun des matériaux afin d'assurer la qualité des résultats obtenus. La qualité des résultats obtenus pour les échantillons initiaux a été assurée en les comparant avec les résultats de QEMSCAN réalisés par le partenaire industriel préalablement au projet de maîtrise.



### **3.2.6 Analyse minéralogique par microscopie optique**

L'analyse des sections polies au microscope optique à lumière réfléchie permet d'identifier les phases minérales opaques, telles que les sulfures. Le microscope optique permet également d'observer la taille, l'état et l'arrangement des grains (MEND, 2009). Dans le cas où les grains de sulfures présentent des textures d'altération, l'analyse au microscope optique permettra de les observer. En outre, le microscope optique permet d'identifier les zones et grains d'intérêt à observer au microscope électronique à balayage (MEB). Dans la présente étude, le modèle du microscope utilisé est le Zeiss Axio Imager.M2m. Les analyses au microscope optique ont été réalisées sur les matériaux post-démantèlement suivants dans les laboratoires de l'URSTM : paragneiss graphitique, résidus NAG et résidus PAG.

Les analyses au microscope optique ont été réalisées sur deux à trois échantillons post-démantèlement de chacun des matériaux afin d'assurer la qualité des résultats obtenus.

### **3.2.7 Analyse minéralogique par microscope électronique à balayage**

Le MEB (Figure 3.7) permet d'identifier les phases minérales, de déterminer la taille de leurs grains, l'arrangement des grains des différents minéraux et d'estimer la composition chimique des phases minérales. L'échantillon de roche est soumis à un faisceau d'électrons. En retour, l'échantillon produit des électrons rétrodiffusés, des électrons secondaires et des rayons X. L'échantillon de roche peut être observé à l'état brut ou en sections polies. L'échantillon doit être recouvert d'un film conducteur de carbone ou d'or lors d'une analyse au MEB conventionnel réalisée sous vide. Les matériaux géologiques ne sont généralement pas de bons conducteurs d'électricité et sont isolés les uns des autres par la résine de la section polie; ils pourraient donc accumuler des charges électriques lorsqu'ils sont soumis à un faisceau d'électrons (Duchesne, 2014 ; MEND, 2009).

L'analyse des électrons rétrodiffusés permet de distinguer rapidement les différentes phases minérales. Les différentes teintes de gris émis par les électrons rétrodiffusés informent sur le numéro atomique moyen des phases minérales. Un minéral avec une masse plus élevée va ainsi apparaître en gris clair. De plus, les électrons rétrodiffusés informent de la structure, de la texture, de l'altération, de la taille et de l'arrangement des grains (Duchesne, 2014 ; MEND, 2009).

L'analyse spectrométrique de la dispersion d'énergie des rayons X (EDS) permet de caractériser la composition chimique relative des différentes phases minérales. Lorsque les éléments sont soumis à un faisceau d'électrons, ils émettent des rayons X qui leur sont propres et qui permettent ainsi de les identifier et d'estimer leur abondance (Duchesne, 2014 ; MEND, 2009). La limite de détection dans le cas de l'analyse EDS (de l'ordre de 1000 à 5000 ppm à l'échelle du grain) est supérieure de 1 ordre de grandeur en comparaison avec la EPMA (de l'ordre de 100 ppm à l'échelle du grain) (MEND, 2009). Les électrons secondaires permettent quant à eux d'observer la topographie et les difformités en surface des échantillons (Duchesne, 2014 ; MEND, 2009).

Dans le présent cas, les analyses au MEB ont été réalisées dans les laboratoires de l'URSTM pour les sections polies de résidus PAG et de paragneiss graphitique post-démantèlement et ont été réalisées à l'ULaval (Inspect F50 de FEI) pour les sections polies de résidus NAG post-démantèlement en raison d'une défektivité de l'équipement à l'URSTM. Les images ont été prises en électrons rétrodiffusés à l'URSTM (Hitachi S-3500N) et en électrons rétrodiffusés à l'ULaval. Dans les deux cas, l'analyse des rayons X a été réalisée dans le but de confirmer la composition minéralogique des grains ciblés dans l'échantillon. Les analyses au MEB ont été réalisées sur les échantillons post-démantèlement suivants : paragneiss graphitique, résidus PAG et résidus NAG. La limite de détection du MEB est de l'ordre de 1000 à 5000 ppm et la précision est de l'ordre de 3 % à l'échelle du grain. Les analyses au MEB ont été réalisées sur deux à trois échantillons post-démantèlement de chacun des matériaux afin d'assurer la qualité des résultats obtenus.



Figure 3.7 MEB FEI Inspect F5 (Département de géologie et de génie géologique. Université Laval, s. d.)

### 3.2.8 Analyse minéralogique par microsonde électronique

Le principe de fonctionnement de l'analyse minéralogique par microsonde électronique (EPMA) (Figure 3.8) est similaire à celui du MEB. En effet, il s'agit d'analyser les rayons X caractéristiques émis par les éléments lorsqu'ils sont excités par un faisceau d'électrons afin de les identifier et de les quantifier (Duchesne, 2014). Cependant, l'analyse EPMA permet d'analyser les rayons X en utilisant la spectrométrie de dispersion des longueurs d'onde (WDS) et offre des limites de détection plus faibles que dans le cas de l'analyse EDS du MEB (MEND, 2009). Dans le présent cas, les analyses EPMA ont été réalisées à l'Uaval (CAMECA SX-100) dans le but de vérifier la présence de métaux en inclusion dans la composition chimique de grains de pyrrhotite des matériaux post-démantèlement suivants : paragneiss graphitique et résidus PAG. Cette méthode d'analyse a également été réalisée par XPS afin de compléter l'analyse au QEMSCAN réalisée sur les matériaux post-démantèlement suivants : paragneiss graphitique et résidus PAG. La limite de détection de cette méthode est de l'ordre de 100 ppm à l'échelle du grain. Les analyses au EPMA ont été réalisées sur plusieurs grains de pyrrhotite afin d'assurer la qualité des résultats obtenus.



Figure 3.8 EPMA CAMECA SX-100 (Département de géologie et de génie géologique. Université Laval, s. d.).

### 3.3 Essais statiques

Les essais de prédiction de la génération de DMA statiques ont été réalisés au moyen d'un essai ABA. Le PA a été déterminé chimiquement et est calculé à partir de la mesure du  $S_{total}$  dans le matériel. Le  $S_{total}$  a été déterminé au moyen d'une fournaise à induction (MEND, 2009). Le principe

de cette méthode est de mettre le matériel en contact avec de l'oxygène à une température d'approximativement 1650°C. Le  $S_{\text{total}}$  est déduite à partir du dioxyde de soufre généré et mesuré au moyen d'un détecteur à infrarouge (MEND, 2009).

Le  $S_{\text{total}}$  associé aux sulfates a également été déterminée afin d'estimer le PA induit par la présence de soufre associé aux sulfures seulement. Le soufre associé aux sulfates solubles a été mesuré par une extraction à l'acide chlorhydrique et une analyse ICP-AES.

Le PN a été déterminé en utilisant la méthode de Sobek modifiée par Lawrence & Wang (1997). Pour ce faire, 2 g de chacun des échantillons ont été mis en contact avec de l'acide chlorhydrique afin de dissoudre les carbonates et les silicates hautement réactifs (Sobek *et al.*, 1978). Dans cet essai, l'échantillon doit avoir une granulométrie  $< 74 \mu\text{m}$  et la quantité d'acide ajoutée est déterminée qualitativement par le test de Fizz. Lors du test de Fizz, le degré d'effervescence de l'échantillon est évalué sur un échantillon de 0,5 g mis en contact avec de l'acide chlorhydrique (2 à 5 ml de HCl à une concentration de 1,0 N). De l'eau est ajoutée à l'échantillon afin de diluer l'acide ajouté. L'acide est ajouté au début de l'essai, 2 heures après le début de l'essai puis 22 heures après le début de l'essai dans le cas où le pH du mélange est supérieur à 2,5. À la fin de l'essai, le reste de l'acide est titré avec du NaOH.

Les essais statiques ont été réalisés sur les échantillons initiaux par les laboratoires de SGS. Dans le cas des résidus, un essai a été réalisé sur les résidus PAG et un essai a été réalisé sur les résidus NAG. Dans le cas des roches stériles, un essai statique a été réalisé sur chacun des sous-échantillons composites de chacune des lithologies. La préparation des échantillons analysés dans les laboratoires de SGS n'a pas été réalisée dans le cadre de ce projet de maîtrise. Le QA/QC des essais statiques a été assuré de façon analogue au QA/QC des analyses de la composition chimique.

## **3.4 Essais cinétiques**

### **3.4.1 Essais en cellules humides**

Les essais en cellules humides ont été réalisés dans les laboratoires de SGS. Pour les roches stériles, un composite de tous les sous-échantillons a été utilisé. Pour les résidus, les cellules humides ont été montées en utilisant les échantillons suivants : Sulphides Tailing et Low Sulphides Tailing. La procédure des essais en cellules humides est normée (ASTM D5744) (ASTM, 2018b). Le protocole

expérimental est également détaillé par le MEND (2009). Dans la présente étude, un total de sept cellules a été réalisé. Plus particulièrement, une cellule humide a été réalisée pour chaque type de matériel (deux cellules humides de résidus miniers et cinq cellules humides de roches stériles).

L'appareillage requis pour les cellules humides est le suivant (MEND, 2009) :

- Cylindre de Plexiglas avec une base munie d'un drain;
- Plaque perforée pour supporter le matériau;
- Couche filtrante afin d'éviter de lessivage des particules;
- Pour les stériles miniers et autres matériaux poreux, les dimensions de la cellule sont les suivantes : 20 cm de hauteur et 10 cm de diamètre (Figure 3.9-A);
- La granulométrie des roches stériles est typiquement  $< 6$  mm
- Pour les résidus miniers et autres matériaux fins, les cellules humides utilisées sont plus petites et plus larges afin d'accélérer les réactions d'oxydations des sulfures (Figure 3.9-B);
- La granulométrie des résidus et matériaux fins est typiquement  $< 150$   $\mu\text{m}$ .

La procédure standard utilisée pour les cellules humides est la suivante (ASTM, 2018b) :

1. Placer 1 kg de l'échantillon dans l'appareillage;
2. Rincer l'échantillon avec de l'eau désionisée.
3. Récupérer l'eau de drainage 2 (dans le cas des stériles) à 4 (dans le cas des résidus) heures après le rinçage;
4. Soumettre le drainage synthétique à une caractérisation des paramètres physicochimiques et des concentrations en métaux dissouts;
5. Soumettre la cellule à un cycle d'air sec pendant une durée de 3 jours;
6. Soumettre la cellule à un cycle d'air humide pendant une durée de 3 jours;
7. Répéter les étapes 2 à 6 jusqu'à ce que la chimie du lixiviat se soit stabilisée.

Les caractéristiques des essais en cellules humides réalisés dans le cadre de cette étude sont présentées dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 Caractéristiques des essais en cellules humides

<b>Matériel</b>	<b>Masse placée dans la cellule</b>	<b>Volume d'eau des rinçages</b>	<b>Nombre total de rinçages</b>	<b>Nombre de rinçages analysés</b>	<b>Paramètres physicochimiques</b>	<b>Concentrations ponctuelles<sup>1</sup></b>
PAG	1 kg	1000 ml	44	25	Total des solides en suspension (TSS), solides dissouts totaux (TDS), pH, acidité et alcalinité	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cl <sup>-</sup> , Hg, Ag, Al, As, Ba, B, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K <sup>+</sup> , Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Si, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V, Zn
NAG			44	25		
Paragneiss graphitique			53	27		
Paragneiss mix			53	27		
Paragneiss à botite			44	25		
Méta-gabbro			53	27		
Charnockite			44	25		

<sup>1</sup> Le QA/QC des résultats de qualité d'eau des essais en cellules humides a été assuré de façon analogue au QA/QC des analyses de la composition chimique.

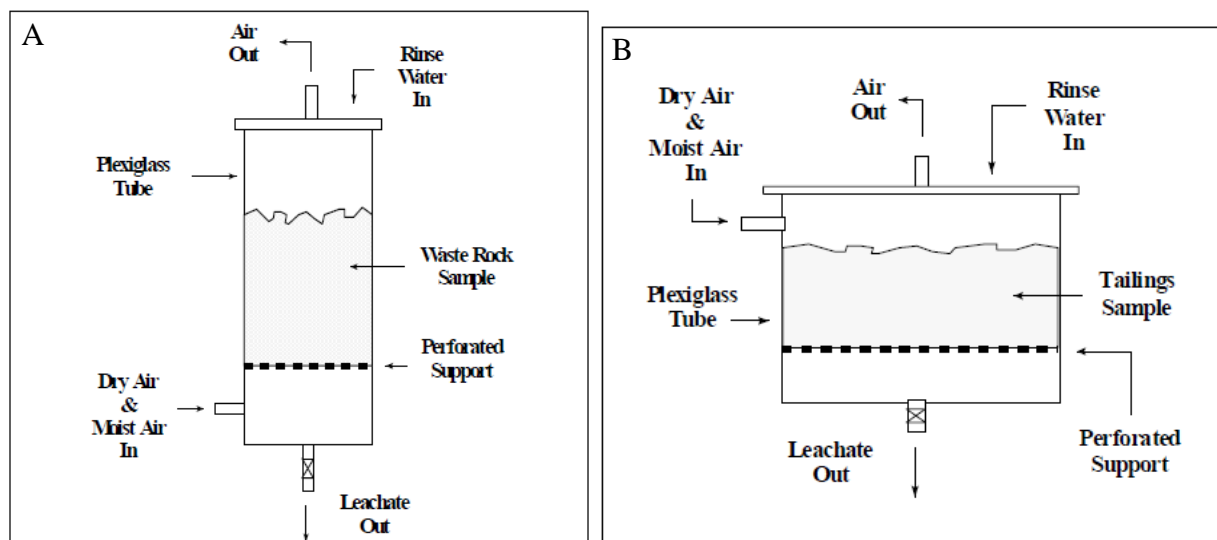


Figure 3.9 Schémas des essais en cellules humides : (A) Cellule humide pour roches stériles, tiré de ASTM (2018b), (B) Cellule humide pour résidus, tiré de ASTM (2018b)

### 3.4.2 Essais en colonne

Les essais en colonne ont été réalisés à l'URSTM dans le but de caractériser le potentiel de génération de DMA ainsi que le potentiel de lixiviation en métaux des matériaux à l'étude. Les essais en colonne ont été réalisés sur des sous-échantillons de roches stériles et sur des échantillons composites de résidus. Ces essais permettent d'accélérer l'oxydation des sulfures et les réactions de neutralisation (Benzaazoua *et al.*, 2004 ; MEND, 2009). Ainsi, les résultats obtenus dans le cadre de cet essai permettent de décrire les réactions géochimiques qui prennent place dans le matériel, de réduire l'incertitude sur les résultats des essais statiques, de déterminer les variations temporelles de la génération d'acidité et de la qualité des eaux, et simuler des scénarios de restauration visant à limiter la génération de DMA (Marchant & Lawrence, 1991). Dans la présente étude, un total de sept colonnes ont été réalisées. Plus particulièrement, une colonne a été réalisée pour chaque type de matériel (deux colonnes de résidus miniers et cinq colonnes de roches stériles).

L'appareillage typiquement requis pour les colonnes est le suivant (Marchant & Lawrence, 1991):

- Cylindre de Plexiglas avec les dimensions suivantes : 60 à 600 cm de hauteur et 5 à 60 cm de diamètre;
- Filtre circulaire à la base de la colonne;

- Géotextile;
- Bouteilles de plastique et tubes pour collecter les échantillons de lixiviat;

La méthodologie utilisée pour les essais en colonne s'inspire des travaux de Marchant & Lawrence (1991) :

- 1) Dans le cas des stériles, concasser le matériel à une taille de particule inférieure à 1/6 du diamètre de la colonne;
- 2) Dans le cas des résidus, tester le matériel avec la granulométrie d'origine;
- 3) Remplir la colonne de matériel, selon l'objectif visé et la disponibilité du matériel;
- 4) Rincer la colonne avec de l'eau (ou autres liquides d'extraction dépendamment de la méthode expérimentale utilisée);
- 5) Collecter les lixiviats périodiquement et analyser les éléments et paramètres d'intérêt. Il est à noter que les métaux mesurés dans la présente étude correspondent aux métaux dissouts;
- 6) Répéter les cycles de rinçages conformément à la méthode expérimentale préalablement adaptée au projet.

Les colonnes utilisées dans le cadre de l'étude étaient faites de Plexiglas et avaient un diamètre de 14 cm (Figures 3.10-A et 3.10-B). Pour les colonnes de roches stériles, le matériel utilisé a été tamisé à une granulométrie inférieure à 2 cm pour respecter le critère de la taille des particules par rapport au diamètre de la colonne. Dans le cas du méta-gabbro, la masse de matériel utilisée pour l'essais en colonne est plus faible que dans le cas des autres lithologies de roches stériles en raison de la disponibilité limitée de ce matériel. Entre les rinçages, les colonnes étaient laissées à l'air libre. Les caractéristiques spécifiques des essais en colonne réalisés dans le cadre de cette étude sont présentées dans le tableau 3.2.



Tableau 3.2 Caractéristiques des essais en colonne

Matériel	Masse placée dans la cellule	Épaisseur de matériel dans la colonne	Fréquence des rinçages	Volume d'eau des rinçages	Nombre de rinçages total	Nombre de rinçages analysés	Paramètres physico-chimiques	Concentrations ponctuelles <sup>1</sup>
PAG	8 kg	30 cm	Mensuel	2000 ml	17	17	pH, conductivité, Eh, acidité et alcalinité	Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Pb, Stot, Se, Si, Sr, Te, Ti, Zn, Sb, Ag, Sn, Hg, Ptot, Sr, Tl, U, V, F, Cl <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Br <sup>-</sup> , S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup>
NAG					26	26		
Paragneiss graphitique	20 kg	70 cm	Aux deux semaines		29	21		
Paragneiss mix					19	16		
Paragneiss à botite					19	16		
Charnockite					13	12		
Méta-gabbro	4 kg	-		400 ml	13	12		

<sup>1</sup> Le QA/QC des résultats de qualité d'eau des essais en colonne a été assuré de façon analogue au QA/QC des analyses de la composition chimique.

Les lixiviats de toutes les colonnes étaient analysés pour les paramètres suivants : pH, potentiel d'oxydo-réduction (Eh), conductivité électrique (EC), acidité, alcalinité, concentrations en métaux et les spéciations de soufre. L'acidité et l'alcalinité ont été mesurées en utilisant le titrateur automatique Metrohm 848 Titrino Plus. Les échantillons de lixiviat étaient filtrés avec une membrane en nylon de  $0,45\ \mu\text{m}$  et titrés avec des solutions de  $0,02\ \text{N}\ \text{NaOH}$  et de  $0,02\ \text{N}\ \text{H}_2\text{SO}_4$ . La concentration des métaux a été mesurée en utilisant les analyses ICP-MS et les analyses ICP-AES. La concentration des différentes spéciations du soufre a été déterminée en utilisant la chromatographie ionique (IC). Tous les échantillons ont été filtrés une membrane en nylon de  $0,45\ \mu\text{m}$ . Dans le cas de la concentration en métaux, les échantillons ont été acidifiés avec du  $\text{HNO}_3$  à 2 % et traité avec du  $\text{H}_2\text{O}_2$  à 37 % dans le but de prévenir la précipitation des métaux avant l'analyse.

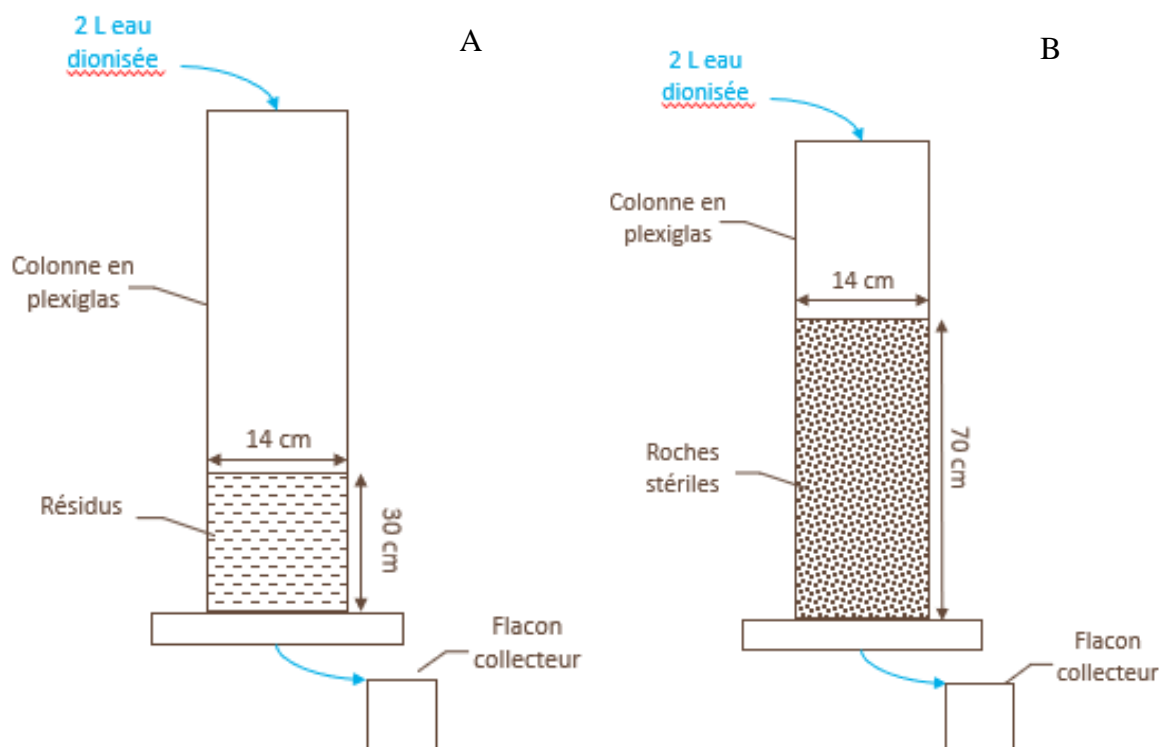


Figure 3.10 Schémas des essais en colonne : (A) Essai en colonne dans le cas des résidus miniers. (B) Essai en colonne dans le cas des stériles

### 3.5 Visual MINTEQ

Le logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mis à jour en 2019) permet de réaliser des calculs d'équilibre thermodynamique dans le cas d'eaux naturelles (Gustafsson, 2013). Ce logiciel peut prédire les espèces chimiques et leur état (aqueux ou solide) dans un système géochimique à l'équilibre. Pour ce faire, le logiciel tient compte de la composition chimique connue du système géochimique et d'une base de données qui inclut une multitude d'espèces aqueuses et solides. Dans le présent cas, les calculs thermodynamiques ont été réalisés sur les qualités d'eau obtenues dans les différents essais en colonne. Ces calculs ont permis de prédire quelles sont les espèces chimiques qui sont susceptibles de précipiter ou de se dissoudre dans les différents systèmes naturels que représentent les essais en colonne.

Dans la présente étude, les 30 éléments ont été choisis pour effectuer les calculs thermodynamiques en lien avec les réactions menant à génération du DMA. Ainsi, les éléments qui sont les plus susceptibles de se trouver en solution par l'oxydation des sulfures ont été ajoutés dans les calculs d'équilibre thermodynamique. Dans le présent cas, il s'agit des paramètres et éléments suivants : pH, Eh, alcalinité, sulfates,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , P ( $\text{PO}_4$ ),  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{As}^{3+}$ ,  $\text{Ba}^{2+}$ ,  $\text{Be}^{2+}$ ,  $\text{Bi}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ , S ( $\text{SO}_4$ ), Si ( $\text{H}_4\text{SiO}_4$ ),  $\text{Sr}^{2+}$  et  $\text{Zn}^{2+}$ .

Certains éléments ont été retirés des calculs d'équilibre thermodynamique en raison des résultats incohérents qu'ils généraient. Par exemple, le sélénium (Se) a été retiré puisqu'il était généralement sous la limite de détection et que lorsqu'il était considéré dans les calculs d'équilibre, sa précipitation avec d'autres métaux semblait prédominer par rapport aux minéraux secondaires les plus couramment observés dans des contextes de DMA.

### 3.6 Démantèlement des colonnes

L'étude des colonnes démantelées, dans le cadre de cette recherche, s'est concentrée sur les matériaux suivants : résidus PAG, résidus NAG et paragneiss graphitique puisque les résidus PAG et le paragneiss graphitique correspondent aux matériaux avec les plus hautes teneurs en sulfures initiales et puisque les résidus NAG contiennent des sulfures résiduels.

### 3.6.1 Démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique

Les couches ciblées lors du démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique sont présentées à la figure 3.11. Lors du démantèlement, la hauteur zéro ( $H_0$ ) de la colonne correspond typiquement à l'extrémité supérieure de la colonne (l'extrémité par laquelle l'eau de drainage est ajoutée). La figure 3.11 schématise la colonne de paragneiss graphitique lors de son démantèlement. Les instruments utilisés pour le démantèlement correspondaient à une cuillère de métal et une barre à clous. Ainsi, la colonne était démantelée en prélevant chacune des couches au moyen de la cuillère et en désagglomérant les particules cimentées au moyen de la barre à clous lorsque c'était nécessaire. Les couches ont été prélevées à chaque 10 cm puisque l'échantillon ne présentait pas de variabilités observables dans ses caractéristiques physiques tout au long de la colonne. La colonne a d'abord été démantelée par le dessus. Ainsi, les couches ont dans un premier temps été démantelées en suivant la séquence suivante : 1, 2, 3, et 4. À partir de la couche 4, la colonne a été démantelée par le dessous selon l'ordre suivant : 7, 6 et 5.

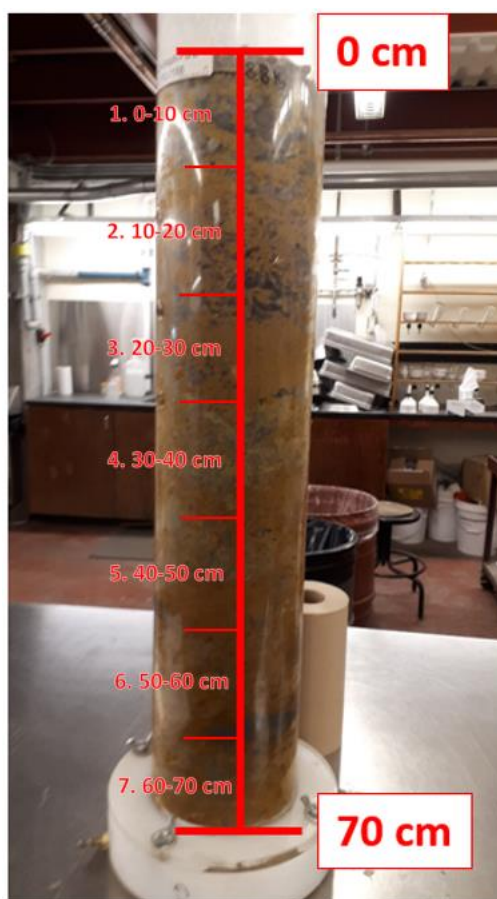


Figure 3.11 Schéma hauteurs colonne de paragneiss graphitique (pas à l'échelle)

### 3.6.2 Démantèlement de la colonne de résidus PAG

Les couches ciblées lors du démantèlement de la colonne de résidus PAG sont présentées sur la figure 3.12. Lors du démantèlement, la hauteur zéro ( $H_0$ ) de la colonne correspond typiquement à l'extrémité supérieure de la colonne (l'extrémité par laquelle l'eau de drainage est ajoutée). La figure 3.12 schématise la colonne de résidus PAG lors de son démantèlement. Il a d'abord été tenté de démanteler la colonne en utilisant une cuillère en métal à long manche et une barre à clous. Seule la couche TOP a pu être démantelée de cette façon. Les autres couches étaient trop cimentées pour être démantelées de la même façon. Ainsi, le cylindre de Plexiglas a dû être scié. Le cylindre de résidus PAG en bloc a été démantelé en couches au moyen d'une scie à métal et d'une masse. Pour les 5 premiers (couches 2 et 3) et derniers (couches 8 et 9) cm, le cylindre a été tranché par bonds de 2 et 3 cm afin d'identifier et d'isoler les couches présentant de potentielles caractéristiques physiques variables. Étant donné que les couches semblaient relativement homogènes, il a été décidé de poursuivre le démantèlement à chaque 5 cm pour les couches 4, 5, 6, et 7.

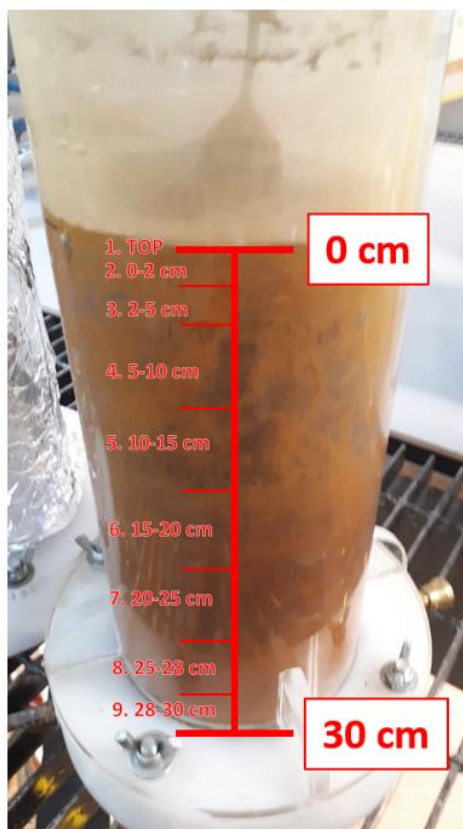


Figure 3.12 : Schéma hauteurs colonne de résidus PAG (pas à l'échelle)

### 3.6.3 Démantèlement de la colonne de résidus NAG

Les couches ciblées lors du démantèlement de la colonne de résidus NAG sont présentées à la figure 3.13. Lors du démantèlement, la hauteur zéro ( $H_0$ ) de la colonne correspond typiquement à l'extrémité supérieure de la colonne (l'extrémité par laquelle l'eau de drainage est ajoutée). La figure 3.13 schématise la colonne de résidus NAG lors de son démantèlement. Les instruments utilisés pour le démantèlement correspondaient à une cuillère de métal et une spatule de métal. Les couches ont été prélevées à des épaisseurs variables afin de représenter les variabilités dans les caractéristiques physiques de la colonne. Lorsque la colonne présentait des caractéristiques homogènes, les couches étaient prélevées à chaque 10 cm. La colonne a d'abord été démantelée par le bas. Ainsi, les couches ont été démantelées en suivant la séquence suivante : 6, 5, 4, 3, 2 et 1. Il est à noter que la couche 3-10 cm a été prélevée en deux fractions : la fraction du centre et la fraction des contours puisque ces dernières présentaient des variabilités dans leur aspect physique.

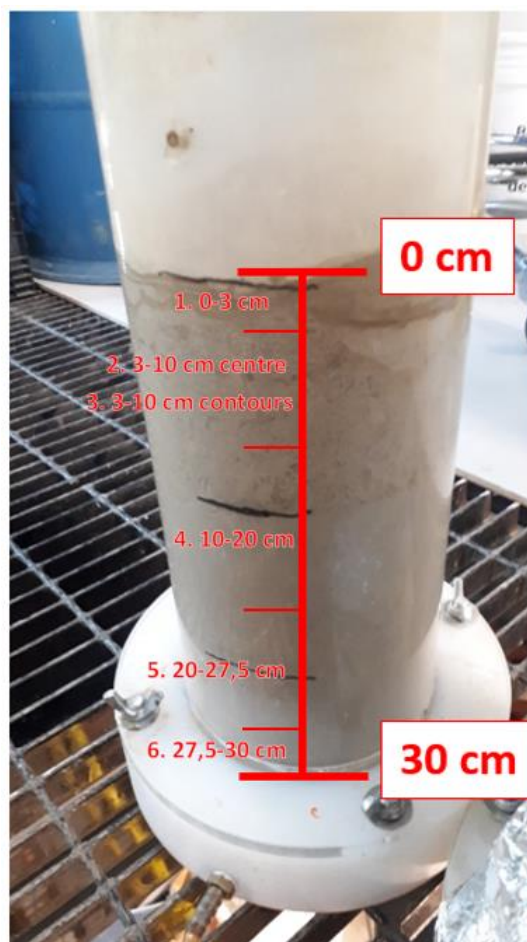


Figure 3.13 Schéma hauteurs de la colonne de résidus NAG (pas à l'échelle)

## **3.7 Analyse post-démantèlement**

### **3.7.1 Colonne de paragneiss graphitique**

Les différentes couches de la colonne de paragneiss graphitique démantelées ont été séchées à l'étuve (110°C) et homogénéisées. Une fraction de la couche 0-20 cm a été tamisée à < 2 mm afin de fabriquer une section polie avec une résine claire. De plus, des grains ont été sélectionnés dans la fraction > 2 mm afin de fabriquer une section polie avec une résine claire. Les couches 0 à 70 cm étaient généralement homogènes, ainsi une seule couche a été observée en microscopie. Il a été décidé d'observer les fractions < 2 mm et > 2 mm afin d'observer les phénomènes d'oxydation à granulométrie fine et grossière.

Les couches 0-20 cm, 20-40 cm et 40-70 cm ont par la suite été concassées à < 8 mm avec un concasseur à mâchoires, homogénéisées, concassées à < 2 mm avec un concasseur à rouleaux, homogénéisés, pulvérisées (Planetary Ball Mill Pulverisator) à < 75 µm puis homogénéisées afin d'être soumises aux analyses suivantes :

- DRX;
- QEMSCAN;
- S/C;
- Chimie totale.

### **3.7.2 Colonne de résidus PAG**

Dans le cas de la colonne de résidus PAG, le nombre de couches démantelées à analyser a été réduit en regroupant certaines couches qui avaient un aspect homogène :

- Conservation de la couche TOP;
- Regroupement d'une partie (environ 400 g de chaque couche) des couches 0-2 cm, 2-5 cm et 5-10 cm pour former la couche 0-10 cm;
- Regroupement d'une partie (environ 400 g de chaque couche) des couches 10-15 cm et 15-20 cm pour former la couche 10-20 cm;

- Regroupement d'une partie (environ 200 g de chaque couche) des couches 20-25 cm, 25-28 cm et 28-30 cm pour former la couche 20-30 cm.

Par la suite, les couches ont été séchées à l'étuve (110°C) et homogénéisées. La couche TOP a directement été utilisée en vue de fabriquer une section polie avec une résine de noir de carbone. En effet, cette couche se distinguait des autres couches parce qu'elle présentait des dépôts blanchâtres en macroscopie. De plus, des morceaux cimentés ont été sélectionnés de la couche 20-30 cm afin de fabriquer une section polie avec une résine claire. Ces morceaux ont été sélectionnés afin d'être observés en microscopie puisqu'ils présentaient des inclusions de résidus PAG non-oxydés.

Les couches 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm ont été grossièrement désagglomérées au moyen d'un rouleau en acier puis homogénéisées. Une fraction de la couche 10-20 cm a été tamisée à  $< 125 \mu\text{m}$  afin de fabriquer une section polie avec une résine de noir de carbone. De plus, des grains cimentés ont été sélectionnés dans la fraction  $> 125 \mu\text{m}$  afin de fabriquer une section polie avec une résine claire. Les couches 0 à 30 cm étaient généralement homogènes, ainsi une seule de ces couches a été observée en microscopie. La fraction  $< 125 \mu\text{m}$  a été choisie pour représenter l'ensemble des grains de la couche et les grains non cimentés. La fraction  $> 125 \mu\text{m}$  a été choisie afin d'observer les phénomènes de cimentation ainsi que les inclusions de résidus PAG non-oxydés. Il a été nécessaire de tamiser la couche, puisque les sections polies avec la résine black carbon nécessitent des grains inférieurs à  $125 \mu\text{m}$  et malgré la désagglomération, il restait trop de morceaux cimentés supérieurs à  $125 \mu\text{m}$ .

Les couches 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm ont par la suite été complètement désagglomérées au moyen d'un rouleau en acier, homogénéisées, pulvérisées (Planetary Ball Mill Pulverisator) à  $< 75 \mu\text{m}$  puis homogénéisées afin d'être soumis aux analyses suivantes

- DRX;
- QEMSCAN;
- S/C;
- Chimie totale.



### 3.7.3 Colonne de résidus NAG

Les différentes couches de la colonne de résidus NAG ont été séchées à l'étuve (110°C), homogénéisées et désagglomérées au moyen d'un rouleau en acier. Il est à noter que les couches de résidus NAG étaient faiblement à nullement cimentées, ainsi la désagglomération n'a pas significativement modifié leur état.

Une fraction de la couche 0-3 cm a été prélevée afin de fabriquer une section polie avec une résine de noir de carbone. En effet, cette couche présentait des strates blanchâtres et était plus poreuse que les autres couches. Par la suite, une fraction de la couche 10-20 cm a été prélevée afin de fabriquer une section polie avec une résine de noir de carbone. Cette couche a été sélectionnée afin de représenter les couches 10 à 27,5 cm. Finalement, une fraction de la couche 27,5-30 cm a été prélevée afin de fabriquer une section polie avec une résine de noir de carbone. Cette couche a été choisie puisqu'elle présentait des teintes de couleur ocre plus marquées que dans les autres couches. Les couches 3-10 cm centre et contours n'ont pas été utilisées pour fabriquer des sections polies puisqu'elles étaient similaires aux couches 10-27,5 cm et 0-3 cm respectivement.

Les couches 0-3 cm, 3-10 cm centre, 3-10 cm contours, 10-20 cm et 20-27,5 cm et 27,5-30 cm ont par la suite été pulvérisées (Planetary Ball Mill Pulverisator) à  $< 75 \mu\text{m}$  puis homogénéisés afin d'être soumis aux analyses suivantes

- DRX;
- QEMSCAN;
- S/C;
- Chimie totale.

## 3.8 Essais de caractérisation physique

### 3.8.1 Granulométrie

Dans la présente étude, la granulométrie est mesurée sur les résidus PAG et NAG qui ont été utilisés lors de la construction de la cellule de terrain. Pour ce faire, une granulométrie au laser a été effectuée au moyen du Malvern Mastersizer 2000. Cet appareil analyse la distribution de tailles de

particules par diffraction des lasers. Les matériaux analysés sont les suivants : résidus PAG et NAG utilisés dans la construction des cellules de terrain.

### **3.8.2 Densité relative**

Dans la présente étude, la densité relative ( $D_r$ ) a été évaluée sur les résidus PAG et NAG qui ont été utilisés lors de la construction de la cellule de terrain. Pour ce faire, un pycnomètre à l'hélium avec un volume connu a été rempli des matériels séchés (ASTM, 2014). Les numéros d'échantillons analysés sont les suivants : résidus PAG et NAG utilisés dans la construction des cellules de terrain.

### **3.8.3 Masse volumique, porosité et teneur en eau volumique *in situ***

La masse volumique *in situ* a été mesurée sur les résidus PAG et NAG en vrac et non-compactés qui ont été utilisés lors de la construction de la cellule de terrain. Pour ce faire, un anneau dont les dimensions sont connues a été rempli de matériel *in situ*. Le matériel ayant rempli l'anneau a ensuite été échantillonné au moyen d'un sac hermétique. Les masses humides et sèches des échantillons ont par la suite été mesurées au moyen d'une balance au laboratoire. Les matériaux analysés sont les suivants : résidus PAG et NAG utilisés dans la construction des cellules de terrain.

## **3.9 Cellule de terrain**

### **3.9.1 Construction de la cellule expérimentale**

La cellule de terrain expérimentale a pour but de développer les connaissances entourant le concept de co-disposition pré-restauration que la mine prévoit mettre en place pour la gestion de ses rejets durant ses opérations. En effet, tel que mentionné précédemment, NMG a conçu une aire d'accumulation dans laquelle les stériles, les résidus PAG et NAG sont co-disposés. Plus particulièrement, il est prévu d'encapsuler les résidus PAG et les stériles avec les résidus NAG dans le but d'empêcher la génération de DMA. La cellule de co-disposition expérimentale va ainsi reproduire le concept de gestion des rejets miniers à plus petite échelle que dans le projet commercial. Le concept de co-disposition sera étudié de plusieurs façons. D'abord, un lysimètre permettra d'évaluer la qualité des eaux de drainage. De plus, la cellule sera instrumentée afin de vérifier le comportement hydrogéochimique des matériaux dans la cellule de co-disposition. La

construction de la cellule expérimentale s'est déroulée du 17 au 28 août 2020 sur le site minier de NMG au voisinage de la municipalité de Saint-Michel-des-Saints. Il est à noter que trois autres cellules expérimentales témoins ont été installées sur le site pendant les travaux. Il s'agissait de cellules non-instrumentées qui avait pour but d'évaluer le comportement géochimique *in situ* des résidus PAG, NAG et des stériles individuellement.

La construction de la cellule de co-disposition a débuté par la délimitation au moyen de piquets de la base de la cellule et de la position du réservoir collecteur des eaux de drainage. Par la suite, l'assise de la cellule a été mise à niveau. Un fossé de 30 cm de profondeur avec une pente de 1 % a été creusé dans l'assise (Figure 3.14-A). Un drain en coude reliant le centre de la cellule au réservoir a par la suite été installé dans le fossé préalablement compacté à plaque vibrante (Figure 3.14-B). Le fossé a été remblayé et compacté. L'assise de la cellule a été profilée et compactée afin de former une pyramide inverse et tronquée (grande base de 16x16 m et petite base de 1x1 m avec une différence d'élévation de 0,5 m) (Figure 3.14-C). Des bermes ont été installées autour de l'assise afin d'orienter l'écoulement de surface. Une géomembrane a été mise en place sur l'assise de la cellule et reliée au drain en coude au moyen d'une passe-parois (Figure 3.14-D). L'étanchéité de la géomembrane a été vérifiée en mettant de l'eau en son centre pendant une période de  $\pm 12$  heures. L'assise de la cellule de co-disposition a été remplie en déposant du sable avec une granulométrie uniforme sur la géomembrane. Le sable devrait être déposé et compacté à la plaque vibrante de façon à ramener le niveau de la base de la cellule à l'horizontale. Il s'agit d'une couche de protection qui devait avoir une épaisseur minimale de 30 cm en tous points (Figure 3.14-E). Pour les neuf (9) premières couches de résidus NAG, la cellule a été rehaussée avec des pentes 2 :1 en déposant progressivement des couches de résidus NAG d'environ 2 m de largeur et de  $\pm 20$  cm de hauteur sur le contour de la cellule ainsi que des couches de stériles de  $\pm 40$  cm d'épaisseur dans le centre des résidus NAG (Figure 3.14-F). Chaque rehaussement de stériles et de résidus NAG étaient compactés avec trois passages de plaque vibrante. Lorsque la cellule a atteint une hauteur de 0,75 m, les stériles ont été déposés de façon à former des bermes dans lesquelles le résidu PAG pourrait être déposé. Les bermes ont été construites par couches de 40 cm avec des pentes 2 :1 et avaient une épaisseur totale de 80 cm. Le résidu PAG a été déposé au centre des bermes de stériles par couches de hauteur variable de façon à remplir les 80 cm de profondeur formés par les bermes (Figure 3.14-G). Les résidus PAG étaient compactés au moyen d'une planche de bois sur laquelle une pression était appliquée. Une couche de 20 cm d'épaisseur de roches stériles triés a été déposée

au-dessus de la couche de résidus PAG (Figure 3.14-H). Cette couche n'était pas initialement prévue dans le concept de co-disposition et a été ajoutée au concept de co-disposition au moment de la construction de la cellule. Cette couche avait pour but de créer un bris capillaire entre les résidus PAG et les résidus NAG ainsi que de faciliter la déposition des résidus NAG. Les six dernières couches de résidus NAG ont été déposées et compactées par couche de  $\pm 20$  cm d'épaisseur avec des pentes 2 :1 de façon à complètement recouvrir la cellule (Figure 3.14-I). Finalement, des fossés périphériques ont été creusés autour de la cellule en vue de collecter l'écoulement de surface sur la cellule. La figure 3.14-J montre la cellule et les réservoirs collecteurs à la fin de la construction. La figure 3.15 présente une vue en coupe avec les dimensions telles que construites de la cellule.

Il est à noter que la cellule a été arpentée à chacune des étapes de la construction (mise en place de l'assise et rehaussement des différentes couches) en vue de générer les plans tels que construits à la fin des travaux de construction. De plus, des essais de compaction avaient été réalisés sur le résidu NAG afin de vérifier le nombre de passages de plaque vibrante requis pour se rapprocher la densité maximale conformément à l'essai Proctor. La masse volumique a été mesurée en plusieurs points au moyen d'un nucléodensimètre et des échantillons ont été prélevés à chacun des rehaussements de résidus NAG afin de faire le contrôle de la qualité de la compaction de la couche pendant la construction. Le résidu NAG a également été arrosé afin d'atteindre la teneur en eau optimale de l'essai Proctor, obtenue au moyen d'essais de compaction réalisés préalablement à ce projet de maîtrise.

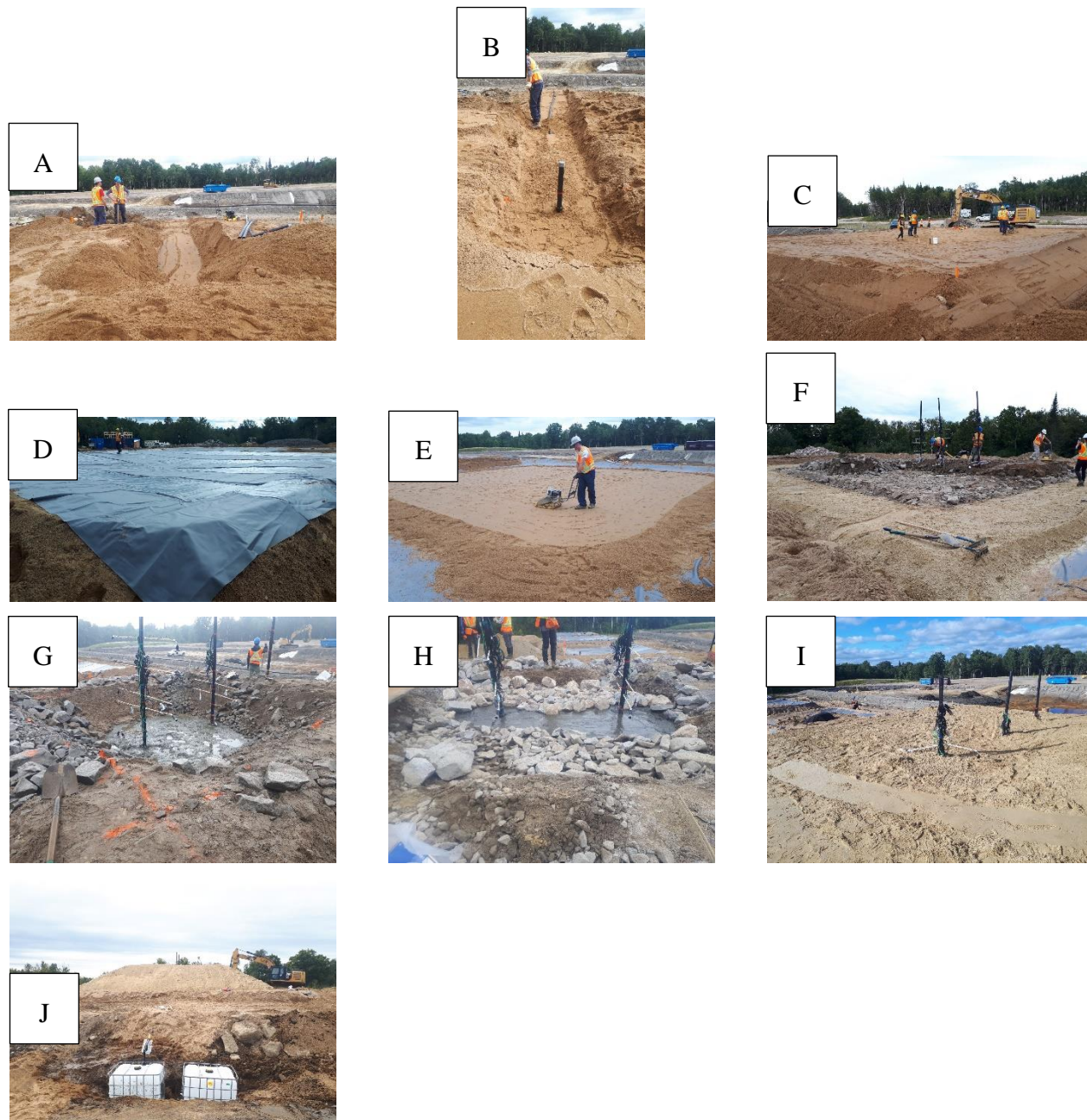


Figure 3.14 (A) Fossé, (B) Drain, (C) Assise profilée, (D) Géomembrane, (E) Couche de protection, (F) Déposition couches de résidus NAG et stériles autour des arbres à sondes, (G) Déposition couche de résidus PAG au centre des bermes de stériles, (H) Couche de stériles triés, (I) Couche de résidus NAG au-dessus des stériles et résidus PAG, (J) Cellule finie

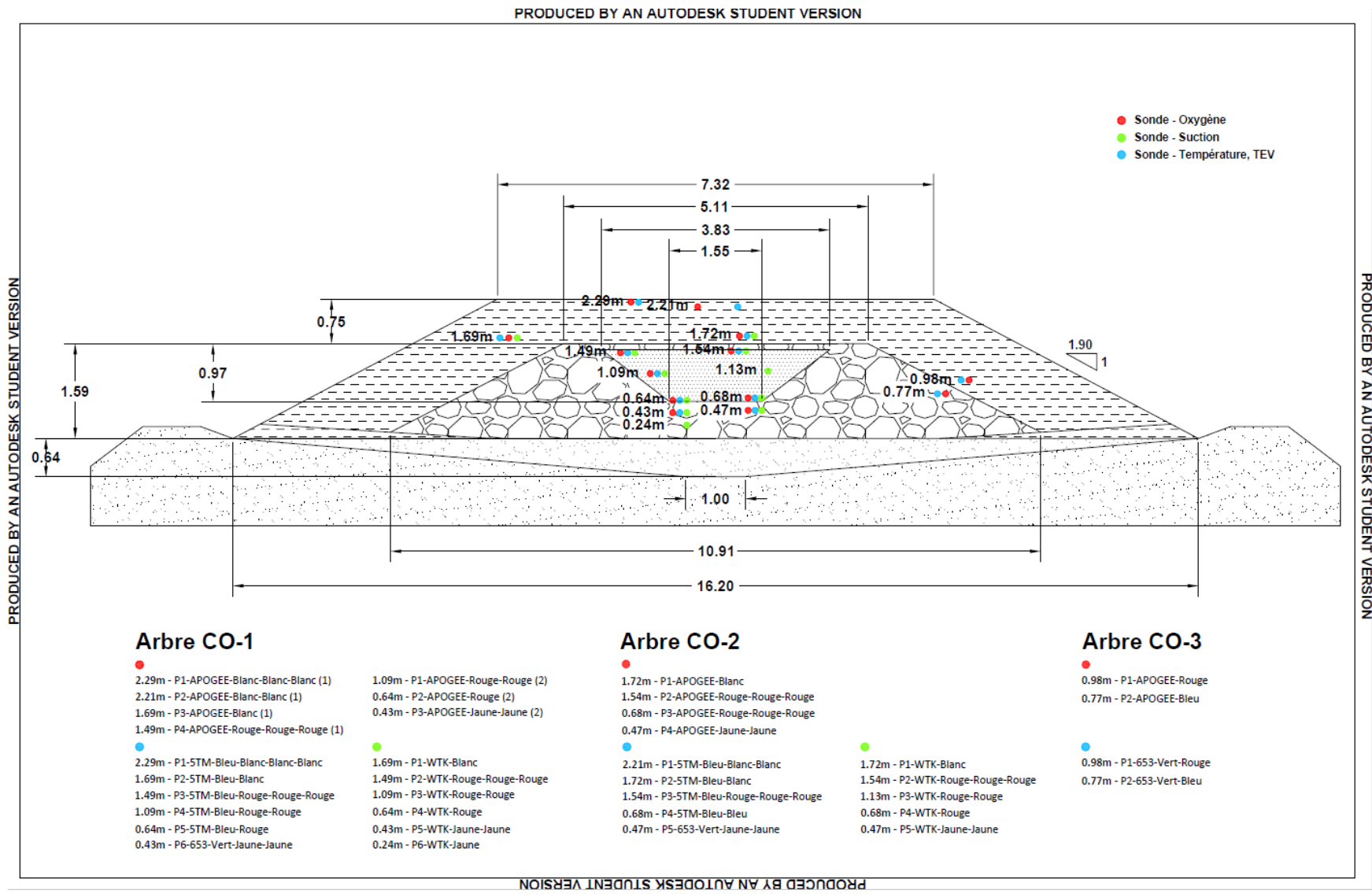


Figure 3.15 Dimensions de la cellule et position des sondes

Finally, a weather station was installed on the site to have real-time climatic data (Figure 3.16). The weather station installed corresponds to the advanced weather station kit from the company ONSET (Advanced Weather Station Kit). This weather station is equipped with a data logger HOBOTM Micro Station (H21-USB) (Figure 3.16-A) (HOBOTM Data Loggers, s. d.). This data logger allows the connection of five sensors. This data logger works with batteries whose life span is almost a year considering that the data from five sensors are recorded every minute. Temperature and relative humidity are measured using the HOBOTM S-THB-M002 sensor and are respectively expressed in degrees Celsius ( $^{\circ}\text{C}$ ) and in percentage (%). This sensor is also coupled with a protection against solar radiation HOBOTM RS3-B (Figure 3.16-B) (HOBOTM Data Loggers, 2021d). The range of measured values and the precision for temperature are respectively  $-40^{\circ}\text{C}$ - $75^{\circ}\text{C}$  and  $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$ . The range of measured values and the precision for relative humidity are respectively 0 %-100 % and  $\pm 2,5$  % (HOBOTM Data Loggers, 2021e). Wind speed and direction are measured using the HOBOTM S-WSET-B kit and are respectively expressed in m/s and in  $^{\circ}$ . The range of measured values and the precision for wind speed are respectively 0 m/s -76 m/s and  $\pm 1,1^{\circ}\text{C}$ . The range of measured values and the precision for wind direction are respectively  $0^{\circ}$ - $355^{\circ}$  and  $\pm 5^{\circ}$  (Figure 3.16-C) (HOBOTM Data Loggers, 2021c). Solar radiation is measured using the HOBOTM S-LIB-M003 sensor and is expressed in  $\text{W}/\text{m}^2$ . The range of measured values and the precision for solar radiation are respectively  $0 \text{ W}/\text{m}^2$ - $1280 \text{ W}/\text{m}^2$  and  $\pm 10 \text{ W}/\text{m}^2$  (Figure 3.16-D) (HOBOTM Data Loggers, 2021a). Precipitation is measured using the HOBOTM S-RGB-M002 sensor and is expressed in cm. The range of measured values and the precision for precipitation are respectively 0 cm-12,7 cm and  $\pm 1\%$  (Figure 3.16-E) (HOBOTM Data Loggers, 2021b).





Figure 3.16 Station météo ONSET

### 3.9.2 Instrumentation de la cellule

La cellule a été rehaussée autour de trois arbres à sondes qui permettront de suivre l'évolution du comportement hydrogéochimique des matériaux dans la cellule de co-disposition. Un total de 13 sondes ont été installées pour suivre l'évolution de la température et de la TEV dans les différentes couches de la cellule. Des sondes TEROS-12-VWC étaient installées dans les stériles et des sondes 5-TM dans les résidus. Un total de 13 sondes APOGEE SO-110 ont été installées pour suivre



l'évolution de la teneur en oxygène dans les différentes couches de la cellule. Un total de 11 sondes Watermark 200ss ont été installées pour suivre l'évolution de la succion matricielle dans les différentes couches de la cellule. Il est possible de trouver les détails sur le fonctionnement des sondes dans Bussière *et al.* (2021, p.225-260). La vue en coupe tel que construite de la cellule de co-disposition est présentée à la figure 3.15 et permet de voir l'emplacement des sondes. Les résultats obtenus par l'instrumentation de la cellule de terrain seront présentés et discutés au chapitre 6.

### 3.9.2.1 Sondes de teneur en eau volumique et de température

Les sondes TEROS-12-VWC sont utilisées en vue de mesurer la TEV et la température dans les roches stériles (Figure 3.17). Les mesures sont exprimées en  $m^3/m^3$  et en degré Celsius ( $^{\circ}C$ ). La plage des valeurs mesurées et la précision pour la TEV sont respectivement de 0,00-0,70 et de  $\pm 0,03$ . La plage des valeurs mesurées et la précision pour la température sont respectivement de  $-40^{\circ}C$ - $60^{\circ}C$  et de  $\pm 0,5^{\circ}C$  de  $-40^{\circ}C$ - $0^{\circ}C$  et de  $\pm 0,3^{\circ}C$  de  $0^{\circ}C$ - $60^{\circ}C$  (METER, 2020). L'acquisition des données est réalisée au moyen d'un collecteur de données ZENTRA.



Figure 3.17 Sonde TEROS-12-VWC (METOS, s. d.-b)

Pour obtenir les précisions de TEV mentionnées ci-dessus, il est nécessaire de calibrer les sondes. Pour chacun des médias poreux à l'étude, des teneurs en eau volumique contrôlées et préalablement connues doivent être mesurées avec la sonde. Les teneurs en eau réelles et les teneurs en eau mesurées avec la sonde sont ensuite mises sous forme de graphique afin de produire une courbe de calibration propre au média poreux à l'étude. Cette courbe de calibration correspond à la relation entre la teneur en eau réelle et mesurée et permet d'obtenir des teneurs en eau qui se rapprochent

de la valeur réelle avec les teneurs en eau volumique mesurées avec la sonde. Il est à noter que dans la présente étude, les sondes TEROS-12 n'ont pas été calibrées pour les roches stériles puisque la teneur en eau dans cette lithologie n'est pas un facteur critique pour le fonctionnement du concept de gestion des rejets miniers de NMG.

Les sondes 5-TM sont utilisées en vue de mesurer la TEV et la température dans les résidus (Figure 3.18). Les mesures sont exprimées en  $m^3/m^3$  et en degré Celsius ( $^{\circ}C$ ). La plage des valeurs mesurées et la précision pour la TEV sont respectivement de 0,00-1,0 et de  $\pm 0,03$ . La plage des valeurs mesurées et la précision pour la température sont respectivement de  $-40^{\circ}C-60^{\circ}C$  et de  $\pm 1^{\circ}C$  (METER, 2019). L'acquisition des données est réalisée au moyen d'un collecteur de données ZENTRA.

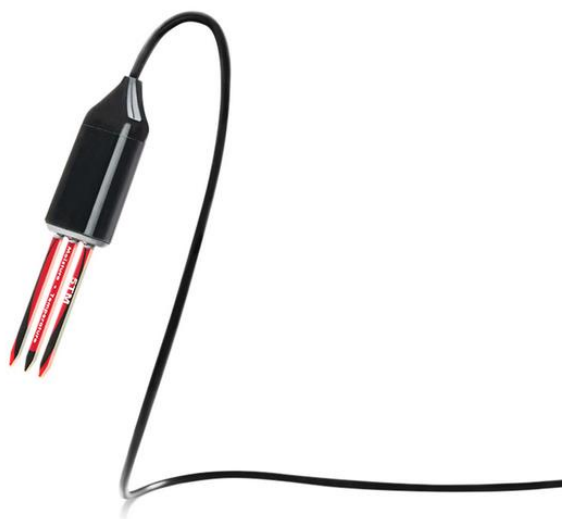


Figure 3.18 Sonde 5-TM (METOS, s. d.-a)

Pour obtenir les précisions de TEV mentionnées ci-dessus, il est nécessaire de calibrer les sondes. Cette calibration est réalisée similairement à la calibration des sondes TEROS-12-VWC. Dans la présente étude, les sondes 5-TM ont été calibrées pour les résidus miniers NAG et PAG. La courbe de calibration des résidus NAG est présentée à la figure 3.19 et celle des résidus PAG est présentée à la figure 3.20.

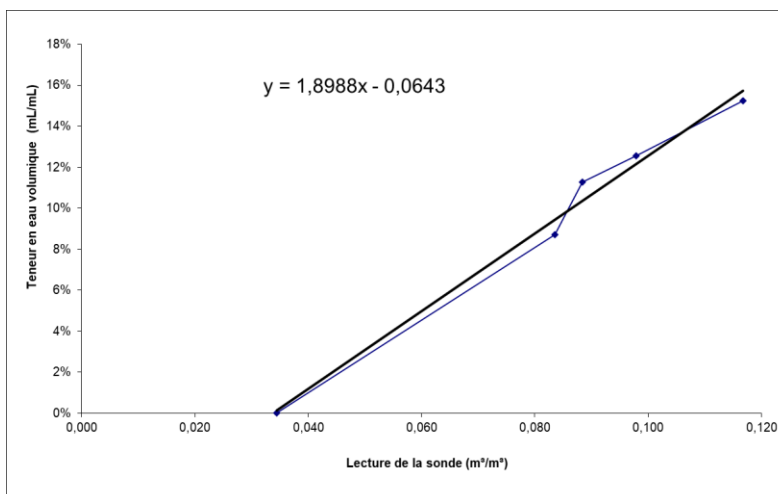


Figure 3.19 Courbe de calibration sonde 5-TM dans les résidus NAG

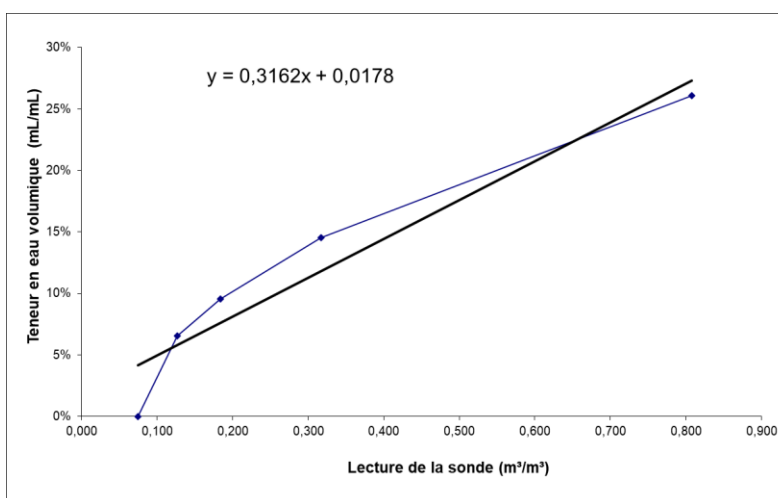


Figure 3.20 Courbe de calibration sonde 5-TM dans les résidus PAG

### 3.9.2.2 Sondes de succion

Les sondes WATERMARK 200SS sont utilisées en vue de mesurer la succion dans les stériles et les résidus (Figure 3.21). Les mesures sont exprimées en kilopascal (kPa). La plage des valeurs mesurées est de 0-239 kPa (IRROMETER, s. d.). L'acquisition des données est réalisée au moyen d'un collecteur de données 900M Monitor.



Figure 3.21 Sonde WATERMARK 200SS (IRROMETER, s. d.)

### 3.9.2.3 Sonde de concentration en oxygène

Les sondes APOGEE S0-110 sont utilisées en vue de mesurer la concentration en oxygène et dans les roches stériles et les résidus (Figure 3.22). Les mesures sont exprimées en millivolt (mV). La plage des valeurs mesurées et la sensibilité sont respectivement de 0-100 % O<sub>2</sub> et de 2,6 mV/%O<sub>2</sub> (APOGEE Instruments, 2021). L'acquisition des données est réalisée au moyen d'un collecteur de données HOBO.



Figure 3.22 Sonde APOGEE S0-110 (APOGEE Instruments, 2021)

Il est nécessaire de calibrer ces sondes afin de convertir les données de concentration exprimées en mV en %O<sub>2</sub>. Pour ce faire, la concentration en oxygène est mesurée au moyen de la sonde dans un environnement où la concentration réelle de l'oxygène est connue. Plus particulièrement, la mesure est effectuée dans des conditions de pression et température normales dans lesquelles la concentration de l'oxygène est de 20,9 %. Ensuite, la mesure est effectuée dans un environnement

dont la concentration en oxygène est de 0 %. Les valeurs réelles et mesurées sont mises en graphique afin de produire la courbe de calibration. La figure 3.23 présente la courbe de calibration obtenue dans le cadre de ce projet.

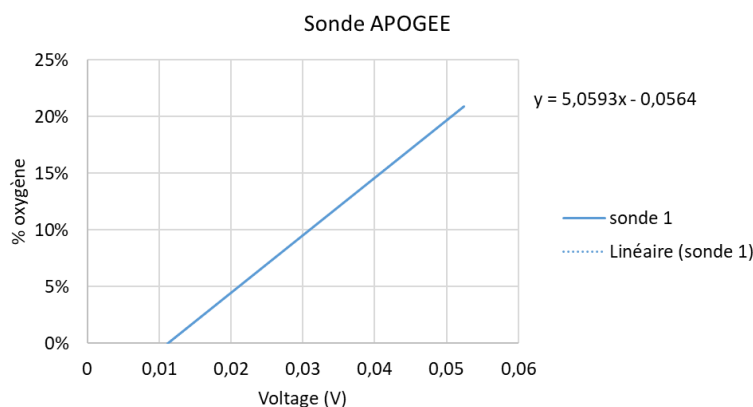


Figure 3.23 Courbe de calibration sonde APOGEE S0-110

### 3.10 Simulations numériques par couplages des logiciels SEEP/W et CTRAN/W

Le logiciel SEEP/W couplé au logiciel CTRAN/W de la suite GeoStudio 2019 (GEO-SLOPE International Ltd.) permet de modéliser l'écoulement de l'eau, d'un soluté ou d'un gaz dans les milieux poreux saturés et non-saturés. Ces logiciels utilisent la méthode des éléments finis et peuvent s'appliquer à des systèmes 1D ou 2D. La simulation numérique est réalisée par un calcul itératif qui se base sur la solution précédente. Lorsque les solutions, à chaque itération, sont égales, le modèle converge et est considéré comme étant résolu. La durée pour laquelle l'écoulement de fluides est modélisé et le nombre d'itérations est fixé par l'utilisateur. Le nombre d'éléments pour lesquels l'écoulement de fluides est modélisé (maillage) est également fixé par l'utilisateur.

Pour simuler l'écoulement hydraulique, le logiciel SEEP/W résout les équations de Darcy et les équations de Richards respectivement pour un écoulement en milieu saturé et en milieu non-saturé (Hillel, 1998). Il est nécessaire de définir les matériaux en fonction de leur CRE et de leur courbe de perméabilité. Des conditions limites doivent également être ajoutées au modèle afin d'induire un mouvement hydraulique dans le modèle. Il peut s'agir d'une charge de pression d'eau, d'une charge totale d'eau, d'un débit d'eau, d'un flux d'eau etc. Il est également possible d'ajouter une

condition limite qui simule l'effet du climat (température, précipitations, humidité, vitesse du vent, rayonnement, évapotranspiration) sur le modèle.

Pour simuler l'écoulement gazeux, le logiciel CTRAN/W résout les équations de Fick. Pour simuler l'écoulement gazeux dans les milieux poreux saturés et non-saturés, il est nécessaire de définir les matériaux en fonction de leurs fonctions de leurs valeurs de  $D_w^*$  et de  $D_a^*$ . Il est aussi possible de tenir compte de la consommation de l'oxygène par les sulfures en définissant le  $t_{1/2}$  correspondant à l'oxydation des sulfures (relié au coefficient de réactivité). Des conditions limites doivent également être ajoutées au modèle afin d'induire un mouvement gazeux dans le modèle. Il peut s'agir d'une concentration en gaz, d'un débit de gaz, d'un flux de gaz etc.

Les résultats obtenus par les simulations numériques permettent de visualiser le comportement hydraulique dans les matériaux à chaque itération. Notamment, le logiciel permet de tracer le profil de teneurs en eau volumique modélisé en fonction de l'élévation. De plus, le profil de succion peut également être tracé. Les résultats du flux gazeux peuvent se traduire par le profil de concentration du gaz en fonction de l'élévation. Les résultats des modélisations des écoulements gazeux et hydrauliques dans la cellule de terrain seront présentés et discutés au chapitre 6.

## CHAPITRE 4 DES RÉSULTATS DES ESSAIS GÉOCHIMIQUES

### 4.1 Caractérisations initiales

Les caractérisations initiales incluent les analyses chimiques et minéralogiques réalisées sur les échantillons initiaux de roches stériles et de résidus miniers. Les échantillons initiaux correspondent aux échantillons utilisés pour les essais de prédiction géochimiques dans leur état pré-réaction. Plus particulièrement, les matériaux initiaux sont les suivants : paragneiss graphitique initial, paragneiss mix initial, paragneiss à biotite initial, charnockite initial, méta-gabbro initial, PAG initial et NAG initial. Les compositions chimiques et minéralogiques (DRX et QEMSCAN) de tous les stériles et résidus initiaux ont été mesurées dans les laboratoires de SGS préalablement à ce projet. Dans le cas du paragneiss graphitique, des résidus PAG et NAG, les compositions chimiques et minéralogiques initiales ont également été mesurées dans le cadre du projet de recherche puisqu'il s'agit des matériaux pour lesquels la réactivité lors des essais cinétiques a été étudiée plus en détail. Ainsi, leur composition pré-réaction devait être évaluée de façon exhaustive. Dans le cadre de ce projet, la composition chimique a été évaluée dans les laboratoires de XPS, les teneurs en  $S_{total}$  et en  $C_{total}$  ont été évaluées dans les laboratoires de l'URSTM, les compositions chimiques par DRX ont été évaluées dans les laboratoires de l'URSTM et les compositions chimiques par QEMSCAN ont été évaluées dans les laboratoires de XPS.

#### 4.1.1 Caractérisation chimique

La caractérisation de la composition chimique des roches stériles et des résidus a été réalisée sur les échantillons composites directement. Les résultats de la composition chimique initiale des différents matériaux sont présentés dans le tableau 4.1. Il est à noter que le laboratoire indiqué XPS/URSTM signifie que les résultats ont été obtenus à l'URSTM en sous-traitance à XPS. De façon générale, il est possible d'observer que les échantillons de résidus PAG contiennent plus de métaux (Co, Cu, Fe, Ni et Zn) que les échantillons de stériles et de résidus NAG. Plus particulièrement, leurs teneurs en métaux dans le résidu PAG est de plus d'un ordre de grandeur supérieure à celles des autres matériaux. Il est à noter que la teneur en Cu dans le paragneiss graphitique est du même ordre de grandeur que dans les résidus PAG. Les lithologies de paragneiss à biotite et de charnockite ont généralement une teneur en métal moins élevée que les autres lithologies de roches stériles. Les stériles et les résidus NAG semblent contenir une plus grande teneur en éléments associés aux minéraux neutralisants (Ca, Mg et Mn) que les résidus PAG. La

lithologie de méta-gabbro contient généralement une teneur en éléments associés aux minéraux neutralisants d'un ordre de grandeur plus élevée que les autres roches stériles et les résidus NAG. La teneur en  $S_{\text{total}}$  des résidus PAG est d'un ordre de grandeur supérieure à celle du paragneiss graphitique et de deux ordres de grandeur supérieure à celle dans les résidus NAG. La teneur en  $C_{\text{total}}$  est un ordre de grandeur plus élevée dans le paragneiss graphitique que dans les résidus PAG et NAG. Les échantillons de résidus NAG contiennent les plus faibles teneurs en soufre et en fer. De façon générale, il n'y a pas de différence significative entre les résultats de composition chimique obtenus dans les laboratoires de SGS et ceux obtenus dans les laboratoires de XPS, dans le cas des matériaux analysés dans les deux laboratoires.



Tableau 4.1 Composition chimique des matériaux initiaux. L'abréviation «n.d.» a été utilisée lorsque des résultats étaient non-disponibles.

<b>Symbole chimique</b>		<b>As</b>	<b>Al</b>	<b>Ca</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Se</b>	<b>Si</b>	<b>Zn</b>	<b>S<sub>total</sub> *</b>	<b>C<sub>total</sub> *</b>	
<b>Unité</b>		<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	
<b>Limite de détection XPS</b>	<b>Laboratoire</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,002</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,005</b>	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,005</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	
<b>Limite de détection SGS</b>		<b>0,00005</b>	<b>0,0003</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,000001</b>	<b>0,00005</b>	<b>0,00001</b>	<b>0,0003</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,00001</b>	<b>0,00001</b>	<b>0,00007</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,00007</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	
<b>Limite de détection URSTM</b>		<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,009</b>	<b>0,05</b>
<b>Nom d'échantillon</b>																		
Paragneiss graphitique initial	XPS/URSTM	n.d.	4,4	1,04	0,005	n.d.	0,011	6,06	1,6	0,72	0,03	0,039	n.d.	31	0,02	2,99	5,13	
Paragneiss graphitique initial	SGS	0,00058	3,8	1,00	0,003	0,022	0,011	4,7	1,8	0,85	0,018	0,017	0,00026	n.d.	0,02	n.d.	n.d.	
Paragneiss mix initial	SGS	0,00016	5,7	1,8	0,0024	0,033	0,0066	4,7	1,5	1,2	0,043	0,0056	< 0,00007	n.d.	0,009	n.d.	n.d.	
Paragneiss à biotite initial	SGS	0,00013	7,1	2,2	0,001	0,013	0,001	3,4	2,7	1	0,057	0,002	< 0,00007	n.d.	0,019	n.d.	n.d.	
Charnockite initial	SGS	0,00025	7,1	1,4	0,0005	0,01	0,002	2,4	3,7	0,39	0,031	0,0004	< 0,00007	n.d.	0,01	n.d.	n.d.	
Méta-gabbro initial	SGS	0,00027	7,1	4,6	0,0058	0,024	0,0079	9,3	0,71	5,8	0,15	0,011	0,00009	n.d.	0,008	n.d.	n.d.	
PAG initial	XPS/URSTM	n.d.	3,5	0,64	0,023	n.d.	0,045	26,2	1,1	0,5	0,02	0,157	n.d.	20,1	0,09	15,9	0,29	
PAG initial	SGS	0,002	2,2	0,72	0,018	0,017	0,045	23	1	0,5	0,018	0,11	0,0017	n.d.	0,09	n.d.	n.d.	
NAG initial	XPS/URSTM	n.d.	5,27	1,36	< 0,002	n.d.	< 0,005	1,85	2	0,8	0,03	0,015	n.d.	32,6	< 0,01	0,18	0,1	
NAG initial	SGS	0,00009	2,9	1,4	0,0003	0,0029	0,0013	0,89	2	0,76	0,018	0,0017	< 0,00007	n.d.	0,0075	n.d.	n.d.	

## 4.1.2 Caractérisation minéralogique

### 4.1.2.1 DRX

La caractérisation de la composition minéralogique par DRX des roches stériles et des résidus a été réalisée sur les échantillons composites directement. Les résultats de la composition minéralogique initiale des différents matériaux sont présentés dans le tableau 4.2. Les résultats en rouge dans les tableaux sont sous ou près de la limite de détection, mais il est possible de détecter leur présence.

Les résultats informent que l'échantillon de paragneiss graphitique initial est principalement composé de quartz et de feldspaths (albite, microcline). Des traces de micas (biotite, chlorite), de cordiérite et de sillimanite sont également détectées. Les analyses ont également détecté  $\pm 5$  % de graphite, 6 % de pyrrhotite et  $\pm 1$  % de pyrite.

Ensuite, les résultats informent que la composition minéralogique du paragneiss mix initial est similaire à celle du paragneiss graphitique initial. Ce dernier est principalement composé de quartz et de feldspaths. Tous comme le paragneiss graphitique, des traces de micas (biotite, chlorite), de pyroxène (diopside), de cordiérite et de sillimanite sont également détectés. Cependant, les analyses du paragneiss mix initial ont détecté  $\pm 8$  % de grenat (almandine) et n'ont pas détecté de graphite et d'autres espèces de sulfures. Finalement, les analyses ont détecté 1 % de pyrrhotite et 0,1 % de pyrite.

Les résultats informent également que les compositions minéralogiques du paragneiss à biotite initial et de la charnockite initial sont similaires. La composition minéralogique de ces derniers est dominée par les feldspaths. Ces matériaux contiennent également une forte teneur en quartz et des traces de micas (biotite, chlorite), de pyroxène (diopside), de rutile, de forstérite et d'enstatite. Les analyses ont détecté 0,6 % de pyrrhotite et 0,1 % de pyrite dans le paragneiss à biotite et 0 % de pyrrhotite et 0,2 % de pyrite dans la charnockite. Finalement, la charnockite est le seul matériel dans lequel des traces de calcite ont été détectées.

Dans le cas du méta-gabbro initial, les analyses minéralogiques informent que ce dernier est principalement composé de feldspaths. Ce matériel contient également de fortes concentrations en magnésiohornblende, en pyroxène (diopside) et en enstatite. La concentration en quartz dans ce matériel est significativement plus faible que dans les autres matériaux. Des traces de biotite,

d'ilménite, de magnétite et de forstérite sont également détectées. Finalement, les analyses ont détecté 1,7 % de pyrrhotite et 0,1 % de pyrite.

Dans le cas de l'échantillon de PAG initial, les analyses ont principalement détecté du quartz et des feldspaths (albite, microcline). Les silicates sont également présents dans une moins grande proportion sous la forme de micas (biotite et chlorite). Des traces de sillimanite et de cordiérite ont également été détectées dans ce matériel. Finalement, les analyses ont également détecté de  $\pm 31$  % de pyrrhotite et  $\pm 3$  % de pyrite. Dans le cas des échantillons de résidu NAG initial, les analyses ont principalement détecté du quartz et des feldspaths (albite, microcline). Les silicates sont également présents dans une moins grande proportion sous la forme de micas (biotite et chlorite). Des traces de sillimanite et de cordiérite ont également été détectées dans ce matériel. Finalement, les analyses ont également détecté  $\pm 0,5$  % de pyrrhotite et  $\pm 0,05$  % de pyrite.

Tableau 4.2 Composition minéralogique initiale par DRX

Laboratoire Minéraux (%massique)	Paragneiss graphitique initial	Paragneiss mix initial	Paragneiss à biotite initial	Charnockite initial	Méta-gabbro initial	PAG initial	NAG initial
	SGS	SGS	SGS	SGS	SGS	SGS	SGS
Quartz	53,3	48,6	25,8	26,7	4,70	36,4	62,1
Tridymite	0,60	0,32	0,00	0,00	0,00	0,30	0,63
Cristobalite	0,00	0,14	0,07	1,32	1,35	0,02	0,00
Albite	8,72	14,2	36,7	27,1	36,4	6,46	12,5
Microcline	9,77	8,74	20,3	23,1		5,79	11,4
Fluorapatite						1,20	0,81
Pyrite	0,80	0,10	0,10	0,20	0,10	2,95	0,03
Pyrrhotite	6,30	1,00	0,60		1,70	31,0	0,50
Sillimanite	2,01	3,63				4,41	4,20
Rutile	0,18	0,46	1,39	1,12	0,57		
Ilménite	0,04	0,15	0,95	0,14	2,52		
Magnétite	0,18	0,18	0,27	0,27	1,40		
Magnésiohornblende		1,47	1,54	1,14	18,4		
Diopside		3,35	1,32	1,68	9,79		
Forstérite	0,61	1,64	2,05	1,04	1,14		
Enstatite			2,33	2,16	11,7		
Chlorite	1,04	1,09		0,29		0,84	1,01
Cordiérite	3,09					2,08	2,60
Biotite	2,52	2,26	3,08	4,13	3,39	1,71	1,69
Almandine	0,06	7,93	1,03	0,06	5,03		
Graphite	4,56						
Amorphe	6,26	4,50	2,53	9,13	1,81	6,88	2,49

#### 4.1.2.2 QEMSCAN

La caractérisation de la composition minéralogique par QEMSCAN des roches stériles et des résidus a été réalisée sur les échantillons composites directement. Les résultats de la composition chimique initiale des différents matériaux sont présentés dans le tableau 4.3.

Les résultats informent que les échantillons de paragneiss graphitique initiaux sont principalement composés de quartz, de feldspaths (plagioclases et orthoclases) et de micas (biotite, muscovite et chlorite). Les analyses ont également détecté de 4 à 7 % de pyrrhotite,  $\pm 1$  % de pyrite et des traces d'oxydes de fer dans les échantillons initiaux. Des traces de cordiérite, de carbonates et de sillimanite sont détectées dans l'échantillon initial analysé par SGS. Les analyses ont détecté 5 % de graphite dans l'échantillon initial analysé à XPS. Cette espèce minérale n'a pas été analysée par SGS. La composition minéralogique obtenue à XPS est généralement similaire à celle obtenue à SGS. Les espèces minérales analysées à SGS sont plus nombreuses que celles analysées à XPS. Ainsi, la composition minéralogique de l'échantillon analysé par SGS est plus variée. Néanmoins, les minéraux ajoutés correspondent généralement à des minéraux traces et ne changent donc pas significativement la composition minéralogique globale. Il est possible d'observer que l'échantillon de paragneiss graphitique initial analysé à XPS a montré des concentrations en micas significativement plus élevées que celui analysé à SGS.

Ensuite, les résultats informent que la composition minéralogique du paragneiss mix initial est similaire à celle du paragneiss graphitique initial. Ce dernier est principalement composé de quartz, de feldspaths et de micas. Tous comme le paragneiss graphitique, des traces de cordiérite et de sillimanite sont également détectées. Cependant, les analyses ont détecté  $\pm 15$  % de grenat et des traces de pyroxène. Les analyses n'ont également pas détecté de graphite. Finalement, les analyses ont détecté 1 % de pyrrhotite et 0,1 % de pyrite.

Les résultats informent également que les compositions minéralogiques du paragneiss à biotite initial et de la charnockite initial sont similaires. La composition minéralogique de ces derniers est dominée par les feldspaths. Ces matériaux contiennent également une forte teneur en quartz, des traces de micas (biotite, muscovite), de carbonates, de grenat et de pyroxène. Les analyses ont détecté 0,07 % de pyrrhotite et 0,01 % de pyrite dans le paragneiss à biotite et 0,02 % de pyrrhotite et 0,2 % de pyrite dans la charnockite.

Dans le cas du méta-gabbro initial, les analyses minéralogiques informent que ce dernier est principalement composé de feldspaths et de pyroxène. Ce matériel contient également des concentrations significatives en amphiboles. Des traces de micas (biotite et chlorite), de grenat et de carbonates sont également détectées. La concentration en quartz dans ce matériel est significativement plus faible que dans les autres matériaux et de l'ordre de  $\pm 3\%$ . Finalement, les analyses ont détecté 2,3 % de pyrrhotite et 0,01 % de pyrite.

Dans le cas des échantillons de PAG initial, les analyses ont principalement détecté des sulfures (pyrrhotite à  $\pm 40\%$  et pyrite à  $\pm 5\%$ ). Les silicates sont présents dans une moins grande proportion principalement sous forme de quartz, de feldspaths et de micas. Les résultats obtenus à XPS informent également que le PAG initial contient des concentrations significatives en sulfates et en oxyhydroxydes de fer. Les analyses de SGS montrent pour leur part de plus fortes concentrations en quartz et feldspath et des traces de grenat, sillimanite et cordiérite. Les espèces minérales analysées à SGS sont plus nombreuses que celles analysées à XPS. Ainsi, la composition minéralogique de l'échantillon analysé par SGS est plus variée. Dans le cas des échantillons de résidu NAG initial, les analyses ont principalement détecté du quartz, des feldspaths et des micas. Les résultats obtenus à SGS informent également que le NAG initial contient des traces de grenat, sillimanite, cordiérite et carbonates. De façon générale, il est néanmoins possible d'affirmer que les résultats des analyses sont assez similaires entre XPS et SGS.

Les résultats des analyses minéralogiques obtenus par QEMSCAN sont généralement similaires à ceux obtenus avec la DRX. Dans le cas des échantillons de roches stériles et de résidus NAG, les concentrations en minéraux silicatés sont parfois variables entre les analyses QEMSCAN et DRX. Néanmoins, la minéralogie globale demeure similaire entre les deux types d'analyses. Il est à noter que l'échantillon de méta-gabbro analysé au QEMSCAN contenait significativement plus de pyroxène que l'échantillon à la DRX. De plus, l'échantillon de méta-gabbro analysé au QEMSCAN contenait significativement moins de magnésiohornblende que l'échantillon à la DRX. Dans le cas des échantillons de résidus PAG, il est possible de constater que l'échantillon que l'analyse DRX réalisée à SGS se rapproche beaucoup des analyses QEMSCAN. Cependant, les analyses QEMSCAN de XPS ont détecté de plus fortes concentrations en sulfates et en oxyhydroxydes de fer que les analyses DRX de SGS.

Tableau 4.3 Composition minéralogique initiale par QEMSCAN

	Paragneiss graphitique initial	Paragneiss graphitique initial	Paragneiss mix initial	Paragneiss à biotite initial	Charnockite initial	Méta-gabbro initial	PAG initial	PAG initial	NAG initial	NAG initial
Laboratoire	XPS	SGS	SGS	SGS	SGS	SGS	XPS	SGS	XPS	SGS
<b>Minéraux (%massique)</b>										
Pyrrhotite	3,93	6,40	1,72	0,07	0,02	2,31	39,8	39,5	0,41	0,20
Pyrite	0,79	1,04	0,08	0,01	0,20	0,01	6,3	4,9	0,00	0,04
Fe sulfates/Oxyhydroxydes	0,21						13,0		0,01	
Autres sulfures	0,08	0,05	0,02	0,01	0,01	0,02	0,3	0,3	0,01	0,04
Quartz	56,6	55,1	46,4	22,7	26,7	2,97	20,1	28,8	64,2	56,0
K-Feldspar	7,02	11,2	7,69	20,0	28,1	0,09	2,6	6,6	11,2	12,6
Plagioclase	7,90	8,39	16,38	36,1	31,2	28,4	3,5	6,2	8,88	12,4
Orthopyroxène		0,09	0,35	6,84	0,14	35,5		0,2		0,34
Clinopyroxène		0,03	1,75	1,95	0,14	3,57		0,0		0,29
Amphibole	0,29	0,15	0,42	1,84	1,44	11,6	0,1	0,1	0,35	0,10
Grenat		1,96	14,5	1,94	0,64	5,76		2,4		2,80
Sillimanite		3,20	2,28	0,00	0,00	0,00		2,2		2,96
Cordiérite		3,53	0,65	0,43	0,25	0,14		2,5		3,00
Biotite	11,99	5,58	4,66	5,12	5,89	6,09	7,0	3,6	9,48	5,30
Muscovite		1,30	0,89	0,52	0,58	0,09		1,2		1,21
Chlorite	4,34						2,2		3,75	
Autres silicates		0,05	0,16	0,08	0,88	0,04		0,0		0,03
Fe-Oxydes	1,26	0,10	0,05	0,06	1,30	0,08	4,8	0,3	1,15	0,14
Ti-Oxydes		0,33	1,56	1,23	0,62	1,90		0,2		0,65
Carbonates	0,23	1,41	0,48	1,05	1,79	1,45	0,0	0,9	0,07	1,84
Apatite	0,59	1,16	0,05	0,51	1,06	0,74	0,2	0,6	0,38	1,57
Graphite	4,69						0,0		0,02	
Autres	0,04	0,02	0,03	0,03	0,02	0,00	0,0	0,1	0,05	0,05

## 4.2 Résultats de la caractérisation géochimique statique

Des essais statiques ont été réalisés sur les échantillons de stériles et de résidus initiaux. Un résumé des résultats des essais statiques est présenté dans le tableau 4.4. Il est à noter que les essais statiques ont été réalisés sur chacun des échantillons composites de roches stériles utilisés pour la réalisation des essais cinétiques. Les résultats présentés dans le cas des stériles correspondent donc à la valeur moyenne des résultats obtenus pour chacun des échantillons composites analysés. Dans le cas des résidus, un essai statique a été réalisé pour chacun des matériels utilisés pour la réalisation des essais cinétiques. Dans tous les cas, la valeur de PA a été calculée à partir du %  $S_{\text{sulfure}}$ . Les résultats complets des essais statiques sont présentés à l'annexe B

### 4.2.1 Roches stériles

La lithologie de paragneiss graphitique est celle qui contient la plus grande concentration de soufre total (valeur moyenne de  $\pm 2,99$  % massique) et c'est ainsi cette lithologie qui a le plus grand PA avec une valeur moyenne de 52,2 kgCaCO<sub>3</sub>/t. Les lithologies de paragneiss mix et de méta-gabbro contiennent un  $S_{\text{total}}$  de près de 1 % massique et ont un PA moyen se situant aux alentours de 20 kgCaCO<sub>3</sub>/t. Les lithologies de paragneiss à biotite et de charnockite contiennent un  $S_{\text{total}}$  total inférieure à 0,3 % et sont, à titre indicatif, considérées comme non génératrices de DMA selon la Directive 019 (D019). Le PA moyen de ces lithologies est de 0,63 et 2,50 kgCaCO<sub>3</sub>/t respectivement. Les résultats de PA obtenus pour les différents échantillons composites des matériaux sont parfois variables pour les paragneiss graphitique et mix ainsi que pour le méta-gabbro. Dans le cas du paragneiss graphitique, les valeurs maximale et minimale de PA sont respectivement de 87 kgCaCO<sub>3</sub>/t et 16 kgCaCO<sub>3</sub>/t. Dans le cas du paragneiss mix, les valeurs maximale et minimale de PA sont respectivement de 45 kgCaCO<sub>3</sub>/t et 2 kgCaCO<sub>3</sub>/t. Dans le cas du méta-gabbro, les valeurs maximale et minimale de PA sont respectivement de 60 kgCaCO<sub>3</sub>/t et 3 kgCaCO<sub>3</sub>/t.

Le PN moyen des différentes lithologies est similaire et varie entre 10,6 kgCaCO<sub>3</sub>/t (paragneiss à biotite) et 21,5 kgCaCO<sub>3</sub>/t (méta-gabbro). Les autres lithologies ont une valeur de PN moyen intermédiaire. Les résultats de PN obtenus pour les différents échantillons composites des matériaux sont généralement similaires entre eux.



Le PNN moyen du paragneiss graphitique et du paragneiss mix se situe dans des valeurs négatives. Le PNN moyen des autres lithologies se situe dans des valeurs positives. Le PNN du paragneiss graphitique est le plus faible avec une valeur de  $-34,0 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$ . À titre indicatif, cette lithologie est considérée comme potentiellement génératrice de DMA conformément au critère de PNN de la D019. Le potentiel de génération d'acide des autres lithologies est situé dans la zone d'incertitude conformément au PNN de la D019.

Le rapport PN/PA moyen du paragneiss graphitique et du paragneiss mix est inférieur à 1. Le rapport PN/PA moyen du méta-gabbro est supérieur à 1. Le PN/PA moyen des autres lithologies est supérieur à 3. À titre indicatif, le paragneiss graphitique et le paragneiss mix sont considérés comme potentiellement générateurs de DMA conformément au critère de PN/PA de la D019. Le potentiel de génération de DMA du méta-gabbro est situé dans la zone d'incertitude conformément au critère de PN/PA de la D019. Finalement, les autres lithologies sont considérées comme non génératrices de DMA conformément à ce critère.

#### 4.2.2 Résidus PAG et NAG

Le résidu PAG contient la plus grande concentration de soufre total (17 % massique) et c'est ce matériel qui a le plus grand PA avec une valeur moyenne de  $484 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$ . Le résidu NAG contient un  $S_{\text{total}}$  total de 0,16 % massique et a un PA de  $3,13 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ . À titre indicatif, le résidu NAG est considéré comme non générateur de DMA selon la D019. Il est à noter que, comme les sulfures sont principalement présents sous la forme de pyrrhotite dans le résidu PAG, il est prévu que le PA soit plus faible que celui calculé ci-dessus. En effet, tel que montré à la section 2.3.3, la stœchiométrie des réactions d'oxydation de la pyrrhotite et de la pyrite informent que l'oxydation de la pyrrhotite génère deux fois moins d'ions  $\text{H}^+$  que l'oxydation de la pyrite. Ce faisant, il serait possible d'assumer un PA deux fois plus faible dans le cas du résidu PAG ( $\text{PA} = 242 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$ ). Néanmoins, la cinétique de l'oxydation de la pyrrhotite est beaucoup plus rapide que celle de l'oxydation de la pyrite (Blowes *et al.*, 2014) et peut avoir comme effet d'augmenter le PA des matériaux contenant de la pyrrhotite. Ainsi, les paragraphes suivants tiendront compte à la fois des valeurs entière et diminuée de moitié du PA des résidus PAG. Le PN du résidu PAG est inférieur à celui du résidu NAG ( $6,20 < 12,0 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ .)

Le PNN du résidu PAG est négatif et le PNN du résidu NAG est positif. À titre indicatif, le résidu PAG est considéré comme potentiellement générateur de DMA conformément au critère de PNN

de la D019 avec un PNN de  $-478 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$  (PNN de  $-236 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$  avec un PA 2 fois plus faible). Le potentiel de génération d'acide du résidu NAG est situé dans la zone d'incertitude conformément au PNN de la D019.

Le rapport PN/PA du résidu PAG est inférieur à 1 pour les deux valeurs de PA calculées et le PN/PA du résidu NAG est supérieur à 3. À titre indicatif, le résidu PAG est considéré comme potentiellement générateur de DMA conformément au critère de PN/PA de la D019. Le résidu NAG est considéré comme non générateur de DMA conformément à ce critère.

Tableau 4.4 Résultats essais statiques

Analyses	Critères D019	Roches stériles					Résidus	
		Paragneiss graphitique	Paragneiss mix	Paragneiss à biotite	Charnockite	Méta-gabbro	PAG	NAG
ABA	Générateur de DMA Non-générateur de DMA Incertain							
Nombre d'échantillons composites analysés		12	7	5	5	4	1	1
S <sub>total</sub> (masse %)	< 0,3	2,99	0,81	0,04	0,12	1,05	17,0	0,16
S <sub>sulfate</sub> (masse %)		1,32	0,16	0,02	0,04	0,48	1,50	0,06
S <sub>sulfure</sub> (masse %)		1,67	0,65	0,02	0,08	0,57	15,5	0,10
PA (kgCaCO <sub>3</sub> /t)		52,2	20,3	0,63	2,50	17,8	484	3,13
PN (kgCaCO <sub>3</sub> /t)		18,2	16,5	10,6	15,8	21,5	6,20	12,0
PNN (kgCaCO <sub>3</sub> /t)	< -20    >20    < -20 > 20	-34,0	-3,80	9,97	13,3	3,70	-478	8,87
PN/PA	< 1    > 3    < 1 > 3	0,35	0,81	16,8	6,32	1,21	0,01	3,83

## 4.3 Résultats de la caractérisation géochimique cinétique

### 4.3.1 Essais en colonne

Les principaux résultats des essais en colonne sont présentés aux figures 4.1 à 4.3. Les résultats complets sont présentés à l'annexe C.

#### 4.3.1.1 Roches stériles

Dans le cas des roches stériles, tous les matériaux à l'exception du paragneiss graphitique ont généré des lixiviats avec des valeurs de pH près de la neutralité (entre 6 et 9,5) tout au long de l'essai. Dans le cas du paragneiss graphitique, les valeurs de pH montrent une décroissance tout au long de l'essai. Plus particulièrement, avant le jour 197, les valeurs de pH de cette lithologie sont demeurées au-dessus de 6. Après le jour 197, les valeurs de pH de cette lithologie ont progressivement diminué et stabilisé à des valeurs avoisinant 5. De façon générale, les conductivités électriques diminuent progressivement tout au long de l'essai dans le cas de toutes les lithologies. Les conductivités électriques les plus fortes sont observées dans les lixiviats du paragneiss graphitique et se situent entre 0,74 et 3,5 mS/cm.

Le paragneiss graphitique a lixivié de plus fortes concentrations des différentes espèces de soufre. Les différentes espèces de soufre mesurées dans les essais en colonne correspondent au soufre total ( $S_{\text{total}}$ ), aux sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) et aux thiosulfates ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ). Le soufre total est mesuré par ICP-AES/MS tandis que les sulfates et les thiosulfates sont mesurés par IC. La concentration moyenne du soufre total dans les eaux de drainage du paragneiss graphitique est de 334 mg/l et celle des sulfates est de 804 mg/l. Il est également intéressant de noter que des concentrations de thiosulfates s'élevant à près de 15 mg/l ont été détectées pour ce matériel.

Les concentrations des différentes espèces de soufre dans les autres lithologies de roches stériles étaient significativement inférieures à celles observées dans le cas du paragneiss graphitique. Les concentrations de soufre se situaient entre 6 et 90 mg/l et les concentrations de sulfates se situaient entre 15 et 200 mg/l dans le cas de ces lithologies. De plus, les concentrations en thiosulfates sont généralement sous la limite de détection (1 mg/l).

Les valeurs d'acidité et d'alcalinité sont relativement stables pour la majorité des roches stériles. Les valeurs d'acidité se situent autour de la limite de détection (1 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ ) et les valeurs d'alcalinité se situent autour de 50 mg  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ . Dans le cas du paragneiss graphitique, les valeurs

d'acidité augmentent du jour 0 au jour 197 pour atteindre une valeur maximale de 450 mg CaCO<sub>3</sub>/l et diminuent ensuite progressivement. Les valeurs d'alcalinité diminuent tout au long de l'essai jusqu'à des valeurs se situant près de 2 mg CaCO<sub>3</sub>/l.

Les produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants (Ca, Mg et Mn) sont généralement stables (avec une légère diminution) tout au long de l'essai pour de tous les matériaux à l'exception du paragneiss graphitique et du paragneiss mix. Les concentrations en Ca sont stabilisées à des valeurs d'environ 30 mg/l, les concentrations en Mg sont stabilisées à des valeurs d'environ 5 mg/l et les concentrations en Mn sont stabilisées à des valeurs d'environ 0,05 mg/l. Dans le cas du paragneiss mix, la diminution des concentrations de ces espèces est plus marquée avec des ordres de grandeur similaires à ceux présentés précédemment. Dans le cas du paragneiss graphitique, les concentrations de ces différentes espèces sont plus élevées de façon générale et semblent stables. Les concentrations en Ca sont de l'ordre de 200 mg/L, les concentrations en Mg sont de l'ordre de 50 mg/L et les concentrations en Mn sont de l'ordre de 5 mg/L.

Les principaux métaux dissouts détectés dans les essais en colonnes sont les suivants : Fe, Ni, Zn, Cu, et Co. En général, les métaux sont lixiviés à de plus fortes concentrations dans le cas du paragneiss graphitique. La majorité des concentrations de Fe se situent près de la limite de détection. Dans le cas du paragneiss graphitique, les concentrations en Fe augmentent entre les jours 0 et 239 puis se stabilisent à des valeurs près de 50 mg/l. Les concentrations en Ni sont sous de la limite de détection dans le cas de la charnockite et du paragneiss à biotite. Dans le cas du méta-gabbro et du paragneiss mix, des concentrations Ni sont détectées à des ordres de grandeur de 0,01 mg/l. Dans le cas du paragneiss graphitique, les concentrations de Ni se stabilisent à des valeurs d'environ 2 mg/l. Des concentrations en Zn sont détectées dans tous les matériaux. Dans le cas de la charnockite et du paragneiss à biotite, les concentrations sont de l'ordre de 0,05 mg/l. Dans le cas du méta-gabbro et du paragneiss mix, les concentrations sont de l'ordre de 0,1 mg/l et diminuent tout au long de l'essai dans le cas du paragneiss mix. Dans le cas du paragneiss graphitique, les concentrations en Zn sont de l'ordre de 0,5 mg/l tout au long de l'essai. La majorité des concentrations en Cu sont sous la limite de détection dans le cas de toutes les lithologies. Le paragneiss mix lixivie des concentrations de Cu ponctuelles de l'ordre de 0,01 mg/l tout au long de l'essai. À partir du jour 253, le paragneiss graphitique lixivie des concentrations en Cu de l'ordre de 0,05 mg/l. La majorité des concentrations en Co sont sous la limite de détection. Le paragneiss graphitique lixivie néanmoins des concentrations en Co de l'ordre de 0,1 mg/l tout au long de

l'essai. De plus, le paragneiss mix et méta-gabbro lixivient des concentrations ponctuelles en Co de l'ordre de 0,0003 mg/l tout au long de l'essai. Tous les matériaux génèrent des concentrations en As sous la limite de détection.

#### **4.3.1.2 Résidus miniers**

Dans le cas des résidus miniers, les résidus PAG génèrent des eaux de drainage avec un pH acide, dont les valeurs se situent entre 2,96 et 4,36, tout au long de l'essai. Les résidus NAG génèrent des eaux de drainage avec un pH généralement près de la neutralité. Au jour 299 et 332, le pH a significativement diminué jusqu'à une valeur minimale de 3,54. Néanmoins, dans les rinçages subséquents, les valeurs de pH se sont stabilisées à des valeurs près de la neutralité. L'explication de cette baisse de pH n'est pas entièrement connue, mais il est possible que l'eau analysée aux jours 299 et 332 ait été en contact avec des secteurs plus concentrés en sulfures dans la colonne de résidus NAG. Cela pourrait expliquer la diminution des valeurs de pH observée lors de ces rinçages. Les analyses post-démantèlement de la colonne de résidus NAG permettront d'obtenir plus d'informations sur les processus géochimiques qui ont pris place dans ce matériel. De façon générale, les conductivités électriques diminuent progressivement tout au long de l'essai dans le cas des deux types de résidus. Les conductivités électriques sont plus fortes dans les résidus PAG que les résidus NAG. Dans les résidus PAG les conductivités électriques sont de l'ordre de 10 mS/cm et dans les résidus NAG, elles sont de l'ordre de 0,5 mS/cm et présentent une valeur ponctuelle plus élevée aux jours 299 et 781.

Les résidus PAG ont également lixivié de plus fortes concentrations des différentes espèces de soufre. En effet, la concentration moyenne du soufre dans les eaux de drainage de ce matériel est d'environ 2200 mg/l, celle des sulfates est de 4850 mg/l et celle des thiosulfates est de 300 mg/l. Les concentrations des différentes espèces de soufre dans les résidus NAG étaient significativement inférieures à celles observées dans le cas du paragneiss graphitique. La concentration moyenne de soufre était de 90 mg/l, la concentration moyenne de sulfates était de 280 mg/l et les concentrations de thiosulfates étaient généralement sous la limite de détection dans le cas de ce matériel.

Les valeurs d'acidité des résidus PAG diminuent légèrement tout au long de l'essai et se situent entre 700 et 9500 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Les valeurs d'alcalinité sont sous la limite de détection tout au long de l'essai. Les valeurs d'acidité des résidus NAG sont de l'ordre de 10 mg CaCO<sub>3</sub>/l tout au long de

l'essai et les valeurs d'alcalinité se situent autour de 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l tout au long de l'essai. Il est à noter qu'une diminution de l'alcalinité est observée lors des jours 299 et 332.

Les produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants (Ca, Mg et Mn) sont généralement stables (avec une légère diminution) tout au long de l'essai pour de tous les matériaux. Les concentrations de ces différentes espèces sont plus élevées et diminuent de façon plus importante dans les résidus PAG que les résidus NAG. Dans le cas des résidus PAG, les concentrations en Ca sont de l'ordre de 500 mg/L, les concentrations en Mg sont de l'ordre de 150 mg/L et les concentrations en Mn sont de l'ordre de 15 mg/L. Dans le cas des résidus NAG, les concentrations en Ca sont de l'ordre de 90 mg/L, les concentrations en Mg sont de l'ordre de 20 mg/L et les concentrations en Mn sont de l'ordre de 0,5 mg/L. Il est à noter que ces différentes espèces présentent une concentration ponctuelle plus élevée aux jours 299 et 781 ans le cas des résidus NAG.

Les principaux métaux dissouts détectés dans les essais en colonnes sont les suivants : Fe, Ni, Zn, Cu, Cd, Co et Pb. En général, les métaux sont lixiviés à de plus fortes concentrations dans le cas du résidu PAG. Le résidu PAG présente des concentrations en Fe relativement stables qui se situent près de 2500 mg/l. Les résidus NAG présentent des concentrations de Fe qui oscillent autour de 0,5 mg/l avec un pic de 7,38 mg/l au jour 299. À partir du jour 531, les concentrations en Fe diminuent progressivement dans le résidu NAG. Les concentrations en Ni sont plus élevées dans les résidus PAG et NAG pour les premiers rinçages et tendant à diminuer jusqu'au jour 130. Dans le cas du résidu PAG, les concentrations en Ni augmentent dans les jours subséquents jusqu'à une valeur de 11 mg/l. Dans le cas du résidu NAG, les concentrations en Ni atteignent une valeur d'environ 0,04 mg/l entre les jours 299 et 563, puis diminuent progressivement dans les rinçages subséquents. Les concentrations de Zn augmentent jusqu'au jour 332 dans le cas du résidu PAG et du résidu NAG. Les concentrations de Zn dans le résidu PAG se stabilisent à des valeurs d'environ 30 mg/l dans les rinçages subséquents. Les concentrations de Zn dans le résidu NAG atteignent une valeur maximale de 5,93 mg/l et commencent à diminuer progressivement à partir du jour 438. Les concentrations de Cu augmentent jusqu'au jour 332 dans le cas du résidu PAG et du résidu NAG. Les concentrations de Cu dans le résidu PAG se stabilisent à des valeurs d'environ 20 mg/l dans les rinçages subséquents. Les concentrations de Cu dans le résidu NAG atteignent une valeur maximale de 4,11 mg/l et commencent à diminuer progressivement à partir du jour 438. Les concentrations en Cd dans le résidu PAG diminuent entre les jours 0 et 130, puis augmentent dans

les rinçages subséquents jusqu'à une valeur maximale de 0,035 mg/l. Les concentrations de Cd dans les résidus NAG sont relativement stables tout au long de l'essai et sont généralement sous la limite de détection. Les concentrations de Co tendent à augmenter tout au long de l'essai en colonne du résidu PAG et atteignent une valeur maximale de 0,789 mg/l. Dans le cas des résidus NAG, le Co est généralement sous la limite de détection. Des concentrations en Pb de l'ordre 0,2 mg/l sont détectées dans le résidu PAG à partir du jour 62 et de l'ordre de 0,1 mg/l dans le résidu NAG à partir du jour 299. Les concentrations tendent à diminuer progressivement dans les rinçages subséquents dans le cas des résidus PAG et NAG. Tous les matériaux génèrent des concentrations en As sous la limite de détection à l'exception du résidu NAG qui a généré à une reprise une concentration mesurable d'As.

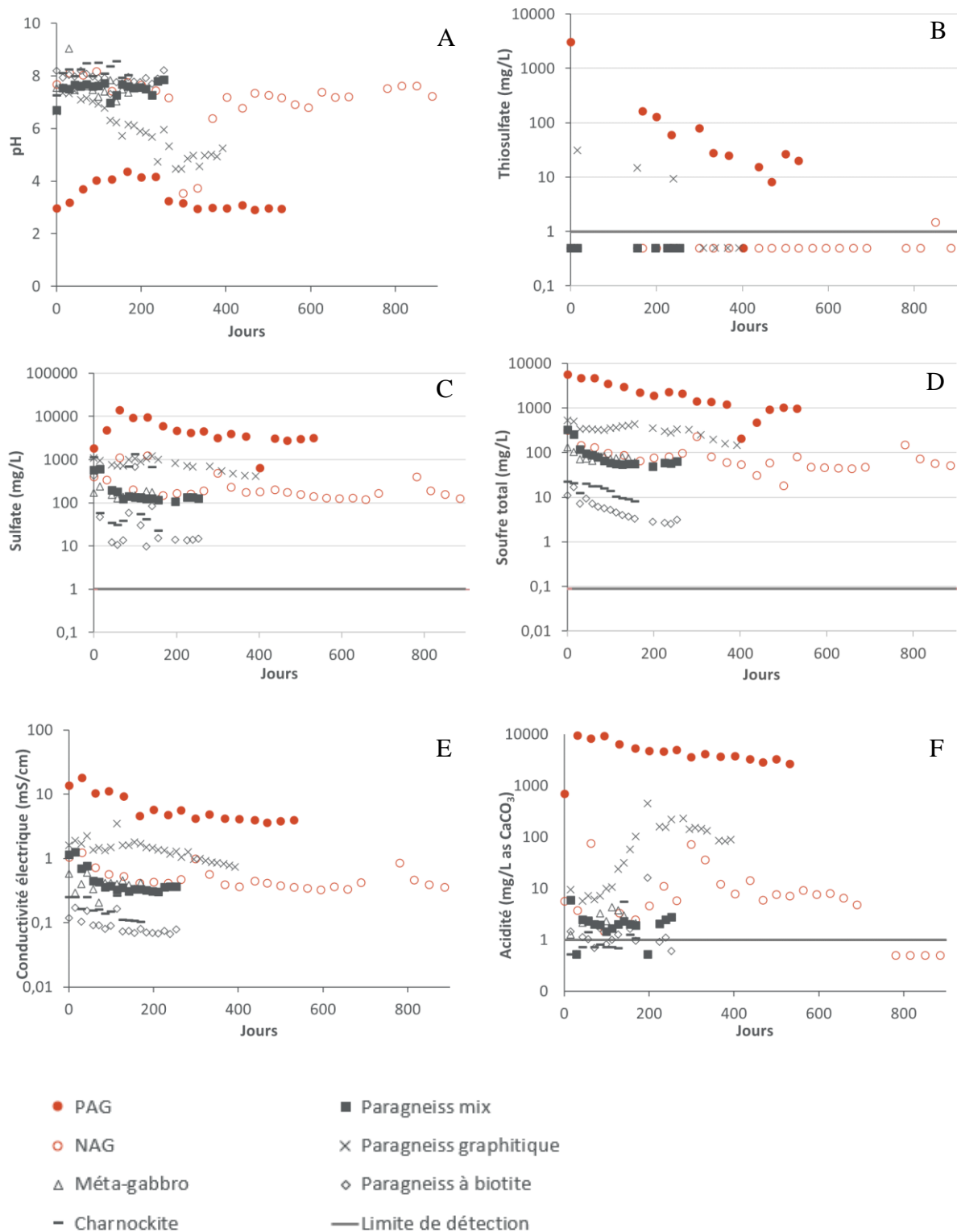


Figure 4.1 Résultats des essais en colonne : (A) pH, (B) Thiosulfates, (C) Sulfates, (D) Soufre total, (E) Conductivité électrique, (F) Acidité.



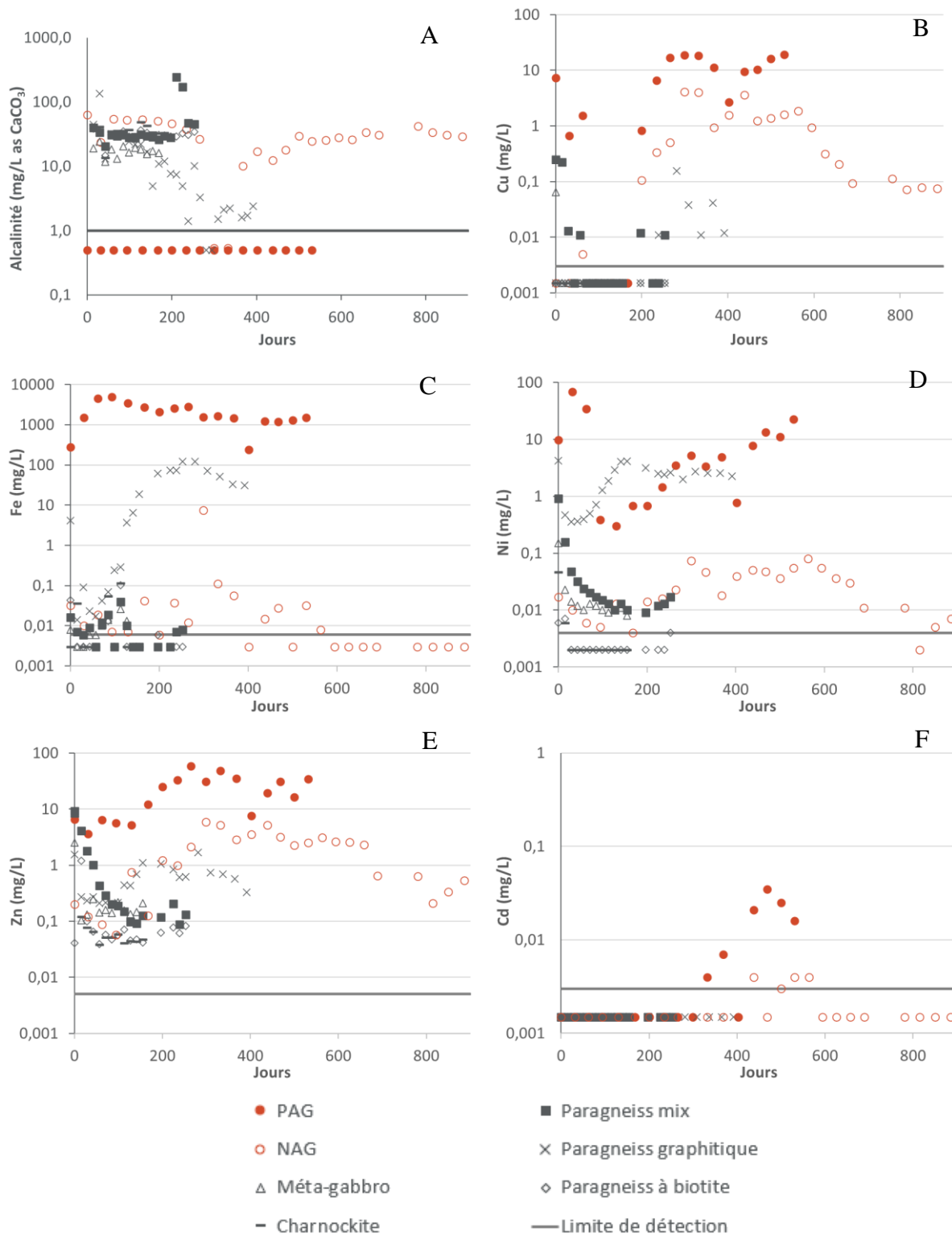


Figure 4.2 Suite des résultats des essais en colonne : (A) Alcalinité, (B) Cuivre, (C) Fer, (D) Nickel, (E) Zinc, (F) Cadmium.

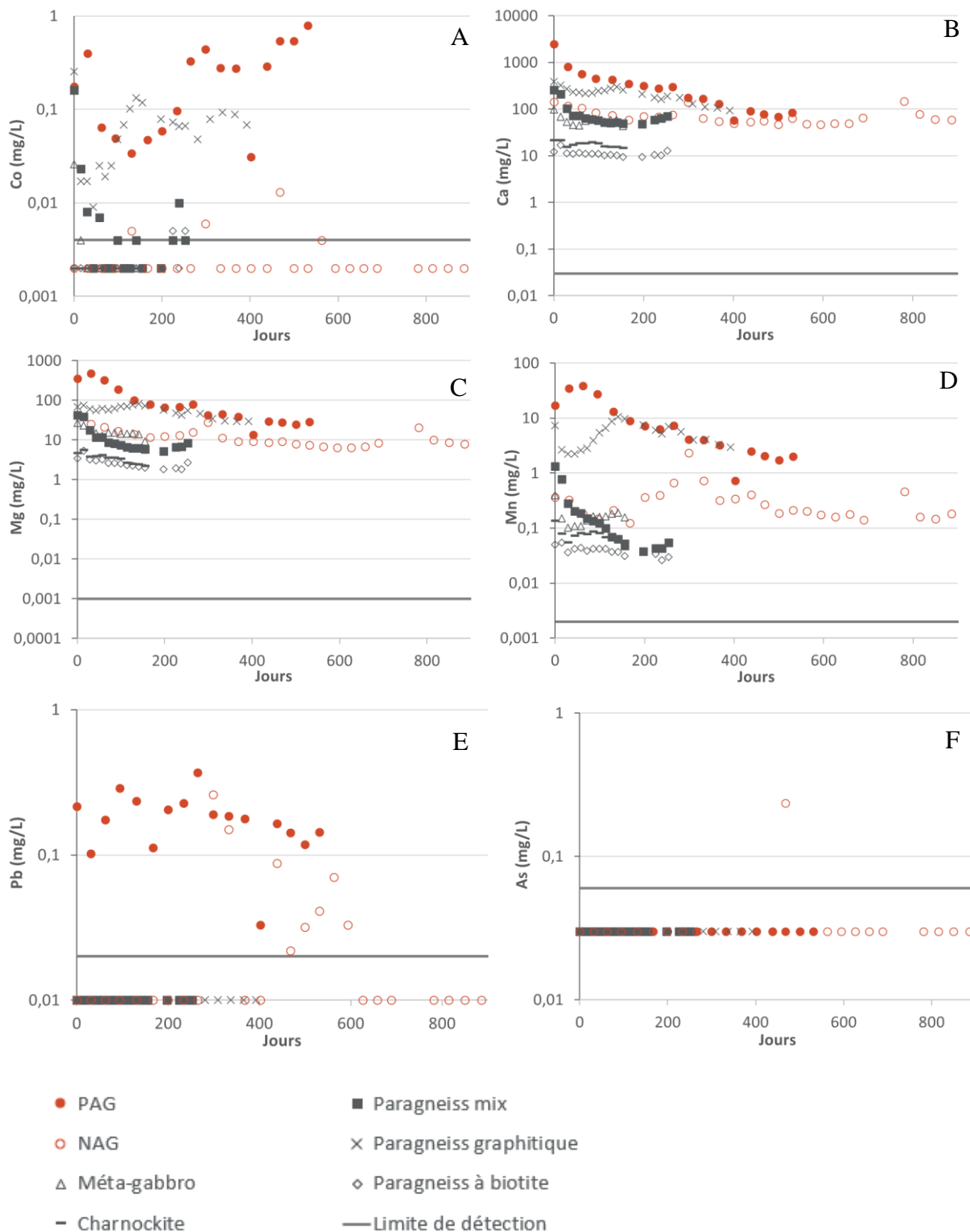


Figure 4.3 Suite des résultats des essais en colonne : (A) Cobalt, (B) Calcium, (C) Magnésium, (D) Manganèse, (E) Plomb, (F) Arsenic.

### 4.3.2 Essais en cellules humides

Les principaux résultats des essais en cellules humides sont présentés à la figure 4.4 à 4.6. Les résultats complets sont présentés à l'annexe D. Il est à noter que certains paramètres présentés pour les essais en colonne n'ont pas été mesurés dans le cas des cellules humides (thiosulfates, soufre total et conductivité électrique) et ne sont donc pas présentés dans cette section.

#### 4.3.2.1 Roches stériles

Dans le cas des roches stériles, tous les matériels ont généré des lixiviats avec des valeurs de pH près de la neutralité (entre 6 et 9,5) tout au long de l'essai. Les valeurs de pH sont stabilisées pour tous les matériaux et ne montrent pas de tendance à la hausse ou à la baisse.

Le paragneiss graphitique a lixivié de plus fortes concentrations en sulfates que les autres cellules humides de roches stériles. En effet, cette cellule humide a généré des concentrations en sulfates de l'ordre de 15 mg/l. De plus, les concentrations en sulfates augmentent légèrement tout au long de l'essai dans le cas de cette lithologie. Les cellules humides du paragneiss mix et du méta-gabbro ont généré des concentrations en sulfates de l'ordre d'environ 5 mg/l et les cellules humides du paragneiss à biotite et de la charnockite ont généré des concentrations en sulfates sous la limite de détection (spécifier la limite).

Les valeurs d'acidité et d'alcalinité sont stabilisées sous la limite de détection (2 mg CaCO<sub>3</sub>/l) pour la majorité des roches stériles. Dans le cas du paragneiss graphitique, deux valeurs ponctuelles d'acidité se situent au-dessus de la limite de détection à des ordres d'environ 5 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Pour la majorité des lithologies, les valeurs d'alcalinité sont stables et se situent autour de 5 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Le paragneiss graphitique présente à neuf reprises des valeurs d'alcalinité qui se situent près de la limite de détection (2 mg CaCO<sub>3</sub>/l).

Les produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants (Ca, Mg et Mn) sont généralement stables tout au long de l'essai pour de tous les matériaux à l'exception du paragneiss graphitique. Les concentrations en Ca sont stabilisées à des valeurs d'environ 5 mg/l, les concentrations en Mg sont stabilisées à des valeurs d'environ 0,5 mg/l et les concentrations en Mn sont stabilisées à des valeurs d'environ 0,01 mg/l. Dans le cas du paragneiss graphitique, les concentrations en Mg et en Mn augmentent légèrement à partir du jour 210 jusqu'à des valeurs d'environ 3 mg/l et 0,2 mg/l respectivement.

Il est à noter que, de façon générale, les valeurs de pH dans la cellule humide du paragneiss graphitique sont plus élevées que dans l'essai en colonne. De plus, l'essai en colonne du paragneiss graphitique a généré des valeurs d'acidité globalement de près de deux ordres de grandeur plus élevées que dans l'essai en cellule humide. Finalement, dans l'essai en colonne, le paragneiss graphitique a généré des concentrations en sulfates, et produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants de près de deux ordres de grandeur plus élevées que dans l'essai en cellule humide. Dans le cas des autres lithologies, les concentrations en sulfates et en produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants sont d'un à deux ordres de grandeur plus élevées dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. Cependant, les valeurs de pH, d'acidité sont similaires entre les essais en colonnes et en cellules humides.

Les principaux métaux dissouts détectés dans les essais en cellules humides sont les suivants : Ni, Zn, Cu, Cd et Co. Il est à noter que la concentration de ces différentes espèces est légèrement plus marquée dans la cellule humide du paragneiss graphitique. L'ensemble des cellules humides ne génèrent pas de concentrations significatives en Fe. Les concentrations en Fe se situent près ou au-dessous de la limite de détection (0,007 mg/l). Le Zn, Ni, Cd et Co sont lixiviés à de plus fortes concentrations dans le cas du paragneiss graphitique. Les concentrations de Ni augmentent à partir du jour 200 jusqu'à des valeurs d'environ 0,025 mg/l dans le cas du paragneiss graphitique. Les concentrations en Zn sont de l'ordre de 0,005 mg/l tout au long de l'essai dans le cas du paragneiss graphitique. Le paragneiss graphitique lixivie des concentrations croissantes de Co à partir du jour 200 jusqu'à des valeurs d'environ 0,001 mg/l. Finalement, le paragneiss graphitique lixivie des concentrations croissantes de Cd à partir du jour 200 jusqu'à des valeurs d'environ 0,0001 mg/l. Les concentrations en Cu sont de l'ordre de 0,0005 mg/l dans le cas de toutes les lithologies. Dans le cas des autres lithologies la concentration en Zn, Ni, Cd et Co se situent près de la limite de détection.

Bien que de façon générale le paragneiss graphitique génère de plus fortes concentrations en métaux, il est à noter que ces concentrations demeurent relativement faibles. Notamment, ces concentrations sont deux à trois ordres de grandeur inférieures à celles observées dans les essais en colonne. Dans le cas des autres lithologies, les concentrations en Ni, Fe, Cd sont généralement dans les mêmes ordres de grandeur dans les essais en cellules humides et dans les essais en colonne. Cependant, le paragneiss mix lixivie des concentrations légèrement plus fortes en Ni, Co et Cu dans les essais en colonne que dans les essais en cellule humide. Finalement, les concentrations en

Zn sont globalement plus élevées dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. Tous les matériaux ont généré de faibles concentrations en As qui oscillent généralement autour de la limite de détection.

#### 4.3.2.2 Résidus miniers

Dans le cas des résidus miniers, les résidus PAG génèrent des eaux de drainage avec un pH près de la neutralité lors des jours 0, 14 et 28. Dans les autres rinçages, les lixiviats du résidu PAG sont acides avec des pH situés entre 4,2 et 5,94. Les résidus NAG génèrent des eaux de drainage avec un pH près de la neutralité.

Les résidus PAG a également lixivié de plus fortes concentrations en sulfates. En effet, les résidus PAG génèrent des concentrations en sulfates de l'ordre de 250 mg/l. Les concentrations en sulfates dans le résidu PAG augmentent jusqu'à une valeur maximale de 510 mg/l entre des jours 0 à 56 et diminuent dans les rinçages subséquents. Les concentrations en sulfates dans les résidus NAG étaient significativement inférieures. La concentration moyenne de sulfates était de l'ordre de 10 mg/l et diminuait progressivement tout au long de l'essai dans le résidu NAG.

Les valeurs d'acidité des résidus PAG augmentent entre les jours 0 et 98 jusqu'à une valeur maximale de 657 mg CaCO<sub>3</sub>/l et diminuer dans les rinçages subséquents jusqu'à des valeurs de l'ordre de 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l. Les valeurs d'alcalinité sont sous la limite de détection tout au long dans le cas des résidus PAG. Les valeurs d'acidité des résidus NAG sont sous la limite de détection tout au long de l'essai et les valeurs d'alcalinité se situent autour de 30 mg CaCO<sub>3</sub>/l tout au long de l'essai.

Les concentrations des différentes espèces associées à la dissolution des minéraux neutralisants augmentent entre les jours 0 et 42 et diminuent dans les rinçages subséquents dans les résidus PAG. Dans le cas des résidus PAG, les concentrations stabilisées de Ca sont de l'ordre de 10 mg/L, les concentrations stabilisées de Mg sont de l'ordre de 3 mg/L et les concentrations stabilisées de Mn sont de l'ordre de 0,5 mg/L. Dans le cas des résidus NAG, les concentrations en Ca, Mg et Mn sont relativement stables tout au long de l'essai et sont de l'ordre de 10 mg/l, 1 mg/l et 0,05 mg/l respectivement.

Il est à noter que, de façon générale, les valeurs de pH dans la cellule humide du résidu PAG sont plus élevées que dans l'essai en colonne. De plus, l'essai en colonne du résidu PAG a généré des

valeurs d'acidité de deux ordres de grandeur plus élevées que dans l'essai en cellule humide. Dans l'essai en colonne, le résidu PAG a généré des concentrations en sulfates près de deux ordres de grandeur plus élevées que la cellule humide. Les concentrations en produits issus de la dissolution des minéraux neutralisants (Ca, Mg, Mn) sont d'environ deux ordres de grandeur plus élevés dans la colonne de résidus PAG que dans la cellule humide de résidus PAG. Dans le cas du résidu NAG, les concentrations en sulfates et en produits associés à la dissolution des minéraux neutralisants ainsi que l'acidité sont d'environ un ordre de grandeur plus élevées dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. Cependant, les valeurs de pH sont similaires entre les essais en colonnes et en cellules humides.

Les principaux métaux dissouts détectés dans les essais en cellules humides sont les suivants : Fe, Ni, Zn, Cu, Cd et Co. En général, les métaux sont lixiviés à de plus fortes concentrations dans le cas du résidu PAG que du résidu NAG. Dans le cas des résidus PAG, la concentration des différentes espèces métalliques augmente généralement jusqu'aux alentours du jour 70 et diminue progressivement dans les rinçages subséquents. Plus particulièrement, les concentrations en Fe augmentent jusqu'à une valeur maximale de 241 mg/l et diminuent jusqu'à des valeurs de l'ordre de 15 mg/l. Les concentrations en Ni augmentent jusqu'à une valeur maximale de 30,1 mg/l et diminuent jusqu'à des valeurs de l'ordre de 0,01 mg/l. Les concentrations en Zn augmentent jusqu'à une valeur maximale de 0,773 mg/l et diminuent jusqu'à des valeurs de l'ordre de 0,1 mg/l. Les concentrations en Cd augmentent jusqu'à une valeur maximale de 0,06 mg/l et diminuent jusqu'à des valeurs de l'ordre de 0,00007 mg/l. Les concentrations en Co augmentent jusqu'à une valeur maximale de 2,36 mg/l et diminuent jusqu'à des valeurs de l'ordre de 0,0005 mg/l. Dans le cas du Cu, les valeurs sont relativement stables tout au long de l'essai et se situent à des ordres de 0,001 mg/l. Dans le cas des résidus NAG, la concentration en Co, Cd, Zn et Ni se situent près ou au-dessous de la limite de détection. Les concentrations en Cu et en Fe sont relativement stables et se situent à des valeurs de l'ordre de 0,0005 mg/l et 0,1 mg/l respectivement.

Bien que de façon générale le résidu PAG génère de plus fortes concentrations en métal que le résidu NAG, il est à noter que ces concentrations demeurent relativement faibles. Notamment, les concentrations en Cu, Fe, Ni et Zn sont deux à trois ordres de grandeur inférieures à celles observées dans les essais en colonne. Cependant, les concentrations en Cd et Co sont légèrement supérieures dans les cellules humides que dans les essais en colonne. Dans le cas du résidu NAG, les concentrations en Fe, Cd et Co sont généralement dans les mêmes ordres de grandeur dans les

essais en cellules humides et dans les essais en colonne. Cependant, la colonne de résidus NAG présente des concentrations plus élevées en Cu, Ni et Zn que la cellule humide de résidus NAG. Tous les matériaux ont généré de faibles concentrations en As qui oscillent généralement autour de la limite de détection.

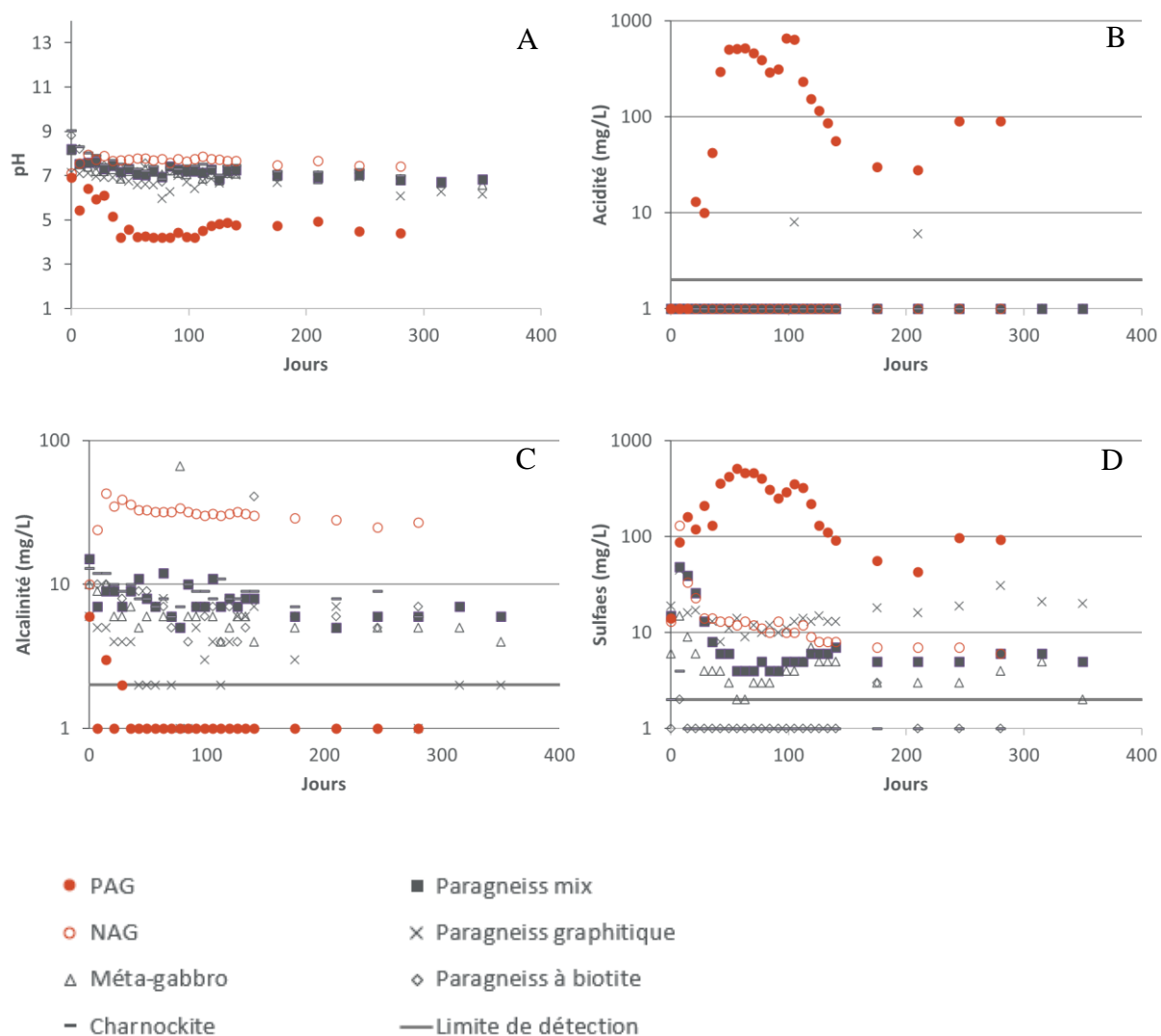


Figure 4.4 Résultats des essais en cellules humides : (A) pH, (B) Acidité, (C) Alcalinité, (D) Sulfates.

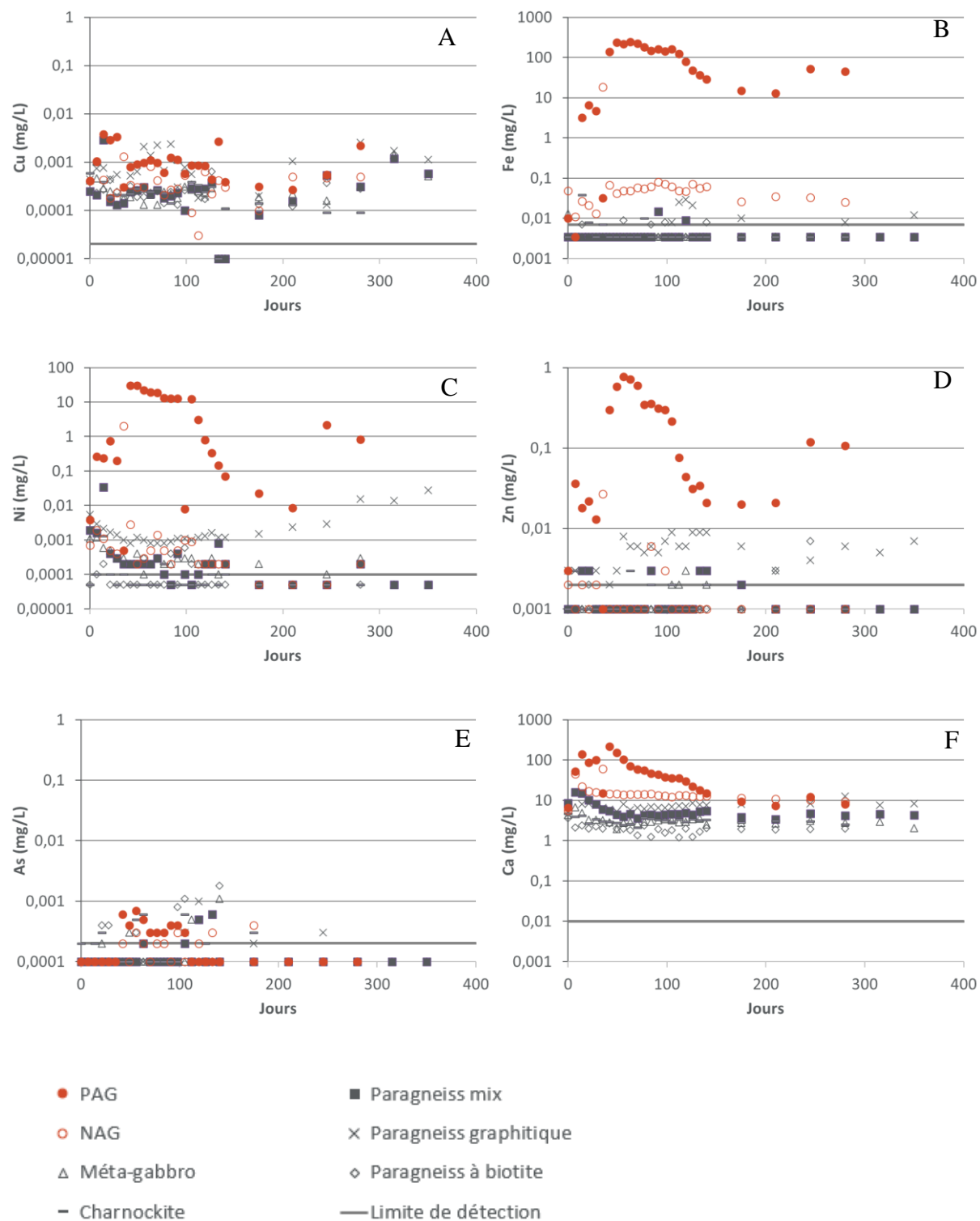


Figure 4.5 Résultats des essais en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Zinc, (E) Arsenic, (F) Calcium.



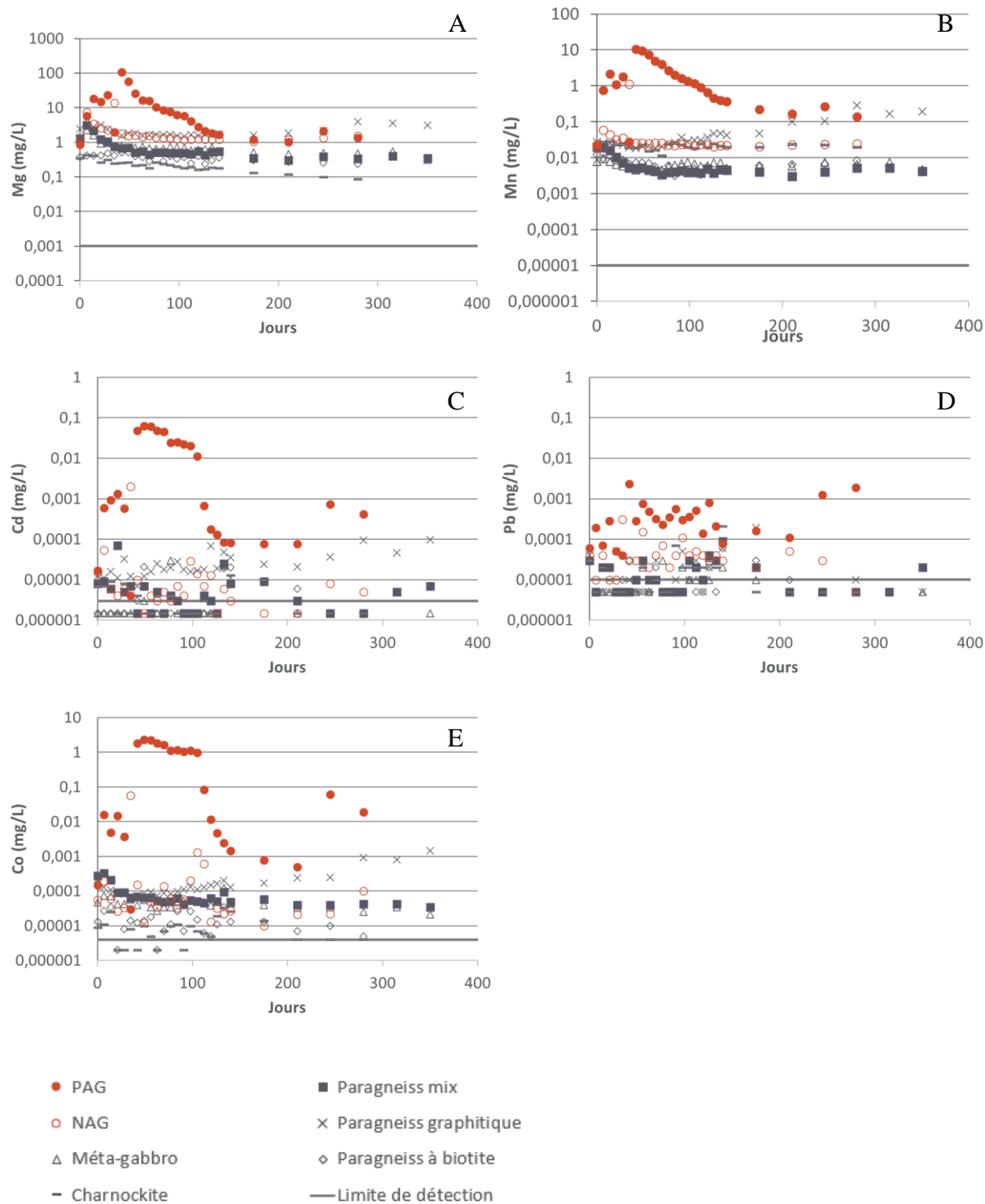


Figure 4.6 Suite des résultats des essais en cellules humides : (A) Magnésium, (B) Manganèse, (C) Cadmium, (D) Plomb, (E) Cobalt.

## 4.4 Résultats des essais post-démantèlement

### 4.4.1 Observations macroscopiques

#### 4.4.1.1 Paragneiss graphitique

Lors du démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique, le matériel paraissait partiellement cimenté tout le long de la colonne. Plus précisément, le haut de la colonne présentait une cimentation et une oxydation plus marquée. Dans le reste de la colonne, des agrégats de particules fines cimentées répartis uniformément étaient observés. Des particules grossières présentant une couleur ocre ont également été observées dans toute la colonne. Le matériel semblait également plus humide dans le bas de la colonne et plus sec dans le haut de la colonne. La figure 4.7-A montre la présence de particules fines agglomérées dans la colonne de paragneiss graphitique démantelée. La figure 4.7-B montre la présence de particules de particules grossières de couleur ocre dans la colonne de paragneiss graphitique démantelée. La figure 4.7-C montre la base de la colonne de paragneiss graphitique démantelée.

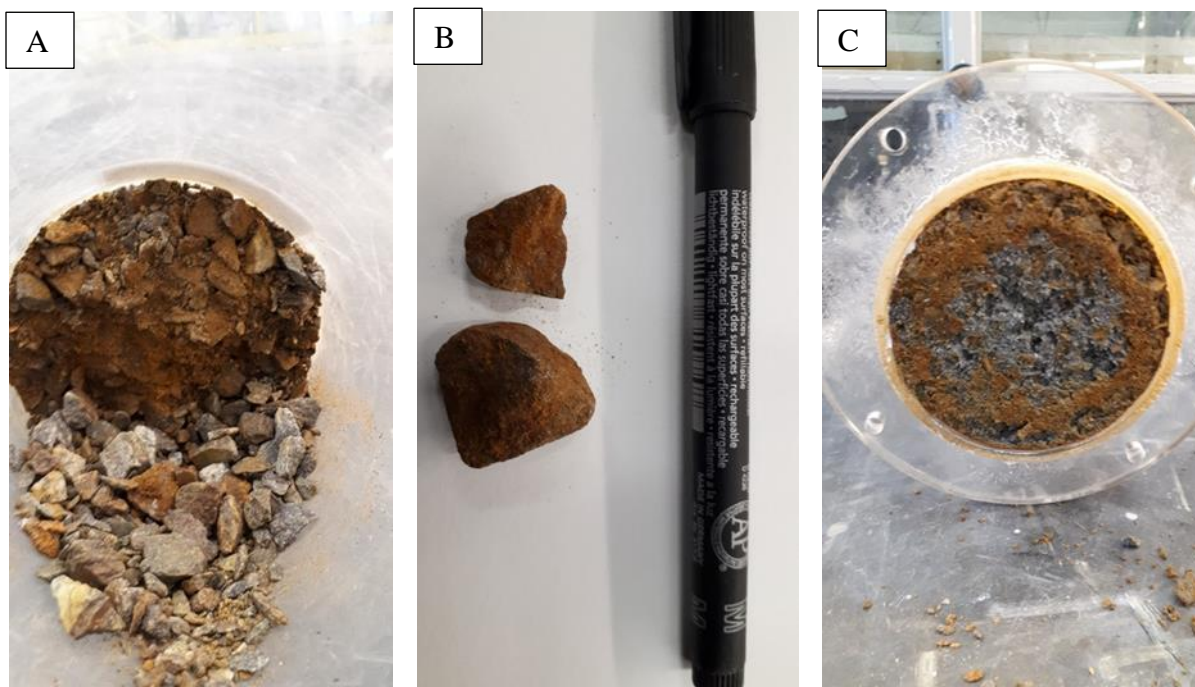


Figure 4.7 Démantèlement de la colonne de paragneiss graphitique : (A) Particules agglomérées, (B) Particules de couleur ocre, (C) Base de la colonne

#### 4.4.1.2 Résidus PAG

Lors du démantèlement de la colonne de résidus PAG, le matériel paraissait complètement cimenté tout le long de la colonne. Le matériel semblait légèrement moins cimenté dans les 10 premiers cm. De façon générale, le matériel dans la colonne était très oxydé et de couleur ocre. Des dépôts blanchâtres ont été observés au-dessus de la colonne et des inclusions de résidus PAG non-oxydés grisâtres ont été observées uniformément dans toute la colonne. Les inclusions de résidus PAG non-oxydés sont généralement entourées d'une auréole orangée transitoire entre la zone grisâtre et la zone ocre. Finalement, la colonne présentait un plan de faiblesse horizontal à une profondeur d'environ 10 cm. La figure 4.8 présente des photos de la colonne de résidus PAG lors de son démantèlement. La figure 4.8-A montre la présence de dépôts blanchâtres au-dessus de la colonne de résidus PAG démantelée. La figure 4.8-B montre la colonne de résidus PAG en bloc cimenté. La figure 4.8-C montre un bloc de résidus PAG cimenté avec inclusions de résidus PAG non-oxydés. La figure 4.8-D montre la présence d'un plan de faiblesse à une profondeur de 10 cm.



Figure 4.8 Démantèlement de la colonne de résidus PAG (A) Dépôts blanchâtres, (B) Bloc cimenté, (C) Inclusions non-oxydées, (D) Plan de faiblesse

#### 4.4.1.3 Résidus NAG

Dans les trois premiers cm de la colonne de résidus NAG, le matériel présentait une stratification blanchâtre et brunâtre sur le contour au contact de la colonne de Plexiglas (Figure 4.9-A). Le matériel ne présentait pas d'évidences d'oxydation, était sec, fortement poreux et les pores étaient répartis uniformément dans la colonne. Il est à noter que le centre de cette couche n'a pas pu être observé en détail puisque ce dernier s'est effondré lors du démantèlement de la colonne. Aux profondeurs, 3-10 cm les contours en contact avec la colonne de Plexiglas présentent des similitudes (porosité, stratification, etc.) avec la couche 0-3 cm. Le centre de la couche 3-10 cm est quant à lui homogène, plus humide que la couche 0-3 cm et ne présente pas de stratification et de porosité marquées. D'une profondeur de 10 à 27,5 cm, le matériel est similaire au centre la couche 3-10 cm (Figure 4.9-B). À partir d'une profondeur de 27,5 cm, le matériel présente une couleur ocre qui s'accroît jusqu'à la base de la colonne (Figure 4.9-C).

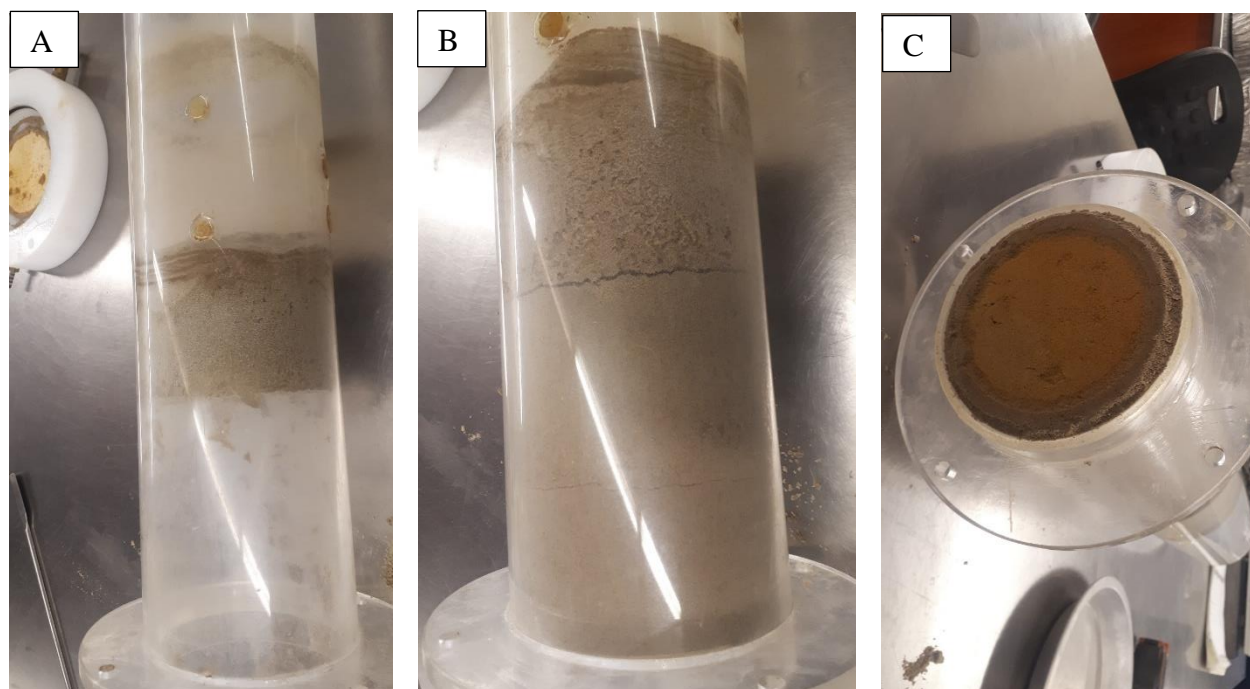


Figure 4.9 Démantèlement de la colonne de résidus NAG : (A) Stratifications blanchâtres, (B) Colonne entière et homogénéité de la tranche 10-27,5 cm, (C) Base de la colonne

## 4.4.2 Résultats de la composition chimique et minéralogique des post-démantèlement

Les caractérisations post-démantèlement incluent les analyses chimiques et minéralogiques réalisées sur les échantillons post-démantèlement de roches stériles et de résidus miniers. Plus particulièrement, les matériaux post-démantèlement sont les suivants :

- Paragneiss graphitique post-démantèlement 0-20 cm;
- Paragneiss graphitique post-démantèlement 20-40 cm;
- Paragneiss graphitique post-démantèlement 40-40 cm;
- PAG post-démantèlement 0-10 cm;
- PAG post-démantèlement 10-20 cm;
- PAG post-démantèlement 20-30 cm;
- NAG post-démantèlement 0-3 cm;
- NAG post-démantèlement 10-20 cm;
- NAG post-démantèlement 27,5-30 cm.

La composition chimique de tous les matériaux a été mesurée dans les laboratoires de XPS. Les teneurs en  $S_{\text{total}}$  et en  $C_{\text{total}}$  de tous les matériaux ont été mesurées dans les laboratoires de l'URSTM. Les analyses EPMA ont été réalisées dans les laboratoires de XPS et de ULaval. Les analyses minéralogiques QEMSCAN de tous les matériaux ont été réalisées dans les laboratoires de XPS. Les analyses minéralogiques DRX et au microscope optique de tous les matériaux ont été réalisées dans les laboratoires de l'URSTM. Finalement, les analyses au MEB ont été réalisées dans les laboratoires de l'URSTM dans le cas des échantillons de paragneiss graphitique et de résidus PAG et dans les laboratoires de ULaval dans le cas des échantillons de résidus NAG.

### 4.4.2.1 Analyse de la chimie totale

Les résultats de la composition chimique post-démantèlement des différents matériaux sont présentés dans le tableau 4.5. Similairement aux résultats initiaux, il est possible d'observer que les échantillons de résidus PAG contiennent plus de métaux (Co, Cu, Fe, Ni et Zn) que les

échantillons de paragneiss graphitique et de résidus NAG. Les échantillons de résidus NAG contiennent généralement les teneurs en métal les plus faibles. Les échantillons de paragneiss graphitique contiennent des teneurs en métaux intermédiaires. Il est à noter que l'échantillon NAG post-démantèlement 27,5-30 cm contient des teneurs en Cu et Ni d'un ordre de grandeur supérieures aux autres échantillons de résidus NAG. Les échantillons de paragneiss graphitique et de résidus NAG contiennent une plus grande teneur en Ca que les résidus PAG. La teneur en  $S_{total}$  des résidus PAG est d'un ordre de grandeur supérieure à celle du paragneiss graphitique et de deux ordres de grandeur supérieure à celle dans les résidus NAG. La teneur en  $C_{total}$  est un ordre de grandeur plus élevée dans le paragneiss graphitique que dans les résidus PAG et de deux ordres de grandeur plus élevée que dans les résidus NAG. Les échantillons de résidus NAG contiennent les plus faibles teneurs en soufre et en fer. De façon générale, il n'y a pas de différence significative entre les résultats de composition chimique initiaux et post-démantèlement.

Tableau 4.5 Composition chimique des matériaux post-démantèlement

<b>Symbole chimique</b>	<b>Al</b>	<b>Ca</b>	<b>Co</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Si</b>	<b>Zn</b>	<b>S<sub>total</sub></b>	<b>C<sub>total</sub></b>
<b>Unité</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>	<b>%</b>
<b>Limite de détection XPS</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,002</b>	<b>0,005</b>	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,005</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>
<b>Limite de détection URSTM</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,009</b>	<b>0,05</b>
Paragneiss graphitique post-démantèlement 0-20 cm	4,33	0,99	0,004	0,014	5,59	1,6	0,66	0,02	0,022	33	0,02	2,94	5,13
Paragneiss graphitique post-démantèlement 20-40 cm	4,45	1,15	0,004	0,014	5,51	1,5	0,66	0,02	0,018	33,3	0,02	2,78	4,74
Paragneiss graphitique post-démantèlement 40-70 cm	4,27	1,1	0,004	0,014	5,49	1,6	0,65	0,02	0,051	33,3	0,02	2,89	5,04
PAG post-démantèlement 0-10 cm	3,01	0,43	0,016	0,041	24,4	0,9	0,4	0,02	0,09	18,1	0,08	15,7	0,2
PAG post-démantèlement 10-20 cm	2,96	0,58	0,017	0,042	23,2	0,9	0,4	0,02	0,109	17,8	0,09	15,2	0,23
PAG post-démantèlement 20-30 cm	2,92	0,58	0,017	0,042	23,2	0,9	0,41	0,02	0,112	17,3	0,09	14,6	0,22
NAG post-démantèlement 0-3 cm	5,25	1,38	< 0,002	< 0,005	1,5	2,1	0,77	0,02	0,007	36,6	< 0,01	0,12	0,09
NAG post-démantèlement 10-20 cm	5,17	1,39	< 0,002	< 0,005	1,45	2	0,77	0,02	0,008	34,4	< 0,01	0,13	0,09
NAG post-démantèlement 27,5-30 cm	5,26	1,4	0,006	0,019	1,64	2,1	0,78	0,02	0,057	36	0,03	0,16	0,1



#### 4.4.2.2 Analyses EPMA

Des analyses EPMA ont été réalisées sur trois échantillons de résidus PAG et sur deux échantillons de paragneiss graphitique. Les analyses avaient pour but de vérifier les éléments présents en traces dans les grains de sulfures. Les résultats informent que du Ni est présent en inclusion dans les grains de pyrrhotite à des % massiques de l'ordre de 0,2 % (Figure 4.10). Des traces de Co sont détectées en inclusions dans les grains de pyrite (Figure 4.11). Finalement, des traces d'As sont observées ponctuellement dans les grains de pyrite et parfois dans les grains de pyrrhotite (Figure 4.12). Il ne semble pas y avoir de corrélation entre la présence de Co et le Ni (Figure 4.13). Par contre, il semble y avoir une légère corrélation positive entre la présence d'As et de Co dans la pyrrhotite (Figure 4.14).

Il est à noter que les analyses EPMA ont été réalisées dans les laboratoires de l'ULaval et dans les laboratoires de XPS. Les limites de détection étaient variables entre les deux laboratoires. Les limites de détection étaient généralement moins élevées dans les laboratoires de ULaval. Cela peut expliquer que les résultats ne suivent plus la même tendance et couvrent une plage de valeurs plus étendues à partir 30<sup>ième</sup> point d'analyse notamment dans le cas de l'As et du Co. En effet, les 30 premiers points d'analyse ont été réalisés dans les laboratoires de XPS et les points subséquents ont été réalisés dans les laboratoires de ULaval. Il est également à noter que la limite de détection était variable pour chacun des points d'analyse dans les laboratoires de XPS et de ULaval. Les limites de détection présentées aux figures ci-dessous correspondent aux limites de détection moyennes calculées à partir des limites de détection individuelles de chacun des points d'analyse. Ainsi, il est normal que certains points se situent sous les limites de détection moyennes dans le cas où leur limite de détection individuelle se situait également sous les limites de détections moyennes. Les détails concernant les analyses réalisées à ULaval et à XPS sont présentés à l'annexe E.

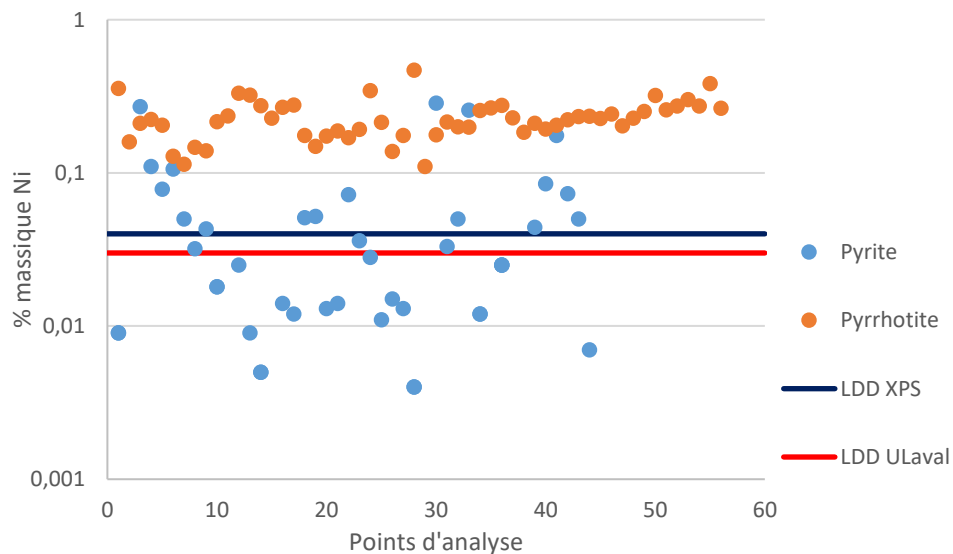


Figure 4.10 Teneur en Ni dans les grains de pyrrhotite et de pyrite

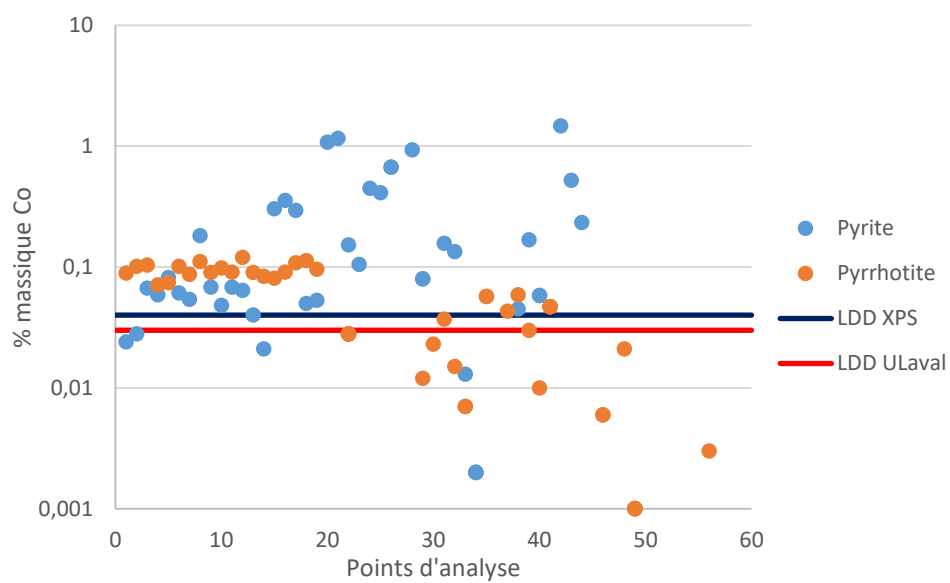


Figure 4.11 Teneur en Co dans les grains de pyrrhotite et de pyrite

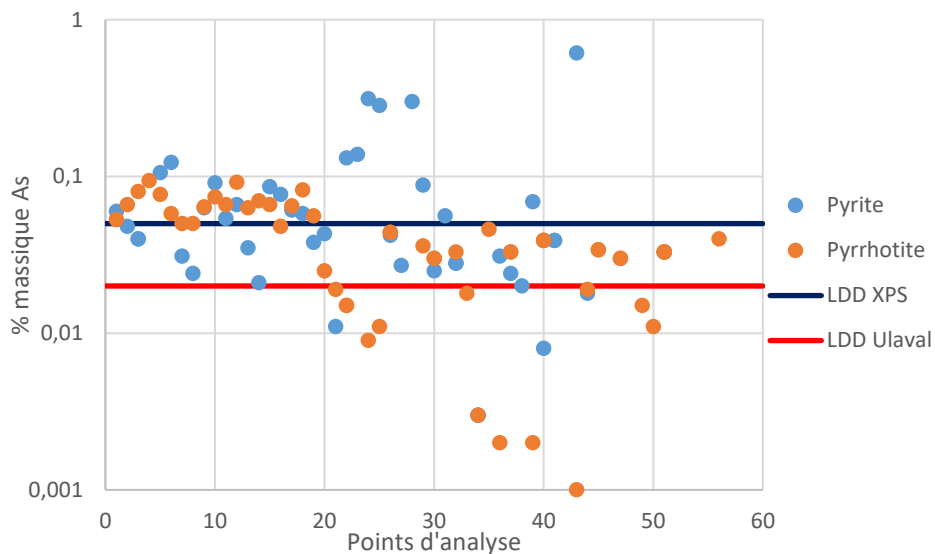


Figure 4.12 Teneur en As dans les grains de pyrite et de pyrrhotite

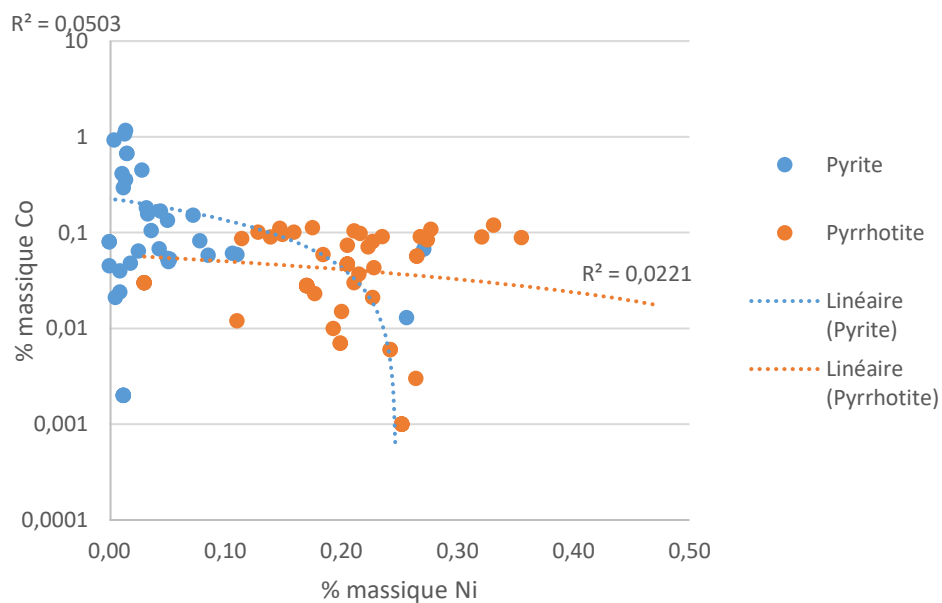


Figure 4.13 Teneur en Co en fonction de la teneur en Ni dans les grains de pyrite et de pyrrhotite

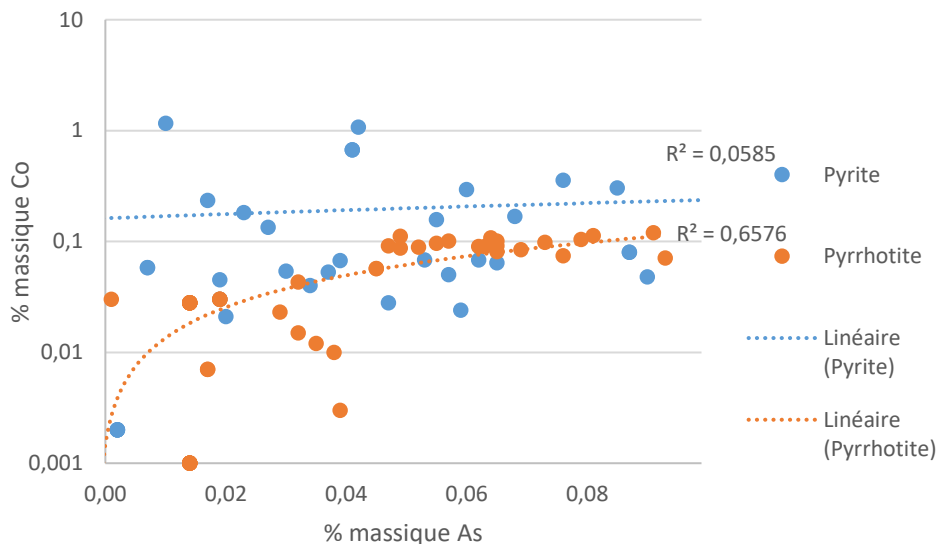


Figure 4.14 Teneur en As en fonction de la teneur en Co dans les grains de pyrite et de pyrrhotite

#### 4.4.2.3 Analyse minéralogique par DRX

Les résultats des analyses minéralogiques par DRX sur les échantillons post-démantèlement sont présentés dans le tableau 4.6. Les résultats en rouge dans les tableaux sont sous la limite de détection, mais il est possible de détecter leur présence.

Les résultats informent que la majorité des échantillons de paragneiss graphitique sont composés de quartz. Les autres silicates sont principalement présents sous la forme de feldspaths (andésine, albite, orthoclase). Des traces de micas (chlorite, biotite, muscovite) et de pyroxène (augite) sont également détectées. Le graphite n'a pas été analysé dans les échantillons post-démantèlement puisque la réactivité de cette espèce minérale n'est pas étudiée dans le cadre de ce projet de maîtrise. Les sulfures sont principalement présents sous forme de pyrrhotite ( $\pm 2\%$ ). Les analyses DRX des trois échantillons post-démantèlement sont relativement similaires entre elles et également similaires à l'analyse DRX de l'échantillon initial. Aucun minéral secondaire (par exemple, sulfates, oxyhydroxydes de fer) n'a été détecté dans les échantillons post-démantèlement du paragneiss graphitique.

Les résultats des analyses DRX sur les échantillons de résidu PAG post-démantèlement informent que la composition des minéraux silicatés est similaire à celle de l'échantillon initial. En effet, les principaux silicates dans les échantillons post-démantèlement correspondent au quartz, aux feldspaths et aux micas. Les concentrations en quartz et en feldspaths n'ont pas significativement

changé entre l'échantillon initial et les échantillons post-démantèlement. Les minéraux secondaires détectés correspondent principalement à des oxyhydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite, jarosite). Des concentrations significatives de soufre natif sont également détectées dans tous les échantillons post-démantèlement. Finalement, des traces de sulfates (gypse) sont détectées dans l'échantillon de résidu PAG post-démantèlement 10-20 cm.

Dans le cas des résidus NAG, les résultats informent que la composition minéralogique des échantillons post-démantèlement est similaire à la composition minéralogique de l'échantillon initial. En effet, ces derniers sont principalement composés de quartz, de feldspaths et de micas. Les concentrations de ces espèces minérales dans les échantillons post-démantèlement sont similaires à celles mesurées dans l'échantillon initial.

Tableau 4.6 Composition minéralogique post-démantèlement par DRX

	Paragneiss graphitique post- démantèlement 0-20cm	Paragneiss graphitique post- démantèlement 20-40cm	Paragneiss graphitique post- démantèlement 40-70cm	PAG post- démantèlement 0-10cm	PAG post- démantèlement 10-20cm	PAG post- démantèlement 20-30cm	NAG post- démantèlement 0-3cm	NAG post- démantèlement 10-20cm	NAG post- démantèlement 27,5-30cm
Laboratoire	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM	URSTM
<b>Minéraux (%massique)</b>									
Quartz	58,4	63,2	60,0	33,5	32,6	35,0	75,6	68,6	76,8
Magnésio- hornblende	1,63	2,56	1,80						
Albite	5,90	3,65	3,10				2,60	3,20	3,40
Andésine	12,6	12,3	12,3	5,90	8,95		6,10	5,90	5,30
Orthoclase	5,50	5,10	6,50	6,48	5,30	4,13	4,10	5,60	5,00
Labradorite						8,90			
Muscovite	1,60	1,10	1,80		1,02				
Biotite	4,96	3,56	4,56	4,90	3,08	0,90	5,60	10,7	4,40
Chlorite	0,90	0,80	0,60		2,10	1,40	0,30	0,60	0,40
Enstatite	0,83	0,45	0,41	2,38					
Soufre natif				9,90	14,2	13,4			
Lépidocrocite				11,2	23,6	18,3			
Goethite				12,6	2,40	10,1			0,20
Ferrihydrite						0,50			
Jarosite					0,90	3,80			
Gypse					0,92				
Fluorapatite					0,80		0,80	0,70	0,60
Augite	2,10	1,68	1,20				1,20	1,10	1,30
Cordiérite	1,10	1,08	1,10				0,60	0,90	0,40
Sillimanite	2,38	2,10	5,00	4,10			2,30	2,00	1,40
Pyrrhotite	1,90	1,90	1,40	4,80		0,80	0,50	0,50	0,50
Pyrite				3,80	3,50	2,50	0,30	0,20	0,30
Sphalérite				0,34	0,30				

#### 4.4.2.4 Minéralogie quantitative par analyse d'images (QEMSCAN)

Les résultats des analyses QEMSCAN sont présentés dans le tableau 4.7. Les échantillons de paragneiss graphitique post-démantelés sont principalement composés de quartz, de feldspath et de micas. Ils contiennent également de la pyrrhotite ( $\pm 5\%$ ), de la pyrite ( $\pm 1\%$ ) ainsi que du graphite ( $\pm 3\%$ ). Les échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement contiennent des traces ( $\pm 1\%$ ) de minéraux secondaires (oxyhydroxydes de fer, sulfates). Les résultats minéralogiques post-démantèlement obtenus par QEMSCAN sont globalement similaires aux résultats QEMSCAN initiaux.

Les échantillons de résidu PAG post-démantelés sont principalement composés de minéraux secondaires (oxyhydroxydes de fer, sulfates). Les images obtenues avec le QEMSCAN informent que ces minéraux secondaires se retrouvent sous forme d'agglomérats qui enveloppent les autres minéraux (Figure 4.15). Les échantillons post-démantèlement contiennent  $\pm 5\%$  de pyrrhotite et de pyrite résiduelles. Les échantillons de résidu PAG post-démantèlement contiennent une moins grande quantité de quartz (15%), feldspaths ( $\pm 5\%$ ) et micas ( $\pm 6\%$ ) que l'échantillon initial. Il est à noter que l'échantillon de résidu PAG post-démantèlement 0-10 cm semble contenir une plus grande quantité de pyrrhotite et une plus petite quantité d'oxyhydroxydes de fer que les autres échantillons. Il est probable que cet échantillon contenait un amoncellement de pyrrhotite non-oxydé et que cela ait influencé les résultats minéralogiques. Les analyses QEMSCAN post-démantèlement informent que les échantillons de résidu PAG contiennent une teneur significativement plus élevée en oxyhydroxydes de fer que les échantillons initiaux. De plus, les concentrations en sulfures, en quartz et en feldspaths ont diminué dans les échantillons post-démantèlement par rapport aux échantillons initiaux. Ainsi, similairement aux analyses DRX, il est possible de constater que les minéraux secondaires semblent avoir remplacé les sulfures et les minéraux silicatés dans les échantillons de résidu PAG post-démantèlement.

Les échantillons de résidu NAG post-démantelés sont principalement composés de quartz, de feldspath et de micas. Ces échantillons contiennent une teneur résiduelle en pyrrhotite de  $\pm 0,3\%$  et une teneur sous la limite de détection de pyrite. Les échantillons de résidu NAG post-démantèlement contiennent des traces ( $\pm 1\%$ ) de minéraux secondaires (oxyhydroxydes de fer, sulfates). Les résultats minéralogiques post-démantèlement obtenus par QEMSCAN sont globalement similaires aux résultats QEMSCAN initiaux.

Il est possible de constater que les résultats minéralogiques obtenus au QEMSCAN ne sont pas toujours similaires aux résultats obtenus à la DRX. Dans des échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement, les teneurs en quartz et en feldspaths sont similaires entre les deux types d'analyses. Cependant, les analyses QEMSCAN des échantillons post-démantèlement de paragneiss graphitique ont une teneur en micas (chlorite, biotite) significativement plus élevée que les analyses DRX. Les analyses QEMSCAN des échantillons post-démantèlement de paragneiss graphitique ont une teneur en pyrrhotite significativement plus élevée que les analyses DRX. Il est à noter que les oxyhydroxydes de fer et le graphite n'ont pas été mesurés dans les analyses DRX des échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement, ainsi il n'est pas possible d'établir une corrélation entre les analyses DRX et QEMSCAN de ces espèces minérales.

Dans des échantillons de résidus PAG post-démantèlement, les teneurs en quartz et en feldspaths sont plus élevées dans les analyses DRX que dans les analyses QEMSCAN. Les échantillons post-démantèlement de résidus PAG ont des teneurs en oxyhydroxydes de fer et en pyrrhotite plus élevées dans les analyses QEMSCAN que dans les analyses DRX. Les teneurs en micas (chlorite, biotite) et en sulfures des échantillons post-démantèlement de résidus PAG sont similaires dans les analyses QEMSCAN et dans les analyses DRX. Il est également à noter que le soufre natif n'a pas été analysé en QEMSCAN, mais a été analysé en DRX. Il est probable que cette espèce minérale ait été confondue avec d'autres espèces enrichies en soufre, telles que les sulfates. La minéralogie réelle des échantillons de résidus PAG post-démantèlement se situe probablement entre la minéralogie estimée par QEMSCAN et par DRX. Plus particulièrement, les résidus PAG post-démantèlement contiennent probablement plus de sulfates que ce qui a été estimé dans les analyses DRX et plus de soufre natif que ce qui a été estimé dans les analyses QEMSCAN.

Dans les échantillons de résidus NAG post-démantèlement, les teneurs en quartz, en feldspaths, en biotite et en sulfures (pyrrhotite et pyrite) sont similaires dans les analyses DRX et dans les analyses QEMSCAN. Les teneurs en chlorite et en oxyhydroxydes de fer sont néanmoins légèrement plus élevées dans les analyses QEMSCAN que dans les analyses DRX dans le cas des échantillons post-démantèlement de résidus NAG.



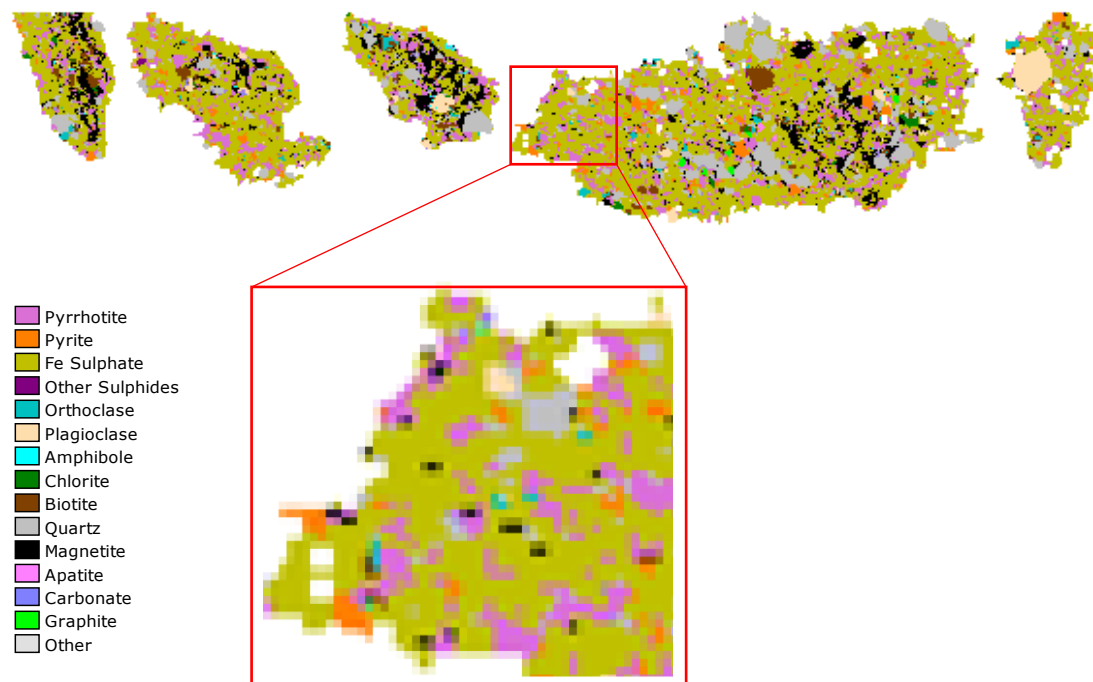


Figure 4.15 Exemple d'agglomérats de minéraux secondaires dans un échantillon de résidu PAG post-démantèlement (tranche non déterminée)

Tableau 4.7 Composition minéralogique post-démantèlement par QEMSCAN

Laboratoire	Paragneiss graphitique post-démantèlement 0-20cm	Paragneiss graphitique post-démantèlement 20-40cm	Paragneiss graphitique post-démantèlement 40-70cm	PAG post-démantèlement 0-10cm	PAG post-démantèlement 10-20cm	PAG post-démantèlement 20-30cm	NAG post-démantèlement 0-3cm	NAG post-démantèlement 10-20cm	NAG post-démantèlement 27,5-30cm
	XPS	XPS	XPS	XPS	XPS	XPS	XPS	XPS	XPS
<b>Minéraux (%massique)</b>									
Pyrrhotite	5,16	5,19	4,96	12,8	4,95	3,25	0,24	0,33	0,36
Pyrite	1,14	1,28	1,41	5,25	4,30	3,14	0,05	0,09	0,09
Fe Sulphate/ Oxyhydroxyde	0,05	0,07	0,09	49,4	40,5	41,8	0,16	0,15	0,18
Autres sulfures	0,05	0,03	0,05	0,18	0,18	0,15	0,06	0,04	0,07
Orthoclase	8,79	7,09	7,71	1,39	1,62	0,97	10,6	10,7	10,4
Plagioclase	9,86	10,2	9,15	2,22	2,43	1,75	10,9	12,7	10,3
Amphibole	0,09	0,08	0,07	0,13	0,16	0,13	0,28	0,48	0,23
Chlorite	4,57	3,78	3,95	1,27	1,65	1,61	4,47	5,95	4,39
Biotite	8,31	9,56	9,23	3,25	5,68	5,56	14,1	15,0	12,0
Quartz	55,44	57,0	57,7	16,4	16,6	13,0	56,7	50,5	59,5
Fe Oxydes/ Hydroxydes	1,83	1,48	1,28	7,21	21,1	28,1	1,23	2,27	1,38
Apatite	1,23	1,04	0,89	0,14	0,14	0,16	1,20	1,74	1,03
Carbonate	0,13	0,09	0,10	0,43	0,54	0,27	0,04	0,02	0,01
Graphite	3,31	3,11	3,37	0,02	0,04	0,05	0,00	0,00	0,00
Autres	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,07	0,08	0,07

### 4.4.3 Observations au microscope optique

Les observations au microscope optique ont été réalisées sur différents échantillons de paragneiss graphitique, de résidus PAG et de résidus NAG post-démantèlement dans le but de cibler des phases minérales dont la composition chimique doit être précisée. Les sections suivantes présentent la synthèse des observations qui ont été réalisées sur chacun des matériaux.

#### 4.4.3.1 Paragneiss graphitique

Les observations au microscope optique réalisées sur le paragneiss graphitique ont permis d'observer les phases minérales post-oxydation sur des grains fins et grossiers. Les observations sur grains fins ont été réalisées sur une section polie : couche 0-20 cm. Les grains observés avaient une granulométrie  $< 2$  mm. Les principales observations au microscope optique réalisées sur les grains fins de paragneiss graphitique post-démantelé sont résumées aux points suivants :

- Présence de graphite (Figure 4.16-A);
- Sulfures altérés uniformément répartis;
- Les sulfures altérés présentent une auréole grisâtre et striée (Figure 4.16-A);
- Une matrice d'altération (ciment) est souvent associée aux sulfures altérés (Figure 4.16-B);
- Présence de minéraux gris-bleutés (Figure 4.17-D);
- Présence de sulfures fracturés;
- Présence mineure de sulfures jaunes;
- Présence mineure de sulfures blancs (Figure 4.17-D).

Les observations sur grains grossiers ont été réalisées sur une section polie : couche 0-20 cm. Les grains observés avaient une granulométrie  $> 2$  mm et ont été sélectionnés manuellement afin de vérifier si les grains grossiers qui présentaient une couleur ocre présentaient également des évidences d'oxydation des sulfures. Les observations au microscope optique réalisées sur les grains grossiers de paragneiss graphitique post-démantelé sont similaires aux observations réalisées dans le cas des grains fins. Les grains grossiers de couleur ocre avaient en général plus de structures d'altération que les autres grains (Figure 4.16-A).

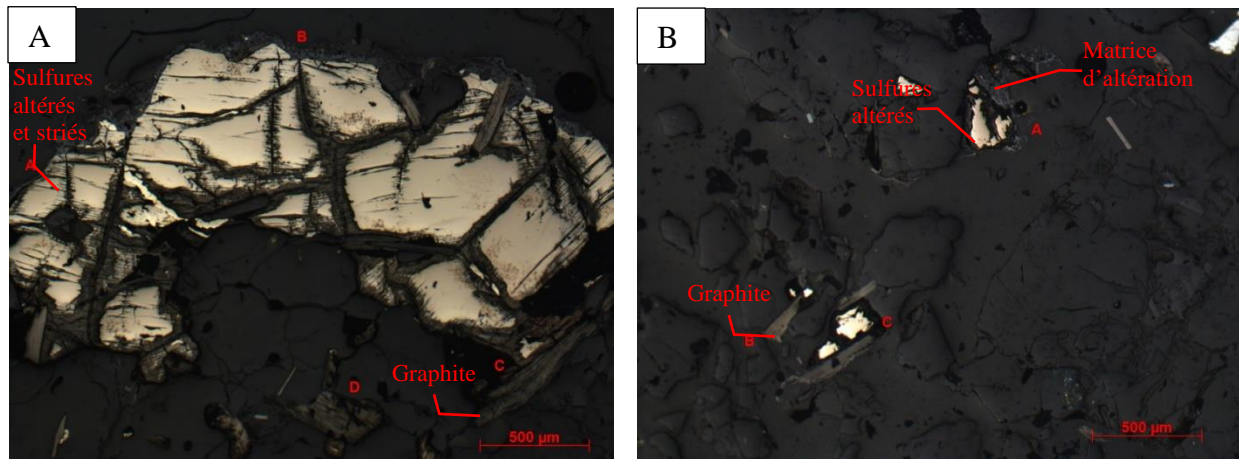


Figure 4.16 (A) Section polie des grains grossiers de paragneiss graphitique, (B) Section polie des grains fins de paragneiss graphitique

#### 4.4.3.2 Résidus PAG

Les observations au microscope optique réalisées sur le résidu PAG ont permis d'observer les phases minérales post-oxydation sur des grains fins et sur des fragments cimentés. Les observations sur grains fins ont été réalisées sur deux sections polies : la couche du dessus (TOP) et la couche 10-20 cm. Les grains observés avaient une granulométrie  $< 125 \mu\text{m}$ . Les deux sections polies présentaient des caractéristiques similaires lorsqu'elles étaient observées au microscope optique. Bien que la couche TOP présentait des dépôts blanchâtres en macroscopie, ces derniers n'ont pas été observés au microscope optique. Les principales observations au microscope optique réalisées sur les grains fins de résidus PAG post-démantelée sont résumées aux points suivants :

- Les sulfures altérés présentent une auréole grisâtre et striée (Figure 4.17-A);
- L'auréole est souvent présente sur toute la surface des grains de sulfures (Figure 4.17-B);
- Une matrice d'altération bleutée (ciment) est souvent associée aux sulfures altérés (Figure 4.17-A);
- Les sulfures oxydés sont abondants et uniformément répartis dans la section polie;
- Présence ponctuelle de graphite (Figure 4.17-C).
- Présence de sulfures bruns-crèmes (Figure 4.17-D);

- Présence mineure de sulfures blancs (Figure 4.17-D).;
- Présence de minéraux gris-bleutés (Figure 4.17-D).;

Les observations sur fragments grossiers ont été réalisées sur deux sections polies : la couche 10-20 cm et la couche 20-30 cm. Les grains observés avaient une granulométrie  $> 125 \mu\text{m}$ . Ces sections polies avaient pour but de permettre l'observation de la matrice de cimentation et les inclusions de résidus PAG non-oxydés grisâtres. Les deux sections polies présentaient des caractéristiques similaires lorsqu'elles étaient observées au microscope optique (Figure 4.17-F). Les principales observations au microscope optique réalisées sur les fragments grossiers de résidus PAG post-démantelés sont résumées aux points suivants :

- Dans les fragments ocres, les sulfures sont fréquemment oxydés et la matrice d'altération est fréquemment observée;
- L'altération des sulfures est plus souvent observée dans les fractions plus grossières  $> 100 \mu\text{m}$  (Figure 4.17-E);
- Présence de creux fréquemment observée (arrachement de minéraux lors du polissage). Ce creux est souvent associé à la phase transitoire entre les fractions non-oxydées (grises à noires) et les fractions oxydées (ocres).

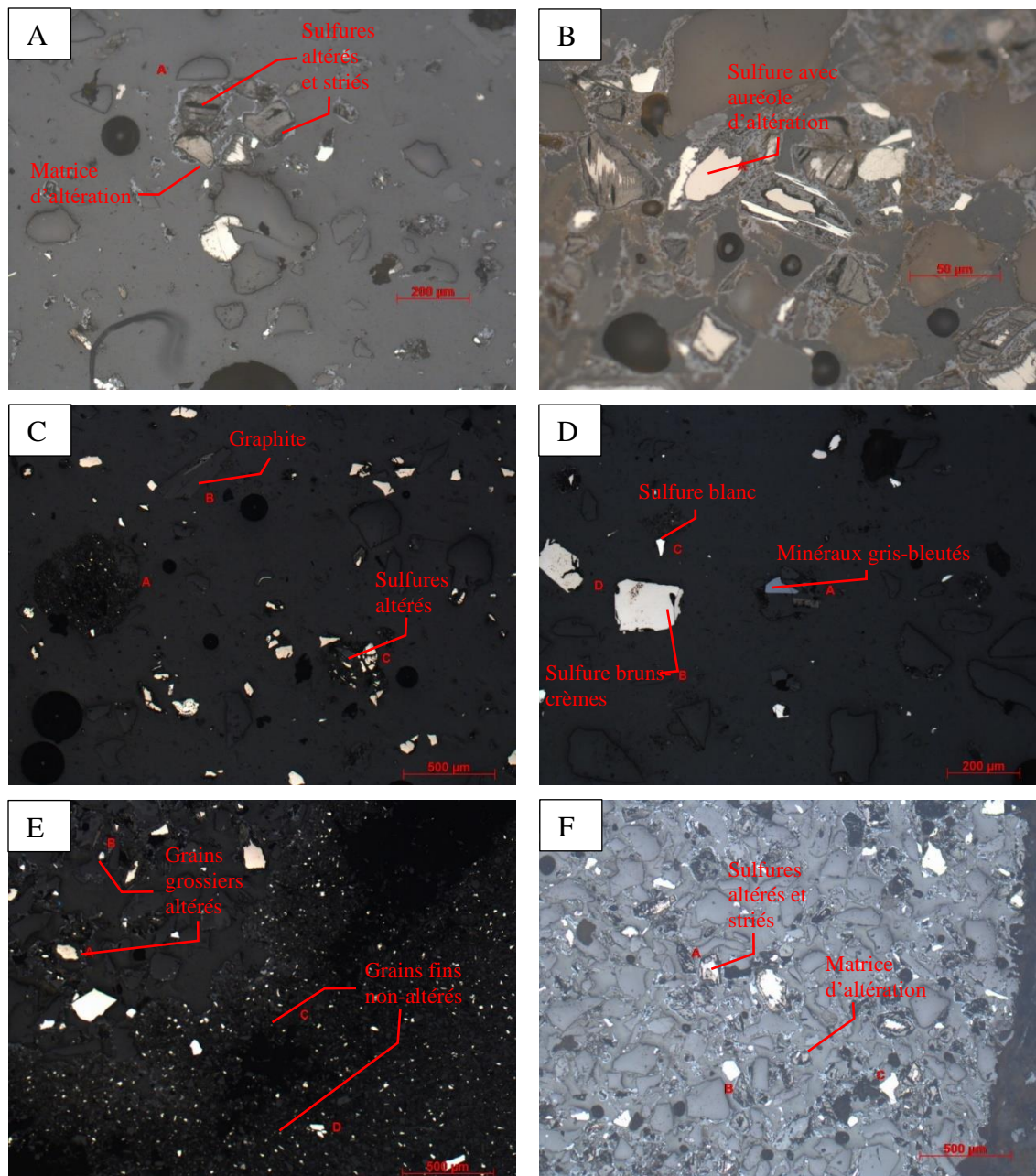


Figure 4.17 (A) Présence de sulfures altérés et d'une matrice d'altération dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (B) Présence de sulfures altérés dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (C) Présence de sulfures altérés et de graphite dans la section polie de la couche TOP, (D) Présence de sulfures bruns-crèmes et blancs et de minéraux gris-bleutés dans la section polie de la couche TOP (E) Séparation entre des grains grossiers altérés et des grains fins non-oxydés dans la section polie de grains grossiers de la couche 20-30 cm (F) Présence de sulfures altérés et d'une matrice d'altération dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm

#### 4.4.3.3 Résidus NAG

Les observations au microscope optique réalisées sur le résidu NAG ont permis d'observer les phases minérales post-démantèlement sur des grains fins. Les observations sur grains fins ont été réalisées sur trois sections polies : la couche du 0-3 cm, la couche 10-20 cm et la couche 27,5-30 cm. La section polie 0-3 cm visait à observer les structures de stratification et de porosité, la section polie 10-20 cm visait à observer le matériel homogène et la section polie 27,5-30 cm visait à observer le matériel présentant une couleur ocre. Les trois sections polies présentaient des caractéristiques similaires lorsqu'elles étaient observées au microscope optique. Cependant, la couche 0-3 cm semblait présenter un plus grand nombre de sulfures altérés. Les principales observations au microscope optique réalisées sur les grains fins de résidus NAG post-démantelé sont résumées aux points suivants :

- Présence de grains de sulfures disséminés (Figure 4.18-A);
- Sulfures parfois présents en inclusion dans les silicates;
- Présence ponctuelle de grains de sulfures altérés (Figure 4.18-B);
- Aucune matrice d'altération observée;
- Présence de sulfures bruns-crèmes (Figure 4.18-A);
- Présence de sulfures blancs;
- Présence de minéraux gris-bleutés (Figure 4.18-A);
- Présence ponctuelle de graphite.

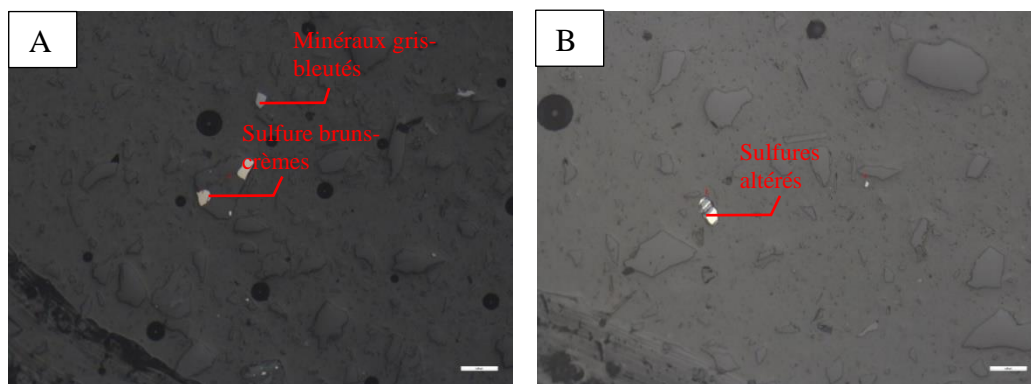


Figure 4.18 (A) Sulfures bruns-crèmes et minéraux gris-bleutés dans la couche 27,5-30 cm (B) Présence de sulfures altérés dans la couche 0-3 cm

#### 4.4.4 Observations au MEB

Les analyses au MEB ont permis d'évaluer semi-quantitativement la composition chimique de grains ou texture qui avaient préalablement été identifiés au microscope optique. Il peut s'agir d'identifier des structures d'altération de sulfures, des sulfures intacts ou des phases minérales inconnues. Les figures présentées dans cette section montrent des exemples des phases minérales rencontrées dans les différents échantillons. Il est à noter que certaines photos contiennent les numéros des points analysés. Les photos des grains sans les points d'analyses n'ont pas été prises pour ces grains.

##### 4.4.4.1 Paragneiss graphitique

Pour le paragneiss graphitique post-démantèlement, la fraction fine (< 2mm) et la fraction grossière (> 2 mm) ont été analysées au MEB. Les principales observations sont résumées aux points suivants :

- Sulfures oxydés sont généralement plus grossiers que les sulfures non oxydés;
- Présence des produits d'altération (matrice d'oxyhydroxydes, auréole d'altération enrichie en Ni et en soufre natif) (Figure 4.19-A);
- Les sulfures altérés sont généralement de la pyrrhotite;
- Présence de graphite (minéraux non-métalliques allongés) (Figure 4.19-B et C);
- Présence ponctuelle de chalcopyrite (Figure 4.19-D);
- Présence ponctuelle de sphalérite (Figure 4.19-E);
- Présence ponctuelle de carbonates (Figure 4.19-F);
- Présence de rutile.



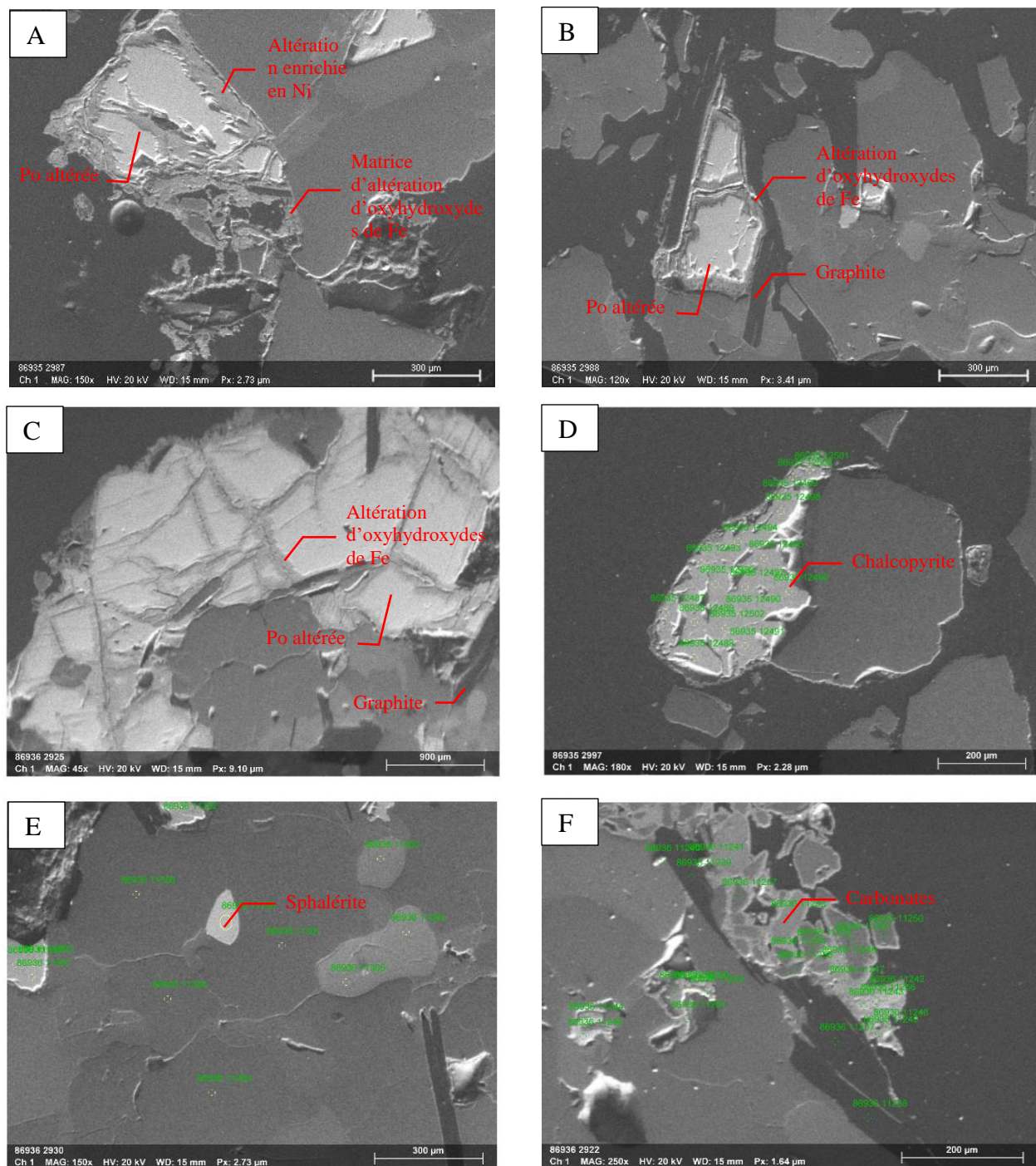


Figure 4.19 (A,B) Grain de pyrrhotite altéré dans la section polie de grains fins de la couche 0-20 cm, (C) Grain de pyrrhotite altéré dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm, (D) Grain de chalcopyrite dans la section polie de grain fin de la couche 0-20 cm (E) Grain de sphalérite dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm (F) Carbonates dans la section polie de grains grossiers de la couche 0-20 cm

#### 4.4.4.2 Résidus PAG

Pour les résidus PAG post-démantèlement, la fraction fine (< 125 µm) et la fraction grossière (> 125 µm) ont été analysées au MEB. Les fractions fine (les échantillons TOP et 10-20 cm) et grossière sont très similaires. L'échantillon TOP présentait des dépôts blanchâtres en macroscopie qui avaient préliminairement été identifiés comme du gypse. Cependant, aucun sel de sulfates n'a été observé au MEB pour cet échantillon. Les principales observations pour le résidu PAG sont résumées aux points suivants :

- Les sulfures oxydés sont généralement plus grossiers que les sulfures non oxydés;
- La matrice d'altération est composée d'oxyhydroxydes de fer (Figures 4.20 -B, C, E, F);
- Présence de rutile (Figures 4.20-A);
- Présence ponctuelle de graphite;
- Les auréoles d'altération observées autour des grains de sulfures incluent du Ni dans leur composition chimique (Figures 4.20-E, F);
- Présence d'altération enrichie en soufre natif (Figures 4.20-B, F)
- Présence de quartz et autres silicates (feldspath etc.);
- Présence ponctuelle de chalcopirite (Figure 4.20-D);
- Les sulfures frais analysés ont généralement une composition chimique se rapprochant de la pyrrhotite (60 % Fe et 40 % S).

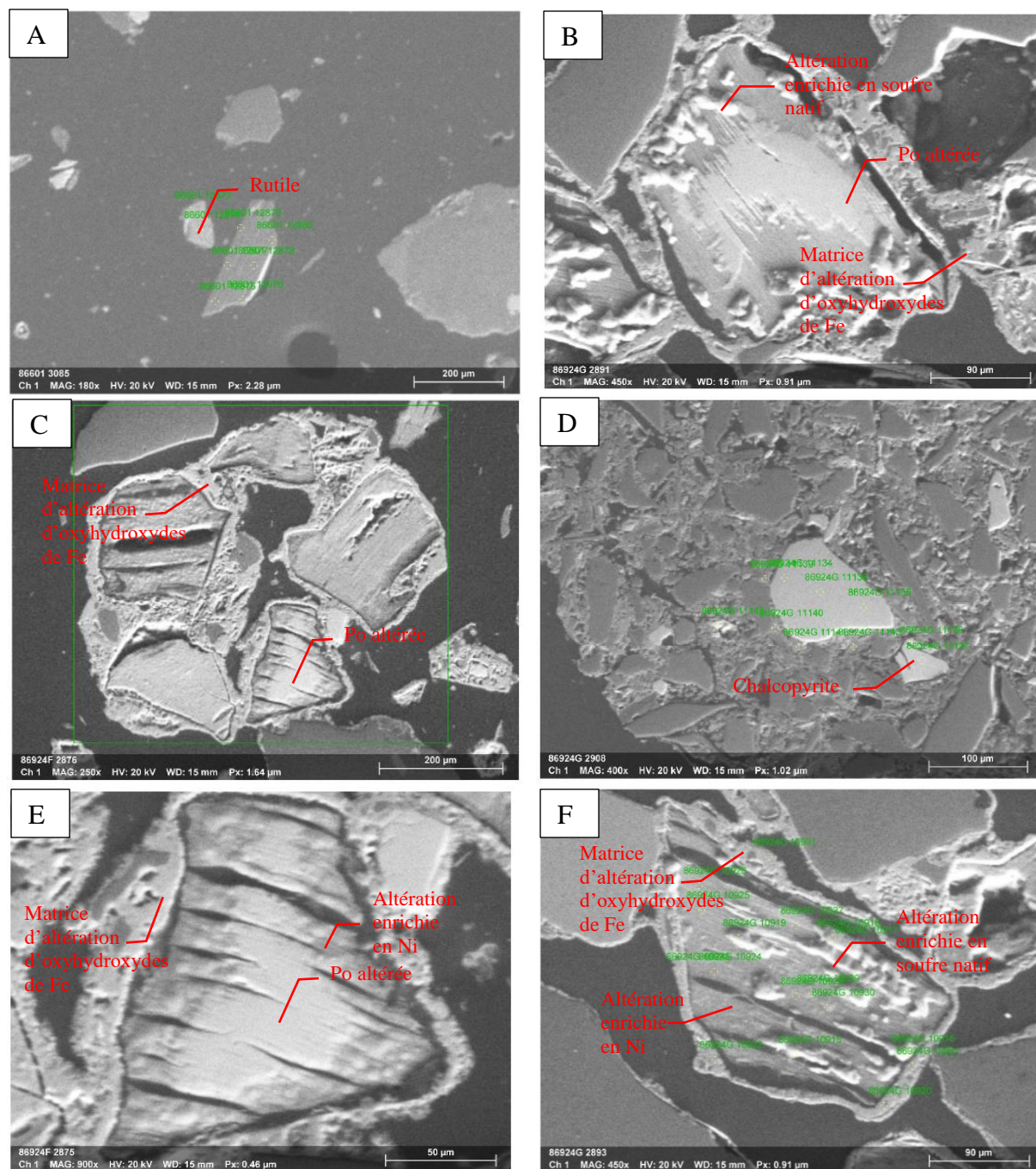


Figure 4.20 (A) Rutile dans la section polie de grains fins de la couche TOP, (B) Grain de pyrrhotite altéré enrichi en soufre natif dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm, (C) Grain de pyrrhotite avec matrice d'altération dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm (D) Grain de chalcopyrite dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm (E) Pyrrhotite altérée enrichi en Ni dans la section polie de grains fins de la couche 10-20 cm, (F) Pyrrhotite altérée enrichi en Ni dans la section polie de grains grossiers de la couche 10-20 cm



#### 4.4.4.3 Résidus NAG

Les observations au MEB ont été réalisées sur trois sections polies : la couche du 0-3 cm, la couche 10-20 cm et la couche 27,5-30 cm. Ces trois sections polies étaient relativement similaires. Les principales observations au MEB réalisées sur les grains fins de résidus NAG post-démantelé sont résumées aux points suivants :

- La majorité des grains sont des silicates;
- Présence de grains de sulfures disséminés, dont la composition chimique est principalement associable à la pyrrhotite (Figures 4.21-A);
- L'altération ponctuelle des sulfures est composée d'oxydes de fer (Figures 4.21-A);
- Présence de rutile (Figures 4.21-B);
- Présence ponctuelle de graphite.

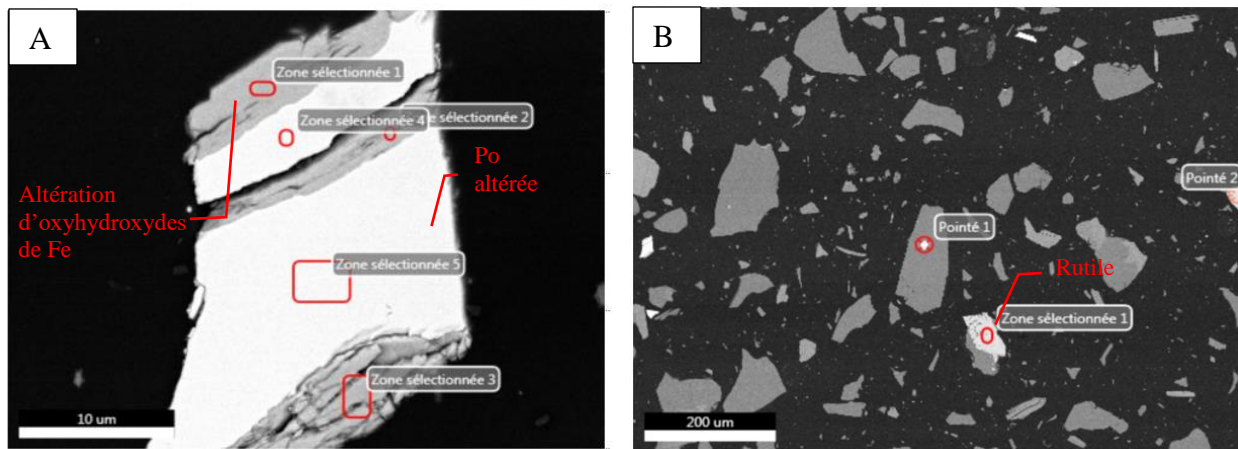


Figure 4.21 (A) Grain de sulfuré altéré dans la couche 27,5-30 cm, (B) Grain de rutile dans la couche 27,5-30 cm

## CHAPITRE 5 INTERPRÉTATIONS DES ESSAIS GÉOCHIMIQUES

Dans ce chapitre, les différents résultats obtenus sont analysés et interprétés en détail. Plus particulièrement, les phases minérales secondaires ayant potentiellement précipité dans les essais cinétiques des différents matériaux seront prédites au moyen du logiciel de calculs thermodynamiques Visual MINTEQ et seront décrites au moyen des résultats de caractérisation minéralogique post-démantèlement. Ensuite, le potentiel de génération de DMA à long terme des différents matériaux sera évalué au moyen des données cumulées et normalisées des éléments associés à la dissolution des minéraux neutralisants [Ca+Mg+Mn] et des sulfates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) lixiviés lors des essais cinétiques. La réactivité de la pyrrhotite sera également discutée dans le cadre de ce chapitre au moyen des résultats de lixiviation des sulfates et de thiosels obtenus lors des essais cinétiques ainsi que des résultats de caractérisation minéralogique post-démantèlement. Le potentiel de lixiviation des métaux des différents matériaux ainsi que les phases minérales potentiellement à l'origine de la lixiviation de ces métaux seront finalement discutés en considérant les résultats de qualités d'eau obtenus dans les essais cinétiques ainsi que les résultats de caractérisation minéralogique.

### 5.1 Calculs thermodynamiques avec Visual MINTEQ

Les calculs thermodynamiques ont été réalisés à l'aide du logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mise à jour en 2019) et ont permis d'estimer quelles sont les espèces chimiques qui sont susceptibles de précipiter et celles qui sont susceptibles de se dissoudre à partir des qualités d'eau obtenues dans les différents rinçages des essais en colonne et en cellules humides. Les calculs effectués par le logiciel ont démontré que plusieurs minéraux secondaires typiques dans un contexte de DMA sont susceptibles de précipiter. Plus particulièrement, il a été calculé que les minéraux suivants sont susceptibles de précipiter : gypse, goethite, lépidocrocite, maghémite, ferrihydrite et k-jarosite. Les calculs thermodynamiques ont plus particulièrement démontré que les minéraux secondaires sont plus susceptibles de précipiter dans le cas des essais en colonne.

Le potentiel de précipitation des différents minéraux mentionnés ci-dessus a été étudié au moyen de leur système dissolution-précipitation respectif. Les activités des différentes espèces chimiques (mol/l) associées à chacun des systèmes réactionnels de dissolution-précipitation ont été calculées pour chacun des rinçages et ont été considérées par le logiciel pour effectuer les calculs

thermodynamiques. De plus, les valeurs de  $K_{ps}$  associées à chacun des systèmes réactionnels dans la base de données de Visual MINTEQ 3.1 (mis à jour en 2019) ont été considérés pour les calculs. L'évolution des différents systèmes réactionnels de dissolution-précipitation a été étudié au moyen de graphiques qui montrent l'évolution des activités par rapport la droite de  $K_{ps}$ . La droite de  $K_{ps}$  a été tracée en respect de la stœchiométrie de chacun des systèmes réactionnels.

L'exemple suivant détaille les calculs de la droite de  $K_{ps}$  dans le cas de la goethite. Le système dissolution-précipitation de la goethite est obtenu par la réaction suivante :



Le  $K_{ps}$  de cette réaction est obtenu par l'équation suivante :

$$K_{ps} = \frac{[Fe^{3+}]}{[H^+]^3} \quad [5.2]$$

L'activité du fer ferrique ( $[Fe^{3+}]$ ) est directement obtenue par les calculs réalisés par Visual MINTEQ. Dans le cas de l'activité des ions d'hydrogène ( $[H^+]$ ), il est nécessaire de la calculer à partir des différentes valeurs de pH des rinçages. Ainsi, l'activité des ions  $H^+$  est calculée de la façon suivante :

$$[H^+] = 10^{-pH} \quad [5.3]$$

La relation entre  $K_{ps}$  et les différentes espèces en solution calculées par le logiciel Visual MINTEQ est la suivante :

$$K_{ps} = \frac{[Fe^{3+}]}{[10^{-pH}]^3} \quad [5.4]$$

Sur un graphique qui montre l'évolution entre le pH et l'activité des ions  $Fe^{3+}$ , la droite de  $K_{ps}$  correspond aux valeurs de pH et d'activité des ions  $Fe^{3+}$  pour lesquelles le système de dissolution-précipitation de la goethite est à l'équilibre. Cette droite peut être tracée à partir de la valeur de  $K_{ps}$  considérée (3,10) lors des calculs du logiciel Visual MINTEQ. Les activités de  $Fe^{3+}$  à l'équilibre sont obtenues de la façon suivante en posant différentes valeurs de pH :

$$[Fe^{3+}] = K_{ps}[10^{-pH}]^3 \quad [5.5]$$

La droite de  $K_{ps}$  est ainsi tracée à partir des valeurs de pH posées et des valeurs d'activité des ions  $Fe^{3+}$  à l'équilibre calculées. Dans le cas où les valeurs de pH et d'activités des ions  $Fe^{3+}$ , calculées par Visual MINTEQ à partir des qualités d'eau des différents rinçages, se situent au-dessus de la

droite de  $K_{ps}$ , cela indique que le système est sursaturé et tend vers la précipitation. Dans le cas où ces valeurs se situent en-dessous de la droite de  $K_{ps}$ , le système est sous-saturé et tend vers la dissolution. Le tableau 5.1 présente les systèmes réactionnels des minéraux secondaires possiblement présents dans les essais en laboratoire.

Tableau 5.1 Système réactionnels des minéraux secondaires

Nom	Formule chimique	Réaction dissolution-précipitation	Log( $K_{ps}$ )	$K_{ps}$
Gypse	$\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	-4,61	2,45E-05
Goethite	$\alpha\text{-Fe}^{\text{III}}\text{O}(\text{OH})$	$\alpha\text{-Fe}^{\text{III}}\text{O}(\text{OH}) + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	0,49	3,10
K-Jarosite	$\text{K}^+\text{Fe}^{3+}(\text{OH})_6(\text{SO}_4^{2-})_2$	$\text{K}^+\text{Fe}^{3+}(\text{OH})_6(\text{SO}_4^{2-})_2 + 6\text{H}^+ \leftrightarrow \text{K}^+ + 3\text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O}$	-11,0	1,00E-11
Lépidocrocite	$\text{Fe}^{3+}\text{O}(\text{OH})$	$\text{Fe}^{3+}\text{O}(\text{OH}) + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	1,37	23,5
Ferrihydrite	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	3,20	1,58E+03
Maghémite	$\gamma\text{-FeO}(\text{OH})$	$\gamma\text{-FeO}(\text{OH}) + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	6,39	2,43E+06

Il est à noter que dans le cas du K-Jarosite, le système de dissolution-précipitation implique plus de deux produits et réactifs. En effet, le système réactionnel inclut des ions  $\text{H}^+$  du côté des réactifs et des ions  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  du côté des produits. Ainsi, plusieurs droites de  $K_{ps}$  doivent être tracées pour des valeurs de pH et de  $\text{SO}_4^{2-}$  posées et pour des valeurs variables de  $\text{Fe}^{3+}$  et des valeurs variables calculées et à l'équilibre de  $\text{K}^+$ .

L'évolution du potentiel de précipitation a également été détaillé au moyen des I.S. des différents minéraux secondaires. L'exemple suivant détaille les calculs d'I.S. dans le cas de la goethite :

$$I.S. = \log \frac{Q}{K_{ps}} \quad [5.6]$$

La valeur de  $K_{ps}$  est constante et correspond à la valeur dans la base de données de Visual MINTEQ sur laquelle les calculs thermodynamiques sont basés. La valeur de  $Q$  correspond au quotient réactionnel calculé pour chacune des qualités d'eau des différents rinçages. Par exemple, pour poursuivre avec le cas de la goethite, la valeur de  $Q$  est obtenue à partir des valeurs de pH et d'activités de  $\text{Fe}^{3+}$  calculées pour chacune des qualités d'eau des différents rinçages :

$$Q = \frac{[\text{Fe}^{3+}]}{[10^{-\text{pH}}]^3} \quad [5.7]$$

Dans le cas où l'I.S. est supérieur à 0, le système tend vers la précipitation de la phase solide. Dans le cas où, l'I.S. est inférieur à 0, le système tend vers la dissolution des ions. Dans le cas où l'I.S. est égal à 0, le système est à l'équilibre.

#### 5.1.1.1 Essais colonne

La figure 5.1 présente l'évolution des différents systèmes réactionnels pour chacun des essais en colonne. La figure 5.2 présente l'évolution des I.S. des différents minéraux secondaires au fur à mesure des rinçages.

Il est possible d'observer que la plupart des minéraux secondaires qui sont susceptibles de précipiter correspondent à des oxyhydroxydes de fer. En effet, dans la majorité des colonnes, l'activité du fer en fonction du pH se situe au-dessus des droites de  $K_{ps}$  des différents minéraux secondaires. Cela qui signifie que ces espèces sont sursaturées et qu'elles sont susceptibles de précipiter. De plus, les graphiques des I.S. montrent que dans la majorité des rinçages de l'ensemble des colonnes, ces espèces ont un I.S. supérieur à 0. Ces résultats sont cohérents avec les observations post-démantèlement. En effet, dans les colonnes dans lesquelles des réactions de DMA avaient pris place lors des différents rinçages (PAG et paragneiss graphitique), des structures d'altération riches en fer et en oxygène ont été observées en bordure des sulfures oxydés. De plus, une matrice d'altération composée de fer et d'oxygène a été observée autour des grains de sulfures altérés. Les calculs suggèrent également que ces espèces sont également susceptibles de précipiter dans les autres colonnes. En effet, les valeurs de pH dans ces colonnes se situaient près de la neutralité et réduisaient la solubilité de la plupart des oxyhydroxydes de fer. Ainsi, bien que les calculs suggèrent la précipitation d'oxyhydroxydes de fer dans les autres colonnes, il est peu probable d'observer ces minéraux en post-démantèlement puisque la faible réactivité des matériaux et leur faible concentration dans ces colonnes n'a pas lixivié de concentrations élevées en fer.

Il est également possible d'observer de que, de façon générale, la précipitation des minéraux secondaires sulfatés n'est pas favorisée dans les systèmes à l'étude. Les calculs suggèrent que la précipitation du gypse a ponctuellement été favorisée dans les trois premiers rinçages de la colonne de résidus PAG. La précipitation de la K-jarosite semble plus favorisée que celle du gypse dans les colonnes de résidus PAG et de paragneiss graphitique. En effet, l'I.S. de cette espèce minérale se situe au-dessus de zéro dans de nombreux rinçages pour ces colonnes lorsque les valeurs de  $SO_4^{2-}$  et de pH se situent entre 0,0001 et 0,001 mol/l et entre 2 et 6 respectivement.



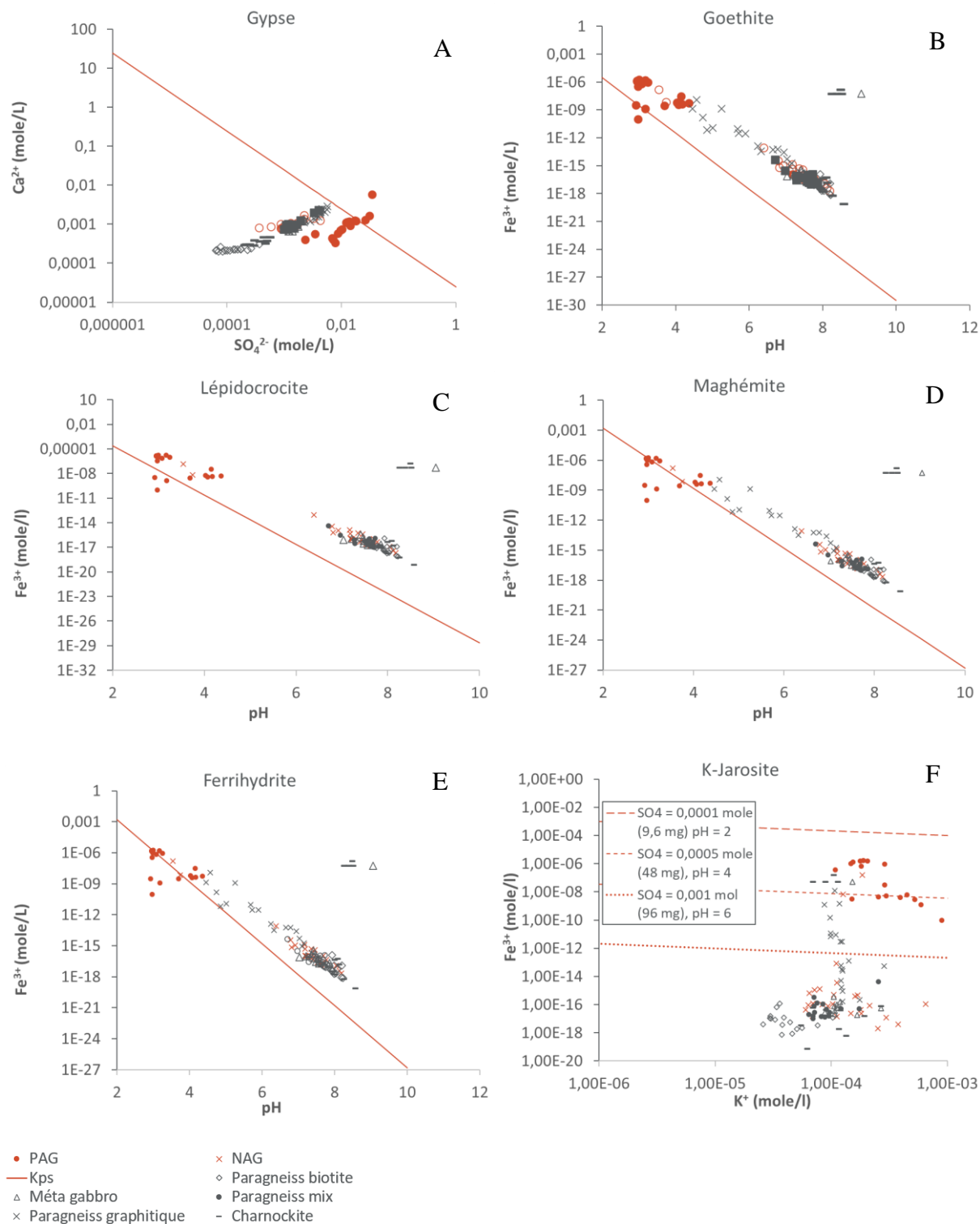


Figure 5.1 Dissolution-précipitation par rapport à la droite de Kps dans les essais en colonne : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépidocrocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite

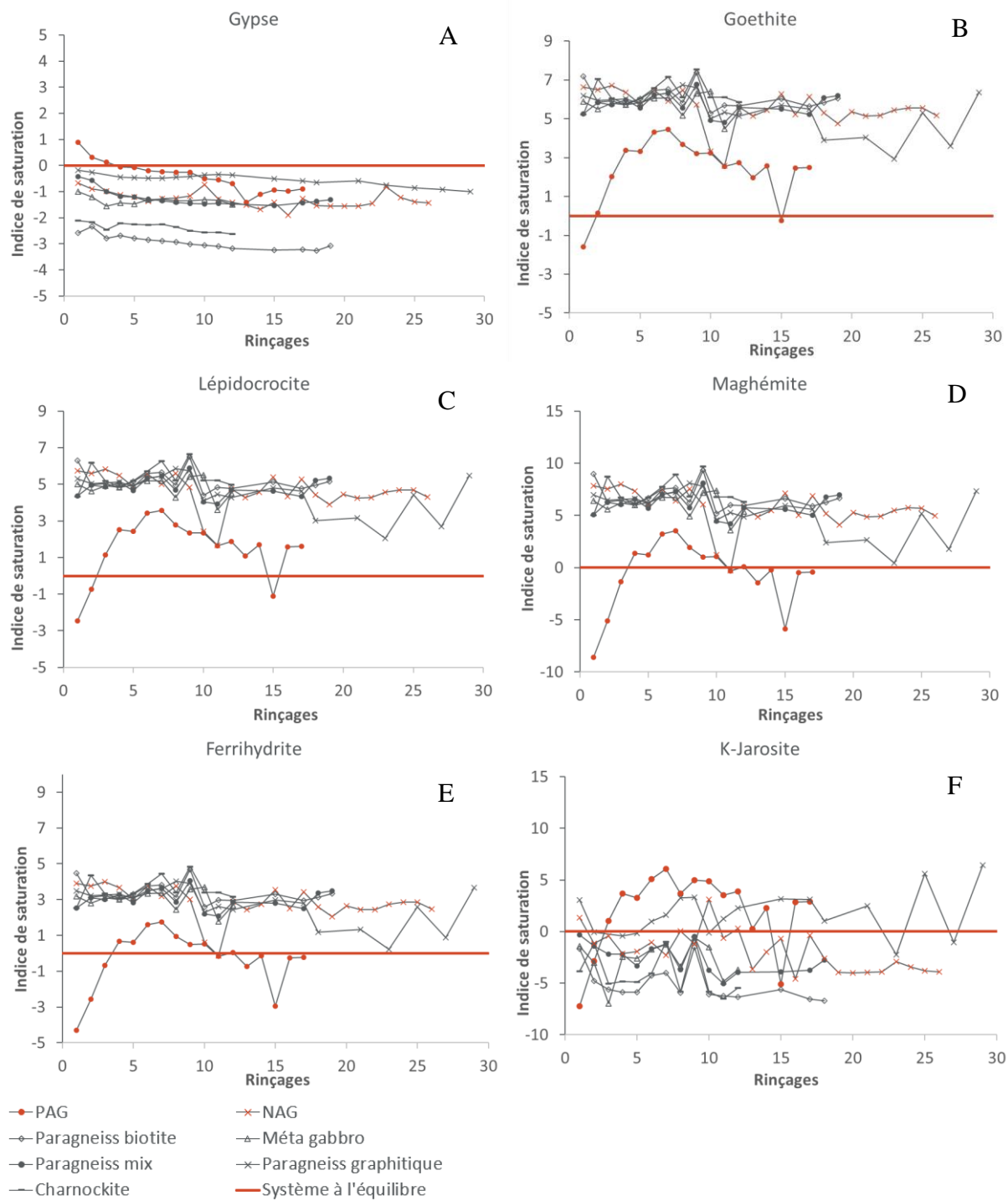


Figure 5.2 I.S. des minéraux secondaires dans les essais en colonne : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépidocrocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite

### 5.1.1.2 Essais cellules humides

La figure 5.3 présente l'évolution des différents systèmes réactionnels pour chacun des essais en cellule humide. La figure 5.4 présente l'évolution des I.S. des différents minéraux secondaires au fur à mesure des rinçages. Il est possible d'observer que la plupart des minéraux secondaires qui sont susceptibles de précipiter correspondent à des oxyhydroxydes de fer. En effet, dans la majorité des cellules humides, l'activité du fer en fonction du pH se situe au-dessus des droites de  $K_{ps}$  des différents minéraux secondaires. De plus, les graphiques des I.S. montrent que dans la majorité des rinçages de l'ensemble des colonnes, ces espèces ont un I.S. supérieur à 0. Les valeurs de pH dans la majorité des essais en cellules humides se situaient près de la neutralité et réduisait la solubilité de la plupart des oxyhydroxydes de fer. Ainsi, bien que les calculs suggèrent la précipitation d'oxyhydroxydes de fer dans ces cellules humides, il est peu probable d'observer ces minéraux en post-démantèlement. De plus, la plupart des matériaux avaient de faibles teneurs initiales en sulfures et il est peu probable que l'oxydation des sulfures ait été suffisante pour mener à la précipitation d'oxyhydroxydes de fer secondaires. Il est à noter que le résidu PAG et le paragneiss graphitique ont de plus fortes teneurs initiales en sulfures que les autres matériaux. Ainsi, même si les eaux lixiviées dans les essais en cellules humides ont un pH près de la neutralité et de faibles concentrations en fer, les oxyhydroxydes de fer pourraient précipiter dans ces matériaux. Dans le cas du résidu PAG, les valeurs de pH sont généralement acides. Néanmoins, la précipitation des oxyhydroxydes de fer semblent moins favorisée que dans les autres essais en cellules humides. En effet, certains points se situent près ou en-dessous de la droite de  $K_{ps}$ .

Il est également possible d'observer de que, de façon générale, la précipitation des minéraux secondaires sulfatés n'est pas favorisée dans les systèmes à l'étude. Les calculs suggèrent que la précipitation du gypse n'est favorisée dans aucune cellule humide. Dans le cas de la K-jarosite, la majorité des points se situent sous toutes les droites de  $K_{ps}$ . La précipitation de la K-jarosite semble néanmoins ponctuellement favorisée dans le résidu PAG lorsque les valeurs de  $SO_4^{2-}$  et de pH se situent entre 0,0005 et 0,001 mol/l (équivalent à 48 et 96 mg/l) et entre 4 et 6 respectivement.

Finalement, de manière générale, il est possible d'observer que la précipitation des minéraux secondaires sulfatés est moins favorisée dans les essais en cellules humides que dans les essais en colonne. La précipitation des oxyhydroxydes de fer semble également favorisée dans les essais en cellules humides et dans les essais en colonne. Néanmoins, l'activité des ions  $Fe^{3+}$  est plus de deux

ordres de grandeur supérieure dans les essais en colonne de résidus PAG et de paragneiss graphitique que dans les essais en cellules humides de ces matériaux. Ainsi, les minéraux secondaires devraient être plus abondants dans les colonnes que dans les cellules humides.

## 5.2 Minéraux secondaires

La précipitation de minéraux secondaires a été étudiée dans le cadre de cette recherche pour les matériaux suivants : résidus PAG, résidus NAG et paragneiss graphitique puisque les résidus PAG et le paragneiss graphitique correspondent aux matériaux avec les plus hautes teneurs en sulfures initiales et puisque les résidus NAG contiennent des sulfures résiduels.

Les analyses au MEB des échantillons de paragneiss graphitique et de résidu PAG post-démantèlement ont permis de mesurer la composition chimique des phases minérales associées à l'oxydation des sulfures. Plus particulièrement, les analyses au MEB ont démontré que les auréoles d'altération striées au pourtour des grains de pyrrhotite altérés sont généralement composées d'oxyhydroxydes de Fe parfois enrichies en Ni et en soufre natif (Figure 5.12-A, B et C). De plus, les analyses au MEB ont démontré que la matrice de cimentation était un produit d'altération des sulfures généralement composée d'oxyhydroxydes de Fe. Les analyses au MEB des échantillons de résidu NAG post-démantèlement ont montré que les grains de pyrrhotite étaient ponctuellement altérés et les structures d'altération étaient généralement composées d'oxyhydroxydes de Fe tout comme dans le cas du résidu PAG et du paragneiss graphitique (Figures 4.21-A et B).

Les analyses DRX des échantillons de résidu PAG post-démantèlement ont permis de préciser les phases minérales qui composent les structures d'altération observées au MEB. Plus particulièrement. Les analyses DRX ont détecté la présence de soufre natif dans les échantillons post-démantèlement. De plus, les analyses DRX ont montré que les oxyhydroxydes de fer étaient présents sous la forme de lépidocrocite ( $\text{FeO}(\text{OH})$ ) et de goethite ( $\alpha\text{-Fe}(\text{OH})$ ). Les analyses DRX ont également montré des traces de jarosite ( $\text{Fe}(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ), de ferrihydrite ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) et de gypse ( $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ ). La figure 5.5 présente un exemple de diffractogramme obtenu dans les laboratoires de XPS dans le cas de la couche de résidu PAG post-démantèlement 0-10 cm qui montre la présence de goethite et de lépidocrocite. Les oxyhydroxydes de fer n'ont pas été mesurés dans les échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement.

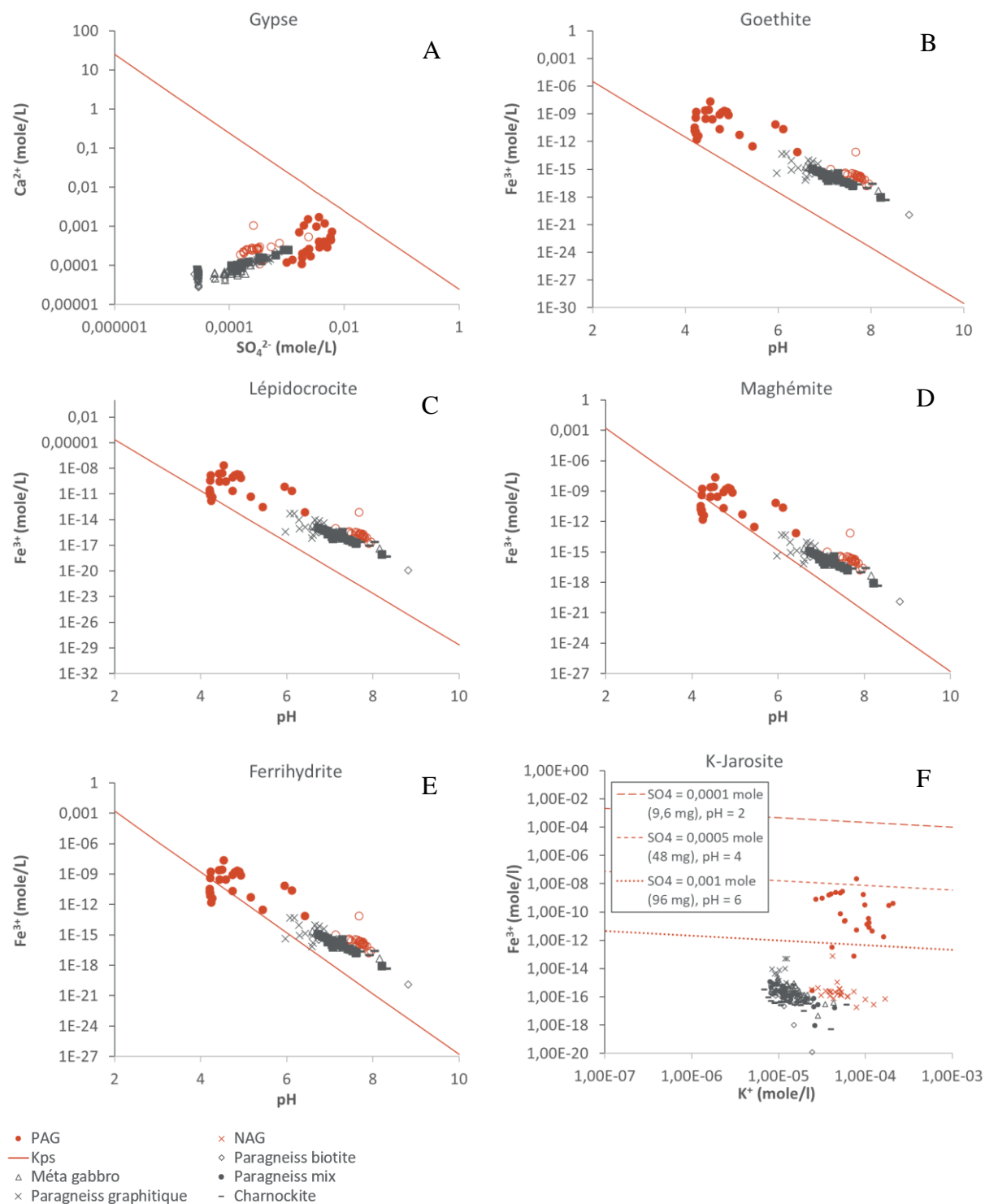


Figure 5.3 Dissolution-précipitation par rapport à la droite de Kps dans les essais en cellules humides : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépidocrocite, (D) Maghémite, (E) Ferrihydrate, (F) K-Jarosite

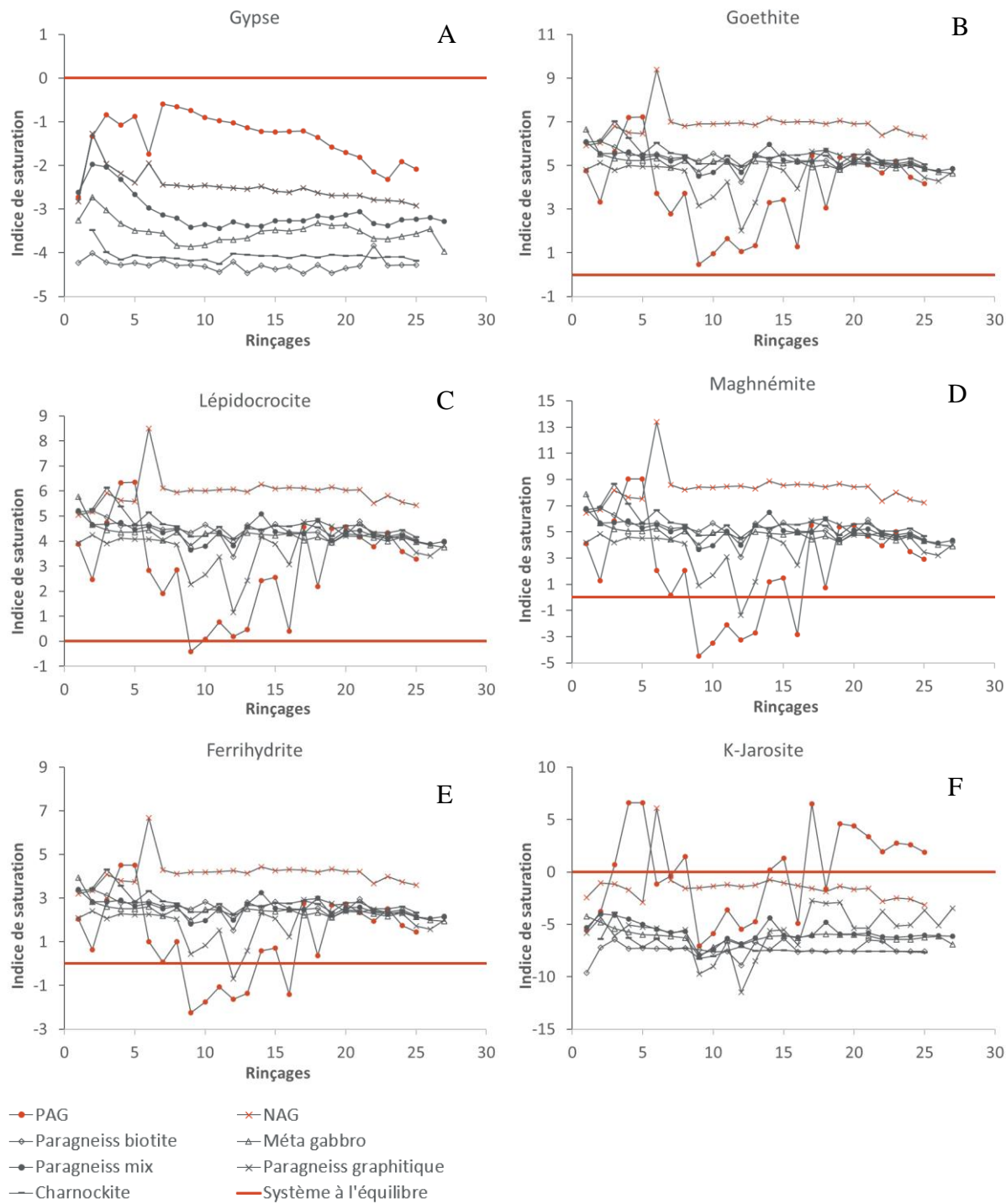


Figure 5.4 I.S des minéraux secondaires dans les essais en cellules humides : (A) Gypse, (B) Goethite, (C) Lépidocrocite, (D) Maghnémite, (E) Ferrihydrite, (F) K-Jarosite

Cependant, comme cette lithologie correspond au minerai duquel proviennent les résidus PAG, il est raisonnable de considérer que les sulfures dans le paragneiss graphitique ont réagi similairement aux sulfures dans les résidus PAG. Ainsi, il est raisonnable de considérer que les minéraux secondaires ayant précipité dans le paragneiss graphitique sont similaires à ceux ayant précipité dans les résidus PAG. De plus, les résultats sont des calculs thermodynamiques prévoyaient la précipitation de toutes les espèces minérales mentionnées ci-dessus dans les eaux de lixiviation des essais en colonne de résidus PAG et de paragneiss graphitique. La comparaison des résultats obtenus à la DRX avec ceux obtenus au MEB permet de conclure que la lépidocrocite, la goethite et la ferrihydrite constituent principalement la matrice de cimentation, alors que le soufre natif et la jarosite constituent préférentiellement l'auréole striée d'altération. En effet, les résultats du MEB montrent généralement de plus fortes concentrations en soufre dans les structures d'altération associées aux auréoles d'altération alors que la composition chimique de la matrice de cimentation est principalement composée de Fe et d'O. Finalement, les résultats des analyses DRX sur les résidus NAG ont montré des traces de goethite.

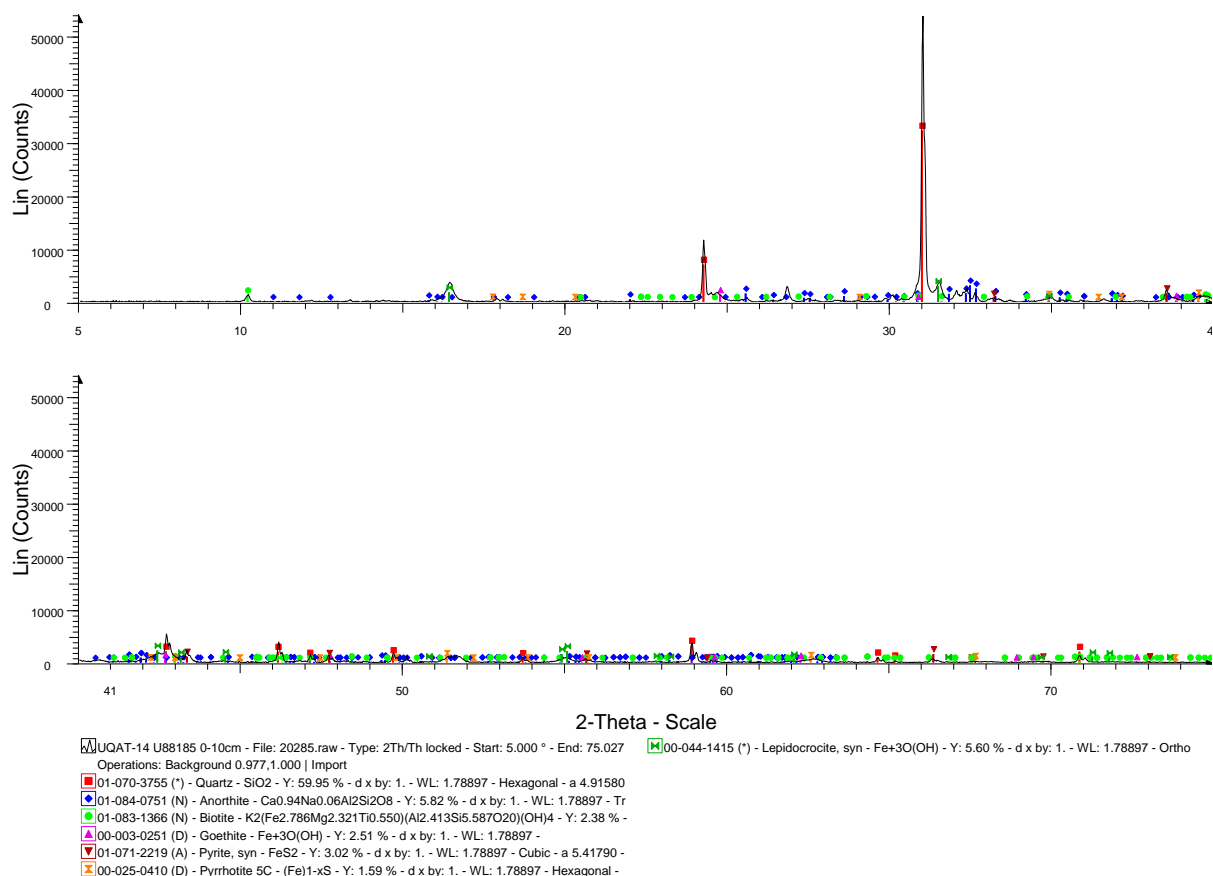


Figure 5.5 Exemple diffractogramme de la couche PAG post-démantèlement 0-10 cm

Les résultats de QEMSCAN montrent une teneur en minéraux secondaires (oxyhydroxydes de fer, sulfates) de  $\pm 20\%$ . Les résultats de QEMSCAN montrent une augmentation de la teneur en minéraux secondaires (oxyhydroxydes de fer, sulfates ; à  $\pm 60\%$ ) dans les échantillons de résidu PAG post-démantèlement. Les images obtenues avec le QEMSCAN informent que les minéraux secondaires se retrouvent sous forme d'agglomérats qui enveloppent les autres minéraux (Figure 4.15). Les analyses QEMSCAN montrent également une diminution dans les teneurs en quartz et en pyrrhotite entre les échantillons de résidu PAG initial et post-démantèlement. En effet, les teneurs en quartz et pyrrhotite passent respectivement de  $\pm 20\%$  et  $\pm 40\%$  dans l'échantillon initial à  $\pm 15\%$  et  $\pm 5\%$  dans les échantillons post-démantèlement. Il est possible de conclure que les sulfures et les silicates ont réagi au cours des essais en colonne et ont laissé la place à des minéraux secondaires. Il est à noter que l'échantillon de résidu PAG post-démantèlement 0-10 cm semble contenir une plus grande quantité de pyrrhotite et une plus petite quantité d'oxyhydroxydes de fer que les autres échantillons. Il est possible que l'échantillon de résidu PAG post-démantèlement 0-10 cm contenait un amoncellement de pyrrhotite non oxydé et que cela ait influencé les résultats minéralogiques. Bien que les résultats de DRX et de QEMSCAN diffèrent, les résultats obtenus avec la DRX montrent également une diminution de la teneur en silicates et pyrrhotite ainsi qu'une augmentation de la teneur en oxyhydroxydes de fer et en sulfates entre les échantillons initiaux et post-démantèlement de résidu PAG.

Les analyses QEMSCAN des échantillons de paragneiss graphitique et de résidu NAG initiaux et post-démantèlement n'ont pas permis d'observer une variation significative de la teneur en silicates et pyrrhotite ainsi qu'en minéraux secondaires. La figure 5.6 montre la libération des grains de sulfures dans les échantillons initiaux et post-démantèlement des différents matériaux. La libération de grains de sulfures ne semble pas significativement varier entre les échantillons initiaux et post-démantèlement de résidu NAG et de paragneiss graphitique. Cependant, dans les échantillons post-démantèlement de résidu PAG, les grains de sulfures libres semblent avoir considérablement diminué en comparaison avec l'échantillon initial. De plus, les grains de sulfures associés à des agglomérats (matrice de cimentation) semblent avoir significativement augmenté dans les échantillons post-démantèlement en comparaison avec l'échantillon initial.



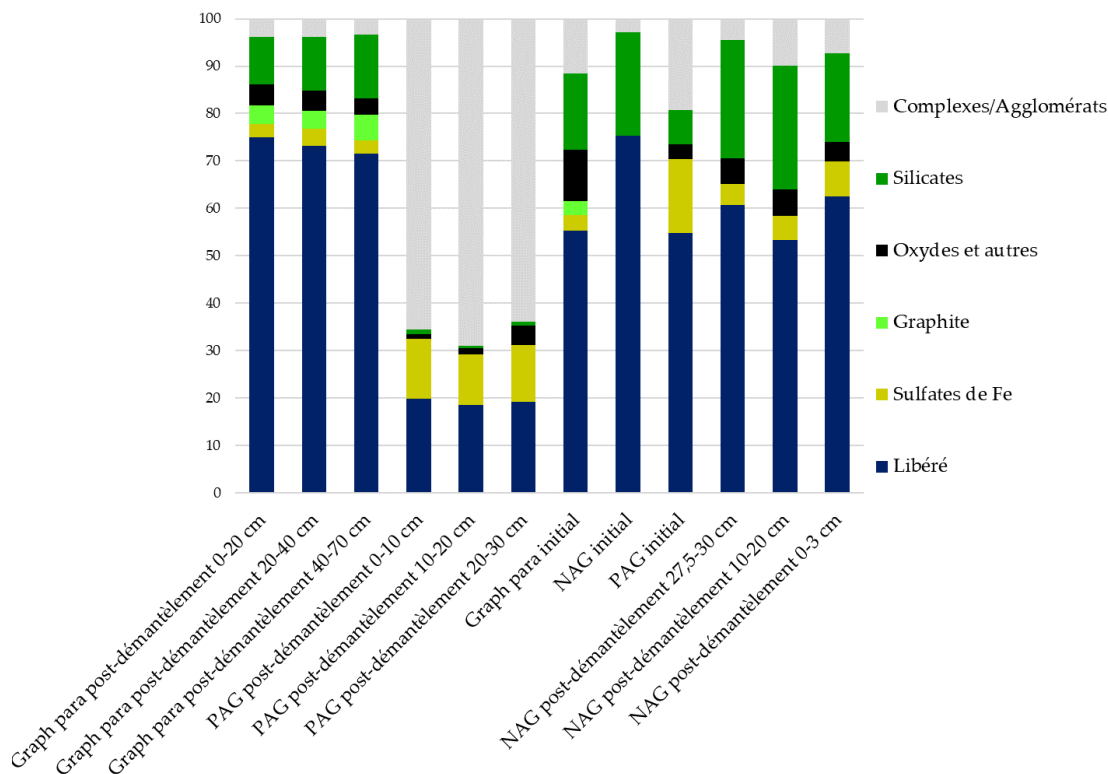


Figure 5.6 Libération les grains de sulfures dans les échantillons initiaux et post-démantèlement

### 5.3 Données cumulées normalisées

Les données normalisées (mg/kg) correspondent à la masse (mg) des différentes espèces lixiviées dans les essais en colonne et en cellules humides dans les différents rinçages par rapport à la masse totale initiale du matériel utilisé lors de l'assemblage de ces essais (kg) ainsi qu'avec le volume de liquide utilisé lors des rinçages (l). Les données normalisées permettent de mieux comparer la lixiviation de contaminants à différentes échelles puisque cette dernière est influencée par la masse totale initiale de matériel utilisée pour monter les essais ainsi que par le volume de liquide utilisé lors des rinçages. En utilisant les masses de contaminants relatives à la masse totale initiale plutôt que des concentrations absolues, il est possible de mieux comparer la lixiviation de contaminants à différentes échelles.

Les données normalisées sont obtenues de la façon suivante :

$$Dn = \frac{(Cc)*(Vr)}{Mt} \quad [5.8]$$

Où :

$D_n$  : Données normalisées [mg/kg]

$C_c$  : Concentration du contaminant [mg/l]

$V_r$  : Volume d'eau utilisé lors du rinçage [l]

$M_t$  : Masse totale initiale du matériel dans la colonne ou la cellule humide [kg]

Les données cumulées normalisées (mg/kg) correspondent à la masse totale normalisée de contaminant lixivié depuis le début de l'essai. Les données cumulées permettent de mieux cibler la tendance de la lixiviation des contaminants. En effet, la plupart des contaminants sont libérés à de faibles concentrations. Il est alors difficile de distinguer la tendance de lixiviation par rapport au bruit de fond lorsque les données ne sont pas cumulées.

Les données cumulées sont obtenues de la façon suivante :

$$Dc_n = Dc_{n-1} + Dn_n \quad [5.9]$$

Où :

$Dc_n$  : Données cumulées normalisée du rinçage n [mg/kg]

$Dc_{n-1}$  : Données cumulées normalisée du rinçage n-1 [mg/kg]

$Dn_n$  : Données normalisée du rinçage n [mg/kg]

Les données cumulées et normalisées seront utilisées en vue d'évaluer le potentiel de génération de DMA à long terme des différents matériaux. De plus, ces données permettront de comparer les taux de génération de métaux et des différentes espèces de soufre et des différents matériaux à l'échelle des essais en cellules humides ainsi qu'à l'échelle des essais en colonne.

## 5.4 Potentiel de génération de DMA à long terme

Le potentiel de génération de DMA à long terme a été évalué au moyen des courbes d'oxydation-neutralisation développée par Benzaazoua *et al.* (2001, 2004). Le potentiel de génération de DMA à long terme a été évalué pour l'ensemble des lithologies de roches stériles et pour les deux types de résidus dans le cas des essais cinétiques en colonne et en cellules humides. Le potentiel de génération de DMA à long terme a été évalué dans le but de préciser le comportement géochimique des matériaux dont le potentiel de génération de DMA été demeuré incertain suite aux résultats des

essais statiques. Plus particulièrement, les résultats de génération de DMA obtenus pour le paragneiss mix et le paragneiss graphitique se situaient dans la zone d'incertitude. Le potentiel de génération de DMA à long terme a également été évalué dans le but de confirmer le comportement géochimique des matériaux tel qu'il avait été établi suite aux essais statiques. Finalement, la comparaison entre les courbes d'oxydation-neutralisation des essais en colonne et en cellules humides permet d'évaluer la réponse générée par les matériaux à face à la production d'acidité à différentes échelles.

Dans un premier temps, les courbes d'oxydation-neutralisation sont obtenues en mettant sous forme de graphiques les charges cumulées et normalisées des produits issus de la dissolution des minéraux neutralisants additionnés [Ca+Mg+Mn] en fonction des charges cumulées et normalisées de  $\text{SO}_4^{2-}$  qui correspond au principal produit issu de l'oxydation des sulfures. Les figures 5.7 et 5.8 présente les courbes d'oxydation-neutralisation obtenues pour les différents matériaux.

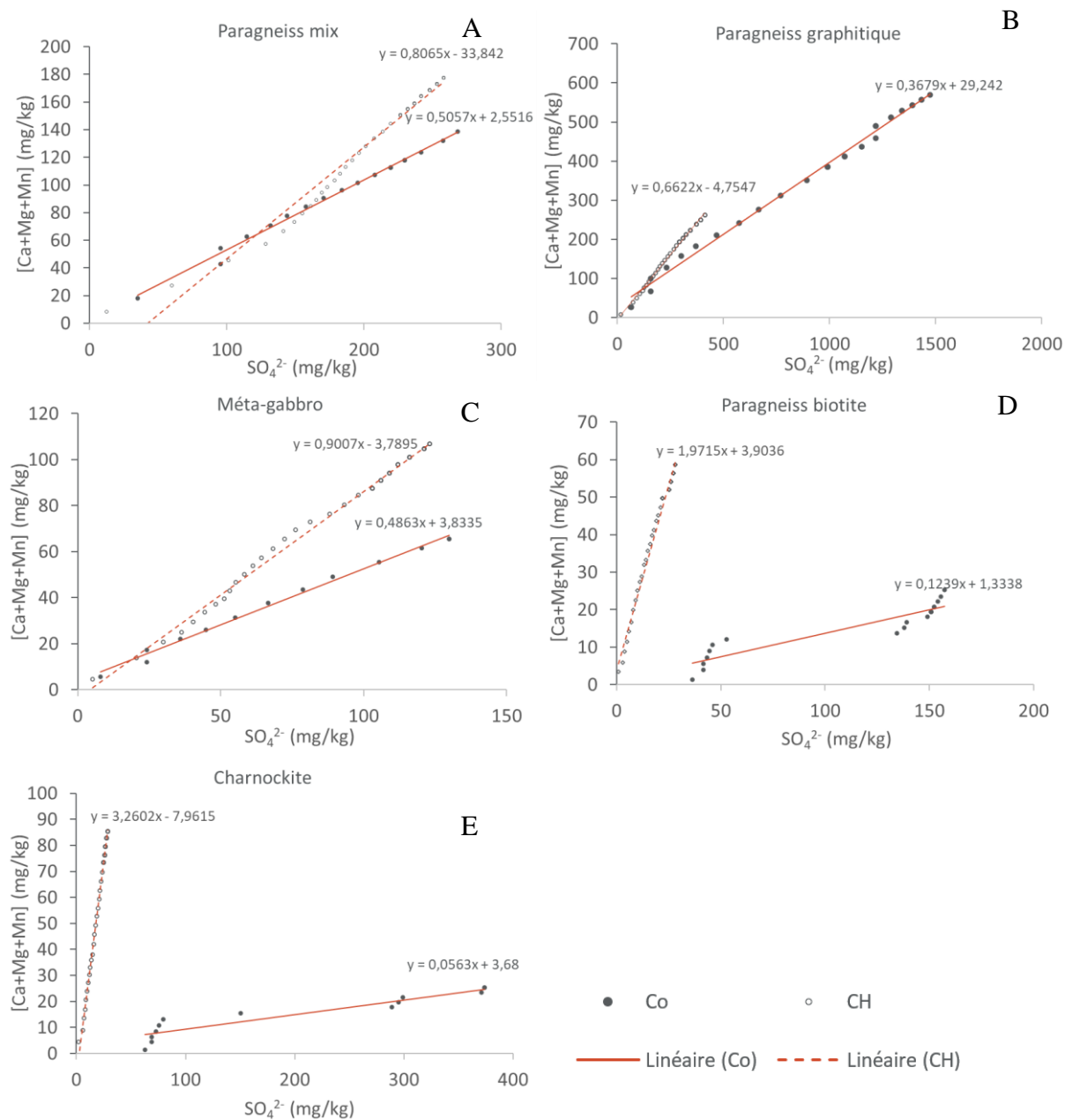


Figure 5.7 Courbes d'oxydation-neutralisation aux échelles des essais en colonne et des essais en cellules humides des roches stériles : (A) Paragneiss mix, (B) Paragneiss graphitique, (C) Méta-gabbro, (D) Paragneiss à biotite, (E) Charnockite

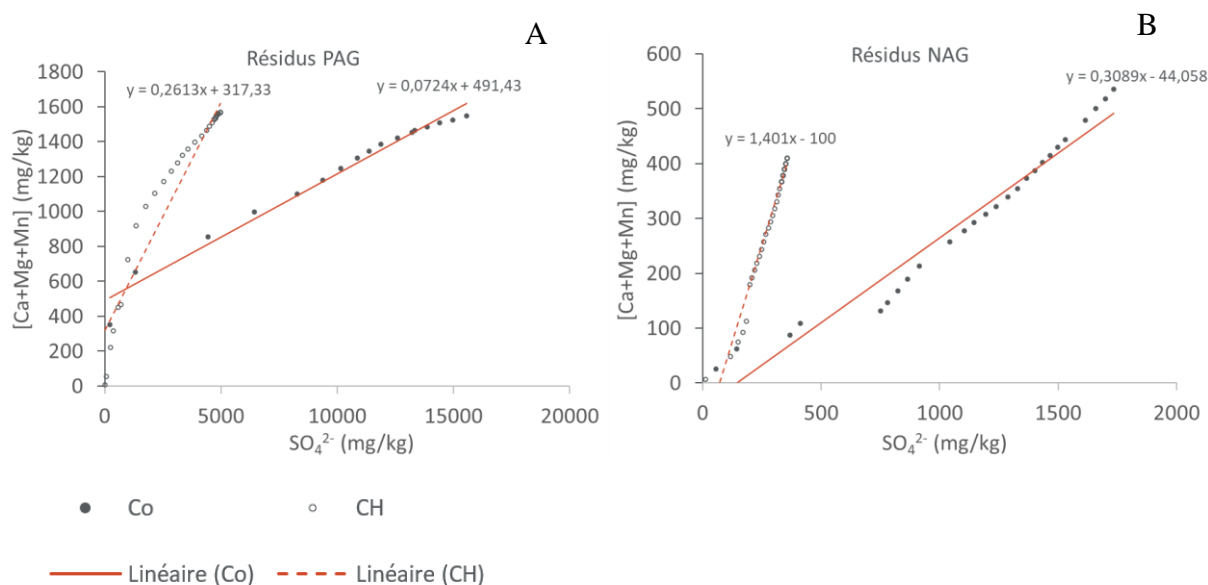


Figure 5.8 Courbes d'oxydation-neutralisation aux échelles des essais en colonne et des essais en cellules humides des résidus : (A) Résidus PAG, (B) Résidus NAG

Il est possible d'observer que, dans tous les matériaux, la courbe d'oxydation-neutralisation obtenue avec les résultats cumulés et normalisés des essais en cellule humide est plus abrupte que celle obtenue avec les résultats cumulés et normalisés des essais en colonne. Cela signifie que, dans les essais en cellules humides, une plus grande proportion de  $[Ca+Mg+Mn]$  est libérée dans les lixiviats, en réponse à l'acidité produite par l'oxydation des sulfures, que dans les essais en colonne. Plus particulièrement, dans les stériles suivants : paragneiss mix, paragneiss graphitique et méta-gabbro pour une génération égale de  $SO_4^{2-}$ , la génération de  $[Ca+Mg+Mn]$  est environ 2 fois plus importantes dans les essais en cellule humide que dans les essais en colonne. Dans le cas de la charnockite et du paragneiss à biotite, la génération de  $[Ca+Mg+Mn]$  est plus de 20 fois plus importantes dans les essais en cellule humide que dans les essais en colonne. Cependant, il est possible de constater que les courbes d'oxydation-neutralisation de ces matériaux semblent subdivisées en plusieurs segments dont les pentes individuelles se rapprochent de celles obtenues pour les courbes d'oxydation-neutralisation des essais en cellules humides. L'écart entre les courbes d'oxydation-neutralisation des essais en colonne et en cellules humides observé dans ces stériles est plus près de celui observé dans les autres stériles lorsque les pentes des segments individuels sont considérées. Dans le cas des résidus, il est possible d'observer que la génération

de [Ca+Mg+Mn] est environ 3 et 5 fois plus importantes dans les essais en cellule humide que dans les essais en colonne des résidus PAG et NAG respectivement.

L'écart peut entre les pentes des courbes d'oxydation-neutralisation des essais en colonne et en cellules humides peut s'expliquer par le fait que la précipitation des minéraux secondaires est plus favorisée dans les essais en colonne que dans les essais en cellule humide. En effet, le rapport liquide/solide (kg/kg) de la majorité des essais en colonne est d'environ 1/10 par rinçage, dans le cas des colonnes de stériles, et d'environ 1/4 par rinçage dans le cas des résidus. Le rapport liquide/solide (kg/kg) des essais en cellules humides est constant et est d'environ 1/1 par rinçage. De plus, le temps de contact entre l'eau et les matériaux est de 1 mois dans le cas des essais en colonne et de 1 semaine dans le cas des essais en cellule humide. Le plus grand rapport liquide/solide dans les essais en cellule humide permet de dissoudre une plus grande quantité de [Ca+Mg+Mn] sans que la limite de solubilité des minéraux secondaires soit atteinte. Le plus grand rapport liquide/solide se traduit donc par une dilution des concentrations des contaminants dans les eaux de lixiviation des essais en cellules humides sans toutefois diminuer la masse totale de contaminants libérée. De plus, le plus grand temps de contact entre l'eau et les matériaux dans les essais en colonne est plus favorable à ce que la cinétique des réactions de précipitation des minéraux secondaires se complètent.

Dans un deuxième temps, la prédiction du potentiel de génération de DMA à long terme est réalisée en comparant les teneurs en  $SO_4^{2-}$  (mg/kg) et en [Ca+Mg+Mn] (mg/kg) dans les matériaux initiaux avec la projection de la courbe d'oxydation-neutralisation des différents matériaux.

La teneur initiale de  $SO_4^{2-}$  a été calculée de la façon suivante :

$$Teneur\ initiale\ SO_4^{2-} = S_{total} * \frac{1\ 000\ 000\ mg}{100\ kg} * \frac{92\ g\ SO_4^{2-}}{32\ g\ S} \quad [5.10]$$

Où :

$S_{total}$  : Teneur en soufre total obtenue dans les essais statiques (%). Il est à noter que dans le cas des résidus, cette valeur correspond aux résultats obtenus pour des échantillons individuels de résidus typiques. Dans le cas des roches stériles, cette valeur correspond à la moyenne des résultats obtenus sur les différents échantillons composites.

La teneur initiale de [Ca+Mg+Mn] a été calculée de la façon suivante :

$$Teneur\ initiale\ [Ca, Mg, Mn] = [Ca] + [Mg] + [Mn] * \frac{1\ mg}{1000\ \mu g} * \frac{1000g}{kg} \quad [5.11]$$

Où,

[Ca], [Mg], [Mn] : Teneur en Ca, Mg, Mn obtenue avec la digestion 4 acides ( $\mu\text{g/g}$ )

Dans le cas où le point des teneurs initiales en [Ca+Mg+Mn] et  $\text{SO}_4^{2-}$  est positionné au-dessus du prolongement des courbes d'oxydation-neutralisation, cela signifie que le matériel est non-générateur de DMA à long terme. En effet, le rapport [Ca+Mg+Mn]/ $\text{SO}_4^{2-}$  initial est supérieur au rapport [Ca+Mg+Mn]/ $\text{SO}_4^{2-}$  projeté sur la courbe d'oxydation-neutralisation pour lequel toute l'acidité, associée à la libération de  $\text{SO}_4^{2-}$ , peut être neutralisée par les minéraux neutralisants ([Ca+Mg+Mn]) initialement contenus dans le matériel. Dans le cas où la teneur en [Ca+Mg+Mn] initiale est supérieure à celle projetée par la courbe pour une même teneur en  $\text{SO}_4^{2-}$ , cela signifie que les minéraux neutralisants sont suffisamment abondants pour neutraliser l'acidité. Dans le cas où le point des teneurs initiales en [Ca+Mg+Mn] et  $\text{SO}_4^{2-}$  est positionné en dessous du prolongement des courbes d'oxydation-neutralisation, cela signifie que le matériel est générateur de DMA à long terme. En effet, le rapport [Ca+Mg+Mn]/ $\text{SO}_4^{2-}$  initial est inférieur au rapport [Ca+Mg+Mn]/ $\text{SO}_4^{2-}$  projeté sur la courbe d'oxydation-neutralisation pour lequel toute l'acidité, associée à la libération de  $\text{SO}_4^{2-}$ , peut être neutralisée par les minéraux neutralisants ([Ca+Mg+Mn]) initialement contenus dans le matériel.. Dans le cas où la teneur en [Ca+Mg+Mn] initiale est inférieure à celle projetée par la courbe pour une même teneur en  $\text{SO}_4^{2-}$ , cela signifie que les minéraux neutralisants ne sont pas suffisamment abondants pour neutraliser l'acidité. Les figures 5.9 et 5.10 présentent le potentiel de génération de DMA à long terme de tous les matériaux.

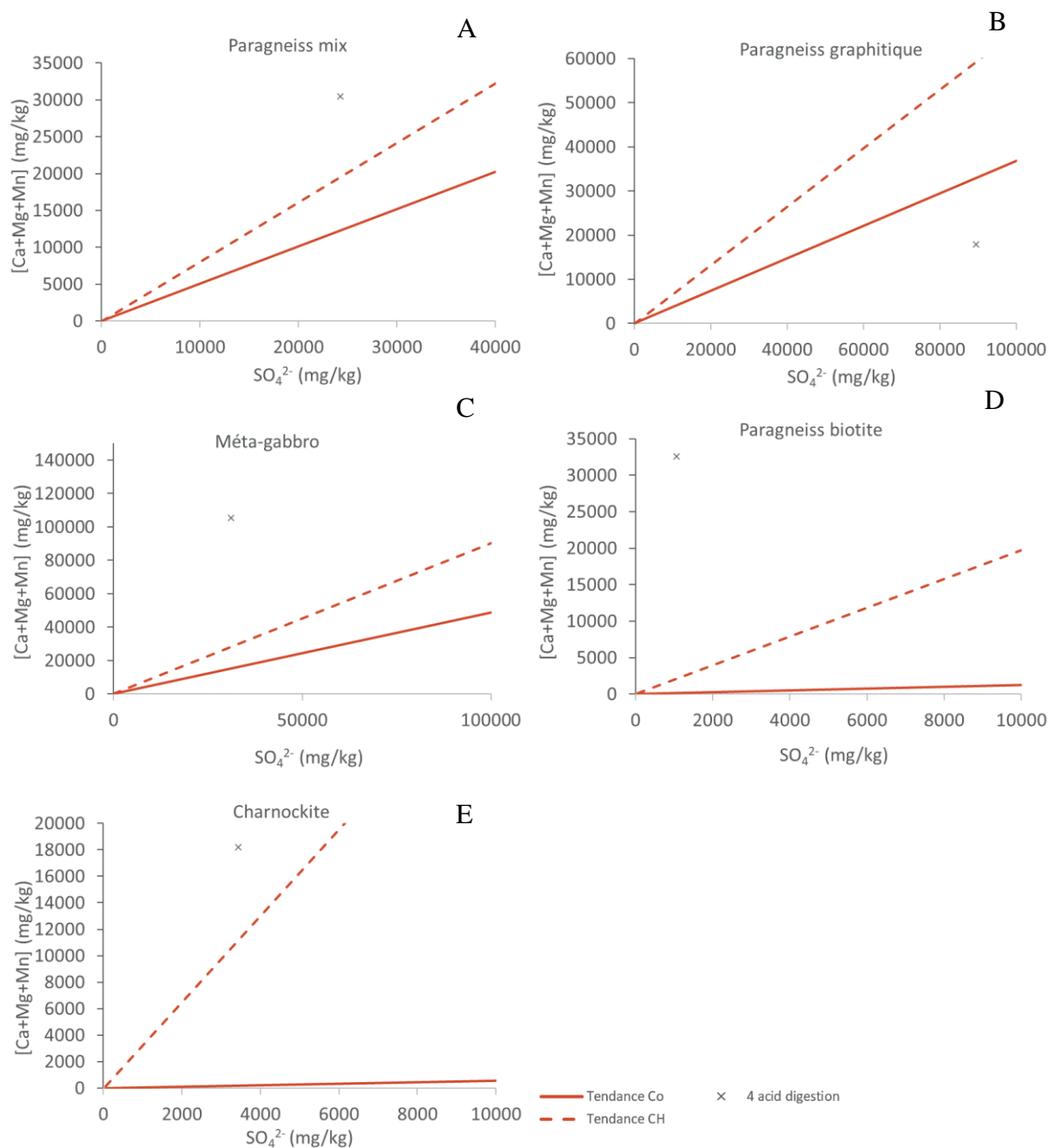


Figure 5.9 Potentiel de génération de DMA à long terme des roches stériles : (A) Paragneiss mix, (B) Paragneiss graphitique, (C) Méta-gabbro, (D) Paragneiss à biotite, (E) Charnockite



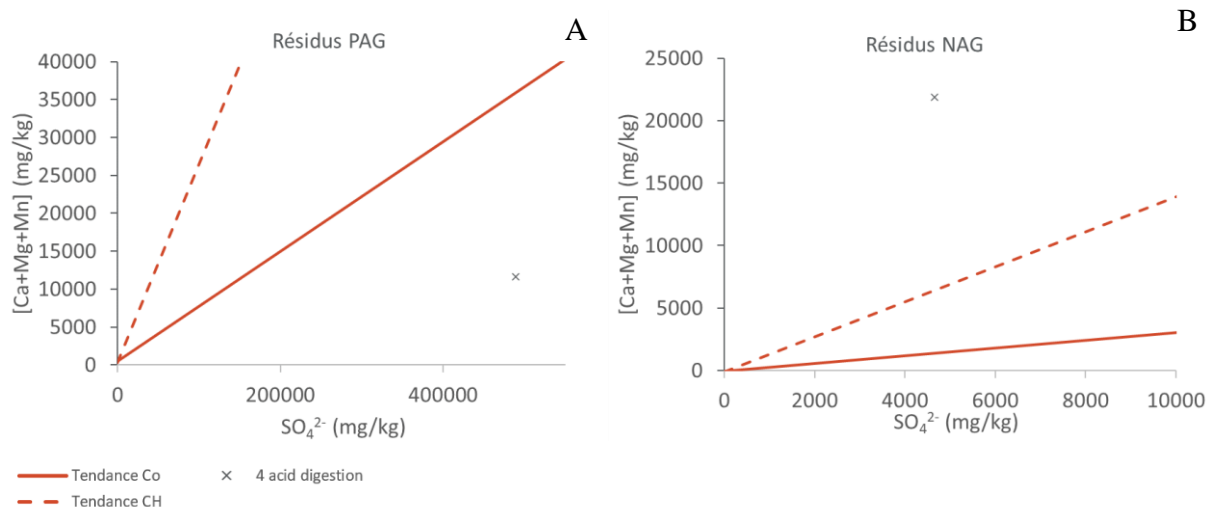


Figure 5.10 Potentiel de génération de DMA à long terme des roches stériles : (A) Résidus PAG, (B) Résidus NAG

Il est possible d'observer que tous les matériaux dont les résultats des essais statiques étaient non-générateurs d'acidité ont des rapports initiaux de  $[Ca+Mg+Mn]/SO_4^{2-}$  supérieurs aux courbes projetées d'oxydation-neutralisation obtenues avec les résultats des essais en cellule humide et en colonne et ne sont donc pas générateurs de DMA à long terme. Il s'agit plus particulièrement des matériaux suivants : résidu NAG, méta-gabbro, charnockite et paragneiss biotite. Le potentiel de génération de DMA du paragneiss mix était incertain conformément aux résultats de l'essai statique. Le rapport initial de  $[Ca+Mg+Mn]/SO_4^{2-}$  de ce matériel est supérieur aux courbes projetées d'oxydation-neutralisation obtenues avec les résultats des essais en cellule humide et en colonne et n'est donc pas générateur de DMA à long terme. Le potentiel de génération de DMA du paragneiss graphitique était incertain conformément aux résultats de l'essai statique. Le rapport initial de  $[Ca+Mg+Mn]/SO_4^{2-}$  de ce matériel est légèrement inférieur aux courbes projetées d'oxydation-neutralisation obtenues avec les résultats des essais en colonne et en cellules humides. Il est ainsi raisonnable de considérer ce matériel comme générateur de DMA à long terme. Finalement, le résidu PAG était considéré comme générateur d'acidité conformément aux résultats de l'essai statique. Le rapport initial de  $[Ca+Mg+Mn]/SO_4^{2-}$  de ce matériel est inférieur à la courbe projetée d'oxydation-neutralisation obtenue avec les résultats des essais en colonne et en cellule humide et est donc générateur de DMA à long terme. Le rapport initial de  $[Ca+Mg+Mn]/SO_4^{2-}$  de ce matériel est inférieur à la courbe projetée d'oxydation-neutralisation obtenue avec les résultats

de l'essai en cellule humide. Il est ainsi raisonnable de considérer ce matériel comme générateur de DMA à long terme.

## 5.5 Réactivité de pyrrhotite

Lorsque l'oxydation de la pyrrhotite est complète, le soufre passe d'un état d'oxydation  $S^{2-}$  dans la pyrrhotite ( $Fe_{1-x}S$ ) à un état d'oxydation  $S^{6+}$  dans les sulfates ( $SO_4^{2-}$ ). Or, tel que mentionné dans la section 2.3.3 l'oxydation de la pyrrhotite peut être incomplète et générer des espèces de sulfures avec des états d'oxydation intermédiaires (Blowes *et al.*, 2014 ; Gunsinger *et al.*, 2006 ; Janzen *et al.*, 2000). En effet, la pyrrhotite peut s'oxyder et générer des thiosels tels que les thiosulfates ( $S_2O_3^{2-}$ ) avec un état d'oxydation  $S^{2+}$  ainsi que du soufre natif (S) avec un état d'oxydation  $S^0$ . L'oxydation incomplète de la pyrrhotite ne génère pas autant d'ions  $H^+$  que l'oxydation complète de la pyrrhotite. En effet, l'oxydation des espèces de soufre intermédiaires peut se poursuivre et mener à génération de la totalité des ions  $H^+$  initialement prévus par la réaction globale de l'oxydation de la pyrrhotite. De plus, l'oxydation incomplète de la pyrrhotite par l'oxygène jusqu'au  $S^0$  consomme des ions  $H^+$  plutôt que d'en générer (Gunsinger *et al.*, 2006).

La libération d'espèces de soufre avec des états d'oxydation intermédiaires a été étudiée dans le cadre de cette recherche pour les matériaux suivants : résidus PAG, résidus NAG et paragneiss graphitique puisque les résidus PAG et le paragneiss graphitique correspondent aux matériaux avec les plus hautes teneurs en sulfures initiales et puisque les résidus NAG contiennent des sulfures résiduels. Dans un premier temps, les charges cumulées et normalisées des sulfates et thiosulfates en fonction du temps ont été étudiées pour les différents essais cinétiques. Il est à noter que les thiosulfates n'ont pas été mesurés dans les essais en cellules humides et n'ont donc pas été étudiés à cette échelle. De ce fait, il n'est pas possible de savoir si des thiosulfates ont été lixiviés à l'échelle des cellules humides et la réactivité de la pyrrhotite à cette échelle sera étudiée uniquement en considérant les sulfates. La figure 5.11 présente les charges cumulées et normalisées des différentes espèces de soufre en fonction du temps aux échelles des essais en colonne et en cellules humides. Les taux de lixiviation des différentes espèces de soufre correspondent à la pente des courbes présentées à la figure 5.11. Les taux de lixiviation des différentes espèces de soufre dans les essais en colonne et en cellules humides sont présentés dans le tableau 5.2. Il est possible de constater que les résidus PAG génèrent la plus grande quantité de  $SO_4^{2-}$  à l'échelle des essais en colonne et des essais en cellules humides avec des taux de lixiviation de 25,7 mg/kg/jour et de 16,4 mg/kg/jour

respectivement. Il s'agit également du matériel dont la concentration initiale en pyrrhotite était la plus élevée. Le paragneiss graphitique génère une quantité intermédiaire de  $\text{SO}_4^{2-}$  à l'échelle des essais en colonne et des essais en cellules humides avec des taux de lixiviation de 4 mg/kg/jour et de 0,93 mg/kg/jour respectivement. Il s'agit du matériel avec la deuxième plus forte teneur initiale en pyrrhotite. Les résidus NAG génèrent la plus faible quantité de  $\text{SO}_4^{2-}$  à l'échelle des essais en colonne et des essais en cellules humides avec des taux de lixiviation de 1,7 mg/kg/jour et de 0,74 mg/kg/jour respectivement. Il s'agit du matériel avec la plus faible teneur initiale en pyrrhotite.

La figure 5.11 montre également que les résidus PAG génèrent la plus grande quantité de thiosulfates ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) à l'échelle des essais en colonne avec des taux de lixiviation de 0,22 mg/kg/jour. Les colonnes de paragneiss graphitique et les résidus NAG génèrent des quantités résiduelles de thiosulfates avec des taux de génération de 0,01 mg/kg/jour et de 0,003 mg/kg/jour respectivement.

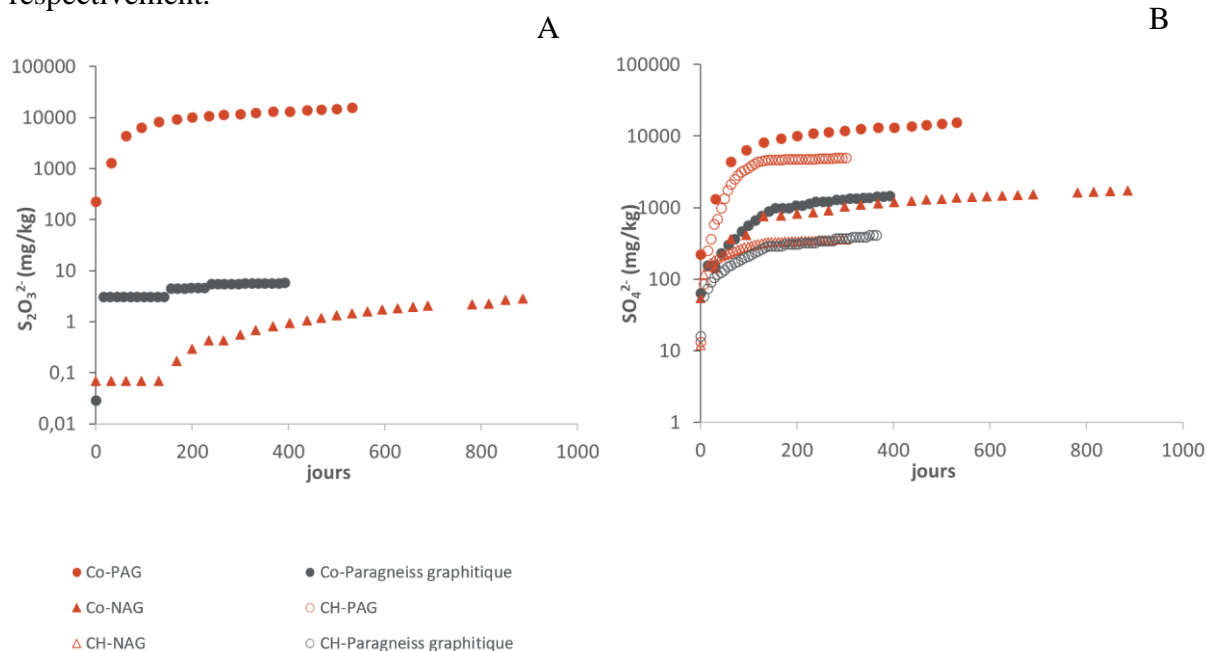


Figure 5.11 Taux de lixiviation des différentes espèces de soufre: (A) Thiosulfates, (B) Sulfates

Tableau 5.2 Taux de lixiviations des différentes espèces de soufre dans les essais en colonne et en cellules humides

Taux de libération (mg/kg/j)	Colonne			Cellule humide		
	Paragneiss			Paragneiss		
	PAG	NAG	graphitique	PAG	NAG	graphitique
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	25,7	1,70	4,00	16,4	0,74	0,93
S <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0,22	0,003	0,01	-	-	-

Ensuite, les observations au MEB ont permis de détecter la présence de soufre natif et de thiosels dans le résidu PAG et le paragneiss graphitique post-démantelés (Figure 5.12). Cependant, ces espèces minérales n'ont pas été observées au MEB dans les résidus NAG.

Les résultats des analyses DRX et de MEB ont permis de confirmer l'absence de soufre natif dans les résidus NAG et dans le paragneiss graphitique. De plus, les résultats de l'analyse DRX ont permis de détecter une teneur soufre natif moyenne d'environ 13 % dans les échantillons de résidus PAG post-démantelés.

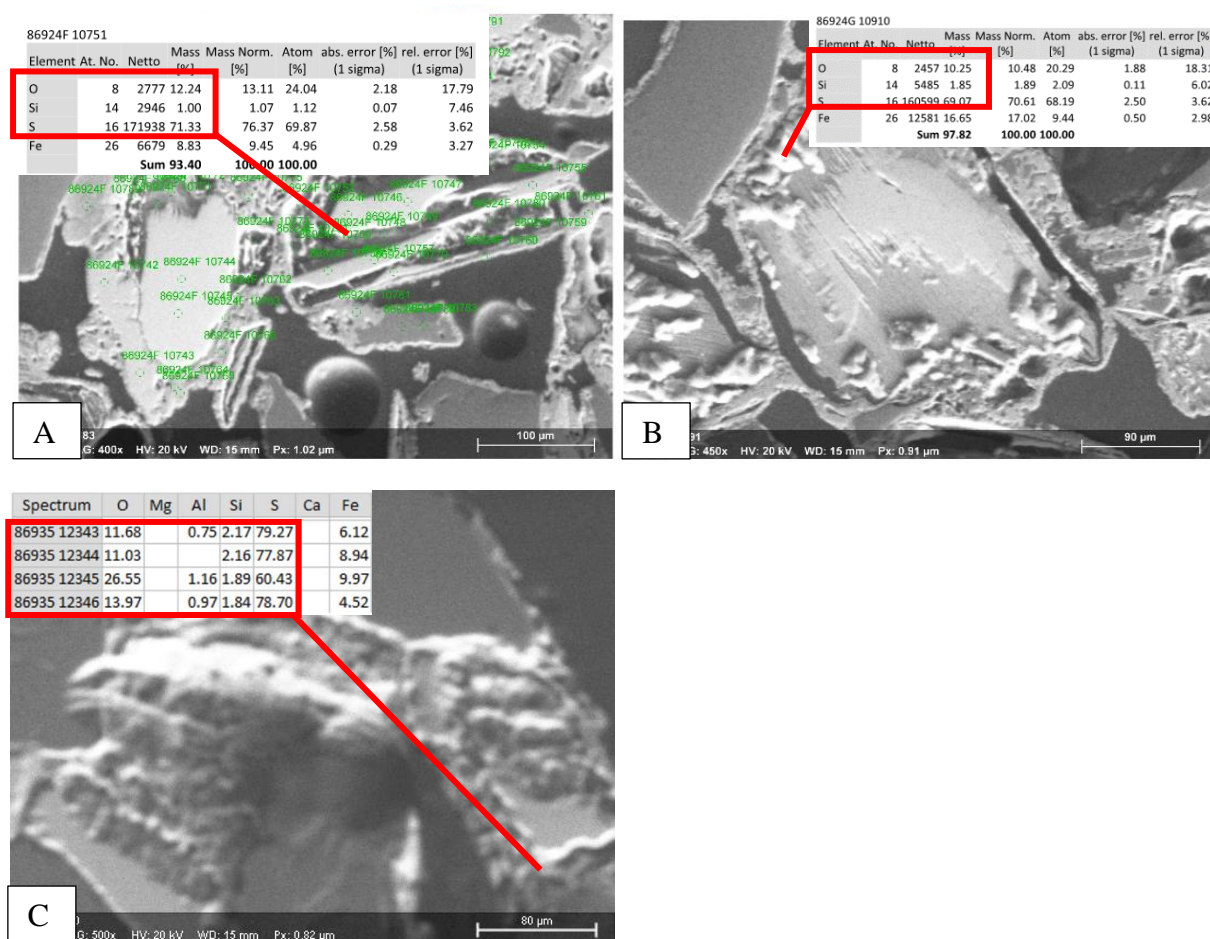


Figure 5.12 Présence d'altérations enrichies en soufre et en oxygène dans les sections polies : (A-B) Section polie de résidus PAG, (C) Section poiles de paragneiss graphitique

## 5.6 Potentiel de génération de métaux

### 5.6.1 Comparaison indicative avec les normes et réglementations applicables à l'effluent final

Les résultats de qualité d'eau obtenus dans le cadre des essais en colonne et en cellules humides informent que les principaux métaux libérés à ces échelles sont les suivants : As, Cu, Fe, Ni, Zn, Cd, Co et Pb. À titre indicatif, les concentrations de ces métaux ont été comparées avec les normes et réglementations québécoises D019 (MDDEP, 2012) et de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (PPSRTC) (MDDELCC, 2017) applicables uniquement à la qualité des eaux lixiviée à l'effluent final d'un site minier. Il est à noter que les dépassements notés dans les essais cinétiques en laboratoire ne seront pas nécessairement observés dans les

conditions *in situ*. Au contraire, dans le cas où des métaux ne dépassent pas les normes dans les conditions des essais cinétiques au laboratoire, cela ne signifie pas qu'ils ne dépasseront pas les normes dans les conditions *in situ*. Dans la présente section, les concentrations en métal sont comparées aux normes uniquement pour cibler les métaux qui sont le plus lixiviés dans les essais cinétiques et sur lesquels les interprétations subséquentes vont se concentrer. Les figures 5.14 et 5.15 présentent les graphiques de la libération des métaux relativement aux normes dans les essais en colonne (Figure 5.14) et dans les essais en cellules humides (Figure 5.15).

Dans le cas des essais en colonne, il est possible d'observer que les concentrations de Cu libérées par les résidus PAG et le NAG dépassent les critères de la D019 et de la PPSRTC à plusieurs reprises au cours de l'essai. Les concentrations de Fe libérées par le résidu PAG et le paragneiss graphitique dépassent le critère de la D019 durant la majorité de l'essai. Les concentrations de Ni libérées par le résidu PAG et le paragneiss graphitique dépassent les critères de la D019 et de la PPSRTC durant la majorité de l'essai. Les concentrations de Cd libérées par le résidu PAG dépassent ponctuellement les critères de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations de Pb libérées par le résidu PAG oscillent autour des critères de la D019 et de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations de Zn libérées par le résidu PAG, le NAG et le paragneiss graphitique dépassent les critères de la D019 et de la PPSRTC durant la majorité de l'essai. Les concentrations de Co libérées par le résidu PAG dépassent ponctuellement le critère de résurgence dans les eaux de surface (RES) de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations en As sont généralement sous la limite de détection pour tous les matériaux, mais dépassent à une reprise le critère de la D019 dans les résidus NAG. Il est à noter que la limite de détection de l'As se situe au-dessus du critère des eaux de consommation (EC) de la PPSRTC.

Dans le cas des essais en cellules humides, il est possible d'observer que les concentrations de Cu ne dépassent aucun critère durant toute la durée de l'essai pour toutes les lithologies. Les concentrations de Fe libérées par le résidu PAG dépassent le critère de la D019 durant la majorité de l'essai. Les concentrations de Ni libérées par le résidu PAG dépassent les critères de la D019 et de la PPSRTC durant la majorité de l'essai. Les concentrations de Cd libérées par le résidu PAG dépassent ponctuellement les critères de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations de Pb ne dépassent aucun critère durant toute la durée de l'essai pour toutes les lithologies. Les concentrations de Zn libérées par le résidu PAG dépassent à plusieurs reprises les critères de la D019 et de RES de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations de Co libérées par le résidu PAG

dépassent ponctuellement le critère de RES de la PPSRTC durant l'essai. Les concentrations en As sont généralement sous la limite de détection pour tous les matériaux, mais oscillent à plusieurs autour du critère d'EC de la PPSRTC. Il est à noter que la limite de détection de l'As se situe près du critère d'EC de la PPSRTC.

## 5.6.2 Taux de libération des métaux à l'échelle des essais cinétiques

Lorsque la libération des métaux est comparée aux critères de la D019 et de la PPSRTC, il est possible de conclure que les principaux métaux libérés par les essais en colonne et en cellules humides sont les suivants : Cu, Fe, Ni et Zn. Les charges cumulées et normalisées des métaux suivants ont été mises en graphique en fonction du temps en jour afin d'estimer le taux de libération (mg/kg/jour) qui leur est associé dans les essais en colonne et en cellules humides. Les taux de lixiviation des différentes espèces de métaux correspondent à la pente des courbes (portions croissantes et stabilisées) présentées à la figure 5.13. Il est à noter que les taux de libération ont été estimés pour les lithologies dont la libération des métaux était plus marquée seulement. La figure 5.13 présente les charges cumulées et normalisées des métaux en fonction du temps.

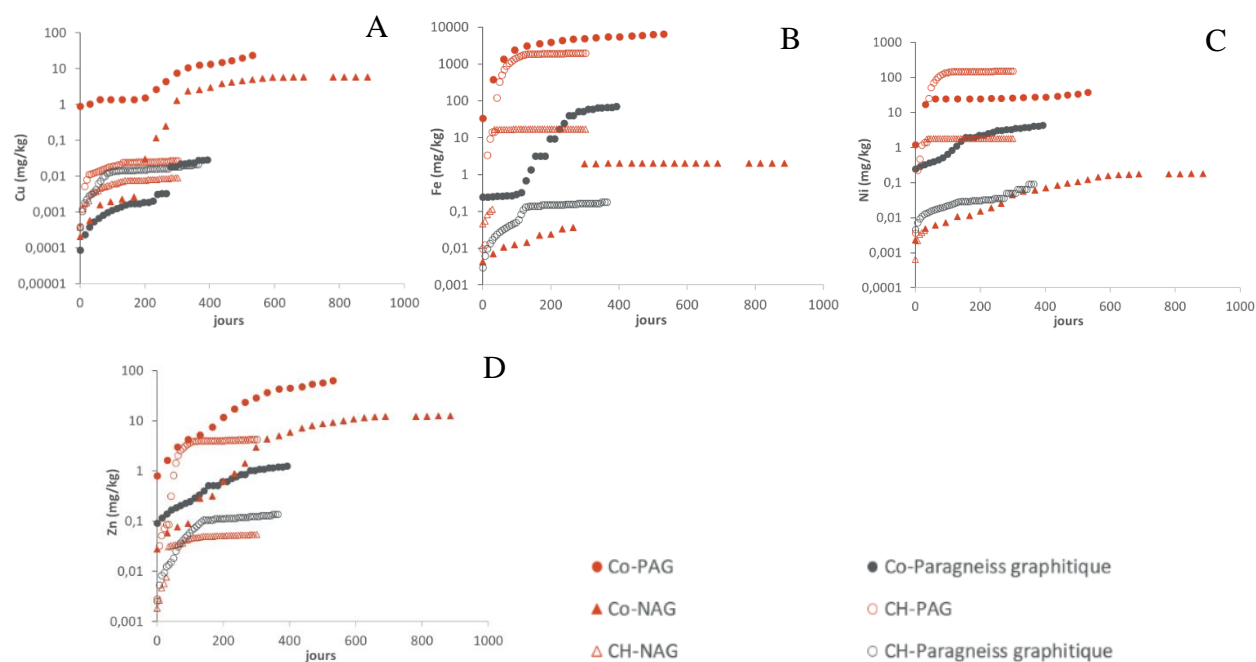


Figure 5.13 Charges cumulées et normalisées des métaux en fonction des jours dans les essais en colonne et en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Zinc

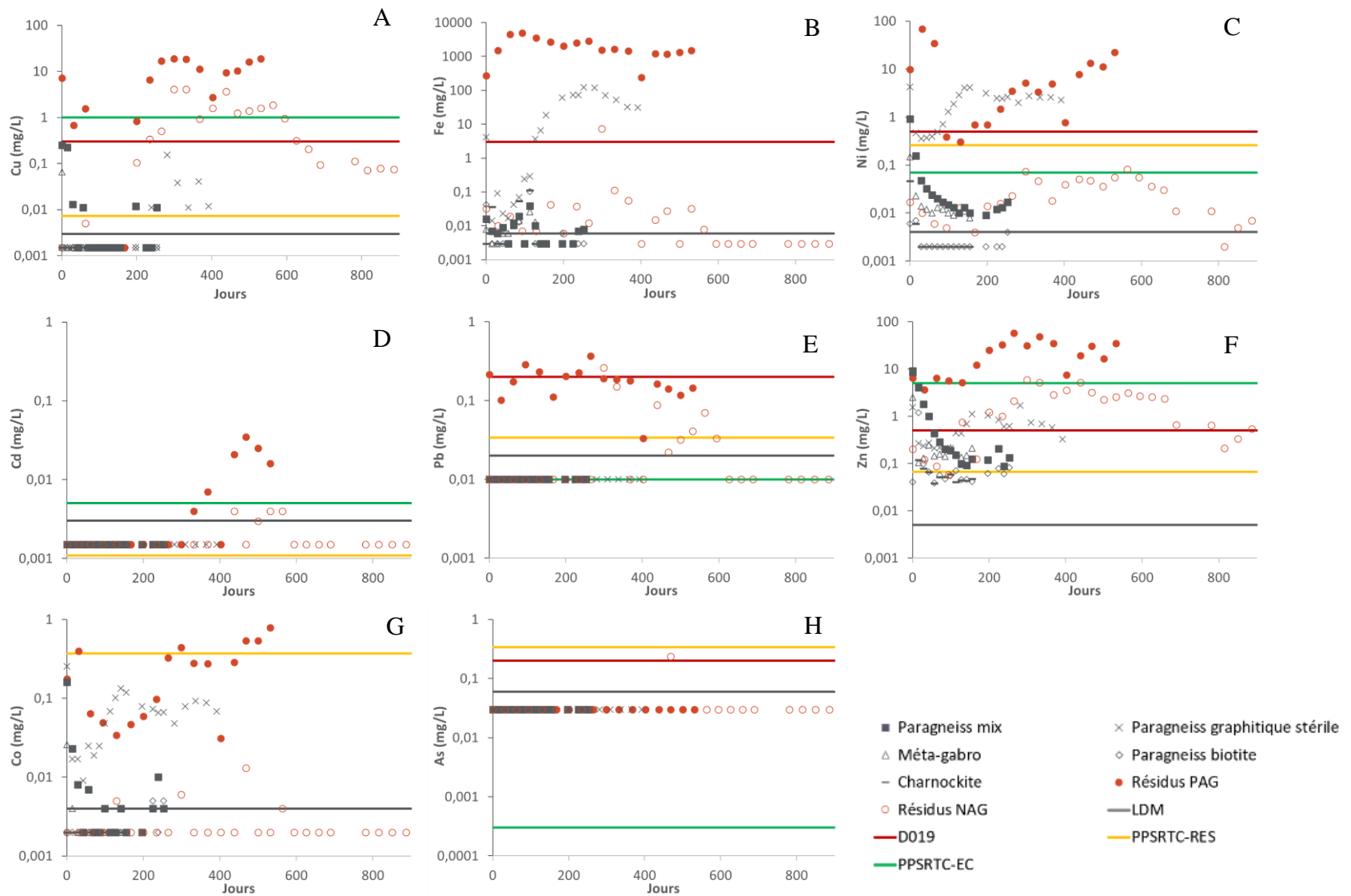


Figure 5.14 Concentrations en métaux vs normes dans les essais en colonne : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Cadmium, (E) Plomb, (F) Zinc, (G) Cobalt, (H) Arsenic



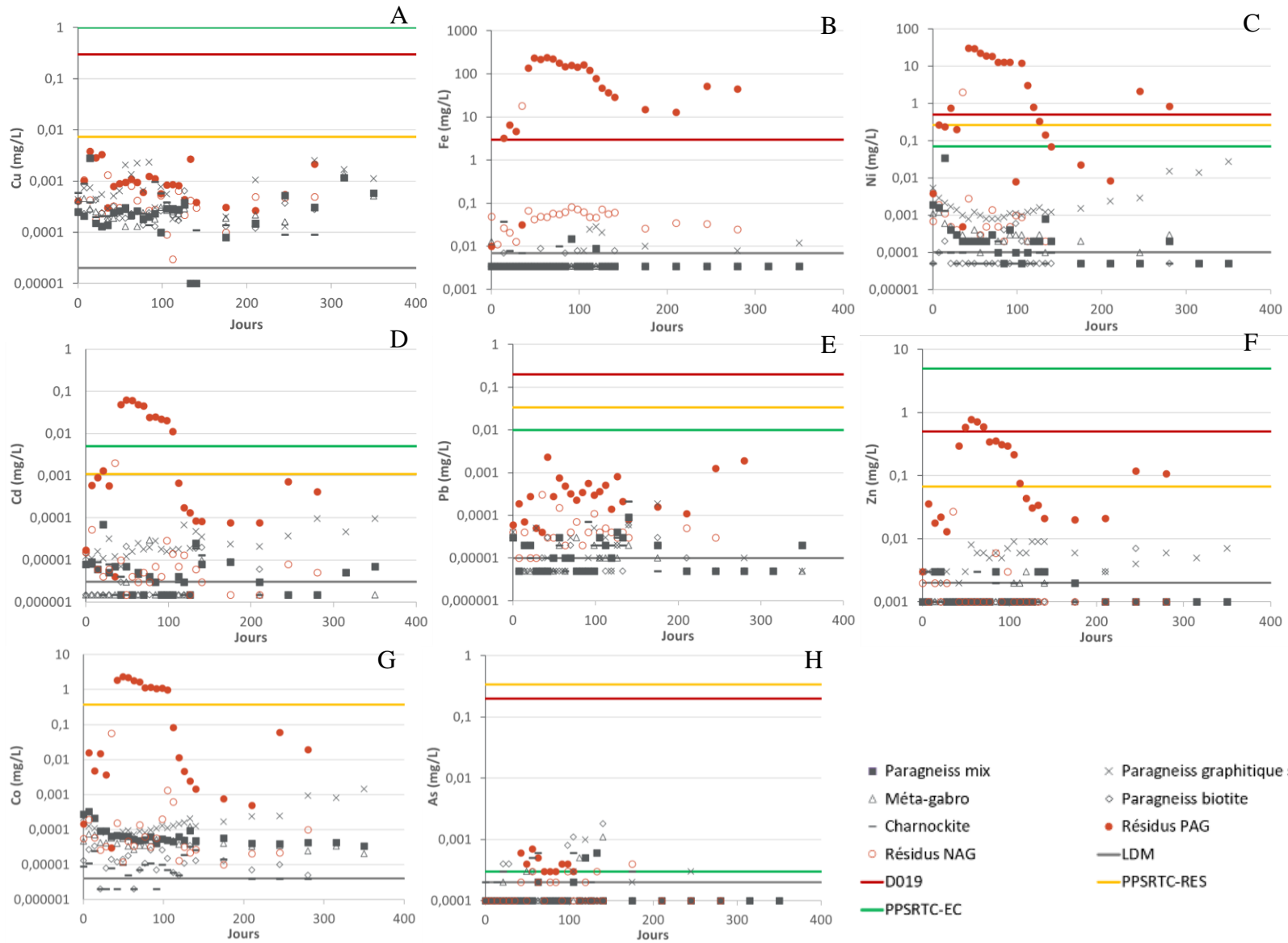


Figure 5.15 Concentrations en métaux vs normes dans les essais en cellules humides : (A) Cuivre, (B) Fer, (C) Nickel, (D) Cadmium, (E) Plomb, (F) Zinc, (G) Cobalt, (H) Arsenic

Le tableau 5.3 présente les taux de libération associés à chaque métal pour les essais en colonne et les essais en cellules humides. Il est possible de constater que la lixiviation du Fe est plus favorisée dans les essais en colonne du résidu PAG et du paragneiss graphitique. En effet, le taux de libération du Fe du résidu PAG est supérieur d'un ordre de grandeur dans l'essai en colonne par rapport à l'essai en cellule humide. Le taux de libération du Fe du paragneiss graphitique est supérieur de trois ordres de grandeur dans l'essai en colonne comparativement à l'essai en cellule humide. Cependant, dans le cas du résidu NAG, la lixiviation du Fe semble plus favorisée dans l'essai en cellule humide puisque le taux de lixiviation de ce dernier est supérieur d'un ordre de grandeur par rapport à l'essai en colonne. Le Cu et le Zn semblent préférentiellement lixiviés dans les essais en colonne. En effet, le taux de libération du Cu du résidu PAG est supérieur de trois ordres de grandeur dans l'essai en colonne que dans l'essai en cellule humide. Le taux de libération du Cu du résidu NAG est supérieur de deux ordres de grandeur dans l'essai en colonne que dans l'essai en cellule humide. Le taux de libération du Zn du résidu PAG est supérieur d'un ordre de grandeur dans l'essai en colonne que dans l'essai en cellule humide. Le taux de libération du Zn du résidu NAG est supérieur de deux ordres de grandeur dans l'essai en colonne que dans l'essai en cellule humide. Le taux de libération du Zn du paragneiss graphitique est supérieur d'un ordre de grandeur dans l'essai en colonne que dans l'essai en cellule humide. Le Ni semble préférentiellement lixivié dans les essais en cellules humides que dans les essais en colonne pour les résidus PAG et résidu NAG. En effet, le taux de libération du Ni du résidu PAG est supérieur d'un ordre de grandeur dans l'essai en cellule humide que dans l'essai en colonne. Le taux de libération du Ni du résidu NAG est supérieur de deux ordres de grandeur dans l'essai en cellule humide que dans l'essai en colonne.

De façon générale, il est possible de conclure que la lixiviation des métaux est plus favorisée dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. Dans le même ordre d'idée que dans le cas des courbes d'oxydation-neutralisation, le plus faible ratio liquide/solide dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides peut favoriser de plus grandes concentrations en métaux dans les essais en colonne. De plus, les réactions d'oxydation des sulfures semblent avoir été plus importantes pour les matériaux potentiellement générateurs d'acidité (résidus PAG et paragneiss graphitique) dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. En effet, la libération des espèces associées à la réactivité de la pyrrhotite ( $\text{Fe}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) était plus marquée à cette échelle pour ces matériaux. Le Ni semble aussi préférentiellement lixivié dans les conditions des essais en cellules humides dans le cas des résidus PAG et NAG. Finalement, il est

à noter que les pH obtenus dans les essais colonnes étaient plus faibles, ce qui a probablement favorisé une oxydation plus rapide et une plus grande solubilité des métaux.

Tableau 5.3 Taux de libération des métaux dans les essais en colonne et en cellules humides

Taux de libération (mg/kg/j)	Colonne			Cellule humide		
	PAG	NAG	Paragneiss graphitique	PAG	NAG	Paragneiss graphitique
Cu	4,21E-02	9,02E-03	6,48E-05	7,12E-05	2,43E-05	4,86E-05
Fe	1,13E+01	2,97E-03	2,04E-01	7,03E+00	3,52E-02	5,06E-04
Ni	3,71E-02	2,51E-04	1,18E-02	4,80E-01	3,50E-03	1,73E-04
Zn	1,28E-01	1,82E-02	3,36E-03	1,41E-02	1,38E-04	3,76E-04

## 5.7 Phases minérales à l'origine de la libération des métaux

Les analyses au MEB des échantillons de paragneiss graphitique ont détecté ponctuellement des grains de sphalérite ((Zn,Fe)S) (Figure 5.16-B) et de chalcopryrite (CuFeS<sub>2</sub>) (Figures 5.16-A). La présence de sphalérite et de chalcopryrite peut expliquer la lixiviation de Zn et Cu dans les eaux de drainage de ce matériel. La libération de Fe peut quant à elle être associée à la présence de pyrrhotite ( $\pm 5$  %) et de pyrite ( $\pm 1$  %) dans le matériel. La présence de pyrrhotite dans ce matériel peut également expliquer la lixiviation de Ni, Co et As dans les eaux de drainage. En effet, les analyses EPMA ont montré que les grains de pyrrhotite peuvent contenir jusqu'à 0,4 % de Ni en inclusion et que les grains de pyrite peuvent contenir jusqu'à 0,1 % d'As et jusqu'à 1 % de Co en inclusion.

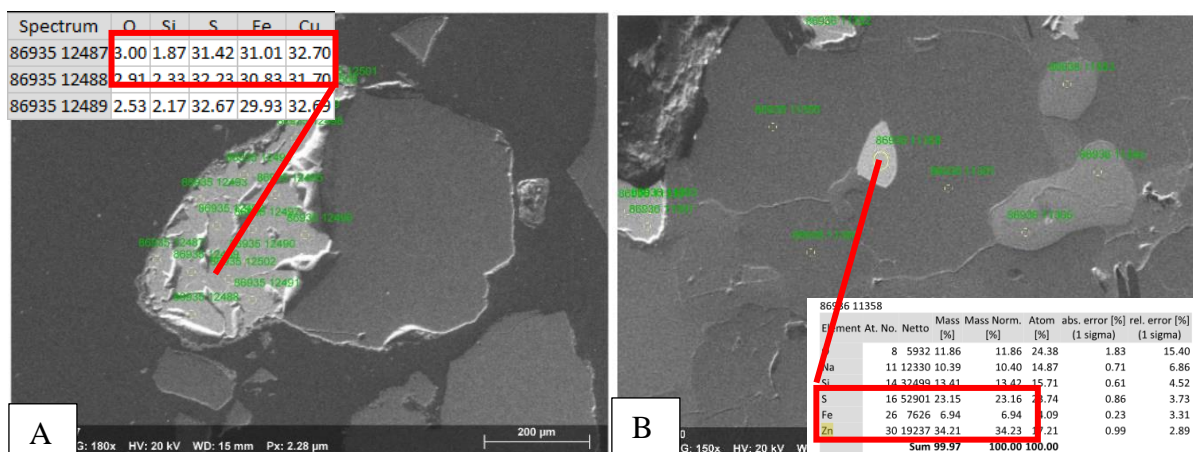


Figure 5.16 Observations au MEB des échantillons de paragneiss graphitique post-démantèlement (A) Grain de chalcopyrite, (B) Grain de sphalérite

Dans un même ordre d'idée, les analyses au MEB des échantillons de résidus PAG ont détecté ponctuellement des grains de chalcopyrite ( $\text{CuFeS}_2$ ) (Figures 5.17). De plus, les analyses DRX des échantillons post-démantèlement de résidus PAG informent que la sphalérite (0,5 %) peut être à l'origine de la libération du Zn. La lixiviation de Fe peut quant à elle être associée à la présence de pyrrhotite ( $\pm 12,6$  %) et la pyrite ( $\pm 2,4$  %) dans ce matériel. Tout comme dans le cas du paragneiss graphitique, la présence de pyrrhotite et de pyrite dans ce matériel peut expliquer la lixiviation de Ni, Co et As dans les eaux de drainage.

Les analyses à la DRX des échantillons post-démantèlement de résidus NAG initial n'ont permis d'identifier aucune phase minérale à l'origine de la libération de métaux. Les analyses QEMSCAN réalisées sur les résidus NAG initiaux et post-démantèlement ont néanmoins détecté une teneur résiduelle en pyrrhotite de  $\pm 0,5$  %. Cette teneur résiduelle pourrait expliquer la présence de Ni, Co et As dans les eaux de drainage du résidu NAG, tout comme dans le cas des résidus PAG et du paragneiss graphitique, en raison des traces de Ni détectées dans les grains de pyrrhotite dans les analyses minéralogiques EPMA. Bien que les analyses DRX n'ont détecté aucune trace de sulfures qui pourraient être à l'origine de la libération de métaux, comme les résidus NAG ont la même origine géologique que les résidus PAG, il est possible de considérer que les résidus NAG contiennent des traces de chalcopyrite et de sphalérite. La lixiviation de Cu et Zn peut alors être associée à des traces de ces sulfures.

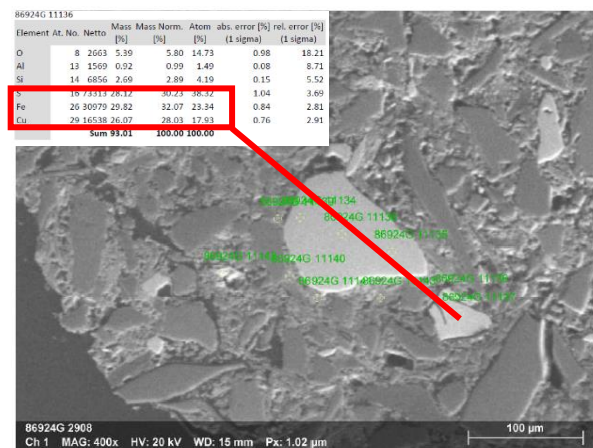


Figure 5.17 Grains de chalcopyrite dans un échantillon de résidus PAG post-démantèlement

Il est à noter que l'importance de la lixiviation des métaux par les différents matériaux est généralement directement liée à l'abondance initiale des sulfures dans ces différents matériaux. En effet, tel que montré à la section 5.6 les résidus PAG sont ceux dont les taux de lixiviation de Cu, Fe, Ni et Zn sont les plus élevés à l'échelle des essais en colonne. Or, c'est ce matériel qui contient les plus fortes teneurs initiales en sulfures. Le paragneiss graphitique a le deuxième plus haut taux de lixiviation pour le Fe, le Ni dans les essais en colonne et il s'agit du matériel avec la deuxième plus forte teneur initiale en pyrrhotite. Les résidus NAG ont la plus faible teneur initiale en sulfure et ont les plus faibles taux de lixiviation pour le Fe, le Ni dans les essais en colonne. Néanmoins, les résidus NAG ont des taux de lixiviation supérieurs de Cu et Zn au paragneiss graphitique à l'échelle des essais en colonne. Il serait intéressant d'étudier plus en détail les sources de Cu et Zn dans les résidus NAG afin de réaliser une prédiction plus précise de leur potentiel de génération de DNC.

Les taux de lixiviation dans les cellules humides sont en général 2 ordres de grandeur inférieurs à ceux dans les essais en colonne. De plus, les concentrations en Cu, Fe, Ni et Zn se situent généralement près de la limite de détection pour les résidus NAG et pour le paragneiss graphitique. Il est ainsi plus difficile de remarquer une corrélation entre la lixiviation de métaux et la teneur initiale de pyrrhotite. Finalement, bien que des traces de sulfures d'As aient été mesurées dans les résidus PAG et que des traces d'As aient été mesurées dans la composition chimique des grains de pyrrhotite, l'As n'a pas significativement été observé dans les eaux de lixiviation d'aucun matériel à l'échelle des essais en colonne et à l'échelle des essais en cellules humides. En effet, les concentrations d'As étaient presque toujours sous la limite de détection pour tous les matériaux.

## CHAPITRE 6 TRAVAUX DE TERRAIN

Ce chapitre se concentre sur les travaux de terrain effectués dans le cadre de ce projet de maîtrise. D'abord, les résultats des caractérisations réalisées sur les matériaux ayant servi à la construction de la cellule de co-disposition seront présentés. Ensuite, les résultats de l'instrumentation de la station météo ainsi que de la cellule de terrain seront détaillés. Finalement, les simulations numériques ayant pour but de vérifier l'influence de certains paramètres de conception sur l'efficacité du concept de co-disposition seront présentés et discutés. Il est à noter que les données recueillies dans le cadre des travaux des travaux couvrent une courte période et sont ainsi considérés comme des résultats préliminaires. Des résultats couvrant une plus longue période de temps permettraient de réaliser une analyse plus réaliste.

### 6.1 Essais de caractérisation physique des matériaux *in situ*

#### 6.1.1 Granulométrie

La granulométrie a été mesurée sur les résidus NAG et PAG ayant servi à construire la cellule de terrain. Les courbes granulométriques obtenues pour les résidus NAG et PAG sont présentées à la figure 6.1 et les paramètres obtenus à partir des courbes sont présentés au tableau 6.1. De façon générale, il est possible de constater que les résidus NAG sont plus grossiers d'un ordre de grandeur que les résidus PAG. Il est possible que les sulfures présents dans la composition minéralogique des résidus issus de la concentration du graphite se trouvaient plus particulièrement dans les tranches granulométriques fines. Ainsi, lors de la désulfuration des résidus, il est possible que les sulfures fins aient été préférentiellement flottés laissant des résidus NAG plus grossiers. La granulométrie des résidus NAG est associable à un sable fin et la granulométrie des résidus PAG est associable à un silt moyen.

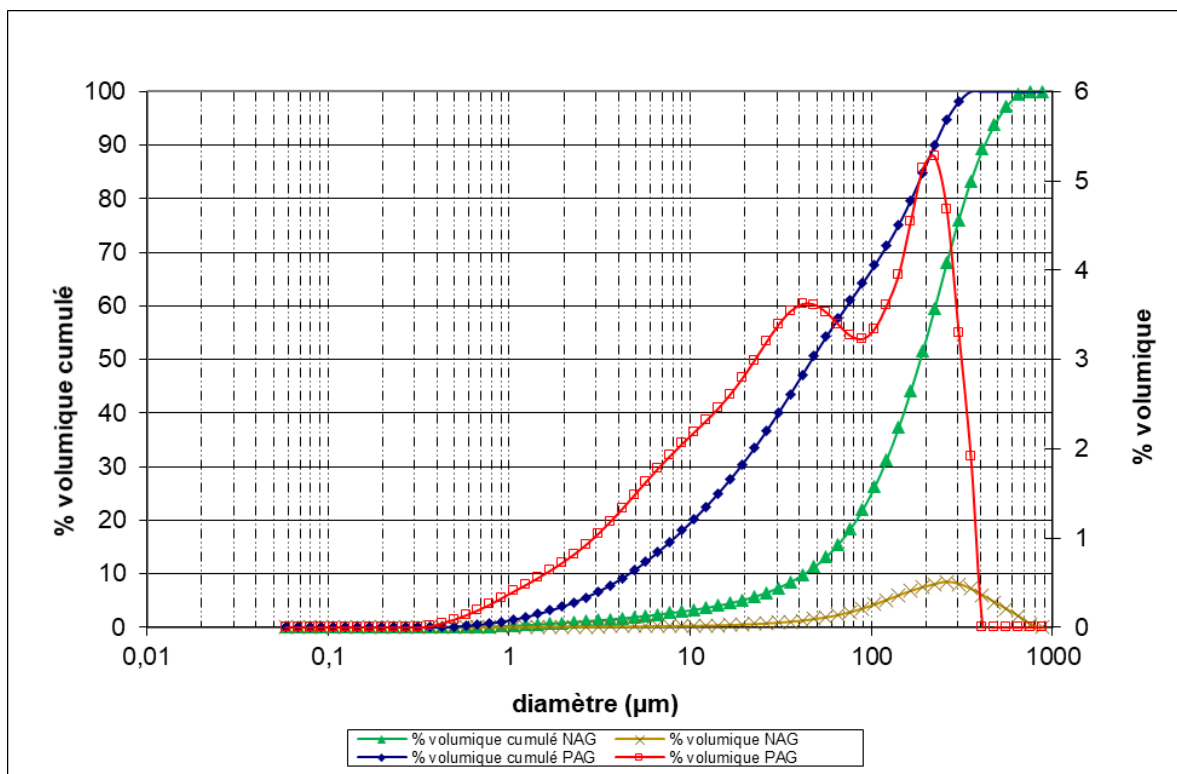


Figure 6.1 Courbe granulométrique des résidus NAG et PAG de la cellule de co-disposition

Tableau 6.1 Paramètres de la courbe granulométrique des résidus NAG de la cellule de co-disposition

Paramètres	Unité	NAG	PAG
		Valeur	Valeur
$Cu = D_{60}/D_{10}$	-	5,28	16,0
$Cc = D_{30}^2/(D_{60}*D_{10})$	-	1,42	1,07
$U = (D_{90}-D_{10})/D_{50}$	-	2,04	4,65
$D_{10}$	μm	42,5	4,57
$D_{20}$	μm	81,8	10,3
$D_{30}$	μm	116	18,9
$D_{40}$	μm	150	30,5
$D_{50}$	μm	185	46,7
$D_{60}$	μm	224	72,9
$D_{70}$	μm	269	115
$D_{80}$	μm	328	165
$D_{90}$	μm	419	222

### 6.1.2 Densité relative

La densité relative a été évaluée sur les résidus PAG et NAG qui ont été utilisés lors de la construction de la cellule de terrain. Les résultats de densité relative sont présentés dans le tableau 6.2. La densité relative des deux types de résidus est du même ordre de grandeur. Cependant, les résidus PAG ont une densité relative plus élevée en raison de leur plus forte teneur en sulfures.

Tableau 6.2 Résultats de densité relative des matériaux de la cellule de co-disposition

Matériaux	Densité
NAG Cellule Co-Disp	2,60
PAG Cellule Co-Disp	2,88

### 6.1.3 Masse volumique sèche, porosité, teneur en eau et saturation

Les masses volumiques du sol sec, les porosités, les teneurs en eau volumiques et les saturations ont été mesurées au moyen d'un essai à l'anneau sur les résidus PAG et NAG en vrac et non-compactés qui ont été utilisés lors de la construction de la cellule de terrain. L'anneau utilisé dans le cadre de cet essai avait les dimensions suivantes : diamètre de 6,7 cm et hauteur de 3,1 cm. Le volume de l'anneau utilisé est donc de 109 cm<sup>3</sup>. L'anneau a été inséré dans les matériaux *in situ* de façon à ce que le volume total de ce dernier soit rempli de matériel dont les propriétés physiques *in situ* (porosité, teneur en eau, saturation etc.) ont été conservées. Le tableau 6.3 présente les paramètres mesurés lors de l'essai à l'anneau ainsi que les masses volumiques du sol sec, les porosités, les teneurs en eau volumiques et les saturations *in situ* obtenues pour les différents matériaux. Les masses volumiques du sol sec, porosités, teneurs en eau volumique et saturation ont été calculées de la façon suivante :

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_T} \quad [6.1]$$

$$n = 1 - \frac{\rho_d}{D_r \rho_w} \quad [6.2]$$

$$\theta_w = \frac{M_T - M_S}{V_T \rho_w} \quad [6.3]$$

$$Sr = \frac{\theta_w}{n} * 100 \quad [6.4]$$

Où,

$\rho_d$  : Masse volumique du sol sec [g/cm<sup>3</sup>]



$\rho_w$  : Masse volumique de l'eau [ $\approx 1 \text{ g/cm}^3$ ]

$M_T$  : Masse totale du sol humide [g]

$M_s$  : Masse du sol sec [g]

$V_T$  : Volume total du sol [ $\text{cm}^3$ ]

$n$  : Porosité [-]

$D_r$  : Densité relative [-]

$\theta_w$  : Teneur en eau volumique [-]

$S_r$  : Saturation [%]

Tableau 6.3 Résultats essais de masse volumique et teneurs en eau à l'anneau

Matériel	Volume de l'anneau ( $\text{cm}^3$ )	Masse totale du sol humide (g)	Masse du sol sec (g)	Masse volumique du sol sec ( $\text{g/cm}^3$ )	Porosité (-)	Teneur en eau volumique (-)	Saturation (%)
NAG Cellule Co-Disp	109	183	155	1,42	0,45	0,26	57,8
PAG Cellule Co-Disp	109	242	207	1,90	0,34	0,32	94,1

Il est à noter que la masse volumique sèche des résidus NAG déposés et compactés dans la cellule de co-disposition a également été mesurée au moyen d'un nucléodensitromètre afin de tenir compte de l'effet de la compaction dans le calcul de la porosité. La masse volumique sèche et la porosité des résidus NAG obtenues au moyen du nucléodensitromètre sont respectivement de 1,6 et de 0,38. La masse volumique à l'anneau n'a pas été mesurée sur les résidus NAG déposés et compactés dans la cellule de co-disposition afin d'assurer l'intégrité physique de cette dernière. Ainsi, les valeurs de teneurs en eau volumiques et de saturation associées aux masse volumique sèche et porosité mentionnées ci-dessus n'ont pas pu être calculées. Des mesures de nucléodensitromètre n'ont pas été réalisées sur les résidus PAG puisque la faible cohésion de ces derniers au moment de la construction de la cellule n'aurait pas permis d'y déposer un nucléodensitromètre.

### 6.1.4 Courbes de rétention d'eau et conductivités hydrauliques saturées

Les résultats des caractérisations physiques présentés ci-dessus ont permis de prédire la CRE ainsi que la  $k_{sat}$  des résidus PAG et NAG utilisés pour la construction de la cellule de terrain. Les stériles et les stériles triés utilisés pour la construction de la cellule de terrain n'ont pas été caractérisés dans le cadre de cette étude, ainsi des caractéristiques physiques typiques ont été utilisées pour estimer la CRE et la  $k_{sat}$  de ces matériaux (Dubuc, 2018 ; Gamache-Rochette, 2004 ; Peregoedova, 2012).

D'abord, la CRE des résidus PAG et NAG, utilisés pour la construction de la cellule de terrain, a été prédite par la méthode MK (Aubertin *et al.*, 2003) en tenant compte de la porosité *in situ* et des paramètres granulométriques  $D_{10}$  et  $D_{60}$  mesurés sur ces matériaux. La CRE des roches stériles a été estimée au moyen de valeurs typiques de  $D_{10}$ ,  $D_{60}$  et de porosité pour ces matériaux (Gamache-Rochette, 2004). Dans le cas des stériles triés des valeurs typiques et estimées au moyen des photos de terrain ont été utilisées pour estimer la CRE. Le tableau 6.4 présente les valeurs de  $D_{10}$ ,  $D_{60}$  et de  $n$  utilisées pour la prédiction des CRE des différents matériaux.

Tableau 6.4 Paramètres utilisés pour la prédiction de la CRE

	Unité	NAG Cellule Co-Disp	PAG Cellule Co-Disp	Stériles	Stériles triés
$n$	-	0,38	0,34	0,33	0,41
$D_{10}$	cm	4,25E-03	4,57E-04	0,01	20
$D_{60}$	cm	0,02	0,01	2,00E+03	50

La figure 6.2 présente les CRE obtenues pour les résidus NAG et PAG ainsi que pour les stériles et les stériles triés utilisés pour la construction de la cellule de co-dispositon. Le tableau 6.5 présente les valeurs de  $\psi_a$ , de teneur en eau saturée ( $\theta_s$ ), de  $\psi_r$  et de teneur en eau résiduelle ( $\theta_r$ ) des différents matériaux. Étant donnée, que les stériles et les stériles triés n'ont pas été caractérisés dans le cadre de cette étude, il existe une incertitude importante sur leurs CRE prédites.

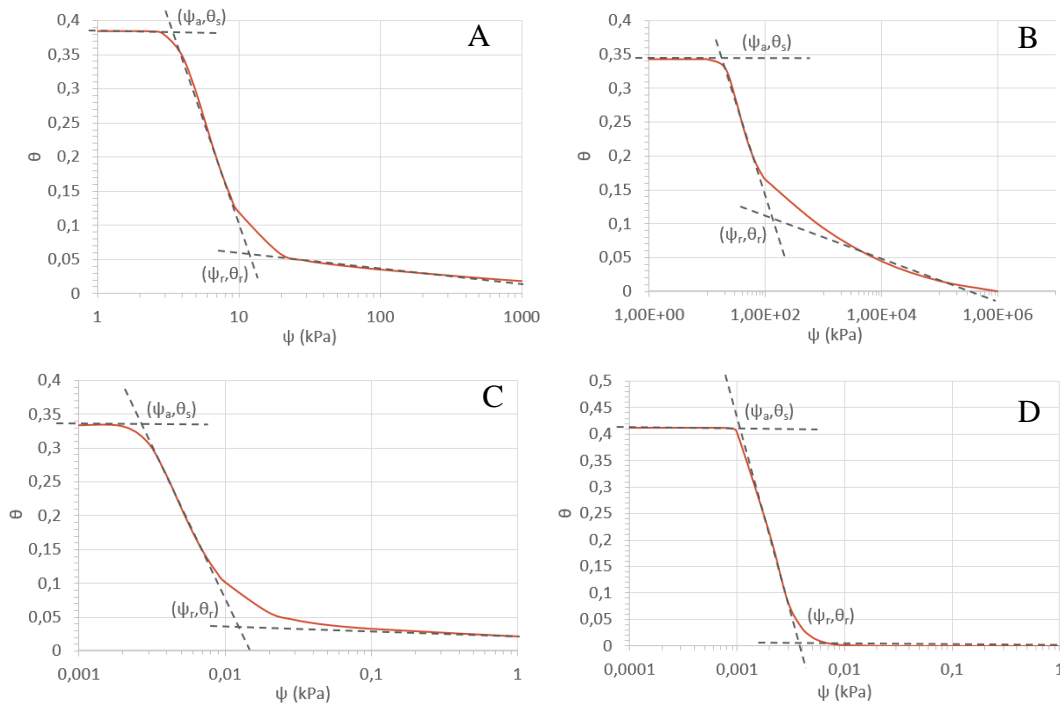


Figure 6.2 CRE prédites pour les résidus (A) résidus NAG, (B) résidus PAG, (C) Stériles, (D) Stériles triés

Tableau 6.5 Paramètres de rétention d'eau des différents matériaux

	Unité	Résidus NAG	Résidus PAG	Stériles	Stériles triés
$\psi_a$	kPa	4,00	20,0	0,003	0,001
$\theta_s$	-	0,38	0,35	0,33	0,41
$\psi_r$	kPa	10,1	250	0,012	0,004
$\theta_r$	-	0,06	0,12	0,02	0,002

Ensuite, la  $k_{sat}$  a été estimée par la méthode de Kozeny-Carman modifiée et a tenu compte des valeurs de  $e$ , de  $D_{10}$  et de  $C_u$ . Les valeurs de  $e$  des différents matériaux ont été calculées à partir des valeurs de  $n$  (équation 6.5). Dans le cas des résidus PAG et NAG, les caractéristiques physiques utilisées pour estimer la valeur de  $k_{sat}$  ont été mesurées *in situ* ou au laboratoire. Dans le cas des stériles et des stériles triés, des caractéristiques physiques typiques, ou estimées à partir de photos de terrain, ont été utilisées pour estimer la valeur de  $k_{sat}$ . Le tableau 6.6 présente les valeurs de  $e$  et de  $C_u$  utilisés pour les calculs ainsi que les valeurs de  $k_{sat}$ , obtenues pour les matériaux à l'étude. Les valeurs de  $D_{10}$  ont été présentées dans les sections précédentes et ne sont donc pas présentées

dans le tableau. Étant donnée, que les stériles et les stériles triés n'ont pas été caractérisés dans le cadre de cette étude, il existe une incertitude importante sur leurs valeurs de  $k_{sat}$  calculées.

$$e = \frac{n}{1-n} \quad [6.5]$$

Où,

e : Indice des vides [-]

n : Porosité [-]

Tableau 6.6 Paramètres utilisés pour la prédiction de la courbe de perméabilité

Unité	NAG		PAG		
	Cellule Co-Disp	Cellule Co-Disp	Stériles	Stériles triés	
e	-	0,62	0,52	0,50	0,70
C <sub>u</sub>	-	5,28	16,0	2,00E+05	2,50
k <sub>sat</sub>	cm/s	1,79E-03	1,30E-05	1,20E-01	5,27E+04

## 6.2 Réactivité des résidus NAG

La réactivité des résidus NAG utilisés pour la construction de la cellule de terrain a été calculée dans le cadre de ce projet afin d'inclure la consommation de l'oxygène par les résidus NAG dans les modélisations du concept de co-disposition. La valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite résiduelle dans les résidus NAG a été prédite en tenant compte du taux de réactivité apparent ( $K_r^*$ ) des résidus NAG. Tel que mentionné à la section 2.3.4 le  $K_r^*$  de la pyrrhotite est calculé par la méthode de Collin modifiée (Aubertin *et al.*, 1998 ; Mbonimpa *et al.*, 2002, 2003) et tient compte de la valeur de n, de la valeur de C<sub>p</sub>, de la valeur de D<sub>10</sub>, de la valeur du C<sub>u</sub> et de la valeur de  $\theta_{eq}$ . La valeur de  $\theta_{eq}$  a été estimée en tenant compte de la saturation des résidus NAG obtenue par l'essai à l'anneau (57,1 %) et de la porosité *in situ* des résidus NAG compactés (0,38) par l'équation 2.27. Le tableau 6.7 présente les valeurs de  $K_r^*$ , de  $t_{1/2}$  et de C<sub>p</sub> considérées pour l'estimation de la réactivité des résidus NAG. Les valeurs de D<sub>10</sub>, C<sub>u</sub> et n ont été présentées dans la section 6.1.4 et ne sont donc pas présentées dans le tableau.

Tableau 6.7 Calculs de la valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite dans les résidus NAG

Paramètre	Unité	
$K_r^*$	$s^{-1}$	$3,29 \times 10^{-5}$
$C_p$	%	0,40
$\theta_{eq}$	-	0,29
$t_{1/2}$	s	0,25

### 6.3 Résultats de la station météo

Tel que mentionné à la section 3.9 la station météo a été installée dans le but de suivre l'évolution des paramètres météorologiques suivants : température, précipitations, humidité, vitesse du vent et rayonnement. L'évolution de ces paramètres entre la mi-août 2020 et la mi-novembre est présentée dans les sections suivantes. Plus particulièrement, les résultats présentés correspondent aux mesures réalisées entre le 19 août 2020 et le 17 novembre 2020 inclusivement. Les résultats de tous les paramètres ont été enregistrés chaque heure pendant cette période. Les résultats de la station météo ont été utilisés dans les modélisations SEEP afin de tenir compte de l'influence de la météo sur le comportement hydrogéochimique de la cellule de co-disposition sur une période de 90 jours.

#### 6.3.1 Température

La figure 6.3 présente l'évolution de la température par rapport au temps sur le site minier de NMG. Il est possible de constater une baisse générale de la température entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020. Entre la fin mi-août et la fin du mois d'octobre, les températures se situent généralement au-dessus de  $0^{\circ}\text{C}$ . Par contre, à partir de la fin du mois d'octobre, des températures situées sous  $0^{\circ}\text{C}$  sont mesurées. La moyenne des températures entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 est d'environ  $7^{\circ}\text{C}$ . Les températures maximales et minimales entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 sont respectivement d'environ  $23^{\circ}\text{C}$  et  $-11^{\circ}\text{C}$ . Il est à noter que, dans le logiciel SEEP/W, la moyenne journalière des températures ( $^{\circ}\text{C}$ ) a été considérée.

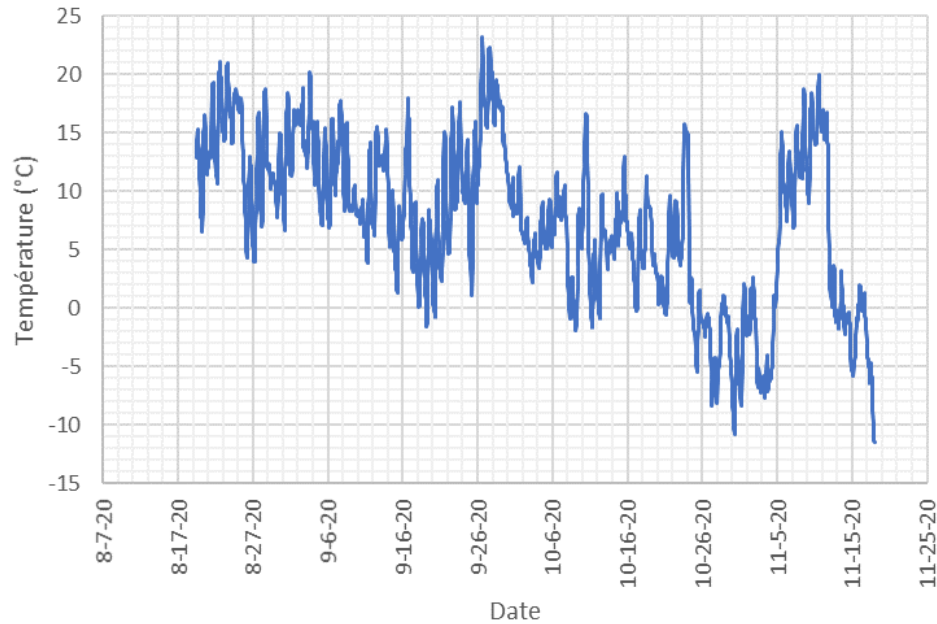


Figure 6.3 Variation de la température dans le temps

### 6.3.2 Précipitations

La figure 6.4 présente l'évolution des précipitations liquides par rapport au temps sur le site minier de NMG. Il est possible de constater que les précipitations (fréquence et abondance) sont plus marquées entre la fin du mois de septembre 2020 et la fin du mois d'octobre 2020. De plus, la fréquence des précipitations est la plus faible durant le mois de novembre 2020. La moyenne des précipitations entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 est d'environ 0,1 mm. Les précipitations maximales et minimales entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 sont respectivement d'environ 7 mm et 0 mm.

Il est à noter que, dans le logiciel SEEP/W, les précipitations sont exprimées en m/s. Ainsi, les données de précipitations ont été traitées de la façon suivante :

$$P = P_{journalière} \frac{1 \text{ mm}}{10000 \text{ m}} \frac{1 \text{ journée}}{86400 \text{ s}} \quad [6.6]$$

Où,

P : Précipitations [m/s]

$P_{journalière}$  : Somme journalière des précipitations [mm/jour]

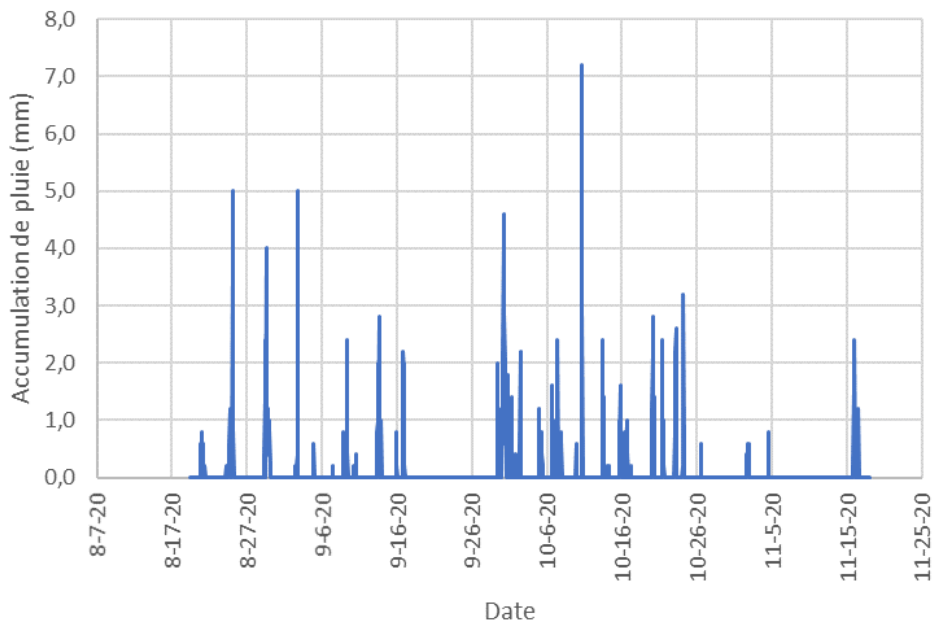


Figure 6.4 Variation des précipitations dans le temps

### 6.3.3 Humidité

La figure 6.5 présente l'évolution de l'humidité relative par rapport au temps sur le site minier de NMG. Il est possible de constater que l'humidité est généralement très variable. Néanmoins, elle semble légèrement plus faible durant le mois de novembre 2020. La moyenne de l'humidité entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 est d'environ 83 %. L'humidité maximale et minimale entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 sont respectivement d'environ 100 % et 40 %. Il est à noter que, dans le logiciel SEEP/W, la moyenne journalière d'humidité relative (%) a été considérée.

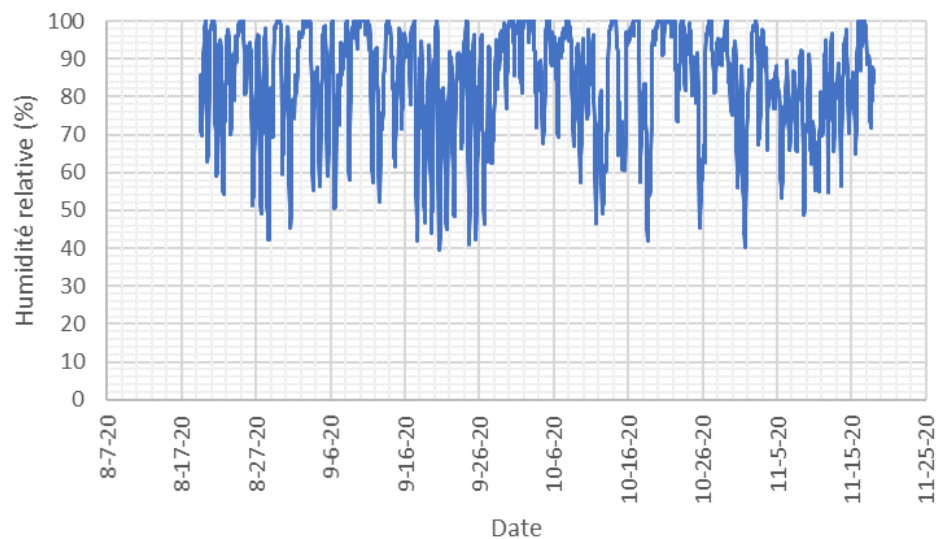


Figure 6.5 Variation de l'humidité relative dans le temps

### 6.3.4 Vitesse du vent

La figure 6.6 présente l'évolution de la vitesse du vent par rapport au temps sur le site minier de NMG. Il est possible de constater que la vitesse du vent est généralement très variable. Aucune tendance n'est observée pour ce paramètre. La moyenne de la vitesse du vent entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 est d'environ 1 m/s. La vitesse du vent maximale et minimale entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 sont respectivement d'environ 5,5 m/s et 0 m/s. Il est à noter que, dans le logiciel SEEP/W, la moyenne journalière de la vitesse du vent (m/s) a été considérée.



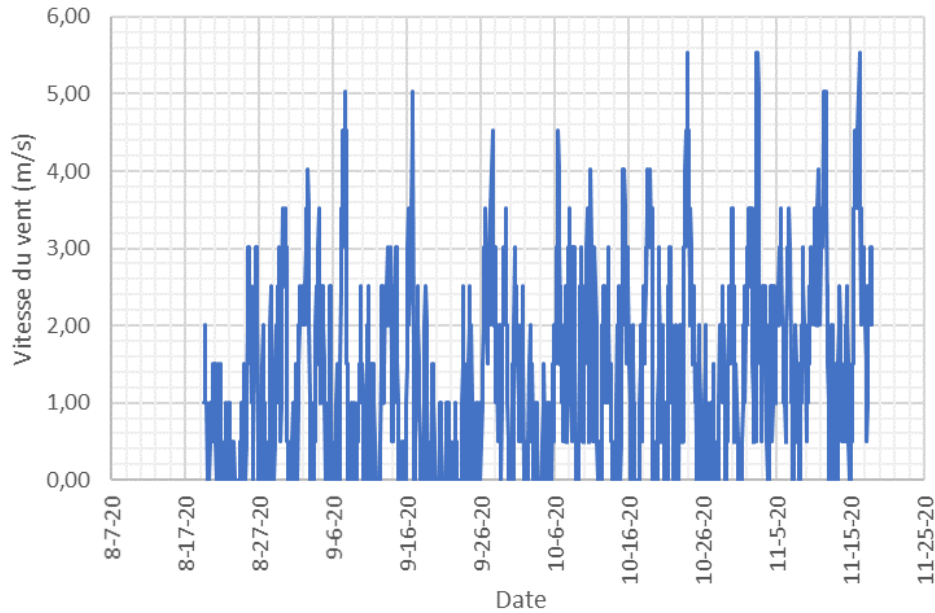


Figure 6.6 Variation de la vitesse du vent dans le temps

### 6.3.5 Radiation solaire

La figure 6.7 présente l'évolution des radiations solaires par rapport au temps sur le site minier de NMG. Il est possible de constater que les radiations solaires semblent légèrement plus marquées durant les mois d'août et de septembre 2020. La moyenne des radiations solaires entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 est d'environ  $0,7 \text{ W/m}^2$ . Les radiations solaires maximales et minimales entre la mi-août 2020 et la mi-novembre 2020 sont respectivement d'environ  $7 \text{ W/m}^2$  et  $0,6 \text{ W/m}^2$ .

Il est à noter que, dans le logiciel SEEP/W, les radiations solaires sont exprimées en  $\text{kJ/s/m}^2$ . Ainsi, les données de radiations solaires ont été traitées de la façon suivante :

$$R.D. = R.D._{\text{moyenne journalière}} \frac{1 \text{ kJ/s}}{1000 \text{ W}} \quad [6.7]$$

Où,

R.D. : Radiations solaires [ $\text{kJ/s/m}^2$ ]

R.D.<sub>moyenne journalière</sub> : Moyenne journalière des radiations solaires [ $\text{W/m}^2$ ]

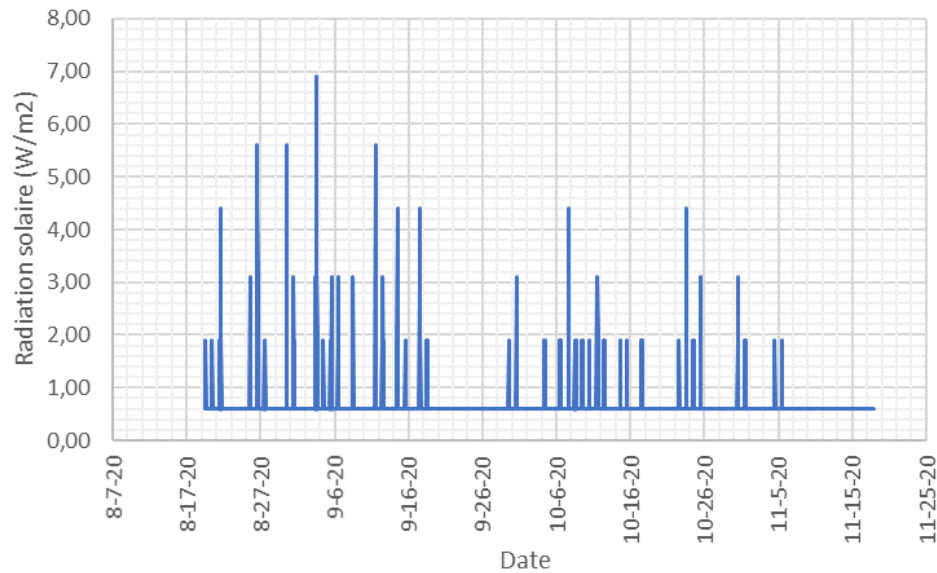


Figure 6.7 Variation des radiations solaires dans le temps

## 6.4 Résultats instrumentation cellule de terrain

Tel que mentionné à la section 3.9 l'instrumentation installée dans la cellule correspond à des sondes mesurant la TEV et température (TEROS-12-VWC et 5-TM), des sondes mesurant la concentration en oxygène (APOGEE SO-110) et des sondes mesurant la succion (Watermark 200ss). Ces sondes ont été installées à différentes positions selon les axes d'élévation et de largeur de la cellule. Les sondes aux élévations suivantes : NAG-1,69 m, NAG-0,98 m et STÉRILES-0,77 m ont pour but de vérifier le comportement hydrogéologique des stériles et des résidus NAG dans les pentes externes de la cellule. Plus particulièrement, ces sondes permettent de vérifier le drainage dans la cellule lors de périodes de précipitations ainsi que l'évolution de la concentration de l'oxygène dans les matériaux qui ne sont pas en contact avec les résidus PAG. Les sondes aux élévations suivantes : PAG-1,49 m, PAG-1,09 m, STÉRILES-0,47 m, STÉRILES-0,43 m et STÉRILES-0,24 m ont pour but de vérifier le comportement hydrogéologique des résidus PAG au contact des stériles. Plus particulièrement, l'objectif est de vérifier si un mouvement de l'eau dirigé vers les stériles est favorisé à ces emplacements et si les résidus PAG arrivent à conserver un haut niveau de saturation. Finalement, les sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m, NAG-2,21 m, NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-1,13 m, PAG-0,68 m et PAG-0,64 m ont pour but de vérifier le comportement hydrogéologique dans les résidus PAG et NAG au centre la cellule. Plus

particulièrement, ces sondes permettent de vérifier si le concept actuel de co-disposition est dans la mesure d'empêcher la migration de l'oxygène jusque dans les résidus PAG. Dans le cadre de cette étude, seuls les résultats des sondes suivantes : NAG-2,29 m, NAG-2,21 m, NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-1,13 m, PAG-0,68 m et PAG-0,64 m sont considérés. En effet, les résultats des sondes seront utilisés dans le but de modéliser le comportement hydrogéologique au centre de la cellule et de vérifier si le concept de co-disposition des rejets permet de limiter la migration de l'oxygène jusque dans les résidus PAG. Les sondes considérées dans le cadre de cette étude correspondent aux sondes dans l'encadré rouge à la figure 6.8.

Il est à noter que les valeurs de teneurs en eau volumique dans les stériles sont imprécises. De plus, les paramètres de mise en place des stériles n'ont pas été bien contrôlés pendant la construction de la cellule. Ainsi, les résultats des sondes dans les stériles ne seront pas considérés dans le cadre de cette étude. Les résultats des sondes obtenus dans les stériles permettent néanmoins de vérifier les variations relatives de teneurs en eau volumique et de vérifier l'impact de la météo sur ces derniers.

L'évolution de la température, de la TEV, de la succion et de la concentration en oxygène dans les sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m, NAG-2,21 m, NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-1,13 m, PAG-0,64 m et PAG-0,68 m est présentée dans les sections suivantes.

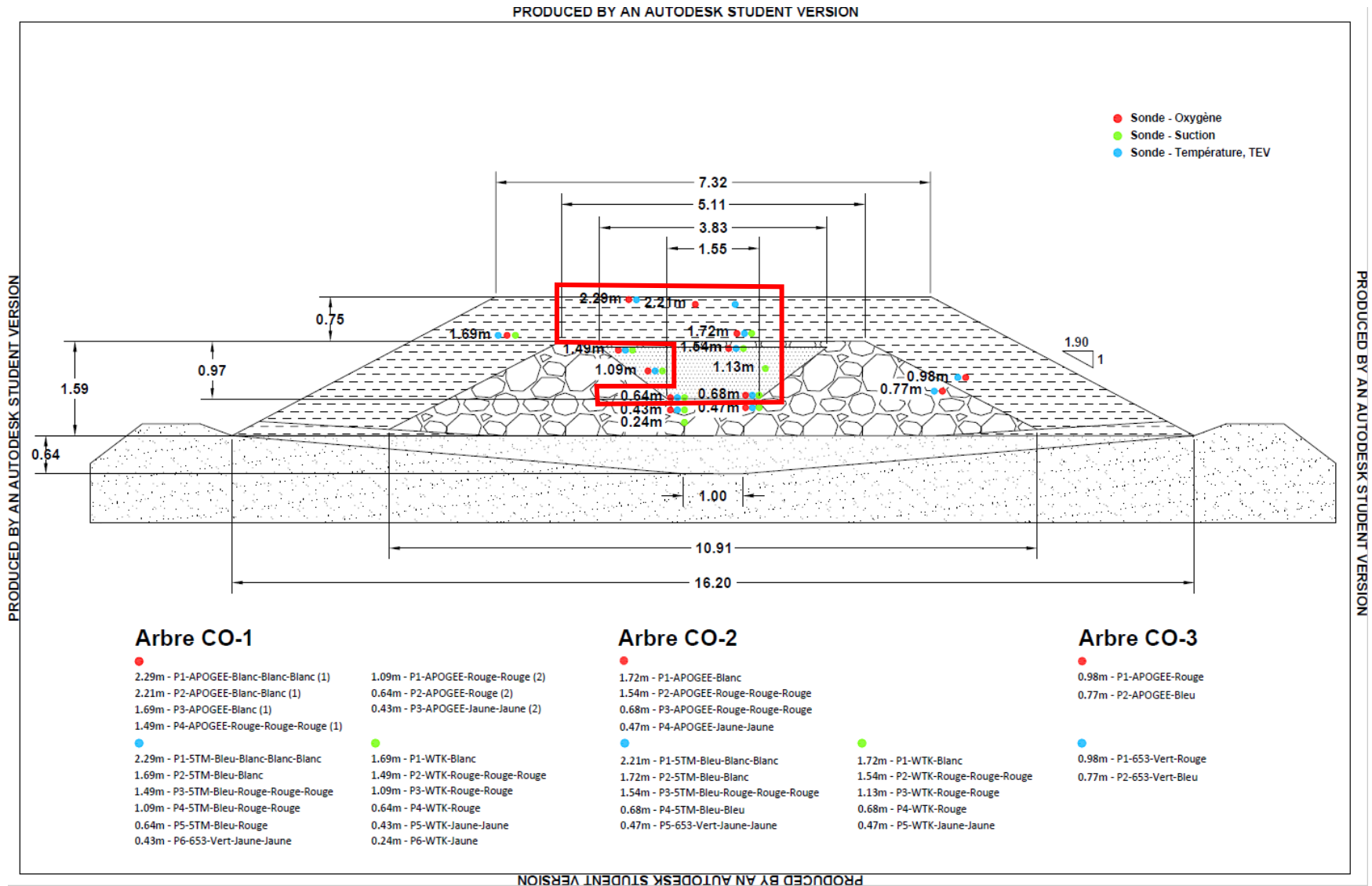


Figure 6.8 Sondes considérées dans le cadre de cette étude

### 6.4.1 Température

La figure 6.9 présente l'évolution de la température par rapport au temps à différentes profondeurs au centre la cellule de co-disposition. Pour les sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m et PAG-0,64 m, la température a été mesurée à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021. Pour les sondes aux positions suivantes : NAG-2,21 m, NAG-1,72 m, PAG-1,54 m et PAG-0,68 m, la température a été mesurée à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de décembre 2020. À partir du 26 décembre 2020, la prise de données était réalisée à chaque quatre heures pour ces sondes. Il est possible de constater que de façon générale, les températures sont à la baisse dans toutes les sondes. De plus, les valeurs de températures sont généralement plus élevées à de plus faibles élévations dans la cellule. Dans le cas des sondes NAG-2,29 m et NAG-2,21 m, il est possible de constater que les températures sont plus variables que dans les autres sondes. Il s'agit des sondes les plus près de la surface et elles ont ainsi été plus influencées par les conditions climatiques en surface. Le tableau 6.8 présente les moyennes de températures pour les mois d'août 2020 à novembre 2020 inclusivement, les moyennes de températures pour les mois de décembre 2020 à janvier 2021 inclusivement ainsi que les valeurs maximales et minimales de températures obtenues aux différentes élévations au centre de la cellule de co-disposition. Il est possible de constater que les températures moyennes se situent généralement au-dessus du point de congélation. De plus, pour les sondes suivantes : NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-0,68 m et PAG-0,64 m, aucune valeur de température négative n'a été enregistrée entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois janvier 2021. La moyenne entre les mois de décembre 2020 et de janvier 2021 de la sonde NAG-2,29 m se situe sous le point de congélation. La moyenne entre les mois de décembre 2020 et de janvier 2021 de la sonde NAG-2,21 m se trouve près du point de congélation. De plus, cette sonde a enregistré plusieurs valeurs négatives au cours des mois de décembre 2020 et janvier 2021.

Tableau 6.8 Moyennes et extremums des températures dans les sondes

Sondes	NAG- 2,29 m	PAG- 0,64 m	NAG- 2,21 m	NAG- 1,72 m	PAG- 1,54 m	PAG- 0,68 m
Moyenne août-novembre (°C)	6,87	11,9	7,72	9,71	10,5	11,9
Moyenne décembre-janvier (°C)	-3,04	4,11	0,01	2,04	2,96	4,49
Maximum (°C)	21,2	18,0	16,9	16,1	16,4	17,9
Minimum (°C)	-13,7	2,76	-4,86	0,50	1,34	2,80

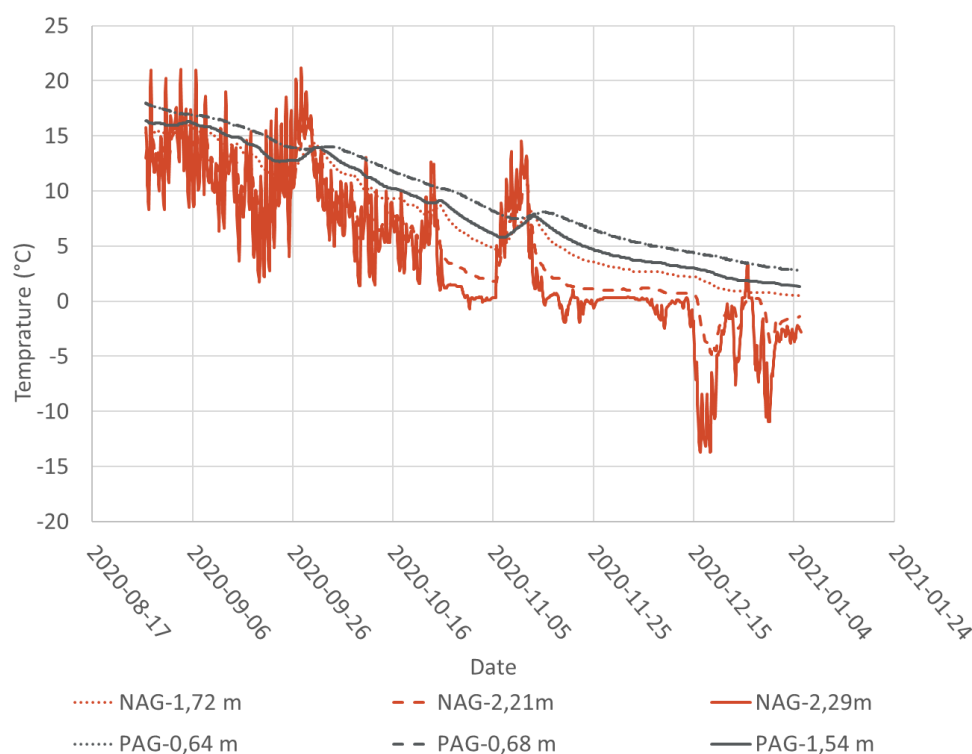


Figure 6.9 Évolution de la température dans les sondes de la cellule de co-disposition

### 6.4.2 Teneur en eau volumique

La figure 6.10 présente l'évolution de la TEV par rapport au temps à différentes profondeurs au centre la cellule de co-disposition. Le tableau 6.9 présente les moyennes de teneurs en eau volumique pour les mois d'août 2020 à novembre 2021 inclusivement, les moyennes de teneurs en eau volumique pour les mois de décembre 2020 à janvier 2021 inclusivement ainsi que les valeurs maximales et minimales de teneurs en eau volumique obtenues aux différentes élévations au centre

de la cellule de co-disposition. Pour les sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m et PAG-0,64 m, la TEV a été mesurée à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021. Pour les sondes aux positions suivantes : NAG-2,21 m et NAG-1,72 m, PAG-1,54 m et PAG-0,68 m, la TEV a été mesurée à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de décembre 2020. À partir du 26 décembre 2020, la prise de données était réalisée à chaque quatre heures pour ces sondes. Les teneurs en eau volumique ne sont valables que pour l'eau non-gelée. Ainsi, les valeurs de teneurs en eau volumique des sondes NAG-2,29 m et NAG-2,21 m des mois de décembre 2020 et janvier 2021 ne sont pas présentées. Il est possible de constater que de façon générale, les teneurs en eau volumique sont relativement stables dans toutes les sondes. Dans le cas de la sonde NAG-2,29 m, les valeurs de teneurs en eau volumique oscillent autour de 0,1 de la fin août 2020 à la fin octobre 2020. Durant le mois de novembre 2020, les valeurs de teneurs en volumique sont généralement plus faibles et de l'ordre de 0,01. Dans le cas de la sonde NAG-2,21 m, les valeurs de teneurs en eau volumique oscillent autour de 0,1 de la fin août 2020 à la fin novembre 2020. Dans le cas de la sonde NAG-1,72 m, les valeurs de teneurs en eau volumique oscillent autour de 0,2 de la fin août 2020 à mi-décembre 2020. À partir de la mi-décembre 2020, les valeurs diminuent jusqu'à une valeur minimale de 0,14. Dans le cas de la sonde PAG-1,54 m, les valeurs de teneurs en eau volumique oscillent autour de 0,1 de la fin août 2020 au début du mois de janvier 2021. Dans le cas des sondes PAG-0,68 m et PAG-0,64 m, les valeurs de teneurs en eau volumique oscillent autour de 0,2 de la fin août 2020 au début du mois de janvier 2021. Dans le cas des sondes NAG-2,29 m et NAG-2,21 m, il est possible de constater que les teneurs en eau sont plus variables que dans les autres sondes. Il s'agit des sondes les plus près de la surface et elles ont ainsi été plus influencées par les conditions climatiques en surface.

Tableau 6.9 Moyennes et extremums des teneurs en eau volumique dans les sondes

Sondes n	NAG- 2,29 m 0,38	PAG- 0,64 m 0,34	NAG- 2,21 m 0,38	NAG- 1,72 m 0,38	PAG- 1,54 m 0,34	PAG- 0,68 m 0,34
Moyenne août-novembre	0,09	0,22	0,12	0,23	0,08	0,21
Moyenne décembre- janvier	-	0,21	-	0,22	0,07	0,20
Maximum	0,27	0,23	0,18	0,27	0,09	0,21
Minimum	-0,06	0,20	0,08	0,14	0,06	0,20

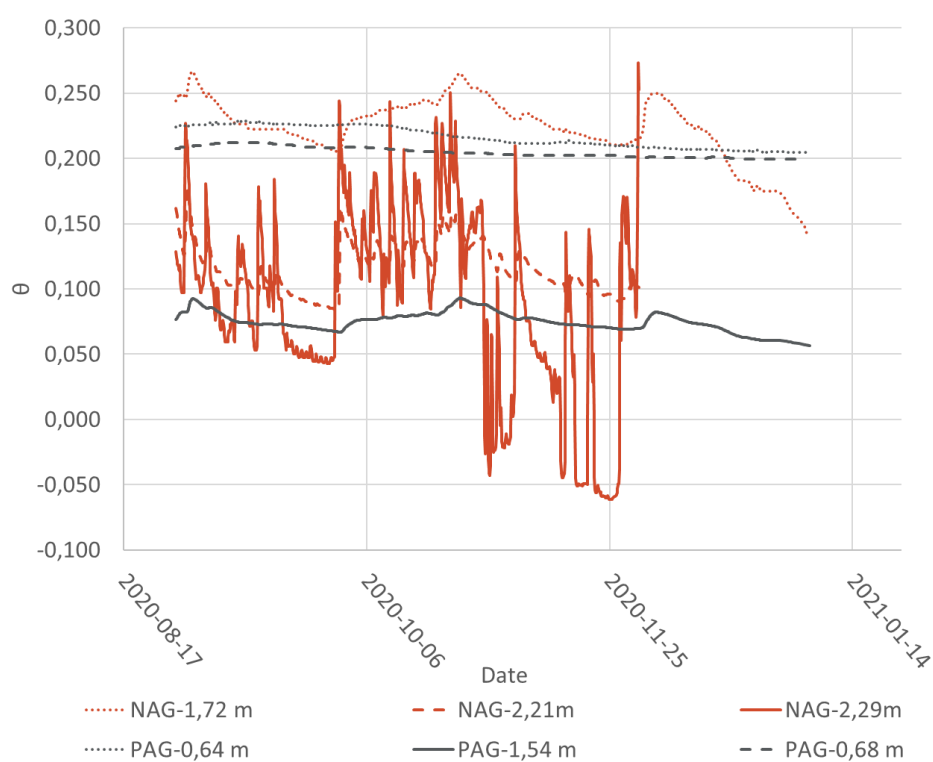


Figure 6.10 Évolution de la TEV dans les sondes de la cellule de co-disposition

### 6.4.3 Succion

La figure 6.11 présente l'évolution de la succion par rapport au temps à différentes profondeurs au centre la cellule de co-disposition. Le tableau 6.10 présente les moyennes des succions pour les mois d'août 2020 à novembre 2020 inclusivement, les moyennes des succions pour les mois de décembre 2020 à janvier 2021 inclusivement ainsi que les valeurs maximales et minimales de succion obtenues aux différentes élévations au centre de la cellule de co-disposition. Pour la sonde



à l'élévation suivante : PAG-0,64 m, les succions ont été mesurées deux fois par jour entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020. Pour les sondes aux positions suivantes : NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-1,13 m et PAG-0,68 m, les succions ont été mesurées deux fois par jour entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021. Les valeurs de succions dans les mois de décembre et janvier pour les sondes NAG-1,72 m et PAG-1,54 m n'ont pas été présentées puisqu'elles ont été influencées par le gel. Il est possible de constater que de façon générale, les succions semblent diminuer progressivement dans toutes les sondes. Dans le cas de la sonde NAG-1,72 m, entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020, les valeurs de succion passent d'environ -5 kPa à environ -10 kPa. Dans le cas de la sonde PAG-1,54 m, entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020, les valeurs de succion passent d'environ -10 kPa à environ -15 kPa. Dans le cas de la sonde PAG-1,13 m, entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021, les valeurs de succion passent d'environ 0 kPa à environ -5 kPa. Dans le cas de la sonde PAG-0,68 m, entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021, les valeurs de succion sont relativement stables et de l'ordre de 0 kPa. Dans le cas de la sonde PAG-0,64 m, entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020, les valeurs de succion passent d'environ 0 kPa à environ -5 kPa.

Tableau 6.10 Moyennes et extremums des succions dans les sondes

<b>Sondes</b>	<b>PAG- 0,64 m</b>	<b>NAG- 1,72 m</b>	<b>PAG- 1,54 m</b>	<b>PAG- 1,13 m</b>	<b>PAG- 0,68 m</b>
<b>AEV (kPa)</b>	<b>20,0</b>	<b>4,00</b>	<b>20,0</b>	<b>20,0</b>	<b>20,0</b>
Moyenne août-novembre (kPa)	-1,33	-6,82	-12,6	-0,78	0,00
Moyenne décembre-janvier (kPa)	-	-	-	-2,61	-0,08
Maximum (kPa)	0,00	-3,00	-4,00	0,00	0,00
Minimum (kPa)	-9,00	-11,0	-16,0	-5,00	-1,00

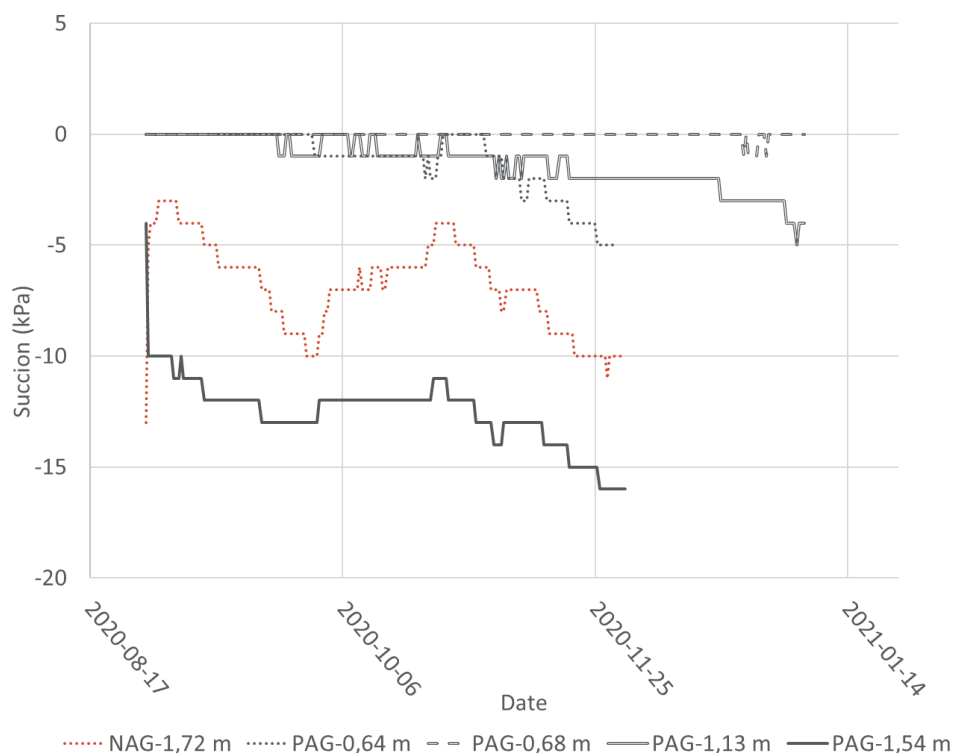


Figure 6.11 Évolution de la succion dans les sondes de la cellule de co-disposition

#### 6.4.4 Concentration en oxygène

La figure 6.12 présente l'évolution de la concentration en oxygène par rapport au temps à différentes profondeurs au centre la cellule de co-disposition. Le tableau 6.11 présente les moyennes de concentrations en oxygène pour les mois d'août 2020 à novembre 2020 inclusivement, les moyennes de concentrations en oxygène pour les mois de décembre 2020 à janvier 2021 inclusivement ainsi que les valeurs maximales et minimales de concentrations en oxygène obtenues aux différentes élévations au centre de la cellule de co-disposition. Pour les sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m et NAG-2,21 m, les concentrations en oxygène ont été mesurées à chaque heure entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021. Pour la sonde PAG-0,64 m, les concentrations en oxygène ont été mesurées à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et le début du mois de janvier 2021. Pour les sondes aux positions suivantes : NAG-1,72 m, PAG-1,54 m et PAG-0,68 m, les concentrations en oxygène ont été mesurées à chaque deux heures entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020. Il est possible de constater que de façon générale, les concentrations en oxygène sont relativement stables dans les sondes suivantes : NAG-2,29 m, NAG-2,21 m, PAG-0,68 m et PAG-

0,64 m. Les sondes suivantes : PAG-1,54 m et NAG-1,72 m présentent des concentrations en oxygène qui ont une tendance à la hausse. Plus particulièrement, les concentrations en oxygène dans les sondes NAG-2,29 m et NAG-2,21 m sont respectivement de l'ordre de  $250 \text{ g/m}^3$  et de  $220 \text{ g/m}^3$  de la fin du mois d'août 2020 au début du mois de janvier 2021. Les concentrations en oxygène dans les sondes PAG-0,64 m et PAG-0,68 m sont de l'ordre de  $0 \text{ g/m}^3$  de la fin du mois d'août 2020 au début du mois de janvier 2021. Dans le cas des sondes NAG-1,72 m et PAG-1,54 m, les concentrations en oxygène passent d'environ  $150 \text{ g/m}^3$  à  $220 \text{ g/m}^3$  entre la fin du mois d'août 2020 et la fin du mois de novembre 2020. Il est à noter que certaines valeurs de concentration d'oxygène dépassaient la concentration d'oxygène atmosphérique de  $280 \text{ g/m}^3$ . Ces valeurs ont été retirées de la compilation puisqu'elles sont considérées comme aberrantes. Tel que mentionné dans la section 3.9.2, les concentrations en oxygène (%) ont été calculées à partir des lectures en Volt et de la courbe de calibration. Ensuite, les concentrations en oxygène (%) ont été converties en  $\text{g/m}^3$  au moyen de la loi des gaz parfaits de la façon suivante :

$$PV = nRT \quad [6.8]$$

Où,

P : Pression du gaz [atm]

V : Volume occupé par le gaz [ $\text{m}^3$ ]

R : Constante des gaz parfaits  $8,314 \text{ [JK}^{-1}\text{mol}^{-1}]$

T : Température [K]

n : Quantité de matière [mol]

Pour convertir les concentrations en oxygène en % en  $\text{g/m}^3$ , la quantité de matière (n) a été calculée en considérant une pression ambiante de 1 atm, un volume de  $1 \text{ m}^3$ , et la température moyenne mensuelle (K) mesurée par les sondes dans la cellule. Ensuite, la concentration en  $\text{mol/m}^3$  a été convertie en  $\text{g/m}^3$  au moyen de masse molaire de l'oxygène ( $32 \text{ g/mol}$ ).

Tableau 6.11 Moyennes et extremums des concentrations en oxygène dans les sondes

Sondes	NAG- 2,29 m	NAG- 2,21 m	PAG- 0,64 m	NAG- 1,72 m	PAG- 1,54 m	PAG- 0,68 m
Moyenne août-novembre (g/m <sup>3</sup> )	244	227	0,00	200	208	0,00
Moyenne décembre-janvier (g/m <sup>3</sup> )	251	225	0,00	n.d.	n.d.	n.d.
Maximum (g/m <sup>3</sup> )	271	264	0,00	223	229	0,00
Minimum (g/m <sup>3</sup> )	166	199	0,00	163	167	0,00

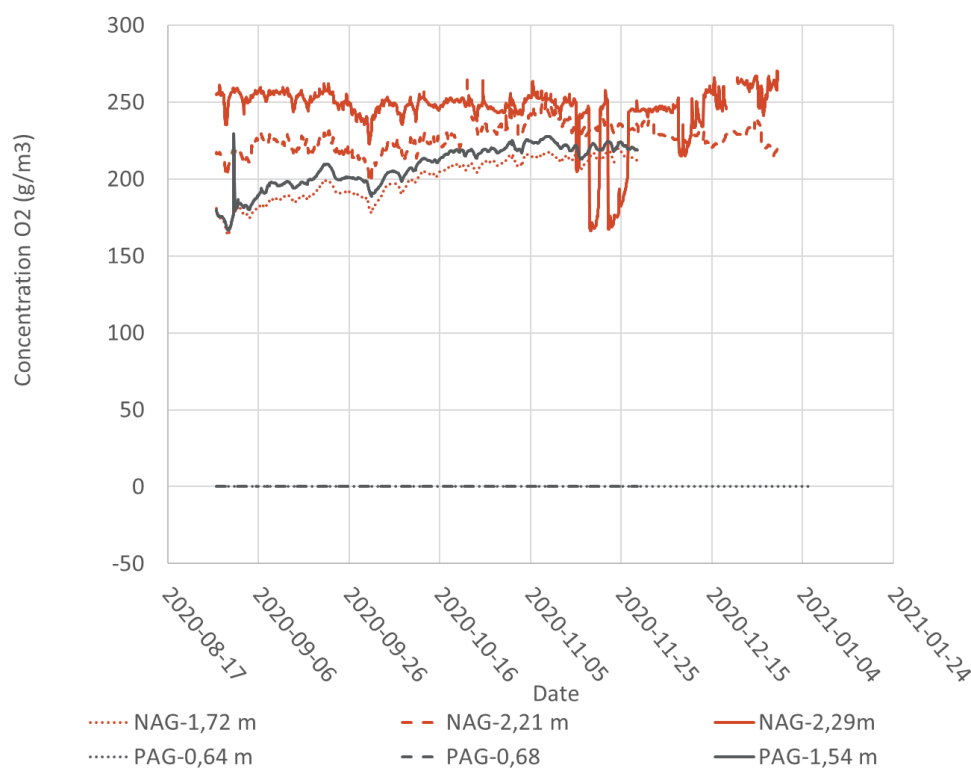


Figure 6.12 Évolution de la concentration en oxygène les sondes de la cellule de co-disposition

Sur la base des résultats de concentrations d'oxygène détectées par l'instrumentation installée dans la cellule expérimentale, il est possible de constater qu'une concentration moyenne de l'ordre de 200 g/m<sup>3</sup> d'oxygène est enregistrée à la base des résidus NAG. Ainsi, il est possible d'interpréter que la couche de NAG superficielle dans concept de co-disposition expérimental ne permet pas de bloquer complètement l'oxygène qui se rend aux résidus PAG. En effet, à la base des résidus NAG, les teneurs en eau enregistrées sont de l'ordre de 0,23 et sont plus faibles que la porosité calculée des résidus NAG (0,35). Les succions enregistrées à la base des résidus NAG sont de l'ordre de -

7 kPa et indiquent également que les résidus NAG ne sont pas saturés conformément à la CRE de ce matériel (Figure 6.2-A). Ainsi, la saturation des résidus NAG n'est pas suffisamment élevée (inférieure à 85-90 %) pour limiter efficacement la diffusion de l'oxygène. Cependant, il est tout de même possible de constater une diminution de la concentration en oxygène entre la surface des résidus NAG (de l'ordre de 250 g/m<sup>3</sup>) et la base des résidus NAG (de l'ordre de 200 g/m<sup>3</sup>). Ainsi, les sulfures résiduels dans les résidus NAG semblent tout de même avoir pour effet de réduire la quantité d'oxygène qui migre jusqu'aux résidus PAG. De plus, les sondes installées dans les résidus PAG indiquent une concentration en oxygène de l'ordre de 0 g/m<sup>3</sup>. Ces concentrations en oxygène indiquent que le concept de co-disposition est efficace pour garder un degré de saturation supérieure à 85-90 % dans les résidus PAG. De plus, les faibles valeurs de succions mesurées dans les résidus PAG indiquent que les résidus PAG sont saturés conformément à la CRE de ce matériel (Figure 6.2-B). Il est cependant à noter qu'il s'agit d'interprétations préliminaires qui se basent sur un lot de données limitées et qui ne représentent pas un régime hydraulique stabilisé. Les sections suivantes permettront de déterminer quels sont les paramètres de conception qui ont le plus d'influence sur la migration de l'oxygène jusqu'aux résidus PAG.

## **6.5 Simulations numériques avec le couplage des logiciels SEEP/W et CTRAN/W**

### **6.5.1 Création des modèles**

L'utilisation couplée des logiciels SEEP/W et CTRAN/W de la suite GeoStudio (GeoSlope International Ltd.) a permis de modéliser les écoulements hydrauliques et les transferts d'oxygène dans la cellule de co-disposition construite sur le site de NMG. Dans le présent cas, la modélisation a été réalisée sur une colonne (1D) représentant le centre de la cellule de co-disposition. Ainsi, seuls les comportements hydrauliques au centre de la cellule sont étudiés dans le cadre de cette étude.

La géométrie du modèle a été définie conformément aux dimensions présentées sur plan tel que construit de la cellule de co-disposition (Figure 3.15). Au centre de la cellule les élévations de matériaux sont définies de la façon suivante (de la base à la surface de la cellule), tel qu'illustré à la figure 6.13-A : stériles (élévations : 0 m à 0,62 m), résidus PAG (élévations : 0,62 m à 1,49 m), stériles triés (élévations : 1,49 m à 1,59 m) et résidus NAG (élévations 1,59 m à 2,34 m). Il est

attendu que la présence d'une couche de stériles triés entre les résidus PAG et les résidus NAG devrait entraîner un bris capillaire, si leurs propriétés y sont favorables (Bussière *et al.*, 2001). Or, les résultats obtenus n'indiquent pas clairement la présence d'un bris capillaire dans la cellule de co-disposition. Ainsi, les modélisations ont été réalisées avec une géométrie excluant la couche de stériles triés. Dans ce cas, la couche de stériles triés a été substituée de façon égale par les résidus NAG et les résidus PAG. En effet, lors de la construction de la cellule de co-disposition, il avait été observé que les pores dans la couche de stériles triés étaient principalement comblés par les résidus NAG. De plus, il avait été observé que les stériles triés semblaient s'enfoncer dans la couche de PAG. Dans le modèle excluant la couche de stériles triés, les élévations de matériaux au centre de la cellule sont définies de la façon suivante, tel qu'illustré à la figure 6.13-B : stériles (élévations : 0 m à 0,62 m), résidus PAG (élévations : 0,62 m à 1,54 m) et résidus NAG (élévations 1,54 m à 2,34 m). Finalement, les modélisations ont été réalisées en considérant une colonne de 0,5 m de largeur.

Dans le logiciel SEEP/W, les matériaux ont été définis pour modèle saturé/non saturé au moyen de leurs fonctions hydrauliques. Les CRE de l'ensemble des matériaux ont été estimées au moyen du modèle prédictif MK développé par Aubertin *et al.* (2003). Les CRE calculées ont par la suite été importées dans le logiciel SEEP/W. Les fonctions de perméabilité ont été tracées au moyen de modèles prédictifs directement dans le logiciel SEEP/W. Dans le cas de tous les matériaux, les modèles prédictifs se basent sur la valeur de  $k_{sat}$  des matériaux. Cette valeur a été estimée au moyen du modèle de Kozeny-Carman modifié par Mbonimpa *et al.* (2002). Dans le cas des résidus PAG et NAG, les fonctions de perméabilité ont été prédites par le logiciel au moyen de la méthode van Genuchten (1980) à partir de la CRE, de la  $\theta_r$  et de la valeur de  $k_{sat}$ . Dans le cas des stériles et des stériles triés, les fonctions de perméabilité ont été prédites par le logiciel au moyen de la méthode de Fredlund *et al.* (1994) à partir de la CRE et de la valeur  $k_{sat}$ . Il est à noter que les propriétés hydrauliques des matériaux ont été considérées comme isotropes ( $k_y'/k_x' = 1$ ).

Dans un premier temps, une analyse en régime permanent a été réalisée par couplage des logiciels SEEP/W et CTRAN/W. Cette analyse a considéré la géométrie et les matériaux du modèle préalablement définis dans le modèle. Le maillage choisi pour les simulations correspond à des quadrilatères de 0,04 m dans l'ensemble des matériaux. Pour choisir le maillage, les modélisations ont initialement été réalisées avec un maillage plus fin. Le maillage a été progressivement élargi jusqu'à ce que les résultats des modélisations s'éloignent des résultats obtenus avec le maillage fin.

Le choix d'éléments de 0,04 m correspond à la taille maximale donnant des résultats semblables à un maillage plus fin. Dans le régime permanent, une condition limite de charge de pression d'eau a été posée de façon à saturer les résidus PAG. Dans le cas du modèle incluant la couche de stériles triés, la charge de pression d'eau a été définie à une élévation de 1,49 m. Dans le cas du modèle excluant la couche de stériles triés, la charge de pression d'eau a été définie à une élévation de 1,54 m. Finalement, la concentration initiale en oxygène a été posée à  $280 \text{ g/m}^3$  à la surface des résidus NAG. Cette concentration correspond à la concentration de l'oxygène atmosphérique. La figure 6.13 présente la géométrie et les conditions limites des deux modèles en régime permanent.

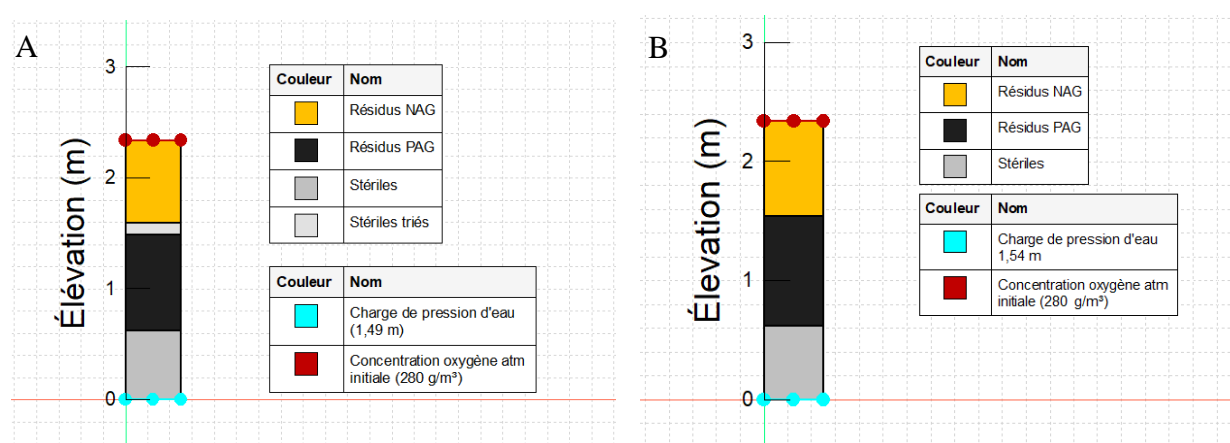


Figure 6.13 (A) Géométrie et conditions limites du modèle de la cellule de do-disposition en régime permanent (A) Incluant la couche de stériles triés en régime permanent, (B) Excluant la couche de stériles triés

Par la suite, une analyse en régime transitoire a été réalisée par couplage des logiciels SEEP/W et CTRAN/W. Cette analyse a considéré la géométrie et les matériaux du modèle préalablement définis. L'analyse en régime permanent, préalablement réalisée, a été définie comme analyse parente. Le maillage choisi pour les simulations correspond à des quadrilatères de 0,04 m dans l'ensemble dans matériaux. Pour choisir le maillage, les modélisations ont initialement été réalisées avec un maillage plus fin. Le maillage été progressivement élargi jusqu'à ce que les résultats des modélisations s'éloignent des résultats obtenus avec le maillage fin. Étant donné que les résultats de l'instrumentation *in situ* couvrent une période d'environ 3 mois, les modélisations en régime transitoire ont été réalisées pour une durée de 90 jours. Le nombre d'étapes a été défini à 180 afin que les modélisations des écoulements hydrauliques et gazeux soient réalisées à chaque 12 heures.

Pour choisir le pas de temps, les modélisations ont initialement été réalisées avec un pas de temps plus court. Le pas de temps été progressivement allongé jusqu'à ce que les résultats des modélisations s'éloignent des résultats obtenus avec le pas de temps plus court.

Dans le régime transitoire, une condition limite de charge de pression d'eau à une élévation inférieure à celle posée dans le régime permanent a été posée de façon à créer un drainage vers le bas dans la cellule de co-disposition. Dans les modèles incluant et excluant la couche de stériles triés, la charge de pression d'eau a été définie à une élévation de -1 m. Cette charge de pression d'eau est considérée comme étant similaire à celle observée dans la cellule de co-disposition sur le terrain puisque la couche de stériles à la base de la cellule de co-disposition était complètement drainée au moment de la construction de la cellule. Il est également à noter que la charge de pression d'eau est généralement située sous la surface du sol dans les dépôts naturels présents sur le site de NMG (SNC-Lavalin, 2019). De plus, les conditions initiales de charge de pression d'eau ont été posées comme étant égales à celles de l'analyse en régime permanent (analyse parente). La concentration initiale en oxygène a été posée comme étant égale à celle de l'analyse en régime permanent (analyse parente). Dans les analyses CTRAN/W en régime transitoire, il est nécessaire de définir les matériaux avec leurs fonctions de coefficient de diffusion apparente de l'oxygène dans les phases gazeuses et aqueuses ( $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  respectivement). Les fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  ont été évaluées au moyen des relations proposées par Aachib *et al.* (2002, 2004). Pour ce faire, les valeurs de  $D_a^*$  et de  $D_w^*$  ont été calculées pour plusieurs valeurs de  $\theta_a$  et  $\theta_w$  pour chacun des matériaux. La plage de valeurs des  $\theta_a$  et  $\theta_w$  a été fixé de 0 à la porosité de chacun des matériaux. Les fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  ainsi obtenues ont été importées dans l'extension CTRAN/W de la suite Geostudio. La consommation de l'oxygène par la pyrrhotite résiduelle présente dans les résidus NAG a également été considérée dans les modélisations. Pour ce faire, la valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite dans les résidus NAG a été estimée au moyen de l'équation de Collin & Rasmuson (1988) modifiée (Aubertin *et al.*, 1998 ; Mbonimpa *et al.*, 2002, 2003). La valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite a par la suite été importée dans le logiciel. Il est à noter que les résidus PAG ont été considérés comme non-réactifs et qu'aucune valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite de leur a été associé dans les différentes modélisations. En effet, les résidus PAG demeurent saturés tout au long des modélisations et l'oxygène ne pénètre donc pas à travers ceux-ci. L'objectif de l'étude est plutôt de vérifier la capacité des résidus NAG à consommer l'oxygène avant qu'elle n'atteigne les résidus PAG.



Dans les modélisations en régime transitoire, une condition limite simulant l'interaction entre le sol et le climat a également été ajoutée. Cette condition a été ajoutée à la surface des résidus NAG à une élévation de 2,34 m et tient compte des données météorologiques recueillies par la station météorologique installée sur le site de NMG. Plus particulièrement, la condition limite tient compte de l'évolution de la température ( $^{\circ}\text{C}$ ), des précipitations (m/s), de l'humidité relative (%), de la vitesse du vent (m/s) et du rayonnement solaire ( $\text{kJ/s/m}^2$ ) dans le temps. La condition limite tient également compte de l'évapotranspiration. Ce paramètre a été estimé par la méthode Penman-Wilson (1990). La figure 6.14 présente la géométrie et les conditions limites des deux modèles en régime transitoire.

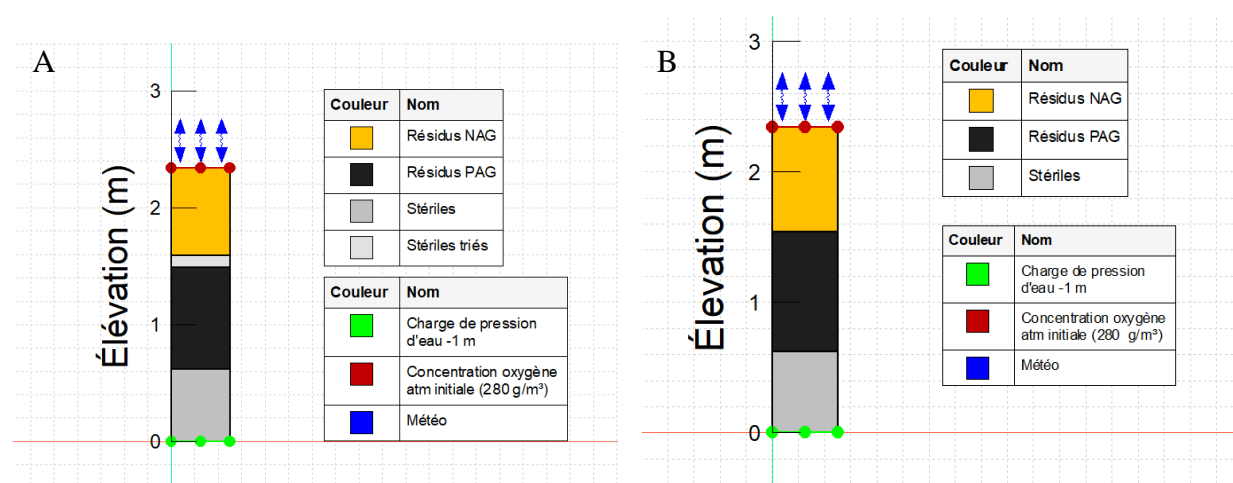


Figure 6.14 Géométrie et conditions limites du modèle de la cellule de do-disposition en régime transitoire (A) Incluant la couche de stériles triés en régime transitoire, (B) Excluant la couche de stériles triés

## 6.5.2 Modèles de base

Dans la présente étude, les modèles de base correspondent aux modélisations réalisées en tenant compte des matériaux dont les propriétés physico-chimiques sont similaires que les matériaux *in situ*.

Tel que mentionné précédemment, il est nécessaire de définir les fonctions hydrauliques des matériaux étudiés pour réaliser des modélisations au moyen de SEEP/W. Dans un premier temps, la CRE des résidus PAG, NAG, des stériles et des stériles triés utilisés pour la construction de la cellule de terrain a été prédite par la méthode MK (Aubertin *et al.*, 2003) tel que présenté à la

section 6.1.4. Les CRE des différents matériaux qui ont été utilisées pour les modèles de base sont présentés à la figure 6.2 De plus, les valeurs de  $\psi_a$ , de  $\theta_s$ , de  $\psi_r$  et de  $\theta_r$  des différents matériaux sont présentées au tableau 6.5.

Ensuite, les fonctions de perméabilité ont été prédites par le logiciel SEEP/W en tenant compte des  $k_{sat}$  prédites pour les différents matériaux utilisés pour la construction de la cellule de terrain. Les valeurs de  $k_{sat}$  prédites pour les différents matériaux ont été présentées à la section 6.1.4 Dans le cas des résidus PAG et NAG, la prédiction de ces fonctions ont également tenu compte des teneurs en eau résiduelle ( $\theta_r$ ). Les valeurs de  $\theta_r$  et de  $k_{sat}$  utilisées pour les modèles de base sont respectivement présentées aux tableaux 6.5 et 6.6. Les fonctions de perméabilités prédites par le logiciel SEEP/W pour les différents matériaux sont présentées à l'annexe G.

La consommation de l'oxygène par les résidus NAG a également été incluse dans le modèle de base en définissant la réactivité de ces derniers. Plus particulièrement, la valeur de  $t_{1/2}$  de la pyrrhotite résiduelle dans les résidus NAG, utilisés pour la construction de la cellule de terrain, a été prédite par la méthode de Collin modifiée (Aubertin *et al.*, 1998 ; Mbonimpa *et al.*, 2002, 2003), tel que présenté à la section 6.2. La valeur de  $t_{1/2}$  des résidus NAG utilisée pour les modélisations du cas de base a été présentée au tableau 6.7.

Finalement, les fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  des différents matériaux ont été estimées par la méthode de Aachib *et al.* (2002, 2004) afin de modéliser l'écoulement gazeux dans le modèle de base. Les fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  utilisées pour les modèles de base dans le cas des différents matériaux sont présentées à l'annexe F. Plus particulièrement, les valeurs de  $D_a^*$  obtenues pour différentes valeurs posées de  $\theta_a$  ainsi que les valeurs de  $D_w^*$  obtenues pour différentes valeurs posées de  $\theta_w$  y sont présentées.

### 6.5.3 Solutions des modèles de base

L'objectif des modélisations du cas de base est de reproduire le comportement hydraulique actuellement rencontré dans la cellule de co-disposition sur le terrain de NMG. Ainsi, les résultats de la modélisation du cas de base incluant et excluant les stériles triés (entre la couche de résidus PAG et de résidus NAG) ont été comparés avec les résultats obtenus sur le terrain par les sondes de TEV, de succion et de concentrations d'oxygène. Les moyennes journalières des résultats des sondes de terrain de TEV, de succion et de concentrations d'oxygène ont été calculées à une

fréquence d'une journée par mois et comparées aux profils modélisés par SEEP/W couplé à CTRAN/W. Plus particulièrement, les moyennes journalières du 28 août, du 27 septembre, du 27 octobre, du 26 novembre et du 4 janvier ont été calculées dans le cas des sondes aux élévations suivantes : NAG-2,29 m, NAG-2,21 m, NAG-1,72 m, PAG-1,54 m, PAG-1,13 m, PAG-0,68 m et PAG-0,64 m afin d'obtenir les profils de TEV, de succion et de concentrations en oxygène réels dans plusieurs conditions météorologiques. Dans le cas des sondes aux élévations NAG-2,29 m et NAG-2,21 m, les résultats de TEV des mois de novembre et janvier n'ont pas été considérés étant donné que la température moyenne dans ces sondes était sous ou près du point de congélation pendant cette période (Tableau 6.8). Ainsi, la moyenne journalière de TEV du 26 novembre et du 4 janvier ne sont pas présentées dans les sections suivantes pour les sondes NAG-2,29 m et NAG-2,21 m. Dans le cas des sondes aux élévations NAG-1,72 m et PAG-1,54 m, les résultats de succions des mois de novembre et janvier n'ont pas été considérés étant donné que les valeurs de succions semblaient avoir été affectée par le gel pendant cette période. Ainsi, la moyenne journalière de succion du 26 novembre et du 4 janvier ne sont pas présentées dans les sections suivantes pour les sondes NAG-1,72 m et PAG-1,54 m. Le profil de températures en fonction de l'élévation au centre de la cellule n'a pas été modélisé. Il est toutefois intéressant de tenir compte des températures mesurées par les sondes dans la cellule de terrain dans l'interprétation des modélisations, puisque cette dernière peut influencer la fiabilité des résultats des sondes.

### 6.5.3.1 Profils de TEV

Dans un premier temps, les teneurs en eau modélisées ont été comparées aux teneurs en eau observées sur le terrain (Figure 6.15).

Il est possible de constater que les TEV se situent autour de 0,1 près de la surface de la cellule de co-disposition (NAG-2,29 m et NAG-2,21 m). Les TEV observées sur le terrain semblent augmenter plus en profondeur dans la couche de NAG. À l'élévation NAG-1,72 m, les TEV observées se situent généralement autour de 0,2. À l'interface entre la couche de résidus NAG et la couche de résidus PAG, correspondant à l'élévation de la couche de stériles triés, une chute des valeurs de TEV est observée. En effet, à l'élévation PAG-1,54 m, les TEV observées se situent autour de 0,07, ce qui correspond à une TEV inférieure à la TEV résiduelle estimées pour ces matériaux. Dans la couche de résidus PAG, les TEV semblent également augmenter plus en profondeur, similairement aux observations réalisées dans la couche de résidus NAG. Aux

élevations PAG-0,68 m et PAG-0,64 m, les TEV se situent autour de 0,2. Il est à noter qu'un modèle linéaire a été appliqué pour décrire la courbe de calibration dans le cas de la TEV des résidus PAG. Or, la courbe de calibration mesurée ne suivait pas une tendance linéaire et ainsi la calibration appliquée sur les mesures de TEV du résidu PAG ne permet potentiellement pas d'obtenir les valeurs exactes de TEV réelles dans le résidu PAG. Cette variation entre la courbe de calibration et le modèle linéaire peut s'expliquer par le fait que les fortes teneurs en sulfures peuvent avoir une influence significative sur les mesures de TEV réalisées par les sondes 5TM (Maqsood *et al.*, 2017). Comme les résidus PAG sont concentrés en sulfures, il serait pertinent d'appliquer un facteur de correction sur les mesures de TEV qui tient compte de la teneur en sulfures en plus de la calibration standard. La calibration des valeurs de TEV qui ne tient pas compte de la teneur en sulfures dans les résidus PAG, peut expliquer la différence entre les valeurs de TEV mesurées dans les résidus PAG et celles modélisées présentées dans les sections subséquentes.

Dans le cas de la modélisation incluant la couche de stériles triés, la TEV modélisée à la surface des résidus NAG est de 0,13. Tout comme dans les résultats des sondes, les TEV modélisées augmentent plus en profondeur dans la couche de résidus NAG. À l'élévation 1,74 m, la TEV dans les résidus NAG est près de 0,4. Ensuite, la TEV chute de façon plus marquée que ce qui a été observé dans les résultats des sondes de terrain à l'élévation 1,59 m (correspondant à l'élévation de la couche de stériles triés), soit à une valeur de 0. Les teneurs eau volumique sont constantes sur toutes les élévations de la couche de résidus PAG (0,62 m à 1,49 m) et sont égales à 0,34.

Dans la couche de stériles au bas du modèle, les TEV sont constantes et sont près de la valeur de  $\theta_r$ , suggérant que ce matériel est complètement drainé. Il est à noter que les teneurs en eau volumique dans la couche de stériles augmentent parfois à la  $\theta_s$ , indiquant la non-convergence des modélisations dans ce matériel. Cela peut s'expliquer par le fait que les valeurs de AEV et de  $\theta_r$  de ce matériel sont très rapprochées. Ainsi, pour une faible variation de pression modélisée, la TEV dans les stériles peut varier entre la valeur de  $\theta_r$  et la saturation. Néanmoins, en considérant les conditions initiales posées dans le modèle, il est raisonnable de considérer que ce matériel est complètement drainé. Cette explication est également valable pour les variations de TEV dans la couche de stériles observées dans les autres modélisations. Pour les besoins du mémoire, ces variations sont donc considérées comme des artefacts et ne seront pas prises en considération. Il serait néanmoins intéressant de faire converger les modélisations dans la couche de stériles en

modifiant leur CRE, en réduisant la taille du maillage ou en réduisant le pas de temps afin de valider le comportement hydraulique dans ce matériel. Il serait notamment possible de s'assurer que le pas de temps utilisé est suffisamment court pour bien représenter le drainage rapide dans les stériles. Il serait également possible d'ajuster les propriétés physiques des stériles de façon à adoucir la pente de leur CRE entre les valeurs de  $\theta_s$  et  $\theta_r$ . De cette façon, les variations de succion auraient moins d'influence sur les TEV modélisées dans les stériles.

Dans le cas de la modélisation excluant la couche de stériles triés, la TEV modélisée à la surface des résidus NAG est de 0,08. Tout comme dans les résultats des sondes, les TEV modélisées augmentent plus en profondeur dans la couche de résidus NAG. À l'élévation 1,74 m, la TEV dans les résidus NAG est de 0,13. Ensuite, les teneurs eau volumique sont constantes sur toutes les élévations de la couche de résidus PAG (0,62 m à 1,54 m) et sont égales à 0,34. Dans la couche de stériles, les TEV sont constantes et sont près de la valeur résiduelle, suggérant que ce matériel est complètement drainé. Il est à noter que ce cas de base ne permet pas de visualiser la chute de teneurs en eau volumique dans la couche de stériles triés.

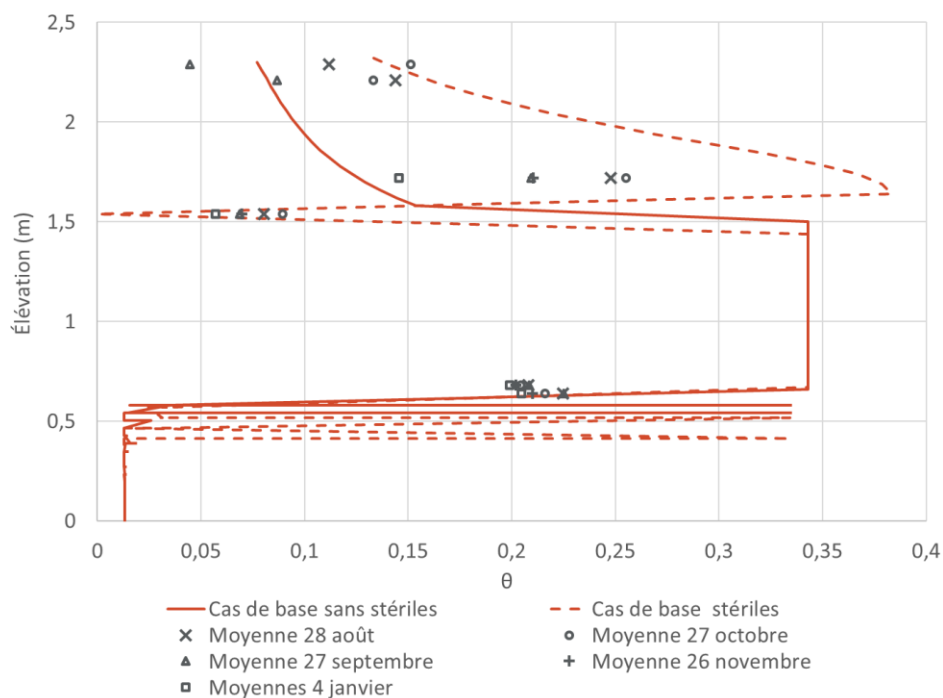


Figure 6.15 Profils de TEV modélisés et observés sur le site

### 6.5.3.2 Profils de succion

Dans un deuxième temps, les succions modélisées ont été comparées aux succions observées sur le terrain (Figure 6.16).

Il est possible de constater que les succions se situent autour de -10 kPa à l'élévation NAG-1,72 m. Les succions observées sur le terrain semblent augmenter à l'élévation de la couche de stériles triés. À l'élévation PAG-1,54 m, les succions observées se situent généralement autour de -15 kPa. Par la suite, les valeurs de succions observées diminuent plus en profondeur pour l'ensemble de la cellule. Plus particulièrement, aux élévations PAG-1,13 m, les valeurs de succions se situent autour de -2 kPa et, aux élévations PAG-0,68 m et PAG-0,34 m, les valeurs de succions se situent autour de 0 kPa. Bien que les valeurs de teneurs en eau volumiques des résidus PAG aux élévations 1,13 m, 0,68 m et 0,64 m sont inférieures à la porosité estimée du résidu PAG, les faibles valeurs de succions mesurées laissent supposer que les résidus PAG sont saturés à ces élévations. Il est possible que la porosité du résidu PAG calculée ait été surestimée et que cette dernière se rapproche plutôt des valeurs de TEV mesurées aux élévations PAG-0,68 m et PAG-0,64 m. Il est également à noter que les résultats obtenus avec les modélisations du cas de base coïncident avec les résultats des sondes de succions étant donné que les résidus PAG modélisés étaient saturés aux élévations PAG-1,13 m, PAG-0,68 m et PAG-0,64 m.

Dans le cas de la modélisation incluant la couche de stériles triés, la succion modélisée à la surface des résidus NAG est de -10 kPa. À l'élévation 1,74 m, la succion dans les résidus NAG est de -3,5 kPa. Tout comme dans les résultats des sondes, les succions modélisées augmentent près de l'interface des couches de stériles triés et des résidus PAG et atteignent une valeur de -8 kPa. Ensuite, les valeurs de succions diminuent de façon progressive dans les résidus PAG. La succion à une élévation de 0,62 m est d'environ 0 kPa. Dans la couche de stériles, les valeurs de succions sont plus élevées et sont de l'ordre de -10 kPa et sont cohérentes avec les valeurs de TEV obtenues.

Dans le cas de la modélisation excluant la couche de stériles triés, la succion modélisée à la surface des résidus NAG est de -14 kPa. Ensuite, les valeurs de succions diminuent de façon progressive dans les résidus NAG. À la base de la couche de résidus NAG (élévation de 1,54 m), la succion est de l'ordre de -8 kPa. Les valeurs de succion diminuent également dans les résidus PAG. À la surface des résidus PAG (élévation de 1,54 m), la succion est du même ordre que celle à la base

des résidus NAG. À la base des résidus PAG (élévation de 0,62 m), la succion est de 0 kPa. Dans la couche de stériles, les valeurs de succions sont plus élevées et sont de l'ordre de -10 kPa et sont cohérentes avec les valeurs de TEV obtenues.

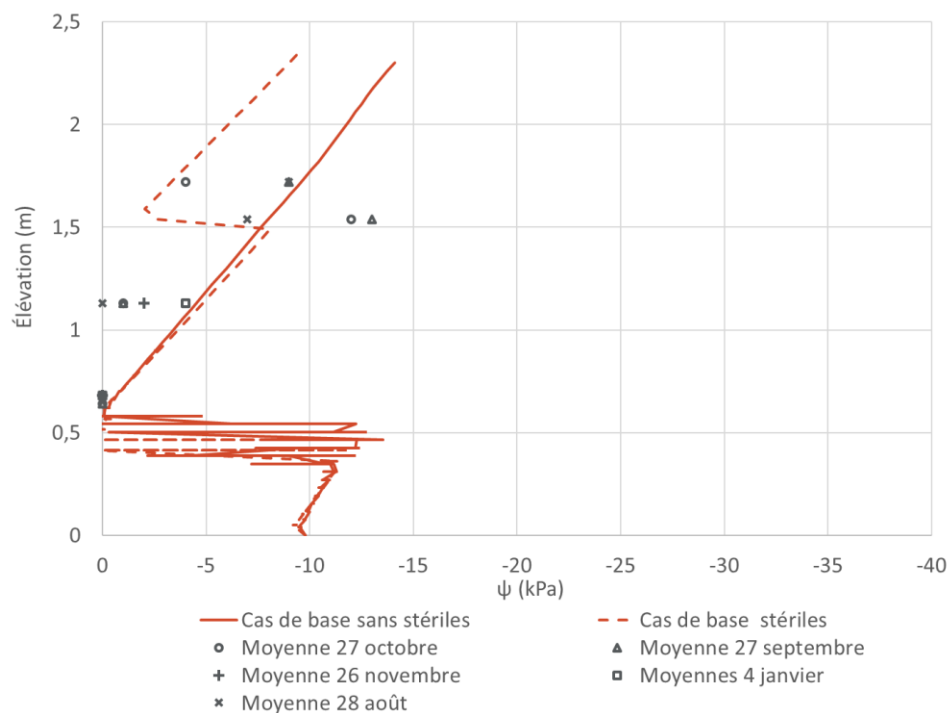


Figure 6.16 Profils de succion modélisés et observés sur le site

### 6.5.3.3 Profils de concentration d'oxygène

Finalement, les concentrations en oxygène modélisées ont été comparées aux concentrations en oxygène observées sur le terrain (Figure 6.17). Il est possible de constater que les concentrations en oxygène se situent autour de  $250 \text{ g/m}^3$  aux élévations NAG-2,29 m et NAG-2,21 m. Les concentrations en oxygène observées sur le terrain semblent diminuer plus en profondeur dans la couche de résidus NAG. À l'élévation NAG-1,72 m, les concentrations en oxygène observées se situent généralement autour de  $200 \text{ g/m}^3$ . À l'élévation PAG-1,54 m (correspondant à l'emplacement de la couche de stériles triés), les concentrations en oxygène sont du même ordre que celles observées à l'élévation NAG-1,72 m ( $200 \text{ g/m}^3$ ). Finalement, aux élévations PAG-0,68 m et PAG-0,64 m, une concentration nulle en oxygène est observée.

Dans le cas de la modélisation incluant la couche de stériles triés, la concentration en oxygène modélisée à la surface des résidus NAG est de  $280 \text{ g/m}^3$ . Cette concentration diminue

progressivement dans les résidus NAG et atteint une valeur de  $50 \text{ g/m}^3$  à une élévation de 1,74 m. À la surface des résidus PAG, la concentration en oxygène est de  $20 \text{ g/m}^3$ . Finalement dans toutes les élévations des résidus PAG et de stériles, la concentration en oxygène est nulle.

Dans le cas de la modélisation excluant la couche de stériles triés, la concentration en oxygène modélisée à la surface des résidus NAG est de  $280 \text{ g/m}^3$ . Cette concentration diminue progressivement dans les résidus NAG et atteint une valeur de  $160 \text{ g/m}^3$  à une élévation de 1,74 m. À la surface des résidus PAG, la concentration en oxygène est de  $150 \text{ g/m}^3$ . Finalement dans toutes les élévations des résidus PAG et de stériles, la concentration en oxygène est nulle.

Il est à noter que les informations présentées ci-dessus pourraient servir à calculer le flux d'oxygène dans les résidus PAG et NAG en utilisant la première loi de Fick (équation 2.26). Les calculs de flux d'oxygène se basent sur le gradient de concentrations d'oxygène entre deux élévations ainsi que le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène. Le calcul des flux d'oxygène permettrait de déterminer la quantité d'oxygène qui traverse les résidus PAG et NAG au fil du temps et de comparer la méthode de gestion des rejets étudiée dans le cadre de ce projet avec d'autres méthodes gestion des rejets telles que les CEBC, les recouvrements monocouches, etc.

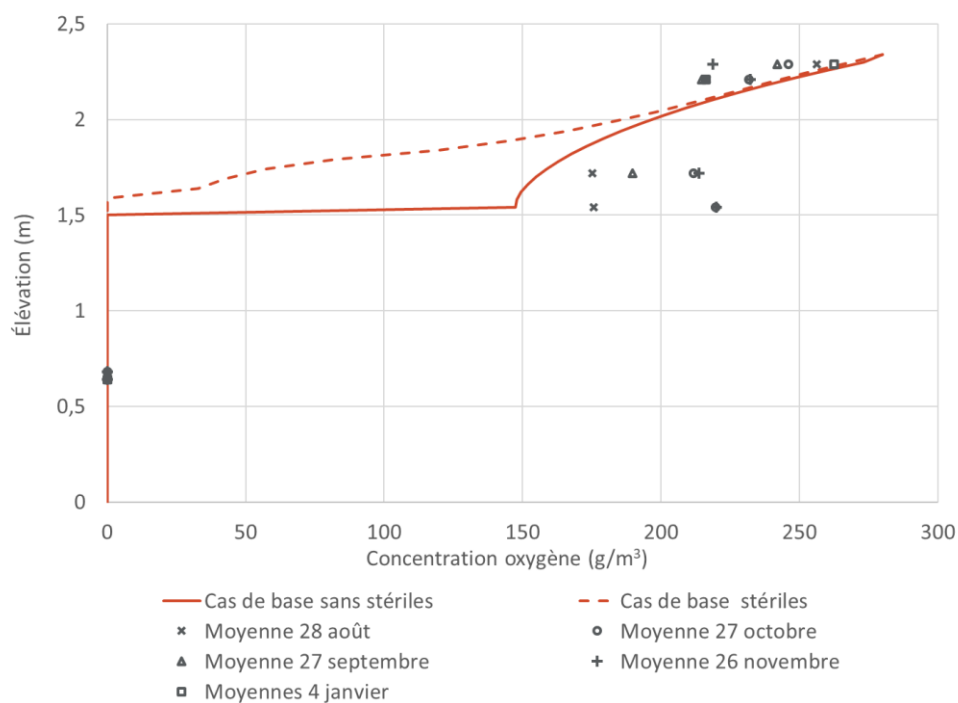


Figure 6.17 Profils de concentrations en oxygène modélisés et observés sur le site



#### 6.5.4 Choix du cas de base

Il est possible de constater que les différents profils observés sur le site se situent globalement entre la modélisation du cas de base incluant les stériles triés et la modélisation du cas de base excluant les stériles. En effet, tout comme dans le cas de la modélisation excluant les stériles, les résultats *in situ* montrent un bris de succion et de TEV à la hauteur de la couche de stériles triés. Cependant, ce bris est exagéré dans la modélisation et influence significativement le comportement hydraulique modélisé des résidus NAG. Notamment, les TEV à la base de la couche de résidus NAG dans le modèle incluant la couche de stériles triés sont significativement plus élevées que dans le cas de la modélisation excluant la couche de stériles triés. À la base de la couche de résidus NAG, les teneurs en eau volumique dans les modèles incluant et excluant la couche de stériles sont respectivement de 0,4 et 0,15. Le comportement hydraulique des résidus NAG se rapproche plus de la modélisation excluant la couche de stériles triés, puisque la TEV à l'élévation NAG-1,74 m est d'environ 0,2.

Le profil de succions mesuré sur le site dans la couche de résidus NAG à l'élévation NAG-1,74 m est généralement du même ordre de grandeur que la modélisation excluant la couche de stériles. Néanmoins, à la base de la couche de résidus NAG (correspondant à l'élévation de la couche de stériles triés), les valeurs de succions mesurées sur le site sont plus élevées que celles obtenues dans les modélisations incluant et excluant la couche de stériles ( $-15 \text{ kPa} < -8 \text{ kPa}$ ). La divergence entre les valeurs obtenues sur le site et celles obtenues dans la modélisation excluant la couche de stériles triés peut s'expliquer par l'absence de bris capillaire. Dans la modélisation incluant la couche de stériles triés, ce bris est observé, mais les valeurs de succions à l'élévation NAG-1,74 m s'éloignent plus des valeurs observées sur le site que dans le cas de modélisation excluant la couche de stériles triés.

Finalement, le profil des concentrations en oxygène *in situ* se rapproche plus de la modélisation sans la couche de stériles triés que de la modélisation avec la couche de stériles triés. À la surface de la couche de résidus NAG les concentrations en oxygène observées sur le site sont du même ordre que celles obtenues dans les modélisations incluant et excluant la couche de stériles triés. Néanmoins, au élévations NAG-1,72 m et PAG-1,54 m, les valeurs obtenues sur le site ( $\pm 200 \text{ g/m}^3$ ) se rapprochent plus de la modélisation excluant la couche de stériles triés ( $160 \text{ g/m}^3$

et  $150 \text{ g/m}^3$  respectivement) que de la couche incluant la couche de stériles triés ( $50 \text{ g/m}^3$  et  $20 \text{ g/m}^3$  respectivement).

Dans la couche de résidus PAG, il est possible de constater que les teneurs en eau volumique mesurées sur le site sont significativement plus faibles que les teneurs en eau obtenues dans les modélisations. En effet, sur le site les teneurs en eau volumique passent d'environ 0,2 à la base de la couche de résidus PAG à environ 0,07 à la surface de la couche de résidus PAG (correspondant également à l'élévation de la couche de stériles triés). Or, dans les modélisations, les teneurs en eau sont constantes sur toute l'élévation de la couche de résidus PAG et sont égales à 0,34. Dans les modélisations, la valeur de porosité utilisée pour la couche de résidus PAG correspond à une valeur mesurée sur des matériaux en vrac non compactés. Dans la cellule, la couche de résidus PAG a néanmoins été compactée. Ainsi, il est possible que la valeur de porosité utilisée dans les modélisations ait été surestimée et cela pourrait expliquer la différence entre les TEV observées sur le site et modélisée. De plus, la calibration des TEV dans les résidus PAG ne tient pas compte de la teneur en sulfures et pourraient expliquer la différence entre les TEV mesurées et modélisées dans ces matériaux. En ce qui concerne les valeurs de succions, les valeurs obtenues sur le site à la base et à la surface des résidus PAG sont relativement du même ordre que celles obtenues dans les modélisations incluant et excluant la couche de stériles triés. Finalement, les concentrations en oxygène obtenues sur le site à la base de la couche de résidus PAG sont du même ordre que cellules modélisées en incluant et en excluant la couche de stériles triés.

Dans le cas de la couche de stériles, étant donné qu'il s'agit d'un matériel dont les propriétés n'ont pas été contrôlées lors de la construction de la cellule et que la variabilité des propriétés physico-chimiques de cette dernière n'a pas été incluse dans l'analyse de sensibilité, les résultats obtenus avec l'instrumentation n'ont pas été comparés les résultats obtenus avec les modélisations. Cette couche a néanmoins été incluse dans la modélisation afin de tenir compte de l'effet d'une couche de matériaux grossiers à la base de la cellule de co-disposition sur le comportement hydraulique des résidus PAG et NAG.

Le cas de base excluant la couche de stériles triés a été sélectionné pour réaliser l'analyse de sensibilité. En effet, la migration de l'oxygène dans les résidus et la teneur en volumique dans les résidus NAG sont des paramètres clés pour l'efficacité du concept de gestion des rejets miniers de NMG et le cas de base excluant la couche de stérile était celui qui permettait le mieux de modéliser

les valeurs obtenues *in situ*. Comme la modélisation du cas de base excluant la couche de stériles triés s'éloignent parfois des observations *in situ* obtenues dans la couche de résidus PAG et de résidus NAG, l'analyse de sensibilité ne permettra pas d'établir des critères de conception absolus pour la co-disposition des rejets de NMG. Néanmoins, l'influence de la variabilité relative de certains paramètres caractérisant les résidus PAG et NAG sur l'efficacité de la cellule de co-disposition pourra tout de même être étudiée.

### **6.5.5 Analyse de sensibilité**

L'analyse de sensibilité a été réalisée en considérant le cas de base excluant la couche de stériles triés. Cette analyse a pour but de vérifier l'influence relative de certains paramètres de conception sur l'efficacité de la cellule de co-disposition. Plus particulièrement, l'influence des paramètres suivants sur les profils de teneurs en volumiques, de succions et de concentrations en oxygène a été étudiée : porosité du résidu NAG, porosité du résidu PAG, réactivité des résidus NAG, épaisseur de la couche de résidus NAG et épaisseurs de la couche de résidus PAG. Les différentes valeurs des paramètres utilisées dans l'analyse de sensibilité sont présentées dans le tableau 6.12.

La variation de la porosité des résidus NAG avait pour but de vérifier l'influence de la compaction des résidus NAG sur l'efficacité du concept de co-disposition des rejets miniers de NMG. Dans la présente étude, l'influence de la porosité du résidu NAG sur le concept de co-disposition a été étudiée pour une variabilité de  $\pm 10\%$ , correspondant à une variabilité réaliste qui pourrait être observée au site de NMG, et pour une variabilité de  $\pm 25\%$ , correspondant à une variabilité extrême.

La variation de la porosité des résidus PAG avait pour but de vérifier l'influence de la compaction des résidus PAG sur l'efficacité du concept de co-disposition des rejets miniers de NMG. Dans la présente étude, l'influence de la porosité du résidu PAG sur le concept de co-disposition a été étudiée pour une variabilité de  $\pm 10\%$ , correspondant à une variabilité réaliste qui pourrait être observée au site de NMG. Le cas de variabilité extrême de  $\pm 25\%$  n'a pas été étudié pour ce matériel.

La variation de réactivité des résidus NAG avait pour but de vérifier l'influence de la consommation d'oxygène par les résidus NAG sur l'efficacité du concept de co-disposition des rejets miniers de NMG. Dans le logiciel SEEP/W couplé au logiciel CTRAN/W, l'influence de la

réactivité des résidus NAG a été étudiée en variant la valeur de  $t_{1/2}$  qui lui est associé. Dans la présente étude, il a été considéré que la valeur de  $t_{1/2}$  du cas de base (0,25 jours) correspond à une réactivité maximale de la pyrrhotite. En effet, la réaction incomplète de l'oxydation de la pyrrhotite pourrait avoir comme effet de réduire la réactivité de la pyrrhotite (Gunsinger *et al.*, 2006 ; Janzen *et al.*, 2000). Une valeur de  $t_{1/2}$  de 100 jours a été utilisée pour un cas de réactivité minimale de la pyrrhotite et est basée sur les résultats de l'étude du Conseil national de recherches du Canada (NRC) (Huang *et al.*, 2020).

La variation de l'épaisseur des résidus NAG avait pour but de vérifier l'influence de l'augmentation de l'épaisseur des résidus NAG sur l'efficacité du concept de co-disposition des rejets miniers de NMG. Dans la présente étude, l'influence de l'épaisseur de la couche de résidus NAG a été étudiée en comparant les résultats du cas de base (correspondant à une épaisseur de résidus NAG de 0,80 m) à l'épaisseur maximale de résidus NAG qui pourrait être déposés sur le site de NMG (correspondant à une épaisseur de 1,50 m).

La variation de l'épaisseur des résidus PAG avait pour but de vérifier l'influence de l'augmentation de l'épaisseur des résidus PAG sur l'efficacité du concept de co-disposition des rejets miniers de NMG. Dans la présente étude, l'influence de l'épaisseur de la couche de résidus PAG a été étudiée en comparant les résultats du cas de base (correspondant à une épaisseur de résidus PAG de 0,92 m) à l'épaisseur maximale de résidus PAG qui pourrait être déposés sur le site de NMG (correspondant à une épaisseur de 3,00 m).

Tableau 6.12 Différentes valeurs des paramètres utilisées dans l'analyse de sensibilité

Paramètres	Unité	Valeur du cas de base	Variation
n NAG	-	0,38	-25 % (n = 0,29)
			-10 % (n = 0,34)
			+10 % (n = 0,42)
			+25 % (n = 0,48)
n PAG	-	0,34	-10 % (n = 0,31)
			+10 % (n = 0,37)
t <sub>1/2</sub> NAG	jour	0,25 (C <sub>p</sub> = 0,4%)	Modélisation NRC (t <sub>1/2</sub> = 100 ; C <sub>p</sub> = 0,001 %)
			-50 % NRC (t <sub>1/2</sub> = 50 ; C <sub>p</sub> = 0,002 %)
			-80 % NRC (t <sub>1/2</sub> = 20 ; C <sub>p</sub> = 0,005 %)
			-95 % NRC (t <sub>1/2</sub> = 5 ; C <sub>p</sub> = 0,02 %)
			-99 % NRC (t <sub>1/2</sub> = 1 ; C <sub>p</sub> = 0,1 %)
Épaisseur NAG	m	0,8	Épaisseur maximale : 1,5 m
Épaisseur PAG	m	0,92	Épaisseur maximale : 3 m

### 6.5.5.1 Variation de la porosité des résidus NAG

Les figures 6.18 à 6.20 présente les profils de TEV, de succions et de concentrations en oxygènes modélisés pour les différentes porosités de résidus NAG. Il est possible de constater que pour de plus grandes valeurs de porosité (moins de compaction), les TEV dans les résidus NAG sont plus faibles (Figure 6.18). Dans un même ordre d'idée, pour de plus faibles valeurs de porosités (plus grande compaction), les teneurs en eau dans le résidu NAG sont plus élevées. La diminution de la porosité (l'augmentation de la compaction) semble avoir un effet plus marqué sur la TEV dans le résidu NAG que dans le cas de l'augmentation de porosité. En effet, dans le profil de teneurs eau volumique considérant une porosité diminuée de 25 %, la TEV à la surface et à la base des résidus NAG sont respectivement de 0,12 et de 0,26. Dans le profil de teneurs eau volumique considérant une porosité augmentée de 25 %, la TEV à la surface et à la base des résidus NAG sont respectivement de 0,07 et de 0,16. Dans le profil de teneurs eau volumique considérant la porosité de base, la TEV à la surface et à la base des résidus NAG sont respectivement de 0,08 et de 0,15. La variabilité de la porosité du résidu NAG n'a pas d'effet sur la TEV dans les résidus PAG.

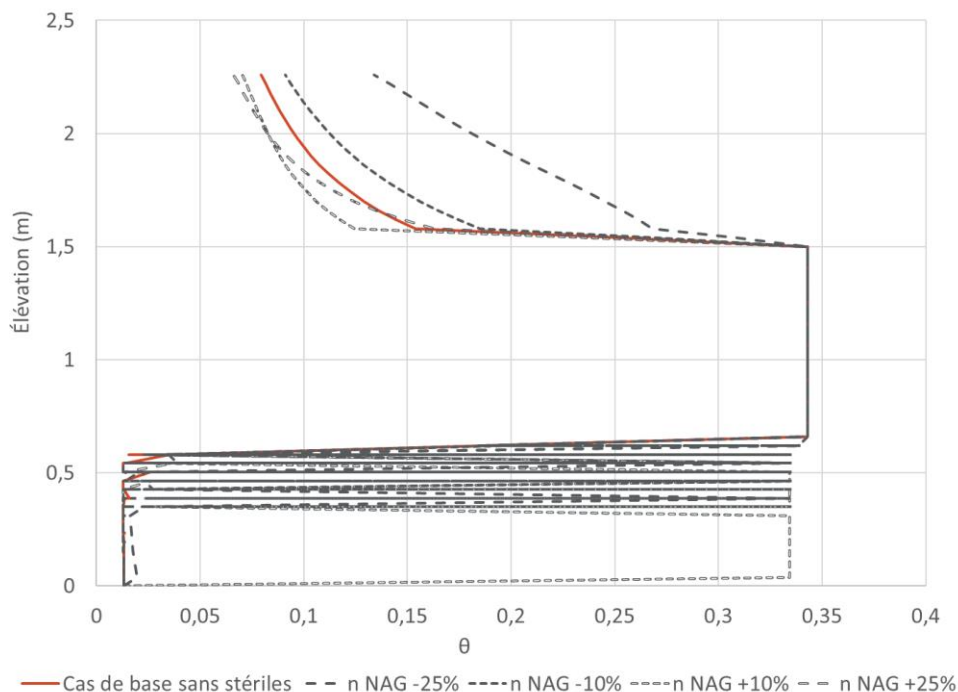


Figure 6.18 Profils de TEV pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG

Les profils de succions sont peu modifiés par les variations de  $\pm 10\%$  de la porosité des résidus NAG (Figure 6.19). Dans le cas des variations de  $\pm 25\%$ , les valeurs de succions sont diminuées dans tout le profil de la colonne. Dans les cas des porosités  $\pm 25\%$ , la suction à la surface des résidus NAG est de l'ordre de  $-12$  kPa et les succions à une élévation de  $1,58$  m est de l'ordre  $-5$  kPa. Dans le cas de la porosité de base, la suction à la surface des résidus NAG est de l'ordre de  $-15$  kPa et les succions à une élévation de  $1,58$  m est de l'ordre  $-9$  kPa. Dans le cas de la diminution de la porosité de  $-25\%$ , les plus grandes valeurs de TEV coïncident avec la diminution de la suction conformément à la CRE du matériel. L'AEV de ce matériel a augmenté et fait en sorte que le matériel peut demeurer saturé à de plus faibles valeurs de suction. Dans le cas de l'augmentation de  $25\%$  de la porosité, la diminution des TEV coïncide avec les plus grandes valeurs de suction. L'AEV de ce matériel a diminué et fait en sorte que le matériel peut se désaturer à de plus faibles valeurs de suction.

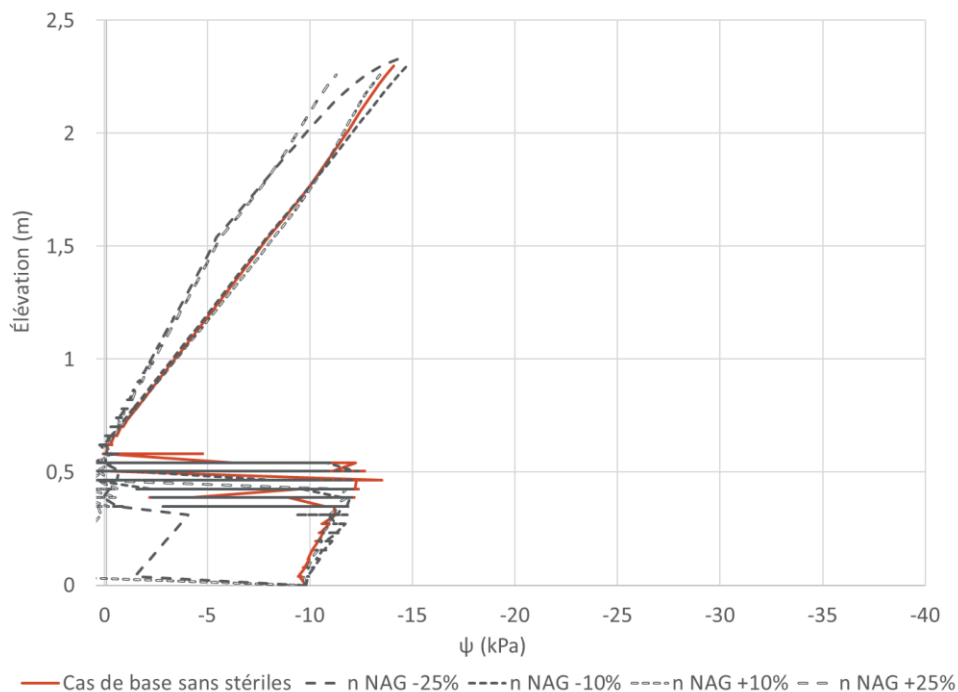


Figure 6.19 Profils de succions pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG

Les profils de concentrations en oxygène coïncident avec les profils de TEV (Figure 6.20). En effet, plus les teneurs en eau sont élevées plus les concentrations en oxygène sont faibles à la base des résidus NAG. Ainsi, les concentrations en oxygène sont les plus faibles dans le cas de la modélisation considérant une porosité de -25 % et les concentrations en oxygène sont les plus élevées dans le cas de la modélisation considérant une porosité de +25 %. Plus particulièrement, les concentrations en oxygène à la base de la couche de résidus NAG sont de l'ordre de  $170 \text{ g/m}^3$  dans le cas de la porosité de +25 %, de l'ordre de  $160 \text{ g/m}^3$  dans le cas de la porosité de +10 %, de l'ordre de  $20 \text{ g/m}^3$  dans le cas de la porosité de -25 % et de l'ordre de  $120 \text{ g/m}^3$  dans le cas de la porosité de -10 %. La valeur du cas de concentration en oxygène à l'interface des résidus NAG/PAG dans le cas de base est d'environ  $150 \text{ g/m}^3$ .

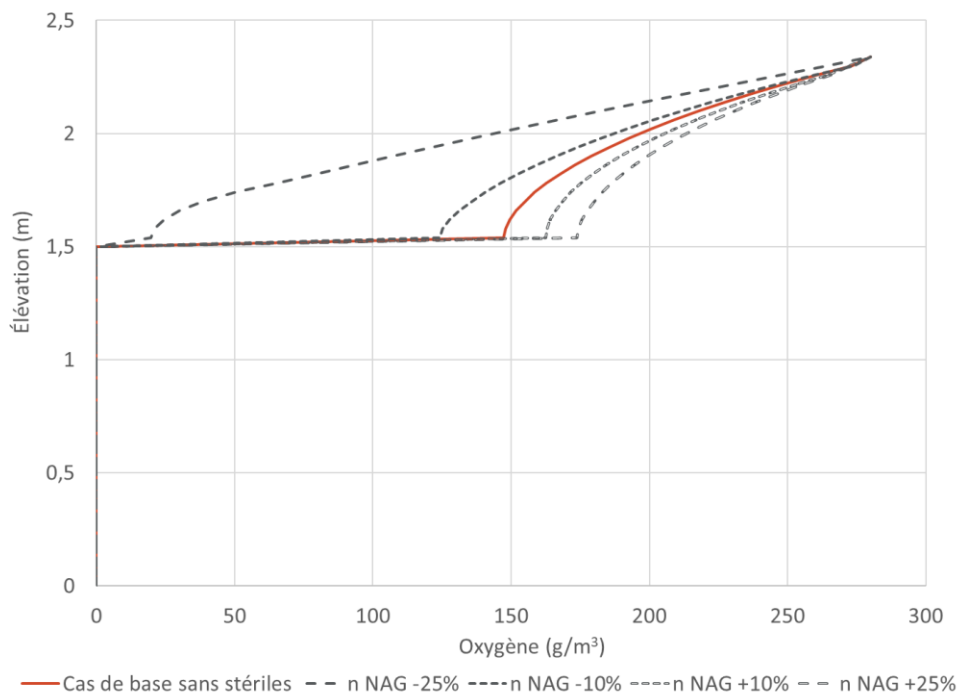


Figure 6.20 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de porosités des résidus NAG

Il est ainsi possible de conclure que la compaction des résidus NAG améliore l'efficacité du concept de co-déposition des rejets de NMG. En effet, la compaction des résidus NAG a pour effet de diminuer la porosité de ces matériaux. Tel que démontré, une plus faible porosité des résidus NAG diminue la quantité d'oxygène qui migre jusqu'à résidus PAG et permet donc de limiter l'oxydation de ces rejets. Plus particulièrement, dans la diminution extrême (-25 %) de la porosité, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG ( $20 \text{ g/m}^3$ ) se rapproche de la concentration en oxygène qui peut se dissoudre dans l'eau à  $20^\circ\text{C}$  ( $9 \text{ g/m}^3$ ). Dans le cas d'une diminution de porosité de -10 %, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est diminuée de 20 % par rapport au cas de base. En effet, la concentration passe de  $150 \text{ g/m}^3$  dans le cas de base à  $120 \text{ g/m}^3$  dans la modélisation considérant une porosité de -10 %. Il est également possible de constater que, dans le cas d'une augmentation de la porosité (diminution de la compaction), l'efficacité du concept est diminuée. En effet, dans le cas d'une augmentation de porosité de +10 %, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est de  $160 \text{ g/m}^3$ , correspondant à une augmentation de la concentration en oxygène de près de 7 % par rapport au cas de base. Ainsi, il est possible de conclure que le contrôle de la porosité du résidu NAG est très important pour



respecter la performance du design qui sera choisi. Il est également à noter que, dans le cas de base, dans le cas de la porosité de -10 % et dans les cas d'augmentation de porosité, la saturation des résidus PAG est primordiale pour empêcher la migration de l'oxygène à l'intérieur de ces derniers.

### 6.5.5.2 Variation de la porosité des résidus PAG

La figure 6.21 à 6.23 présente les profils de TEV, de succions et de concentrations en oxygènes modélisés pour les différentes porosités des résidus PAG. Il est possible de constater que la variation de porosité a peu d'influence sur la saturation dans les résidus PAG. Étant déposés dans un état saturé, ces derniers demeurent saturés dans tous les cas et leurs TEV demeurent maximales (Figure 6.21).

L'augmentation de 10 % de la porosité (diminution de la compaction) des résidus PAG a peu d'influence sur les TEV dans les résidus NAG. En effet, les teneurs en eau obtenues dans ces conditions sont relativement similaires à celles du cas de base. La diminution de 10 % la porosité des résidus (augmentation de la compaction) NAG a quant à elle un effet significatif sur les teneurs en eau dans les résidus NAG. En effet, dans ces conditions, les TEV à la surface et à la base de la couche de résidus NAG sont respectivement de 0,12 et de 0,38.

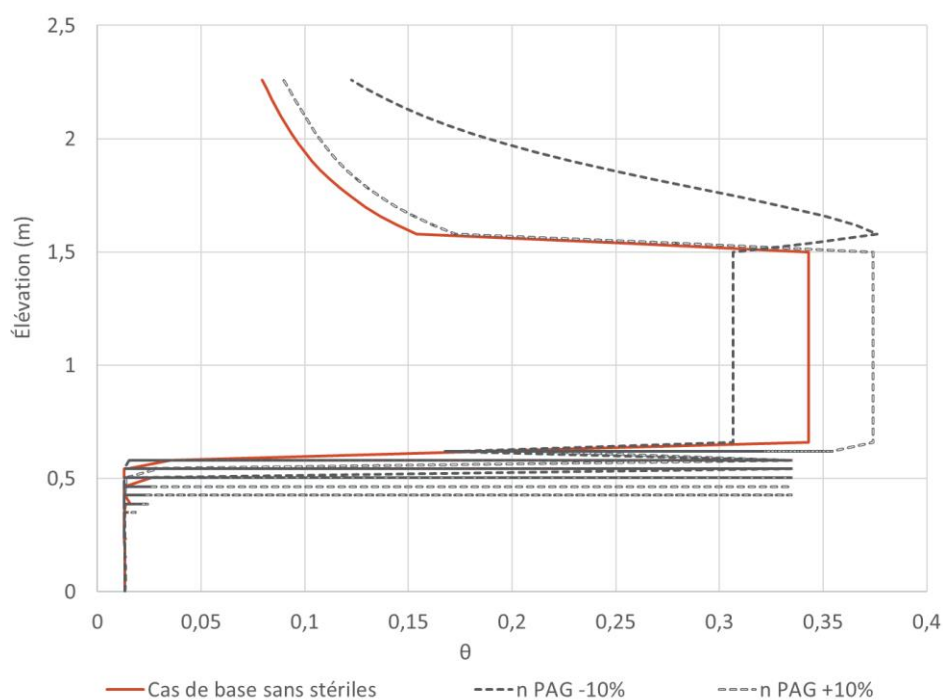


Figure 6.21 Profils de TEV pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG

Le profil de succion de la modélisation considérant une augmentation de 10 % de la porosité des résidus PAG est semblable au profil de succion du cas de base (Figure 6.22). La diminution de 10 % la porosité des résidus PAG a quant à elle un effet significatif sur les succions sur toute l'élévation de la cellule. En effet, dans ces conditions, les succions à la surface et à la base de la couche de résidus NAG sont respectivement de -10 kPa et de -3 kPa et sont plus basses que les valeurs de succions du cas de base (-14 kPa et -8 kPa respectivement). Ces valeurs de succions coïncident avec l'augmentation des teneurs en eau volumique dans les résidus NAG; la diminution des valeurs de succions permet d'augmenter la TEV dans les résidus NAG.

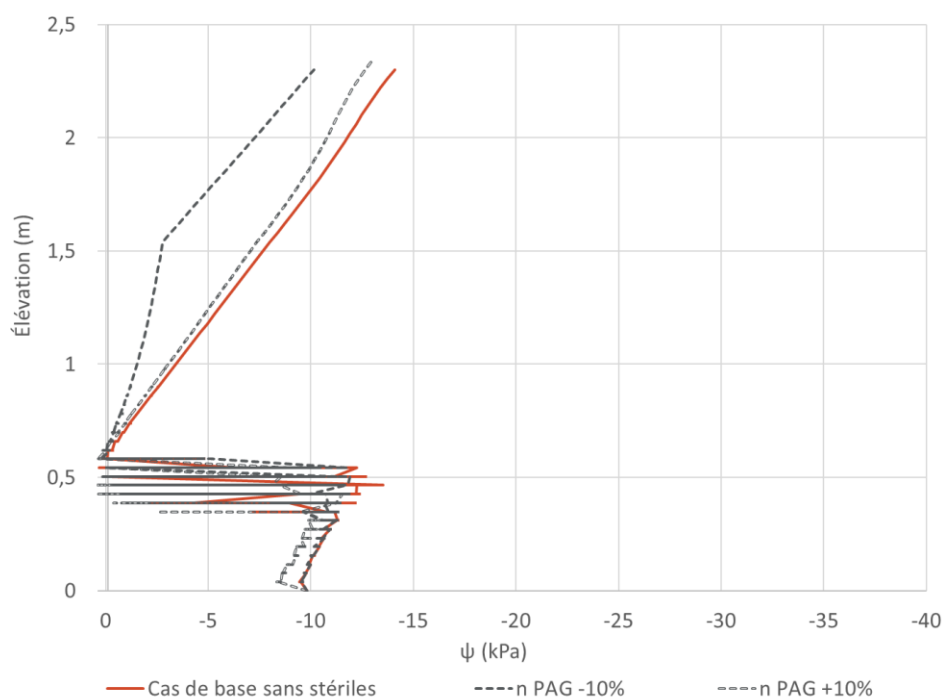


Figure 6.22 Profils de succions pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG

Les profils de concentrations en oxygène sont cohérents avec les profils de TEV (Figure 6.23). En effet, plus les teneurs en eau sont élevées, plus les concentrations en oxygène sont faibles. Ainsi, les concentrations en oxygène sont les plus faibles dans le cas de la modélisation considérant une porosité de -10 % et les concentrations en oxygène avec une porosité de +10 % sont du même ordre que dans le cas de base. Plus particulièrement, les concentrations en oxygène à la base de la couche de résidus NAG sont de l'ordre de  $80 \text{ g/m}^3$  dans le cas de la porosité de +10 %.

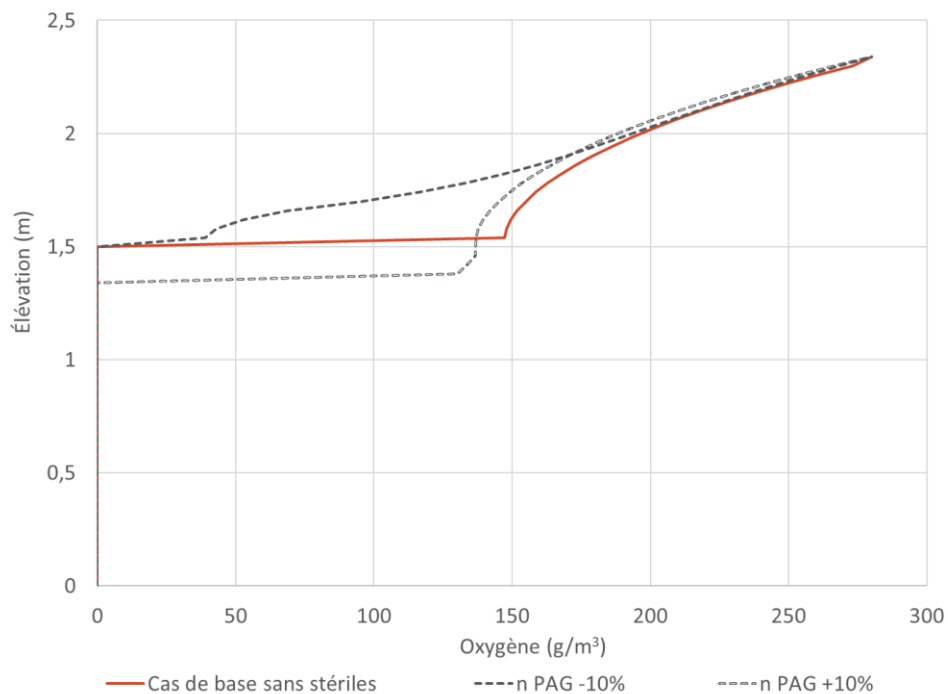


Figure 6.23 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de porosités des résidus PAG

Il est ainsi possible de conclure que la compaction des résidus PAG améliore l'efficacité du concept de co-diposition des rejets de NMG. En effet, la compaction des résidus PAG a pour effet d'augmenter la TEV dans les résidus NAG et de diminuer la concentration en oxygène à la base des résidus NAG. Plus particulièrement, dans la diminution de -10 % de la porosité, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG ( $80 \text{ g/m}^3$ ) se rapproche de la concentration en oxygène qui peut se dissoudre dans l'eau à  $20^\circ\text{C}$  ( $9 \text{ g/m}^3$ ). Ainsi, l'énergie nécessaire pour compacter les résidus PAG à une porosité de -10 % améliora l'efficacité du concept. Dans tous les cas, la saturation des résidus PAG demeure primordiale pour empêcher la migration de l'oxygène à l'intérieur de ces derniers.

### 6.5.5.3 Variation de la réactivité des résidus NAG

Les figures 6.24 à 6.26 présentent les profils de TEV, de succions et de concentrations en oxygènes modélisés pour les différentes valeurs de réactivité des résidus NAG. Il est possible de constater que la variation de la réactivité des résidus NAG a peu d'influence sur le profil de TEV dans la cellule (Figure 6.24) et sur le profil de succion dans la cellule (Figure 6.25).

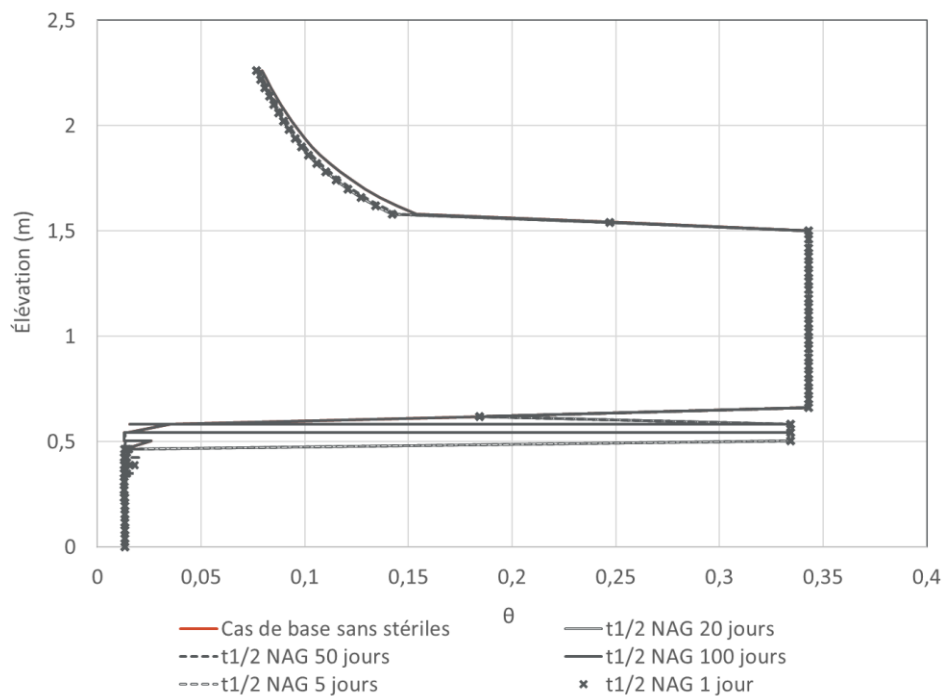


Figure 6.24 Profils de TEV pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG

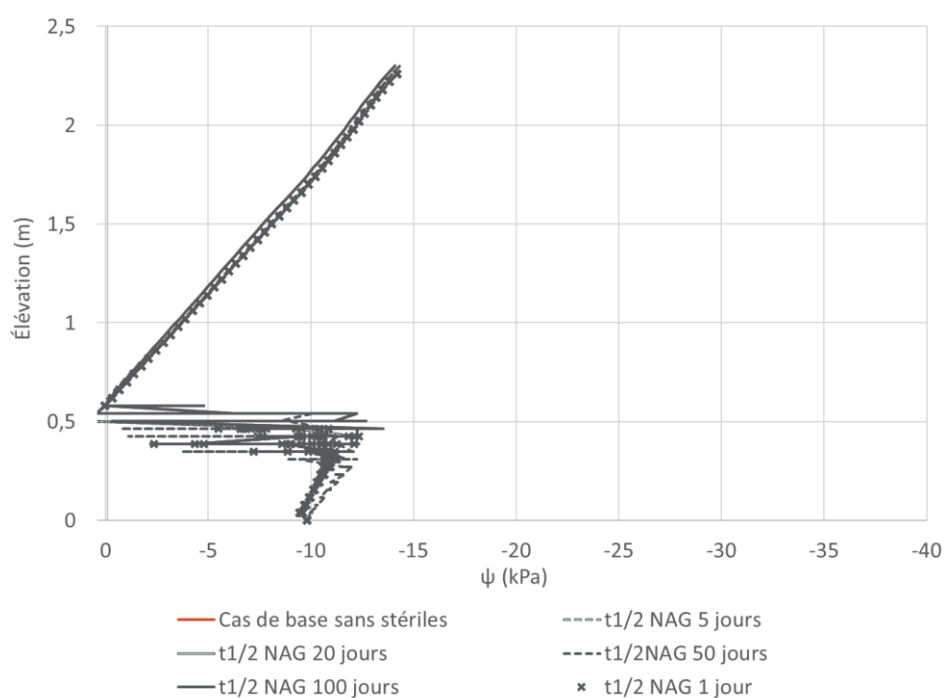


Figure 6.25 Profils de succions pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG

Les profils de concentrations en oxygène coïncident avec les variations de réactivité des résidus NAG (Figure 6.26). En effet, plus les résidus sont réactifs ( $t_{1/2}$  plus faible), plus les concentrations

en oxygène sont faibles à la base de la couche de résidus NAG. Dans le présent cas, il est possible de constater que pour des valeurs de  $t_{1/2}$  de supérieurs à 5 jours, la consommation d'oxygène par les résidus NAG semble négligeable. En effet, la concentration en oxygène à la surface et à la base des résidus NAG dans ces conditions demeure près de la concentration d'oxygène atmosphérique ( $280 \text{ g/m}^3$ ). La variation de la concentration en oxygène à la base des résidus NAG entre une valeur de  $t_{1/2}$  de 0,25 jour et d'un jour est significative. Dans le cas du  $t_{1/2}$  d'un jour, cette concentration est de l'ordre de  $220 \text{ g/m}^3$  et dans le cas du  $t_{1/2}$  de 0,25 jour est de l'ordre de  $150 \text{ g/m}^3$ . Ainsi, le contenu en pyrrhotite peut avoir un effet significatif sur la quantité d'oxygène qui migre jusqu'aux résidus PAG.

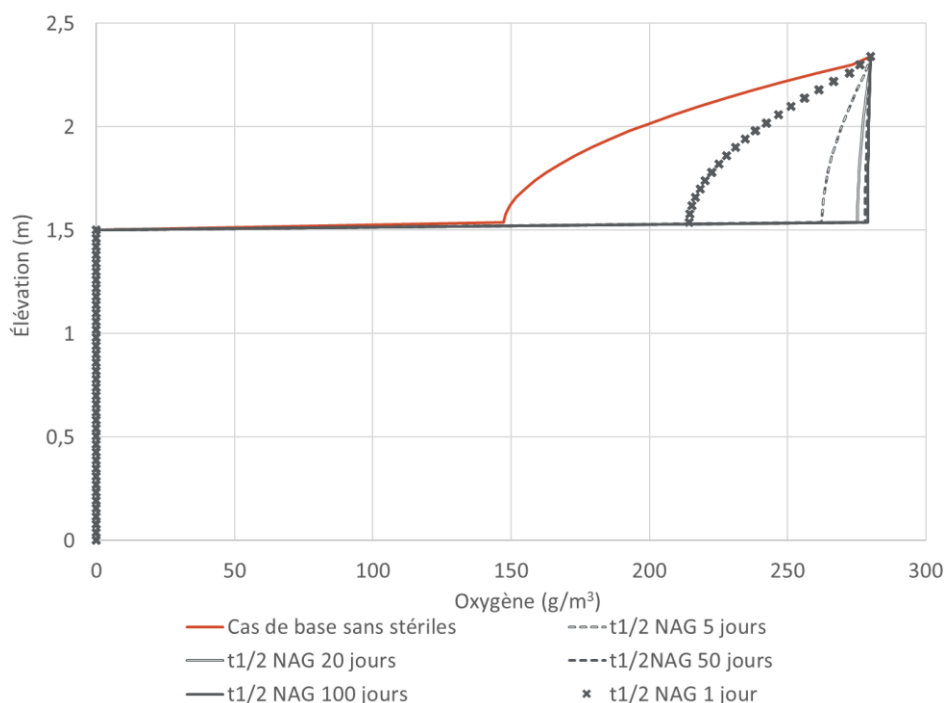


Figure 6.26 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs de réactivité des résidus NAG

Il est ainsi possible de conclure que le contenu en pyrrhotite des résidus NAG a un effet sur l'efficacité du concept de co-déposition des rejets de NMG. En effet, plus le contenu en pyrrhotite est élevé ( $t_{1/2}$  plus faible) dans les résidus NAG, plus la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est faible. Ainsi, il est avantageux de co-déposer les rejets de NMG en utilisant des résidus NAG avec un contenu en pyrrhotite qui permet de consommer efficacement l'oxygène sans toutefois mener à la génération de DMA. Néanmoins, la consommation de l' $\text{O}_2$  par la pyrrhotite

résiduelle est temporaire, une fois épuisée, il faut tout de même que le système hydraulique permette de maintenir les résidus PAG saturés. Ainsi, la saturation des résidus PAG est primordiale pour empêcher la migration de l'oxygène à l'intérieur de ces derniers.

#### 6.5.5.4 Variation de l'épaisseur des résidus NAG

Les figures 6.27 à 6.29 présentent les profils de TEV, de succions et de concentrations en oxygènes modélisés pour les différentes valeurs d'épaisseur des résidus NAG. Il est possible de constater que pour une épaisseur de 1,5 m, les TEV dans les résidus NAG sont plus élevées à la base de la couche de résidus NAG (Figure 6.27). En effet, pour l'épaisseur de résidus NAG de 1,5 m, la TEV à la base de la couche de résidus NAG est 0,23 et pour l'épaisseur de résidus NAG de 0,8 m, la TEV à la base de la couche de résidus NAG est de 0,15.

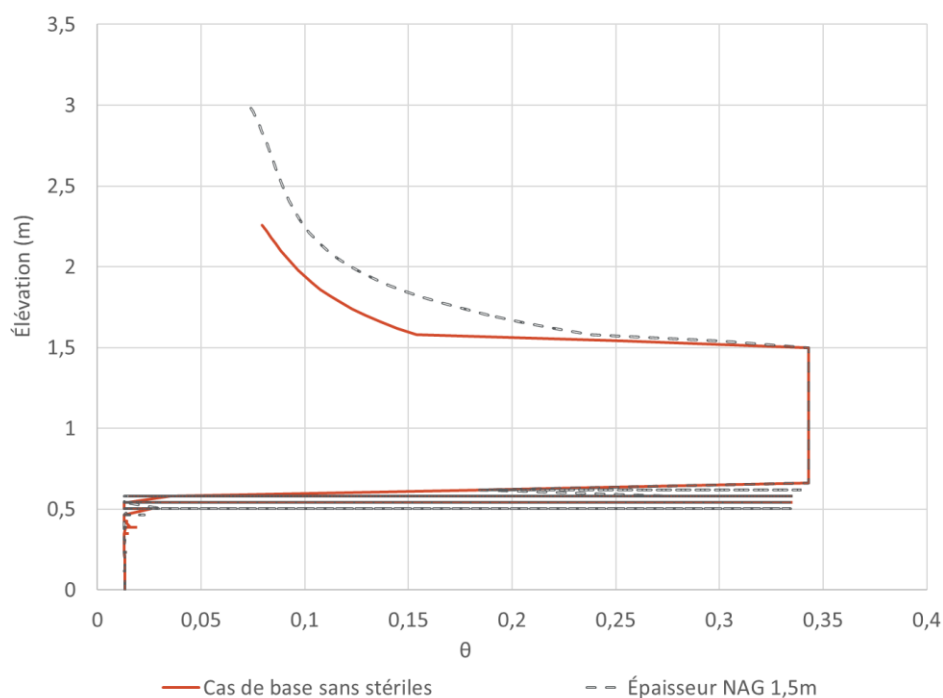


Figure 6.27 Profils de TEV pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG

Les profils de succions et de concentrations en oxygène sont cohérents avec les profils de TEV obtenus (Figures 6.28 et 6.29). En effet, pour l'épaisseur de résidus NAG de 1,5 m, les succions sont plus élevées et coïncident avec les plus fortes TEV. De plus, les concentrations en oxygènes sont plus faibles à la base de la couche de résidus NAG lorsque celle-ci fait 1,5 m d'épaisseur. Dans ce cas, cette concentration est de l'ordre de  $50 \text{ g/m}^3$ .

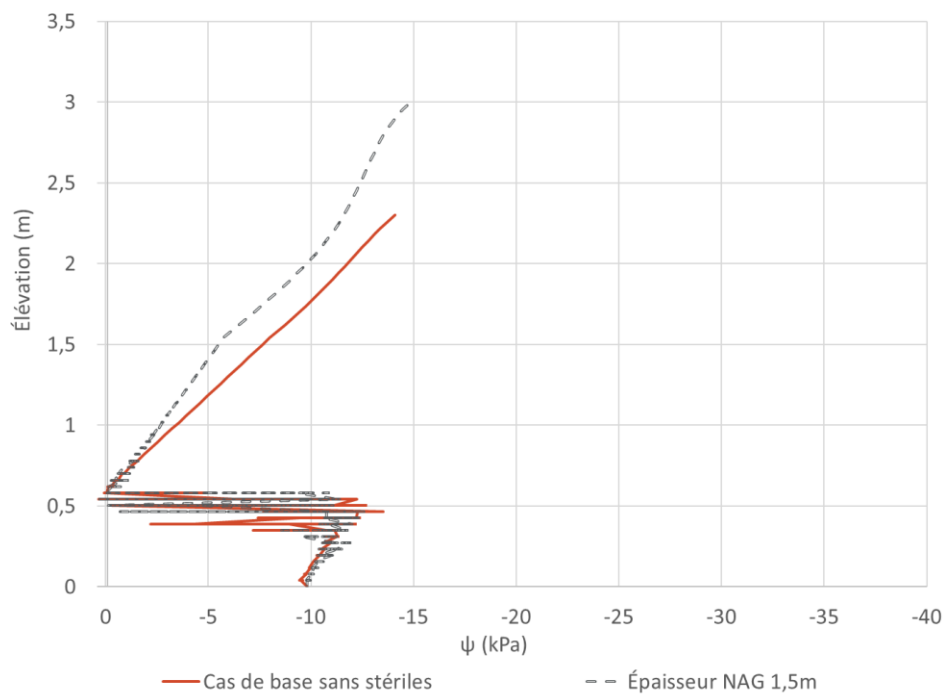


Figure 6.28 Profils de succions pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG

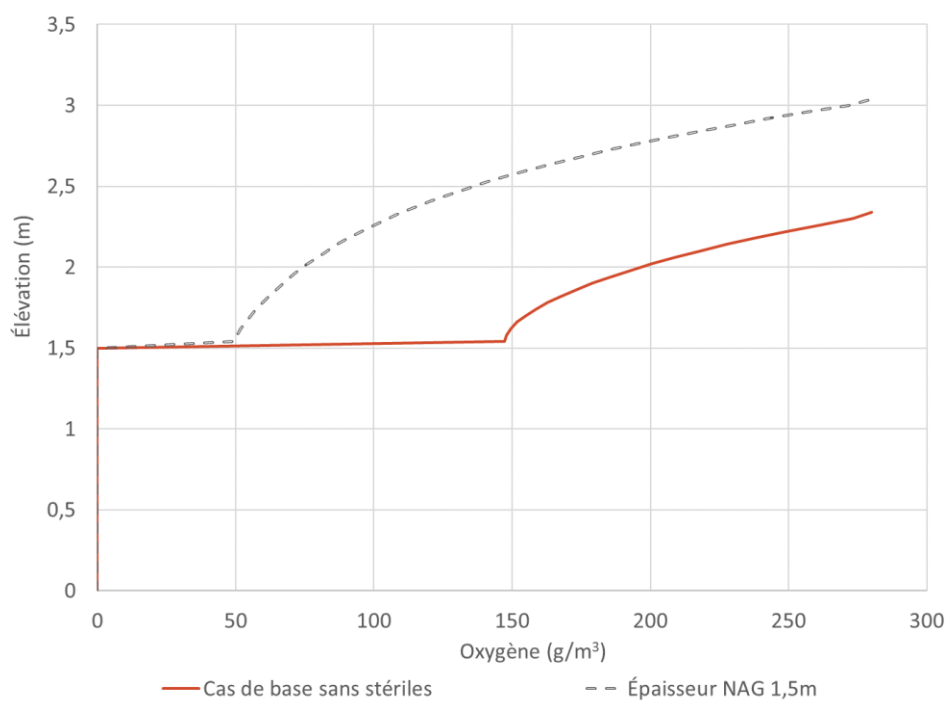


Figure 6.29 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus NAG

Il est ainsi possible de conclure que l'augmentation de l'épaisseur des résidus NAG améliore l'efficacité du concept de co-disposition des rejets de NMG. En effet, cela a pour effet de diminuer la concentration d'oxygène à la base des résidus NAG et ainsi de limiter l'oxydation de résidus PAG. Ainsi, la déposition de 1,5 m de résidus NAG au-dessus d'une épaisseur de 0,92 m de résidus PAG améliore significativement l'efficacité du concept de gestion des rejets de NMG par rapport au cas de base. Dans tous les cas, la saturation des résidus PAG demeure primordiale pour empêcher la migration de l'oxygène à l'intérieur de ces derniers.

#### **6.5.5.5 Variation de l'épaisseur des résidus PAG**

Les figures 6.30 à 6.32 présentent les profils de TEV, de succions et de concentrations en oxygène modélisés pour les différentes valeurs d'épaisseur des résidus PAG. Il est possible de constater que la saturation initiale et la réactivité des résidus PAG ont peu d'influence sur les TEV pour une épaisseur de résidus PAG de 3 m (Figure 6.30). En effet, avec une telle épaisseur, la valeur d'AEV des résidus PAG (2 m) est dépassée dans la partie haute de la couche et ces derniers se désaturent, qu'ils soient initialement saturés ou non. Dans la présente étude, les résidus PAG commencent à se désaturer à une élévation d'environ 2 m, ce qui correspond à la valeur d'AEV estimée au moyen de la CRE de ce matériel. À la surface des résidus PAG, la TEV est d'environ 0,32. L'augmentation de l'épaisseur des résidus PAG a également une influence sur la TEV dans la couche de résidus NAG. En effet, la TEV dans les résidus NAG est significativement plus faible que dans le cas de base. La TEV à la base de la couche de résidus NAG est d'environ 0,07 lorsque l'épaisseur des résidus PAG est de 3 m.



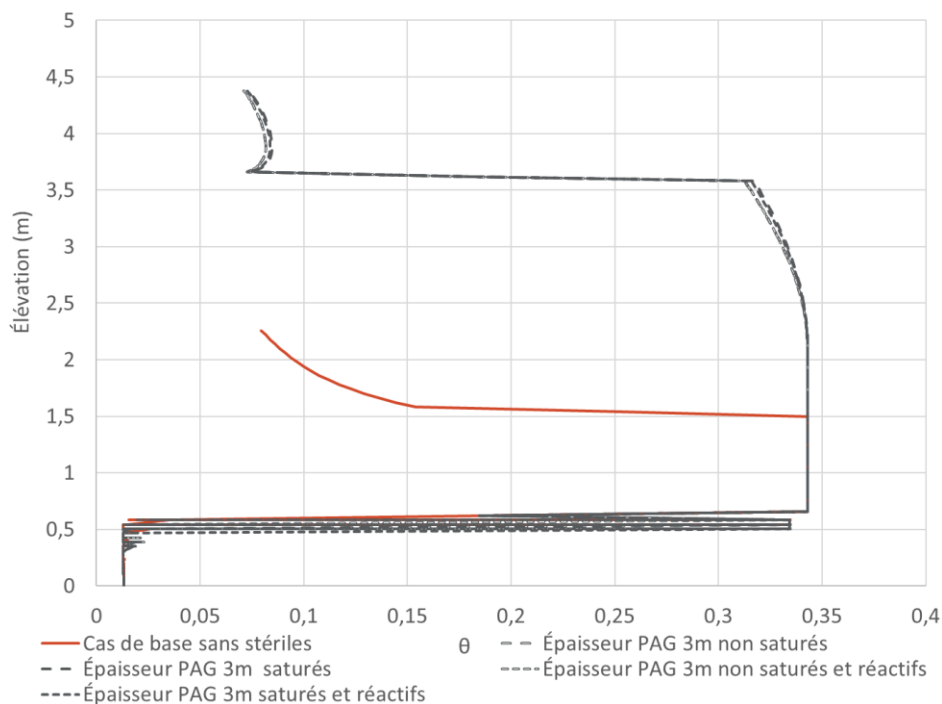


Figure 6.30 Profils de TEV pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG

Les profils de succion dans les modélisations considérant une épaisseur de résidus PAG de 3 m semblent suivre la même tendance que dans le cas de base jusqu'à une élévation de 2,34 m. À des élévations supérieures à 2,34 m, les modélisations considérant une épaisseur de résidus PAG de 3 m montrent des valeurs de succions croissantes jusqu'à une valeur de  $\pm -25$  kPa à une élévation de 3,54 m. Un bris de succion est ensuite rencontré à la base de la couche de résidus NAG à une élévation de 3,54 m dans les modélisations considérant une épaisseur de résidus PAG de 3 m. Plus particulièrement, les valeurs de succions sont significativement plus basses à la base de la couche de résidus NAG qu'à la surface de la couche de résidus PAG dans le cas d'une épaisseur de résidus PAG de 3 m. Les valeurs de succions sont cohérentes avec les TEV obtenus dans la couche de résidus NAG. En effet, les valeurs de succions à la base de la couche de résidus NAG dans le cas d'une épaisseur de 3 m de résidus PAG sont tout de même plus élevées que les valeurs de succions à la base de la couche de résidus NAG du cas de base ( $\pm -15$  kPa dans le cas d'une épaisseur de 3 m de résidus PAG et  $\pm -8$  kPa dans le cas de base). Ainsi, les TEV dans la couche de résidus NAG pour le cas d'une épaisseur de résidus PAG de 3 m sont plus faibles que dans le cas de base. La saturation initiale et la réactivité des résidus PAG n'ont pas d'influence sur les profils de succions (Figure 6.31).

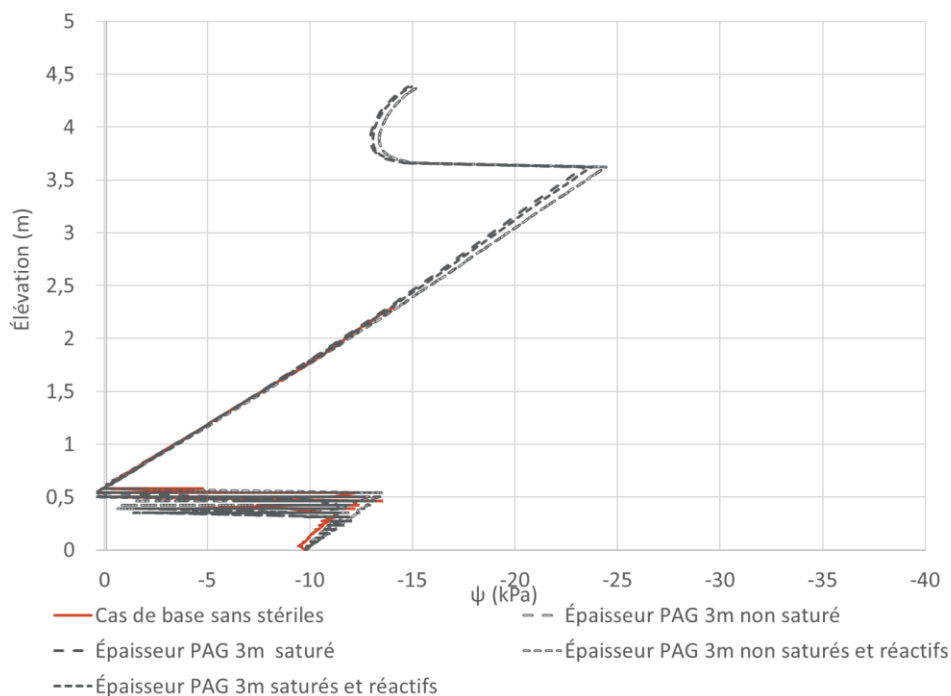


Figure 6.31 Profils de succions pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG

Les profils de concentrations en oxygène dans les résidus PAG sont cohérents avec les profils de TEV obtenus (Figure 6.32). En effet, dans les résidus PAG non réactifs (initialement considéré dans le cas de base en raison de la saturation des résidus PAG), de l'oxygène pénètre jusqu'à une élévation d'environ 2 m. La concentration en oxygène à cette élévation est d'environ  $120 \text{ g/m}^3$ . Ainsi, il est possible de constater que la saturation des résidus PAG est nécessaire pour le concept de co-disposition des rejets de NMG soit efficace. Finalement, la réactivité des résidus PAG ne semble pas avoir d'influence sur la concentration en oxygène à la surface des résidus PAG. En effet, dans tous les cas, cette concentration est d'environ  $150 \text{ g/m}^3$ .

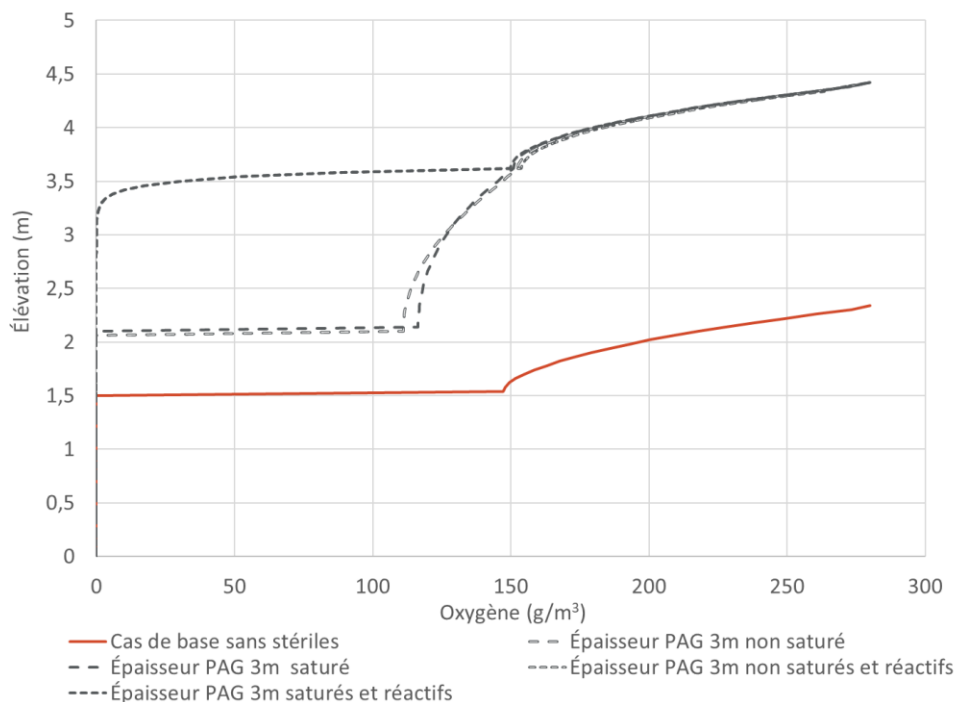


Figure 6.32 Profils de concentrations en oxygène pour différentes valeurs d'épaisseurs des résidus PAG

Il est ainsi possible de conclure que l'augmentation de l'épaisseur des résidus PAG diminue l'efficacité du concept de co-diposition des rejets de NMG. En effet, cela a pour effet d'augmenter la concentration d'oxygène à l'intérieur des résidus PAG et ainsi d'augmenter l'oxydation de ces derniers. Ainsi, la déposition de 0,8 m de résidus NAG au-dessus d'une épaisseur de 3 m de résidus PAG n'est pas un concept efficace pour la gestion des rejets de NMG. Dans ce cas, il est important que l'épaisseur de résidus PAG ne dépasse pas la valeur de son AEV (20 kPa/2 m) incluant un facteur de sécurité afin d'éviter que les résidus PAG ne se désaturent. Il serait intéressant de vérifier si la déposition d'une couche de 1,5 m de résidus NAG permettrait de limiter de façon satisfaisante la concentration en oxygène à la surface des résidus PAG.

## CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'objectif de ce projet de maîtrise était d'étudier le comportement hydrogéochimique des rejets de la mine Matawinie de NMG, d'une part en évaluant le potentiel de contamination des eaux minières par les rejets au laboratoire, et d'autre part en étudiant le concept de co-disposition des rejets qui vise à prévenir la contamination des eaux minières sur le terrain.

Pour atteindre cet objectif, le comportement géochimique des différents rejets générés par NMG a été caractérisé. Les matériaux étudiés correspondent aux lithologies de roches stériles rencontrées sur le site (paragneiss mix, paragneiss graphitique, paragneiss à biotite, méta-gabbro et charnockite) ainsi qu'aux deux types de résidus générés à l'usine de traitement du minerai (résidus PAG concentrés en pyrrhotite et résidus NAG appauvris en pyrrhotite). Les compositions chimiques et minéralogiques des différents rejets ont initialement été évaluées au laboratoire afin de caractériser les métaux et les phases minérales qui pourraient potentiellement libérer des contaminants dans les eaux minières. Les différents rejets ont par la suite été soumis à des essais de prédiction géochimiques statiques (essais ABA) et cinétiques (cellules humides et colonne). Les essais statiques et cinétiques ont permis d'évaluer le potentiel de génération de DMA des rejets. Les essais cinétiques ont également permis d'identifier les métaux qui peuvent potentiellement être lixiviés par les réactions géochimiques qui se produisent dans les rejets. Les qualités d'eau obtenues au terme des essais cinétiques ont été utilisées en vue d'effectuer des calculs thermodynamiques au moyen du logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mis à jour en 2019). Ces calculs ont permis de prédire les espèces minérales secondaires qui étaient susceptibles de précipiter dans les essais cinétiques. Les réactions géochimiques qui ont pris place dans les essais cinétiques ont finalement été étudiées en prélevant des échantillons lors du démantèlement des essais en colonne. Les compositions chimiques et minéralogiques de ces échantillons ont été caractérisées au laboratoire et ont permis d'identifier les minéraux secondaires qui ont précipité dans les rejets miniers.

L'objectif du projet de maîtrise a par la suite été atteint en étudiant le comportement hydraulique des rejets co-disposés sur le site de NMG. Une cellule de co-disposition incorporant des résidus NAG, PAG ainsi que des stériles miniers inertes avec une granulométrie typique a été construite en août 2020 sur le site de la future mine Matawinie. La cellule a été instrumentée afin de mesurer les teneurs en eau volumiques, succions et concentrations en oxygène *in situ* dans la cellule de co-disposition. Cette cellule expérimentale sera utilisée par NMG comme un outil d'optimisation du

concept de halde de co-disposition en surface des rejets pendant les opérations minières. Il est à noter que la halde de co-disposition de surface que NMG souhaite construire s'inscrit dans une démarche de gestion intégrée des rejets. Cette démarche inclut une co-disposition en halde de surface, une co-disposition dans la fosse ainsi qu'une restauration progressive au moyen d'une CEBC. Dans le présent projet, le comportement hydraulique des rejets co-disposés en surface dans la cellule expérimentale a été modélisé au moyen du logiciel SEEP/W couplé au logiciel CTRAN/W (GeoSlope International Ltd.) afin de vérifier l'influence de certains paramètres de conception sur l'efficacité du concept de co-disposition de NMG. Pour construire le modèle, les propriétés hydrauliques (CRE et fonction de perméabilité) des résidus PAG et NAG ont été évaluées au moyen de caractérisations physiques (granulométrie, densité relative, masse volumique humide) réalisées sur les matériaux ayant servi à la construction de la cellule de co-disposition. Les propriétés hydrauliques des stériles ont été estimées au moyen des caractéristiques physiques typiques de ces matériaux. La migration de l'oxygène dans les différents matériaux a été estimée au moyen des caractéristiques mesurées des résidus et en utilisant des valeurs typiques pour les stériles.

Ce chapitre dresse les principales conclusions découlant des résultats obtenus dans ce projet de maîtrise et identifie les biais et limites de cette étude. Les conclusions de ce projet ont permis de formuler des recommandations qui seront décrites au terme de ce chapitre.

## **7.1 Conclusions**

Les caractérisations chimiques et minéralogiques initialement réalisées sur les différentes lithologies de roches stériles ont montré que le paragneiss graphitique correspond à la lithologie de roches stériles qui contient la plus grande abondance de métaux (Co, Cu, Fe, Ni et Zn) et de sulfures principalement sous la forme de pyrrhotite ( $\pm 5\%$ ). Les autres lithologies de roches stériles contiennent uniquement des traces de métaux et de sulfures. En ce qui concerne les résidus, les résidus PAG contiennent la plus grande teneur en sulfures tous matériaux confondus, principalement sous la forme de pyrrhotite ( $\pm 30\%$ ). Il s'agit également du matériel avec les plus fortes teneurs en métaux. Les résidus NAG ont quant à eux des concentrations résiduelles en sulfures ( $< 5\%$ ) et de faibles teneurs en métaux. Les caractérisations chimiques et minéralogiques informent que l'ensemble des matériaux ont une faible teneur en minéraux carbonatés. Le potentiel

de neutralisation de l'acidité des différents rejets est plutôt associé aux silicates et plus particulièrement aux feldspaths et aux micas.

Les essais statiques ont été réalisés sur l'ensemble des matériaux dans le but de caractériser leur potentiel de génération de DMA en se basant sur le bilan entre leur pouvoir neutralisant (associé aux carbonates et aux silicates) et leur pouvoir de génération d'acide (associé à la présence de soufre sous la forme de sulfates). Les résultats des essais statiques ont montré que la majorité des rejets étaient non-générateurs d'acidité conformément aux critères de la Directive 019 (MDDEP, 2012). Néanmoins, les lithologies de paragneiss graphitique et de paragneiss mix avaient un potentiel de génération de DMA situé dans la zone d'incertitude. Les résidus PAG étaient quant à eux considérés comme potentiellement générateurs de DMA. Les résultats des essais cinétiques (cellules humides et colonne) ont permis de préciser le potentiel de génération de DMA à long terme des différents matériaux. Les résultats de qualité des eaux de lixiviation obtenus dans les essais en cellules humides ont montré que seuls les résidus PAG ont généré des eaux dont les valeurs de pH étaient acides et de l'ordre de 4. Dans les essais en colonne, les résidus PAG ont également lixivié des eaux dont les valeurs de pH étaient acides et de l'ordre de 3. De plus, le paragneiss graphitique a lixivié des eaux dont les pH étaient décroissants jusqu'à des valeurs avoisinant 5 durant les essais en colonne. Les courbes d'oxydation-neutralisation, obtenues avec les charges cumulées et normalisées des éléments associés à la dissolution des minéraux neutralisants  $[Ca+Mg+Mn]$  et avec les charges cumulées et normalisées de  $SO_4^{2-}$  mesurées lors des essais cinétiques, ont permis d'évaluer le potentiel de génération de DMA à long terme des matériaux à l'étude. Les courbes des essais en cellules humides et en colonne ont confirmé que la majorité des matériaux sont non-générateurs de DMA à long terme. Les résultats ont également confirmé que les résidus PAG sont fortement générateurs de DMA à long terme aux échelles des cellules humides et des colonnes. Les courbes d'oxydation-neutralisation aux échelles des cellules humides et des colonnes ont montré que le paragneiss graphitique, dont le potentiel de génération de DMA avait été considéré comme incertain dans les essais statiques, est potentiellement générateur de DMA à long terme. Il est cependant à noter que cette lithologie représente uniquement 1 % de l'ensemble des lithologies de roches stériles qui seront générées lors des opérations de NMG.

À titre indicatif, les concentrations en métaux dissouts obtenues dans les essais cinétiques réalisés sur les différents matériaux ont été comparées avec les modalités de la D019 (MDDEP, 2012) et

de la PPSRTC (MDDELCC, 2017). Les résultats informent que les métaux suivants dépassent les normes dans les essais en cinétiques : As, Cu, Fe, Ni, Zn, Cd, Co et Pb. Aux deux échelles, ces dépassements sont néanmoins marginaux dans le cas des métaux suivants : As, Cd et Pb. Les principaux métaux lixiviés dans les essais cinétiques sont donc les suivants : Co, Cu, Fe, Ni, Zn. Ces métaux sont cohérents avec les analyses chimiques initialement effectuées sur les différents matériaux. Plus particulièrement, la lixiviation de métaux est négligeable dans la majorité des matériaux. De plus, les résidus PAG correspondent au matériel qui a lixivié le plus de métaux à la fois dans les essais en cellules humides et dans les essais en colonne. Le paragneiss graphitique a également lixivié des concentrations notables de métaux, notamment le Co, le Fe et le Ni, dans les essais en colonne. Bien que les résidus NAG aient montré de relativement faibles concentrations en métaux lors des analyses chimiques initiales, ce matériel a lixivié des concentrations notables en Cu et Zn lors des essais en colonne. En général, la lixiviation des métaux était plus marquée dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. Le plus faible ratio liquide/solide dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides peut favoriser de plus grandes concentrations en métaux dans les essais en colonne que dans les essais en cellules humides. En effet, le plus grand rapport liquide/solide dans les essais en cellule humide permet de dissoudre une plus grande quantité d'ions sans que la limite de solubilité des minéraux secondaires soit atteinte. De plus, le temps de contact entre les eaux de lixiviation et les matériaux est plus élevé dans le cas des essais en colonne et favorise les réactions géochimiques. Les plus faibles valeurs de pH des lixiviats des essais en colonne ont également favorisé la dissolution d'une plus grande quantité de métaux puisque la solubilité de ces derniers est généralement plus élevée à des pH acides. Il est à noter que les conditions expérimentales des essais en colonne se rapprochent généralement plus des conditions rencontrées sur le terrain que les conditions expérimentales des essais en cellules humides. Le potentiel de génération de métaux peut néanmoins varier entre les essais en colonne et les conditions de terrain et doit donc être précisé avec des essais *in situ*.

Les analyses minéralogiques sur les matériaux prélevés lors du démantèlement des essais en colonne ont permis de cibler les phases minérales à l'origine de la dissolution des métaux dans les essais cinétiques. Plus particulièrement, des échantillons post-démantèlement de paragneiss graphitique, de résidus PAG et de NAG ont été analysés afin de les caractériser de façon exhaustive puisqu'il s'agit des matériaux ayant lixivié les plus fortes concentrations en métaux. Les analyses minéralogiques ont permis d'identifier des traces de sphalérite ((Zn,Fe)S) et de chalcopryrite

(CuFeS<sub>2</sub>), pouvant respectivement expliquer les concentrations en Zn et Cu, dans les échantillons de paragneiss graphitique et de résidus PAG post-démantèlement. La présence de Fe peut quant à elle être expliquée par la présence de pyrrhotite (Fe<sub>1-x</sub>S) dans le paragneiss graphitique, les résidus PAG et les résidus NAG. Des analyses EPMA ont également montré que les grains de pyrrhotite peuvent contenir des inclusions de Ni et Co qui pourraient expliquer la présence de ces métaux dans les eaux lixiviées par les matériaux à l'étude. Étant donné que les résidus NAG ont la même origine géologique que les résidus PAG, il est raisonnable de considérer que les résidus NAG pourraient également contenir des traces de sphalérite et de chalcopyrite.

La réactivité de la pyrrhotite a été analysée dans le cadre de cette étude afin de vérifier si cette dernière, caractérisée par un état d'oxydation S<sup>2-</sup>, s'était oxydée complètement jusqu'aux sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), caractérisés par un état d'oxydation S<sup>6+</sup>, ou si elle s'était oxydée partiellement à des états d'oxydation plus faibles tels qu'aux thiosulfates (S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>), avec un état d'oxydation S<sup>2+</sup>, et au soufre natif (S) avec un état d'oxydation S<sup>0</sup>. La réactivité de la pyrrhotite a été étudiée sur le paragneiss graphitique et sur le résidu PAG puisqu'il s'agit des matériaux avec les plus fortes teneurs en pyrrhotite, ainsi que sur les résidus NAG, puisque ces matériaux contiennent une teneur résiduelle en pyrrhotite. Les résidus PAG correspondent aux matériaux qui lixivient les charges cumulées et normalisées les plus élevées des différentes espèces de soufre (sulfates, thiosulfates). Les résidus NAG lixivient les charges cumulées et normalisées les plus faibles des différentes espèces de soufre. Le paragneiss graphitique lixivie quant à lui des charges cumulées et normalisées des différentes espèces de soufre situées entre celles des résidus PAG et celles des résidus NAG. Les analyses minéralogiques ont permis de détecter la présence de soufre natif et de thiosels dans les résidus PAG et le paragneiss graphitique post-démantelés et de confirmer l'absence de ces espèces dans les résidus NAG. La présence d'espèces de soufre avec des états d'oxydation situé entre la pyrrhotite et les sulfates dans les échantillons de paragneiss graphitique et de résidus PAG laisse supposer que l'oxydation de la pyrrhotite a parfois été partiellement complétée dans ces matériaux. Ainsi, il est raisonnable de considérer que la réactivité de la pyrrhotite observée en laboratoire a été plus faible la réactivité de la pyrrhotite qui serait théoriquement attendue.

Des calculs thermodynamiques au moyen du logiciel Visual MINTEQ 3.1 (mis à jour en 2019) ont été réalisés dans le but d'estimer quelles sont les espèces minérales qui sont susceptibles de précipiter et celles qui sont susceptibles de se dissoudre à partir des qualités d'eau obtenues dans les différents rinçages des essais en colonne et en cellules humides. Les calculs ont montré que les



oxyhydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite, maghémite, ferrihydrite et K-jarosite) sont les espèces minérales secondaires qui sont les plus susceptibles de précipiter pour tous les matériaux. Les calculs ont également montré que la précipitation des minéraux sulfatés n'est généralement pas favorisée. La précipitation du gypse est néanmoins marginalement favorisée dans le cas des résidus PAG. Bien que les résultats aient indiqué que les oxyhydroxydes de fer sont susceptibles de précipiter dans tous les matériaux, il n'est pas attendu de trouver ces phases minérales dans les matériaux post-démantelés suivants : paragneiss mix, paragneiss à biotite, méta-gabbro et charnockite. En effet, les lixiviats de ces matériaux dans les essais cinétiques étaient neutres. Ainsi, la solubilité de la majorité des oxyhydroxydes de fer était réduite, mais la concentration de fer absolue lixiviée par ces matériaux était trop faible pour qu'une quantité observable d'oxyhydroxydes de fer ait précipité.

La minéralogie des minéraux secondaires a été étudiée sur le paragneiss graphitique et sur le résidu PAG puisqu'il s'agit des matériaux avec les plus fortes teneurs en pyrrhotite ainsi que sur les résidus NAG, puisque ces matériaux contiennent une teneur résiduelle en pyrrhotite. Les analyses minéralogiques réalisées sur le paragneiss graphitique, les résidus PAG et les résidus NAG post-démantelés sont cohérentes avec les calculs thermodynamiques ci-dessus. Dans le paragneiss graphitique et les résidus PAG post-démantelés, des oxyhydroxydes de fer ont été observés sous la forme d'une matrice de cimentation (lépidocrocite, goethite et ferrihydrite) entourant les grains de pyrrhotite altérés. De plus, du soufre natif et la jarosite ont été observés sous la forme d'auréoles striées autour des grains de pyrrhotite de ces matériaux. Les résultats minéralogiques ont également montré des grains de pyrrhotite altérés dans les résidus NAG post-démantelés. Les altérations observées dans les résidus NAG correspondent généralement à des oxyhydroxydes de fer. Les résidus NAG ne présentent pas de matrice de cimentation. La comparaison entre les résultats minéralogiques initiaux et post-démantèlements obtenus sur les résidus PAG informe que les teneurs en pyrrhotite ont diminué dans les échantillons post-démantèlement. Il est possible de conclure que les sulfures et certains minéraux neutralisants ont réagi au cours des essais en colonne et ont laissé la place à des minéraux secondaires. De plus, les conditions expérimentales des essais en colonne semblent avoir favorisé la réactivité des sulfures résiduels présents dans les résidus NAG. Dans les conditions de l'essai, cette réactivité n'a pas mené à la génération de lixiviats acides, mais a contribué à la génération de concentrations significatives en Cu et Zn.

Une partie du concept de gestion visant à limiter l'oxydation des résidus PAG a été étudiée dans le cadre de cette étude au moyen d'une cellule de co-disposition expérimentale construite sur le site de NMG. Ce concept implique la co-disposition des résidus PAG, des résidus NAG et des roches stériles générés à NMG. Plus particulièrement, dans le concept initial, les résidus PAG sont déposés dans une cuve de stériles. Par la suite, les résidus PAG et les stériles sont recouverts de résidus NAG non-générateurs de DMA. Cependant, au moment de la construction, une couche de stériles triés a été ajoutée entre la couche de résidus PAG et de résidus NAG. La déposition de matériaux fins au-dessus de matériaux grossiers devrait avoir pour effet d'induire un bris capillaire qui permettrait de maintenir un haut degré de saturation dans les matériaux fins. Ce faisant, la migration d'oxygène jusqu'aux résidus PAG serait limitée et l'oxydation de ces derniers serait empêchée. La teneur résiduelle en pyrrhotite dans les résidus NAG devrait également avoir pour effet de consommer l'oxygène et de limiter sa migration jusqu'aux résidus PAG. La cellule de co-disposition a été instrumentée en vue de suivre l'évolution de la TEV, de la succion et de la concentration en oxygène au centre de la cellule de co-disposition dans les résidus PAG et NAG co-disposés.

Les sondes de TEV ont montré que les TEV tendent à diminuer à de plus faibles élévations dans les résidus PAG et NAG. Plus particulièrement, les TEV passent de 0,1 à 0,2 entre la surface et la base des résidus NAG et de 0,07 à 0,2 entre la surface et la base des résidus PAG. Il est cependant à noter que les mesures de TEV peuvent être influencées par les fortes teneurs en sulfures. Ainsi, étant donné que les TEV mesurées dans résidus PAG n'ont pas été calibrées afin de tenir compte de l'effet des sulfures, il est possible que les TEV mesurées dans les résidus PAG soient inexactes.

Les sondes de succion ont montré que, de façon générale, les succions tendent à diminuer à de plus faibles élévations dans les résidus PAG et NAG. À la surface des résidus NAG, la succion est de l'ordre de -10 kPa et à la base des résidus PAG, la succion est de l'ordre de 0 kPa. Il est à noter qu'un bris de succion est observé entre les résidus NAG et PAG. Ce bris est associé à la présence de la couche de stériles triés et peut contribuer à augmenter la teneur en eau volumique dans la couche de résidus NAG. À l'élévation de cette couche, une augmentation de succion, jusqu'à un ordre de -15 kPa, est observée. Les succions enregistrées à la base des résidus PAG et à l'interface des résidus PAG et des résidus NAG (à l'emplacement de la couche de stériles triés) laissent supposer que les résidus PAG sont saturés sur toute leur élévation. En effet, pour les valeurs de succion mesurées, la CRE des résidus PAG indique que ces derniers sont saturés. Ainsi, bien que

les teneurs en eau volumiques mesurées dans la couche de résidus PAG étaient inférieures à la porosité estimée pour ces matériaux, il est raisonnable de considérer que les résidus PAG sont saturés. La porosité des résidus PAG pourrait avoir été surestimée ou les teneurs en eau volumiques mesurées dans les résidus PAG pourraient être inexacts, tel que mentionné précédemment.

Les sondes de concentrations en oxygène ont montré que, de façon générale, les concentrations en oxygène tendent à diminuer à de plus faibles élévations dans les résidus NAG. À la surface des résidus NAG, la concentration en oxygène est de l'ordre de  $250 \text{ g/m}^3$  et à la base des résidus NAG, la concentration en oxygène est de l'ordre de  $200 \text{ g/m}^3$ . À la base des résidus PAG, la concentration en oxygène est nulle et coïncide avec forte teneur en eau volumique de ces matériaux.

Les résultats de l'instrumentation indiquent donc que le concept de co-disposition expérimental est efficace pour garder les résidus PAG saturés. Les résultats permettent également de constater une consommation de l'oxygène par les résidus NAG étant donné que la concentration en oxygène diminue en profondeur dans cette couche. Le concept de co-disposition expérimental ne semble toutefois pas permettre de conserver un niveau de saturation supérieur à 85-90 % à la base des résidus NAG, étant donné que des concentrations en oxygène significatives ont été mesurées à cette élévation. Il est toutefois à noter que les résultats de l'instrumentation présentés dans la présente étude ne permettent pas d'évaluer l'efficacité du concept de la halde de co-disposition de surface que NMG prévoit mettre en place. En effet, les résultats de l'instrumentation considérés dans ce mémoire couvrent une période de seulement 3 à 4 mois et ne représentent donc pas un système hydraulique à l'équilibre. De plus, tel que mentionné précédemment, la cellule expérimentale sera utilisée comme un outil de conception par NMG et la configuration de la co-disposition dans la halde de surface ne sera pas identique à la co-disposition réalisée dans la cellule expérimentale.

La sensibilité de l'efficacité du concept de co-disposition a été vérifiée pour plusieurs paramètres de conception en réalisant des modélisations permettant de simuler les écoulements hydrauliques et gazeux en régime transitoire dans la cellule de co-disposition. Plus particulièrement, une colonne en 1D représentant le profil de matériaux au centre de la cellule a été modélisée au moyen du logiciel SEEP/W couplé à CTRAN/W. Les résidus PAG, NAG, les stériles et les stériles triés ont été décrits par leurs fonctions hydrauliques (CRE et fonction de perméabilité) et gazeuses (fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$ ). La réactivité des résidus NAG a également été décrite au moyen du  $t_{1/2}$ . Les fonctions hydrauliques et gazeuses des résidus PAG et NAG ont été estimées en se basant

sur des propriétés des matériaux mesurées en laboratoire et sur le terrain. Les fonctions d'écoulement hydraulique et gazeux des stériles et des stériles triés ont été estimées en se basant sur des propriétés typiques de ces matériaux. L'analyse de sensibilité a été réalisée pour les paramètres de conception suivants : porosité des résidus NAG, porosité des résidus PAG, réactivité des résidus NAG, épaisseur des résidus NAG et épaisseur des résidus PAG. La diminution de la porosité des résidus NAG a pour effet d'augmenter la TEV dans ces matériaux et ainsi de diminuer la quantité d'oxygène qui peut migrer jusqu'aux résidus PAG. Il est ainsi possible de conclure que la compaction des résidus NAG améliore l'efficacité du concept de co-disposition des rejets de NMG.

Avec une diminution de porosité de -25 %, la concentration en oxygène à la surface des résidus PAG est considérablement diminuée et est de l'ordre  $20 \text{ g/m}^3$ . Cette concentration se rapproche de la concentration en oxygène qui peut se dissoudre dans l'eau à  $20^\circ\text{C}$  ( $9 \text{ g/m}^3$ ). Néanmoins, il n'est peut-être pas possible d'atteindre cette valeur de porosité en pratique. Avec une diminution de porosité de -10 %, la concentration en oxygène à la surface des résidus PAG est diminuée de 20 % par rapport au cas de base. En effet, la concentration passe de  $150 \text{ g/m}^3$  dans le cas de base à  $120 \text{ g/m}^3$  dans la modélisation considérant une porosité de -10 % des résidus NAG. Similairement, les modélisations ont montré que la diminution de la porosité des résidus PAG a pour effet d'augmenter la teneur en eau dans les résidus NAG. Ainsi, une plus grande compaction des résidus PAG a pour effet d'améliorer l'efficacité du concept de gestion des rejets de NMG. Plus particulièrement, avec une diminution de -10 % de la porosité des résidus PAG, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est de  $80 \text{ g/m}^3$  et est donc diminuée de près de 50 % par rapport au cas de base (concentration en oxygène à la base des résidus NAG est de  $150 \text{ g/m}^3$ ).

La réactivité des résidus NAG a également un effet considérable sur l'efficacité du concept de gestion des rejets de NMG. Plus les rejets sont réactifs, plus la concentration en oxygène qui atteint les résidus PAG est faible. Pour des valeurs de  $t_{1/2}$  supérieures à 5 jour, la concentration en oxygène à la surface et à la base des résidus NAG demeure près de la concentration d'oxygène atmosphérique ( $280 \text{ g/m}^3$ ). Pour une valeur de  $t_{1/2}$  de 0,25 jour, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est de l'ordre de  $150 \text{ g/m}^3$ . Ainsi, il serait avantageux de co-disposer les rejets de NMG en utilisant des résidus NAG avec un contenu en pyrrhotite qui permet de consommer efficacement l'oxygène sans toutefois mener à la génération de drainage contaminé.

L'augmentation de l'épaisseur des résidus NAG a pour effet d'augmenter la teneur en eau à la base des résidus NAG et ainsi de diminuer la quantité d'oxygène qui atteint les résidus PAG. Plus particulièrement, pour une déposition de 1,5 m de résidus NAG, la concentration en oxygène à la base des résidus NAG est d'environ  $50 \text{ g/m}^3$  et pour une déposition de 0,8 m, la concentration en oxygène à la base de résidus NAG est d'environ  $150 \text{ g/m}^3$ . Ainsi, une plus grande épaisseur de résidus NAG améliore l'efficacité du concept de gestion des rejets miniers.

L'analyse de sensibilité réalisée relativement à l'effet de l'influence de l'épaisseur des résidus PAG sur l'efficacité du concept de gestion des rejets a montré qu'il est primordial que ces derniers soient saturés pour que l'oxygène ne migre pas à travers eux. En effet, lorsque l'épaisseur de résidus PAG dépasse la valeur de AEV (2 m), ces derniers ne sont pas saturés sur toute leur élévation. L'oxygène peut alors migrer dans les résidus PAG, oxyder ces derniers et éventuellement mener à la génération de DMA. Plus particulièrement les modélisations ont montré que, pour une épaisseur de 3 m de résidus PAG, de l'oxygène pénètre dans les résidus PAG alors que pour une épaisseur de 0,9 m, l'oxygène ne pénètre pas dans ce matériel. Il serait intéressant de déterminer quelles combinaisons d'épaisseurs de résidus NAG et PAG permettent de limiter efficacement la migration d'oxygène jusqu'aux résidus PAG.

Aux termes des résultats de l'instrumentation et des modélisations, il est possible de conclure que le concept de co-disposition, mis en place dans la cellule expérimentale, permet de garder les résidus PAG saturés lorsqu'ils sont déposés à une épaisseur inférieure à 2 m et, de ce fait, d'empêcher la migration de l'oxygène dans les résidus PAG. Le concept de gestion des rejets pré-restauration pourrait néanmoins être optimisé lors de la construction halde de surface. Notamment, la compaction, la réactivité ainsi que l'épaisseur des résidus NAG, ainsi que la porosité des résidus PAG pourraient être ajustées de façon à minimiser la quantité d'oxygène qui migre jusqu'à la surface des résidus PAG.

## **7.2 Limites de l'étude et recommandations**

Dans la présente étude, le comportement hydrogéochimique des rejets produits par NMG a été caractérisé de façon exhaustive. Certains biais et limites ont néanmoins été ciblés dans le cadre de cette étude.

D'abord, des échantillons similaires ont parfois présenté des résultats de compositions chimiques et minéralogiques variables. Cette variabilité peut en partie être expliquée par un manque de constance dans l'homogénéisation des matériaux lors de la préparation des échantillons. Cependant, il peut être normal de noter une certaine variabilité dans les résultats chimiques et minéralogiques obtenus pour des échantillons similaires. En effet, il existe généralement une marge d'erreur sur les résultats obtenus lors des essais de caractérisation chimiques et minéralogiques qui peut induire une certaine variabilité dans les résultats. La nature subjective de certains essais, dont les résultats dépendent de l'interprétation de l'observateur, peut également expliquer cette variabilité. Ensuite, le contrôle de la qualité de la méthodologie en chimie et minéralogie aurait pu être plus rigoureux en incluant des analyses de duplicatas plus fréquentes. Finalement, les échantillons de résidus utilisés ont été générés dans un laboratoire au moyen d'un procédé expérimental et les stériles provenaient de morceaux de carottes de forage concassés. Les matériaux utilisés dans le cadre de cette étude n'avaient donc pas les mêmes propriétés physico-chimiques que les matériaux qui seront réellement produits sur le site de la mine.

Dans le cas des modélisations du comportement hydraulique des rejets co-disposés, les propriétés utilisées dans le but de définir les matériaux sont incertaines. En effet, dans le cas des résidus, ces propriétés ont été estimées en se basant sur les caractéristiques des résidus utilisés pour la construction de la cellule de terrain. Dans le cas des stériles, ces propriétés ont été estimées en se basant sur des caractéristiques typiques de ces matériaux. Il serait intéressant de réaliser des essais en laboratoire et sur le terrain afin de mesurer les CRE et les conductivités hydrauliques saturés des différents matériaux. Il est cependant attendu que les propriétés hydrauliques mesurées des matériaux ne devraient pas changer le portrait global des modélisations réalisées avec les propriétés estimées. L'utilisation de propriétés mesurées dans les modélisations pourrait néanmoins préciser les calculs des écoulements gazeux et hydrauliques dans la cellule. De plus, la réactivité des résidus NAG a été estimée à partir de la teneur en pyrrhotite des échantillons de NAG produits en laboratoire utilisés pour les essais de caractérisation initiale et cinétiques. Il serait intéressant de caractériser la réactivité des résidus NAG en utilisant la teneur en pyrrhotite réelle des résidus NAG utilisés pour la construction de la cellule de terrain.

En somme, ce projet de maîtrise a permis de mieux connaître la géochimie des rejets produits par une mine de graphite. De plus, ce projet a permis de cibler des paramètres qui doivent être contrôlés lors de la gestion pré-restauration des rejets qui seront déposés dans la halde de surface de NMG.

Plus particulièrement, les recommandations suivantes peuvent être formulées au terme de ce projet de maîtrise :

- La caractérisation exhaustive de la réactivité de la pyrrhotite dans les résidus PAG devrait être réalisée. Notamment en étudiant la spéciation du soufre lixivié ainsi que son évolution au cours du temps. De plus, des essais microbiologiques pourraient être réalisés en vue de vérifier si la présence de bactéries est nécessaire pour que la réaction d'oxydation de la pyrrhotite soit complète. Le nombre d'échantillons à analyser et le nombre d'essais à réaliser devront être choisis selon les lignes directrices de directives du MELCC (2020), MEND (2009) et SRK (1989);
- La caractérisation exhaustive du comportement géochimique du mélange de stériles qui sera co-disposé par la mine devrait être réalisée. En effet, dans la présente étude, les différentes lithologies de roches stériles ont été étudiées de façon individuelle. Il serait néanmoins intéressant de vérifier le potentiel de génération de DMA et DNC du mélange de stériles en respectant les proportions des différentes lithologies qui seront générées par la mine. Le nombre d'échantillons à analyser et le nombre d'essais à réaliser devront être choisis selon les lignes directrices de directives du MELCC (2020), du MEND (2009) et SRK (1989);
- La caractérisation exhaustive du potentiel de génération de DNC *in situ* par les résidus NAG devrait être réalisée. En effet, les résidus NAG ont généré des concentrations notables de Cu et Zn lors des essais en colonne. Il serait ainsi intéressant de vérifier si les résidus NAG sont susceptibles de générer des eaux contaminées sur le terrain. En effet, il s'agit du matériel envisagé comme couche de matériaux dans la CEBC qui sera utilisée afin de restaurer les aires d'accumulation à la fin des opérations de la mine. Le nombre d'échantillons à analyser et le nombre d'essais à réaliser devront être choisis selon les lignes directrices de directives du MELCC (2020), du MEND (2009) et SRK (1989);
- La qualité des eaux de drainage collectées dans la cellule expérimentale *in situ* devrait également faire l'objet d'une étude exhaustive afin de vérifier si le concept de co-disposition des différents rejets est efficace pour empêcher la génération de drainage minier contaminé durant les opérations;

- La caractérisation exhaustive du comportement géochimique des stériles utilisés pour la construction devrait être réalisée afin de confirmer qu'ils ne sont pas susceptibles de lixivier des contaminants dans les eaux de drainage de la cellule de co-disposition. Le nombre d'échantillons à analyser et le nombre d'essais à réaliser devront être choisis selon les lignes directrices de directives du MELCC (2020), du MEND (2009) et SRK (1989);
- L'étude de la lixiviation des métaux totaux devrait être réalisée pour tous les matériaux à l'étude. En effet, dans la présente étude les analyses ont été réalisées pour les métaux dissouts. Ainsi, les concentrations en métaux mesurées dans ce mémoire pourraient potentiellement être sous-estimées par rapport à la quantité de métaux qui sera réellement lixiviée dans les eaux de drainage;
- La détermination des flux d'oxygène dans les résidus PAG et NAG disposés dans la cellule de co-disposition devrait être effectuée tant pour les résultats des sondes que pour les résultats des modélisations. Des essais de consommation d'oxygène devraient également être réalisés. Le calcul des flux d'oxygène permettrait de déterminer la quantité d'oxygène qui traverse les résidus PAG et NAG au fil du temps et de comparer la méthode de gestion des rejets étudiée dans le cadre de ce projet avec d'autres méthodes gestion des rejets telles que les CEBC, les recouvrements monocouches, etc;
- L'ajout de la couche de stériles triés entre les résidus PAG et NAG dans le concept de co-disposition est recommandée, puisque cette couche semble avoir contribué à l'augmentation de la TEV dans les résidus NAG conformément aux résultats obtenus avec l'instrumentation de terrain;
- L'étude de la cellule expérimentale devra se poursuivre en vue d'être utilisée comme outil de conception pour la construction de la halde de co-disposition de surface. Plus particulièrement, l'étude de la cellule expérimentale devra être réalisée, sans s'y limiter, sur les paramètres critiques suivants en vue d'optimiser le concept de co-disposition : porosité des résidus NAG, porosité des résidus PAG, réactivité des résidus NAG, épaisseur des résidus NAG et épaisseur des résidus PAG. Les critères de conception devront être établis en modélisant l'écoulement hydraulique et gazeux dans la cellule en utilisant les caractéristiques physico-chimiques mesurées plutôt qu'estimées des différents matériaux. De plus, les modélisations devront être réalisées en utilisant un plus grand lot de résultats



de l'instrumentation de terrain afin de pouvoir modéliser les écoulements de façon réaliste à plus long terme dans un régime stabilisé.

- Les résultats obtenus dans cette étude montrent que la co-disposition mise en place dans la cellule expérimentale permet de maintenir les résidus PAG saturés si leur épaisseur est inférieure à leur AEV (2 m). Les critères de conception pourraient néanmoins être ajustés en vue de trouver les plages de valeurs de porosités des résidus PAG et NAG, de réactivité de NAG ainsi que d'épaisseurs de résidus PAG et de NAG qui permettent de limiter suffisamment la quantité d'oxygène qui atteint les résidus PAG.
- La réactivité de la pyrrhotite dans les résidus NAG devrait être évaluée en tenant compte de la consommation d'oxygène des résidus NAG *in situ*. Le contenu en pyrrhotite devrait être optimisé en vue de maximiser la consommation d'oxygène par les résidus NAG tout en empêchant la génération de DMA par ces derniers.

## BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2002). *Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils* [Communication de conférence]. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and the 3rd Joint IAH–CNC and CGS Groundwater Speciality Conference, Ottawa, Ont.
- Aachib, M., Mbonimpa, M. & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, & Soil Pollution*, 156(1), 163-193.
- Alpers, C.N., Blowes, D.W., Nordstrom, D.K., & Jambor, J.L. (1994). Secondary minerals and acid mine-water chemistry. Dans J.L. Jambor & D.W. Blowes (édit.), *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste* (p. 247-270). Mineralogical Association of Canada.
- APOGEE Instruments. (2021). *Owners's Manual. OXYGEN SENSOR. Models SO-110, SO-120, SO-210, and SO-220*. Apogee Instruments, Inc.
- Asbury Carbons. (2019). *Structural Description | Graphite 101 | Asbury Carbons*. Asbury. <https://asbury.com/fr/biblioth%C3%A8que-de-ressources/education/graphite-101/structural-description/>
- ASTM. (2007). *Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane Apparatus* (ASTM D3152). ASTM International.
- ASTM. (2014). *Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer* (ASTM D5550). ASTM International.
- ASTM. (2016). *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter* (ASTM D5084). ASTM International.
- ASTM. (2018a). *Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field Using Double-Ring Infiltrometer* (ASTM D3385). ASTM International.
- ASTM. (2018b) *Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell* (ASTM D5744). ASTM International.
- Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 215-233.
- Aubertin, M., Asce, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of reclamation techniques for acid generating mine wastes upon closure of disposal sites* [Communication de conférence]. Geo-Chicago, Chicago, Ill.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002a). *Environnement et gestion des résidus miniers (Manuel sur CD-ROM)*. Montréal. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A.-M., Monzon, M., Gagnon, D., Barbera, J. M.,... Chapuis, R. P. (1999). *Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place* (Rapport n°2.22.2c). Mine Environment Neutral Drainage (MEND).

- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.-F., & Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers* (Rapport n°2.22.2a). Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A. & Chapuis, R. (2002b). *Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles* [Communication de conférence]. Symposium sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Qc.
- Aubertin, M., Maknoon, M. & Bussière, B. (2013). *Recommandations pour améliorer le comportement hydrogéotechnique des haldes à stériles* [Communication de conférence]. GEO. Montréal, Qc.
- Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2001). Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier: Discussion. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 658-660. doi: 10.1139/cgj-38-3-658
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122. doi: 10.1139/t03-054
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., Chapuis, R. P., James, M. & Riffon, O. (2002c). *Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle* [Communication de conférence]. Symposium sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Qc.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. & Maqsood, A. (2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de dma* [Communication de conférence]. Symposium sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Qc.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2021). Water Covers. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 135-162). CRC Press.
- Belzile, N., Chen, Y.-W., Cai, M.-F. & Li, Y. (2004). A review on pyrrhotite oxidation. *Journal of Geochemical Exploration*, 84(2), 65-76. doi: 10.1016/j.gexplo.2004.03.003
- Benzaazoua, M., Bussière, B., & Dagenais, A. M. (2001). *Comparison of kinetic tests for sulphide mine tailings* [Communication de conférence]. Tailings and Mine Waste, Balkema, Rotterdam.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340. doi: 10.1016/j.mineng.2007.11.012

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., & Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing*, 60(1), 57-74. doi: 10.1016/S0301-7516(00)00006-5
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.-M., & Archambault, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology*, 46(8), 1086-1101. doi: 10.1007/s00254-004-1113-1
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., & Johnson, D.B. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on Geochemistry*, 131-190. doi: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00905-0
- Boulangier-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). Insulation Covers. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 203-222). CRC Press.
- Bourque, P.-A. (2010). *Planète Terre*.  
[http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete\\_terre.html](http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html)
- Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014a). Prediction of Acid Mine Drainage: Importance of Mineralogy and the Test Protocols for Static and Kinetic Tests. *Mine Water and the Environment*, 33(1), 54-65. doi: 10.1007/s10230-013-0249-1
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014b). Recommandations sur l'utilisation des outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et Techniques*, 68, 4-14.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014c). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets, Sciences et Techniques*, 66, 14-31. doi: 10.4267/dechets-sciences-techniques.340
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2015). ASTM Normalized humidity cell kinetic test: protocol improvements for optimal sulfide tailings reactivity. *Mine Water and the Environment*, 34(3), 242-257. doi: 10.1007/s10230-014-0307-3
- Brawner, C.O. (1978). *Concepts and experience for subsurface storage of tailings* [Communication de conférence]. International Tailings Symposium. Tailings Disposal Today. Denver, Colo.
- Bréard-Lanoix, M.-L. (2017). *Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du lac tio* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Broadhurst, J.L., & Harrison, S.T.L. (2015). *A desulfurization flotation approach for the integrated management of sulfide wastes and acid rock drainage risks* [Communication de conférence]. CARDIMWA, Santiago, Chili.
- Buseck, P.R., & Beyssac, O. (2014). From Organic Matter to Graphite: Graphitization. *Elements*, 10(6), 421-426. doi: 10.2113/gselements.10.6.421

- Bussièrre, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052. doi: 10.1139/T07-040
- Bussièrre, B., Aubertin, M., & Julien, M. (2001). *Couvertures avec effets de barrièrre capillaire pour limiter le drainage minier acide : aspects théoriques et pratiques*.
- Bussièrre, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., & Chapuis, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265. doi: 10.1139/t06-120
- Bussièrre, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., & Servant, S. (1998). *Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée - Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec - MEND Program*.
- Bussièrre, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622. doi: 10.1007/s00254-003-0919-6
- Bussièrre, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., & Bois, D. (1995). *Utilisation des résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA : analyse technico-économique sur deux cas réels* [Communication de conférence]. Conference on mining and the environment, Sudbury, Ont.
- Bussièrre, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., & Servant, S. (1997). *Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column tests investigation* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C.
- Bussièrre, B., Pabst, T., Boulanger-Martel, V., Guittonny, M., Plante, B., Neculita, C. M., ... Labonté-Raymond, P.-L. (2021). Monitoring the Performance of Mine Site Reclamation. Dans B. Bussièrre et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 225-260). CRC Press.
- Bussièrre, B., & Wilson, G. W. (2021). Store-and-Release Covers. Dans B. Bussièrre et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 115-135). CRC Press.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2014). *Méthode d'analyse. MA. 200 - Mét. 1.2. Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*.
- Chagnes, A. (2005). *Propriétés de transport dans électrolytes concentrés à base de gamma-butyrolactone. Application aux accumulateurs rechargeables au lithium* (AGRO M, 2002). Université François Rabelais.
- Charbonneau, E. (2019). *Caractérisation hydrogéotechnique des mélanges paste rock* [Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Chopard, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Plante, B., & Marion, P. (2017). A contribution to improve the calculation of the acid generating potential of mining wastes. *Chemosphere*, 175, 97-107. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.036
- Chung, D.D.L. (2002). Review Graphite. *Journal of Materials Science*, 37(8), 1475-1489. doi: 10.1023/A:1014915307738

- Collin, M. (1987). *Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers dor deposits of pyritic mine tailings* (Licenciate Treatise). Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology.
- Collin, M., & Rasmunson, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1559-1565.
- Cruz, R., Bertrand, V., Monroy, M., & González, I. (2001). Effect of sulfide impurities on the reactivity of pyrite and pyritic concentrates: a multi-tool approach. *Applied Geochemistry*, 16, 803-819.
- Davies, M.P., & Rice, S. (2001). *An alternative to conventional tailings management - «dray stack»* [Communication de conférence]. Internatinal Conference on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, Colo.
- Delage, P., & Cui, Y.-J. (2000). *L'eau dans les sols non saturés*.
- Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1-4), 113-128. doi: 10.1007/s11270-010-0692-6
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329. doi: 10.1016/j.mineng.2007.11.006
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(4), 454-469. doi: 10.1139/T08-132
- Demers, I., & Pabst, T. (2021a). Alternative and innovative integrated mine waste management approaches. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 321-342). CRC Press.
- Demers, I., & Pabst, T. (2021b). Covers with capillary barrier effects. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 167-184). CRC Press.
- Département de géologie et de génie géologique. Université Laval. (s. d.). *Laboratoire de microanalyse*. GGL UlaVal. <https://www.ggl.ulaval.ca/recherche-et-innovation/laboratoires/laboratoire-de-microanalyse/>
- Dominé, S. (2018). *Imerys Graphite & Carbon Canada inc. se fait rappeler à l'ordre*. L'info de la Lièvre. <https://infodelalievre.ca/articles/2323-imerys-graphite-carbon-canada-inc-se-fait-rappeler-a-lordre.html>
- DRA-Metchem. (2018). *Updated Technical Pre-Feasibility Study Report for the Matawinie Graphite Project. Prepared for Nouveau Monde Graphite* (NI 43-101). Nouveau Monde Graphite Inc.
- Dubuc, J. (2018). *Étude du comportement hydrogéologique d'une couche de contrôle des écoulements placée à la surface d'une halde à stériles expérimentale* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].

- Duchesne, J. (2014). *Minéralogie Appliquées GLG-1003*.
- Edahbi, M. (2018). *Prédiction du comportement géochimique des rejets miniers porteurs de terres rares* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Fala, O., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Wilson, G. W., Chapuis, R., & Martin, V. (2003). *Numerical modelling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Ferdosi, B., James, M., & Aubertin, M. (2015). Effect of waste rock inclusions on the seismic stability of an upstream raised tailings impoundment: a numerical investigation. *Canadian Geotechnical Journal*, 52(12), 1930-1944. doi: 10.1139/cgj-2014-0447
- Fragasso, D. (2015). *Le graphite*. Ministère de l'énergie et des ressources naturelles du Québec. <https://mern.gouv.qc.ca/mines/quebec-mines/2015-11/Graphite.asp>
- Fredlund, D.G. (2006). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. *Journal of Geotechnical & Geoenvironmental Engineering*, 132(3), 286-321. doi: 10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:3(286)
- Fredlund, D. G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 533-546.
- 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, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Golder Associés. (2014). *Projet de mine de graphite du lac Knife - Étude d'impact sur l'environnement* (3211-16-012). Focus Graphite.
- GoldMinds Géoservices Inc., Tekhne Research Inc., Met-Chem, Soutex Inc., & Gesmine Inc. (2015). *Technical report: resources update and feasibility study, Lac Guéret graphite project, Québec, Canada* (NI 43-101). Mason Graphite.
- Google Earth. (2019). *Image satellite. CNES/Airbus*. <https://www.google.ca/maps>
- Gunsinger, M. R., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2006). Evaluation of long-term sulfide oxidation processes within pyrrhotite-rich tailings, Lynn Lake, Manitoba. *Journal of Contaminant Hydrology*, 83(3-4), 149-170. doi: 10.1016/j.jconhyd.2005.10.013
- Gustafsson, J.P. (2013). *Visual MINTEQ ver.3.1*. Visual MINTEQ. <https://vminteq.lwr.kth.se/>
- Hakkou, R., Benzaazoua, M. & Bussière, B. (2008). Acid Mine Drainage at the Abandoned Kettara Mine (Morocco): 2. Mine Waste Geochemical Behavior. *Mine Water and the Environment*, 27(3), 160-170. doi: 10.1007/s10230-008-0035-7
- Hatch. (2015). *Mason Graphite Inc. Exploitation du gisement de graphite du Lac Guéret. Étude d'impact sur l'environnement* (H348328-0000-07-236-0001). Mason Graphite.
- Hill, J. W., Petrucci, R.H., McCreary, T.W., & Perry, S.S. (2008). *Chimie des solutions* (2<sup>e</sup> éd.). Pearson ERPI.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press.

- Hinterland Geoscience & Geomatics. (2017). *Lac aux Bouleaux Graphite Property* (NI 43-101). Graphite Energy Corp.
- HOBO Data Loggers. (2021a). *HOBO® S-LIB-M003 Sensor Solar Radiation (Silicon Pyranometer) Smart*. ONSET. <https://www.onsetcomp.com/datasheet/S-LIB-M003>
- HOBO Data Loggers. (2021b). *HOBO® S-RGB-M002 Sensor 0.2 mm Rainfall (2m cable) Smart*. ONSET. <https://www.onsetcomp.com/datasheet/S-RGB-M002>
- HOBO Data Loggers. (2021c). *HOBO® S-WSET-B Sensor. Wind Speed and Direction Set Smart*. ONSET. <https://www.onsetcomp.com/datasheet/S-WSET-B>
- HOBO Data Loggers. (2021d). *HOBO RS3-B Solar Radiation Shield*. ONSET. <https://www.onsetcomp.com/datasheet/RS3-B>
- HOBO Data Loggers. (2021e). *HOBO S-THB-M002 Sensor*. ONSET. <https://www.onsetcomp.com/datasheet/S-THB-M002>
- HOBO Data Loggers. (s. d.). *HOBO Micro Station (H21-USB) Manual*. ONSET. [https://www.onsetcomp.com/files/manual\\_pdfs/20875-E%20H21-USB%20Manual.pdf](https://www.onsetcomp.com/files/manual_pdfs/20875-E%20H21-USB%20Manual.pdf)
- Huang, C., Ma, L., Zhong-Sheng, L. (Simon), Dy, E., Tufa, K., Fisher, E., ... Paradis, M. (2020). *Gas transport inside co-disposal of desulfurized tailings and sulfidic waste rocks* [Communication de conférence]. Tailings and Mine Waste. Fort Collins, Colo.
- Hund, K., Porta, D. L., Fabregas, T. P., Laing, T., & Drexhage, J. (2020). *The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition*. World Bank Group.
- IRRROMETER. (s. d.). *WATERMARK Soil Moisture Sensor-MODEL 200SS* (403).
- Jambor, J. L. (1994). Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Dans J.L. Jambor & D.W. Blowes (édit.). *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste* (p.59-102). Mineralogical Association of Canada.
- James, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2013). *On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments* [Communication de conférence]. International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, France.
- James, M., Aubertin, M., Bussière, B., Pednault, C., Pépin, N., & Limoges, M. (2017). *A research project on the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments* [Communication de conférence]. Geo Ottawa, Ottawa, Ont.
- Janzen, M.P., Nicholson, R.V., & Scharer, J.M. (2000). Pyrrhotite reaction kinetics: reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron, and for nonoxidative dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(9), 1511-1522. doi: 10.1016/S0016-7037(99)00421-4
- Kalonji, A. K. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D.A., & Pacelli, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 81, 300-304.
- Kotsiopoulos, A., & Harrison, S.T.L. (2018). Co-disposal of benign desulfurised tailings with sulfidic waste rock to mitigate ARD generation: Influence of flow and contact surface. *Minerals Engineering*, 116, 62-71. doi: 10.1016/j.mineng.2017.03.003



- Kovacs, G. (1981). *Seepage hydraulics*. Elsevier Science Publishers.
- Krauss, U. H., Schmidt, H. W., Taylor, H. A., & Sutphin, D. M. (1989). *Natural graphite: U.S. Geological Survey Circular*.
- Lamontagne, A., Fortin, S., Poulin, R., Tassé, N., & Lefebvre, R. (2000). *Layered Co-Mingling for the Construction of Waste Rock Piles as a Method to Mitigate Acid Mine Drainage – Laboratory Investigations* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Larochelle, C. G. (2018). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Larochelle, C. G., Bussière, B., & Pabst, T. (2019). Acid-Generating Waste Rocks as Capillary Break Layers in Covers with Capillary Barrier Effects for Mine Site Reclamation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(3), 57. doi: 10.1007/s11270-019-4114-0
- Lavoie-Deraspe, J. (2019). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effets de barrière capillaire sur une halde à stériles de grande dimension* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Lawrence, R.W., & Scheske, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32(2), 100-106. doi: 10.1007/s002540050198
- Lawrence, R.W., & Wang, Y. (1997). *Determination of Neutralization Potential for Acid Rock Drainage Prediction* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C.
- Li, A., Andruchow, B., Wislesky, I., & Olson, E. (2011). *Field Testing of Co-Disposal Techniques for Acid Generating Tailings and Waste Rock at Cerro de Maimón Mine* [Communication de conférence]. Tailings and Mine Waste, Vancouver, B.C..
- Loi sur les mines, M-13.1.* (2020), 80.
- Lottermoser, B. (2009). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts : Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. Springer.
- Maqsood, A., Gervais, P., Bussière, B., & Borgne, V.L. (2017). Performance evaluation of equipment used for volumetric water content measurements. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 13, 27-32.
- Marchant, B., & Lawrence, R. W. (1991). *Acid Rock Drainage Prediction Manual* (1.16.1b). Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20, 235-259.

- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover materials. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 47-85). CRC Press.
- MDDELCC. (2017). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Plan d’action 2017-2021*.
- MDDEP. (2012). *Directive 019 sur l’industrie minière*.
- MELCC. (2020). *Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai*.
- MEND. (2009). *Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulfidic Geology* (Rapport n° 1.20.1).
- MEND. (2010). *Evaluation Of The Water Quality Benefits From Encapsulation Of Acid-Generating Tailings By Acid- Consuming Tailings* (Rapport n° 2.46.1).
- MEND. (2015). *In-Pit Disposal of Reactive Mine Wastes : Approaches, Update and Case Study Results*. (Rapport n°2.36.1b).
- MEND. (2017). *Study of Tailings Management Technologies* (Rapport n° 2.50.1).
- MERN. (2013). *Statistiques minières - Production - Le PIB minier*. <https://mern.gouv.qc.ca/mines/statistiques/production-pib.jsp>
- MERN. (2018). *Province de Grenville*. <http://gq.mines.gouv.qc.ca/lexique-stratigraphique/province-de-grenville/>
- MERN. (2020a). *Choisir le secteur minier*. Gouvernement du Québec.
- MERN. (2020b). *Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025*. Gouvernement du Québec.
- MERN. (s.d.a). *Exploration du graphite*. <https://mern.gouv.qc.ca/mines/industrie/mineraux/mineraux-exploration-graphite.jsp>
- MERN. (s.d.b). *Géoboutique Québec*. <http://geoboutique.mern.gouv.qc.ca/edel/pages/recherche/critereRechercheEdel.faces>
- METER. (2019). *5TM* (Rapport n° 13441-02).
- METER. (2020). *TEROS 11/12* (Rapport n° 18225-04).
- METOS. (s. d.-a). *METER group ECH2O 5TM soil moisture sensor*. METOS. <https://metos.at/portfolio/decagon-5tm-soil-moisture-sensor/>
- METOS. (s. d.-b). *METER group TEROS 12 soil moisture sensor*. METOS. <https://metos.at/es/portfolio/decagon-gs3-soil-moisture-sensor/>
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.08.004>

- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522. doi: <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2021). Passive Treatment of Acid Mine Drainage at the Reclamation Stage. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 271-290). CRC Press.
- Nicholson, R. V., & Scharer, J. (1994). Pyrrhotite oxidation kinetics. Dans C.N. Alpers & D.W. Blowes (édit.), *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*. (p. 14-30).
- Nordstrom, D. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. Dans L.R. Hossner, J.A. Kittrick & D.F. Fanning (édit.), *Acid Sulfate Weathering*. Soil Science Society of American Press.
- Nouveau Monde Graphite. (2020). *Co-disposition du projet Matawinie* [Présentation Powerpoint].
- Nouveau Monde Graphite. (s.d.). *Survol du marché*. <http://nouveau monde.ca/investors/survol-du-marche>
- Olson, D. W. (2019). *Graphite (natural)*. U.S. Geological Survey.
- Orlova, T., Stupnikov, V., & Krestan, A. (1998). Mechanism of oxidative dissolution of sulfides. *Zhurnal Prikladnoi Khimii*, 61, 2172-2177.
- Paktunc, A. D. (1999). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology*, 39(2), 103-112. doi: 10.1007/s002540050440
- Pepin, G. (2009). *Évaluation du comportement géochimique de stériles potentiellement générateurs de drainage neutre contaminé à l'aide de cellules expérimentales in situ* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Pierson, H. O. (1993). *Handbook of Carbon, Graphite, Diamonds and Fullerenes: Processing, Properties and Applications*.
- Plante, B. (2010). *Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration*, 114, 57-69. doi: 10.1016/j.gexplo.2011.12.003
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2014). Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 37-47. doi: 10.1016/j.gexplo.2013.11.004
- Plante, B., Bussière, B., Bouzahzah, H., Demers, I., & El-Hadji, B. K. (2015). *Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai* (Rapport n° PU-2013-05-806). URSTM.

- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021a). Generation of acid mine drainage. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 1-15). CRC Press.
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021b). Prediction of acid mine drainage. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 21-47). CRC Press.
- Pouliot, S. (2019). *Utilisation de mélanges pâte rock réactifs dans des recouvrements miniers* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Raszkievicz, E. (2014). *Lab Technology Face Off: ICP-AES vs. ICP-OES vs. ICP-MS*. Labcompare. <http://www.labcompare.com/10-Featured-Articles/165450-Lab-Tech-Face-Off-ICP-AES-vs-ICP-OES-vs-ICP-MS/>
- Rietveld, H. M. (1993). *The Rietveld method*. Oxford University Press.
- Ritcey, G.M. (1989). *Tailings management: problems and solutions in the mining industry*.
- Robinsky, E.I. (1999). *Thickened tailings disposal in the mining industry*. Robinsky Associates.
- Roche Ltd. (2012). *Technical Report on the Lac Knife Graphite Project. Submitted to Focus Metal Inc.* (NI-43-101 ) (Rapport n° 061975.001-200). Focus Metals.
- Schumann, R., Robertson, A., Gerson, A., Fan, R., Li, J., & Smart, R. (2015). *Iron Sulfides Ain't Iron Sulfides. A Comparison of Acidity Generated During Oxidation of Pyrite and Pyrrhotite in Waste Rock and Tailing Materials* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Simandl, G. J., Paradis, S., & Akam, C. (2015). *Graphite deposit types, their origin, and economic significance*. British Columbia Geological Survey Paper.
- SNC-Lavalin. (2017). *Projet Nemaska Lithium: de la fermeture à la conception de la halde de co-déposition* [Communication de conférence]. Québec Mines. Québec, Qc.
- SNC-Lavalin. (2019). *Projet Matawinie - Étude d'impact environnementale et social. Volume 1. Étude d'impact sur l'environnement déposée au ministre de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Saint-Michel-des-Saint, Québec, Canada* (Rapport n°3211-16-19). Nouveau Monde Graphite.
- Sobek, A. A., Schuller, W. A., Freeman, J. R., & Smith, R. M. (1978). *Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Mineseils* (Rapport n° EPA-600/2-78-054). U.S National Technical Information.
- SRK. (1989). *Draft acid rock drainage technical guide*. (BCMD Task Force, 1) [Rapport technique].
- Stamatelopoulou-seymourmour, K., & Maclean, W. H. (1984). *Metamorphosed Volcanogenic Ores at Montauban, Grenville Province, Quebec, Canadian mineralogist*, 22, 595-604.
- Sverdrup, H. (1990). *The Kinetics of base cation release due to chemical weathering*. Lund University Press.
- Tetra Tech. (2016). *Technical report and preliminary economic assessment for the miller graphite and marble property, Grenville township, Quebec, Canada. Report to Canada Carbon Inc* (NI 43-101) (Rapport n° 735-1500690100-REP-R0001-03). Carcon Canada Inc.

- USGS. (2017). *Graphite* (Rapport n° 1802-J).
- Vallière, M. (2012). *Des mines et des hommes. Histoire de l'industrie minière québécoise. Des origines à aujourd'hui*. Gouvernement du Québec.
- Vandenbroucke, M., & Largeau, C. (2007). Kerogen origin, evolution and structure, *Organic Geochemistry*, 38, 719-833.
- van Genuchten, M. TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Oil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.
- Villeneuve, M. (2004). *Evaluation 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, Université de Montréal].
- Wihelm, H.-A., & L'Heureux, J. (2006). Graphite naturels et synthétiques pulvrulents. Production et principales utilisations industrielles. *L'actualité chimique*, 295-296, 19-22.
- Wilson, G. W. (1990). *Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems* [Thèse de doctorat, University of Saskatchewan].
- Wilson, G.W., Plewes, H.D., & Williams, D. (2003). *Concepts dor co-mixing waste rock and tailings* [Communication de conférence]. International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Cairns, Australia.
- Wilson, G. W., Wickland, B., & Fines, P. (2002). *Concepts dor co-mixing waste rock and tailings Rouyn-Noranda* [Communication de conférence]. Symposium sur les mines et l'environnement, Rouyn-Noranda, Qc.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air, & Soil Pollution*, 114, 347-375.
- Yuan, X., Liu, H., & Zhang, J. (2011). *Lithium-Ion Batteries: Advanced Materials and Technologies*. CRC Press.

## ANNEXE A DÉTAILS DE LA PRÉPARATION DES ÉCHANTILLON

Tableau A.1 Détails des essais en laboratoire

Essai	Paragneiss mix	Paragneiss graphitique	Méta-gabbro	Paragneiss à biotite	Charnockite	PAG	NAG	Laboratoire
<b>ABA initiaux</b>	K436751	K436758	K436770	K436774	K436779	Sulphides Tailing	Low Sulphides Tailing	SGS
	K436752	K436759	K436771	K436775	K436780			
	K436753	K436760	K436772	K436776	K436781			
	K436754	K436761	K436773	K436777	K436782			
	K436755	K436762		K436778	K436783			
	K436756	K436763						
	K436757	K436764						
		K436765						
		K436766						
		K436767						
	K436768							
	K436769							
<b>Cellules humides</b>	Composite	Composite	Composite	Composite	Composite	Sulphides Tailing	Low Sulphides Tailing	SGS
<b>Colonne</b>	71690	71688	71691	71686	71684	Composite (72096): 71692;71693	Composite (72097): 72093;72094;72095	URSTM
<b>CRE</b>						71692	72094	URSTM
<b>Conductivité hydraulique</b>						71692	72097	URSTM
<b>DRX initial</b>		90793				93476	90812	URSTM/XPS
<b>QEMSCAN initial</b>		90793				93476	90812	URSTM
<b>S/C initial</b>		90793				93476	90812	URSTM
<b>Chimie totale initiale</b>		90793				93476	90812	URSTM

Tableau A.2 Détails des essais en laboratoire

<b>Essai</b>	<b>Paragneiss mix</b>	<b>Paragneiss graphitique</b>	<b>Méta-gabbro</b>	<b>Paragneiss à biotite</b>	<b>Charnockite</b>	<b>PAG</b>	<b>NAG</b>	<b>Laboratoire</b>
<b>QEMSCAN post-démantèlement</b>		87674 87675 87676				88185 88186 88187	93477 93479 93481	URSTM/XPS
<b>S/C post-démantèlement</b>		87674 87675 87676				88185 88186 88187	93477 93479 93481	URSTM
<b>Chimie totale post-démantèlement</b>		87674 87675 87676				88185 88186 88187	93477 93479 93481	URSTM/XPS
<b>ABA post-démantèlement</b>		87674 87675 87676				88185 88186 88187		URSTM/SGS
<b>MEB post-démantèlement</b>		86935 86936				86601 86747 86924	93477 93479 93481	URSTM/ULAAVAL
<b>Microscope optique post-démantèlement</b>		86935 86936				86601 86747 86924	93477 93479 93481	URSTM
<b>Microsonde post-démantèlement</b>		86936				86601 86924		URSTM/ULAAVAL/XPS

Tableau A.3 Noms des échantillons des essais en laboratoire

# URSTM	# Parent	Nom échantillon
71688	0	Graphitic Paragneiss Waste 1of2
90793	71688	Graphitic Paragneiss Waste < 75 um
71692	0	PAG Tailings 1of2
71693	0	PAG Tailings 2of2
72096	71692,71693	Composite PAG Tailings (sec)
93476	71692	PAG Tailings 1of2 PULV.
72093	0	Combined NAG Tailings 1of3
72094	0	Combined NAG Tailings 2of3
72095	0	Combined NAG Tailings 3of3
72097	72093,72094,72095	Composite NAG Tailings (sec)
90812	72095	Composite NAG Tailing < 75 um
87674	86930	CO-Graph Para -0-20 cm <75um pulv.
87675	86931	CO-Graph Para -20-40 cm - < 75um pulv
87676	86934	CO-Graph Para -40-70 cm - < 75um pulv
88185	87932	CO-PAG-0-10 pulv. < 75 um pulv.
88186	87934	CO-PAG-20-30 pulv. < 75 um pulv.
88187	87935	CO-PAG-10-20 pulv. < 75 um pulv.
93477	92471	CO-NAG-27,5-30 cm PULV.
93478	92472	CO-NAG-20-27,5 cm PULV.
93479	92473	CO-NAG-10-20 cm PULV.
93480	92474	CO-NAG-3-10 cm centre PULV.
93481	92475	CO-NAG-0-3 cm PULV.
93482	92476	CO-NAG-3-10 cm contours PULV.

Tableau A.4 Détails des essais sur échantillons *in situ*

Essai	PAG	NAG	Laboratoire
<b>Granulométrie</b>	91609	91607	URSTM
<b>Densité relative</b>	91609	91607	URSTM
<b>S/C</b>	93485	93483	URSTM
<b>Masse volumique <i>in situ</i></b>	93485	93483	URSTM
<b>Teneur en eau</b>	93485	93483	URSTM
<b>Consommation d'oxygène</b>	91609	91607	URSTM

Tableau A.5 Noms des échantillons des essais *in situ*

# URSTM	# Parent	Nom échantillon
91607	0	NAG cellule co-disp
91609	0	PAG cellule co-disp
93483	91607	NAG cellule co-disp PULV.
93485	91609	PAG cellule co-disp PULV.



## ANNEXE B RÉSULTATS COMPLETS DES ESSAIS STATIQUES

Tableau B.1 Résultats complets des essais statiques

	Analyse	Potentiel de neutralisation	Potentiel de génération d'acide	Potentiel net de neutralisation	Rapport PN/PA	Soufre total
		PN	PA	PNN	RPN	S
		t CaCO3/1000 t	t CaCO3/1000 t	t CaCO3/1000 t	-	%
	<b>D019</b>	-	-	< -20	< 1	-
		-	-	> 20	> 3	< 0,3
		-	-	> -20, < 20	> 1, < 3	-
	<b>Numéro d'échantillon</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>0,005</b>
<b>Paragneis mix</b>	K436751	27	27,5	-0,8	0,97	0,891
	K436752	14	2,19	11,6	6,31	0,862
	K436753	9,1	7,5	1,6	1,21	0,254
	K436754	8,3	44,7	-36,4	0,19	1,51
	K436755	24	10,9	13,2	2,2	0,374
	K436756	17	31,9	-15,2	0,52	1,1
	K436757	16	17,5	-1	0,94	0,686
<b>Paragneis graphitique</b>	K436758	14	76,2	-62,4	0,18	3,77
	K436759	18	86,9	-68,9	0,21	3,64
	K436760	18	56,2	-38,4	0,32	2,74
	K436761	22	59,1	-37,1	0,37	2,34
	K436762	22	36,6	-14,8	0,6	2,13
	K436763	19	46,2	-27,6	0,4	2,92
	K436764	18	76,9	-58,7	0,24	3,63
	K436765	17	70,3	-53,7	0,24	3,3
	K436766	18	34,4	-15,9	0,54	3,08
	K436767	17	36,9	-19,8	0,46	2,2
	K436768	16	15,9	-0,04	1	3,85
	K436769	19	31,2	-11,8	0,62	2,26

Tableau B.2 Résultats complets des essais statiques (suite)

Analyse	Potentiel de neutralisation	Potentiel de génération d'acide	Potentiel net de neutralisation	Rapport PN/PA	Soufre total	
	PN	PA	PNN	RPN	S	
	t CaCO <sub>3</sub> /1000 t	t CaCO <sub>3</sub> /1000 t	t CaCO <sub>3</sub> /1000 t	-	%	
<b>D019</b>	-	-	< -20	< 1	-	
	-	-	> 20	> 3	< 0,3	
	-	-	> -20, < 20	> 1, < 3	-	
<b>Numéro d'échantillon</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>n/d</b>	<b>0,005</b>	
<b>Paragneiss à biotite</b>	K436774	18	0,62	17,8	29,7	0,045
	K436775	8,1	0,62	7,48	13,1	0,008
	K436776	10	0,62	9,38	16,1	0,01
	K436777	7,3	1,25	6,05	5,84	0,088
	K436778	9,8	0,62	9,18	15,8	0,025
<b>Charnockite</b>	K436779	15	0,62	14	23,5	0,0125
	K436780	17	3,12	14,3	5,57	0,122
	K436781	18	3,12	15	5,79	0,132
	K436782	14	4,69	9,01	2,92	0,249
	K436783	15	1,25	13,8	12	0,068
<b>Méta-gabbro</b>	K436770	29	3,75	25,2	7,71	0,173
	K436771	21	5	16,4	4,28	0,214
	K436772	13	59,1	-46,4	0,22	3,57
	K436773	23	3,44	19,3	6,6	0,225
<b>Résidus PAG</b>	6,2	485	-478,8	0,01	17	
<b>Résidus NAG</b>	12	3,12	9,38	4	0,162	

## ANNEXE C RÉSULTATS COMPLETS DES ESSAIS EN COLONNE

Les valeurs en orange étaient sous la LDD et ont été posées comme étant égales à la moitié de la valeur de LDD

Tableau C.1 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss mix

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/ Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
						n/d	n/d	n/d	1	1
0	2018-03-28	0	109	1331,1	1222,1	1,154	374	6,7		
1	2018-04-12	15	109	2135,3	2026,3	1,254	525,08	7,54	39	6
2	2018-04-26	29	109	2046,1	1937,1	0,694	636,03	7,5	34	0,5
3	2018-05-10	43	109	2053,7	1944,7	0,77	252,63	7,67	20,4	2
4	2018-05-24	57	109	2065,7	1956,7	0,452	633,57	7,62	30,5	2
5	2018-06-07	71	109	2072,2	1963,2	0,434	594,74	7,68	29,5	2
6	2018-06-21	85	109	2049,6	1940,6	0,356	491,24	7,6	30,4	2
7	2018-07-05	99	109	2074,6	1965,6	0,374	484,7	7,63	27,8	1
8	2018-07-19	113	109	2099	1990	0,33	603,32	7,72	27,2	2
9	2018-08-02	127	109	2023,1	1914,1	0,354	275,91	6,97	31,1	2
10	2018-08-16	141	109	2073,9	1964,9	0,308	247,44	7,28	29,6	2
11	2018-08-30	155	109	2069,32	1960,32	0,334	271,01	7,68	28,3	2
12	2018-09-13	169	109	1997,3	1888,3	0,333	243,01	7,61	26,0	2
13	2018-09-27	183	109	2062,6	1953,6	0,32	251,1	7,55	29,5	
14	2018-10-11	197	109	2077,5	1968,5	0,31	403	7,56	28,1	0,5
15	2018-10-25	211	109	2024,1	1915,1	0,305	643,26	7,51	244,7	
16	2018-11-08	225	109	1882,7	1773,7	0,359	592,62	7,27	171,0	2
17	2018-11-22	239	109	2542,3	2433,3	0,368	619,07	7,8	47,2	2
18	2018-12-06	253	109	1808	1699	0,367	601,1	7,86	45,0	3

Tableau C.2 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss mix (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfates mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3-	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminum	Arsenic
SO4			S	Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
978	579,26	0,5	326	21,7	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00014	0,0006	0,05	0,03
774	606,84	0,5	258	32,4	17,1	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,0005	0,018	0,03
360			120							0,00002	0,00005	0,011	0,03
283,5	198,62		94,5	2,3	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,016	0,03
268,5	179,35		89,5	0,35	0,35	1,2	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,021	0,03
235,8	125,11		78,6	0,7	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,018	0,03
197,7	143,75		65,9	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00383	0,00005	0,027	0,03
177,9	135		59,3	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,034	0,03
167,1	135		55,7	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,025	0,03
163,5	122,22		54,5	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,018	0,03
168,6	128,58		56,2	0,6	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,036	0,03
168,6	118,222	0,5	56,2	2,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,022	0,03
0													
0													
147,6	108,974	0,5	49,2	1,9	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,029	0,03
0													
176,1	134,637	0,5	58,7	2,3	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,026	0,03
174	132,748	0,5	58	2,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,02	0,03
193,5	128,76	0,5	64,5	2,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,021	0,03

Tableau C.3 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss mix (suite)

Concentrations ponctuelles															
Baryum	Béryllium	Bismuth	Calcium	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Potassium	Lithium	Magnésium	Manganèse	Molybdène	Sodium	Nickel
Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004
0,08	0,0005	0,01	260	0,0015	0,16	0,0015	0,25	0,016	11,9	0,018	42	1,33	0,0045	14,7	0,915
0,031	0,0005	0,01	209	0,0015	0,023	0,0015	0,226	0,007	8,08	0,011	38,7	0,778	0,0045	16,6	0,157
0,02	0,0005	0,01	102	0,0015	0,008	0,0015	0,013	0,006	5,38	0,005	17,8	0,284	0,0045	7,63	0,048
0,017	0,0005	0,01	72,8	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,009	4,21	0,003	11,7	0,204	0,0045	4,92	0,032
0,016	0,0005	0,01	72,3	0,0015	0,007	0,0015	0,011	0,003	4,16	0,002	11,6	0,187	0,0045	4,01	0,024
0,015	0,0005	0,01	63,9	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,012	3,94	0,0015	8,75	0,149	0,0045	3,13	0,02
0,014	0,0005	0,01	60,4	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,019	3,62	0,004	8,12	0,136	0,0045	2,75	0,017
0,012	0,0005	0,01	57,5	0,0015	0,004	0,0015	0,0015	0,003	3,51	0,004	7,54	0,124	0,0045	2,08	0,015
0,012	0,0005	0,01	52,0	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,039	3,23	0,004	6,66	0,099	0,0045	1,70	0,013
0,012	0,0005	0,01	50,9	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,010	3,04	0,004	6,25	0,069	0,0045	1,76	0,01
0,011	0,0005	0,01	51,4	0,0015	0,004	0,0015	0,0015	0,003	3,07	0,0015	6,19	0,063	0,0045	1,34	0,013
0,009	0,0005	0,01	49,4	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	2,96	0,0015	5,93	0,048	0,0045	0,901	0,01
0,010	0,0005	0,01	47,6	0,0015	0,002	0,0015	0,012	0,003	2,72	0,003	5,27	0,038	0,0045	0,946	0,009
0,012	0,0005	0,01	59,0	0,0015	0,004	0,0015	0,0015	0,003	3,08	0,004	6,57	0,043	0,0045	0,979	0,012
0,013	0,0005	0,01	64,5	0,0015	0,010	0,0015	0,0015	0,007	2,97	0,004	6,76	0,043	0,0045	1,04	0,013
0,014	0,0005	0,01	69,9	0,0015	0,004	0,0015	0,011	0,008	3,79	0,003	8,34	0,055	0,0045	1,23	0,017

Tableau C.4 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss mix (suite)

Concentrations ponctuelles												
Phosphore	Plomb	Antimoine	Sélénium	Silicium	Étain	Strontium	Tellure	Titane	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,1/0,01	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,001	n/d	n/d	0,002	0,0008/0,0002	0,001	0,0005	0,005
0,05	0,01	0,0005	0,05	2,34	0,0005	0,618	0,006	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	9,18
0,05	0,01	0,00005	0,05	4,42	0,0005	0,906	0,014	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	4,11
0,2	0,01	0,00005	0,05	3,53	0,0005	0,369	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	1,81
0,05	0,01	0,00005	0,05	3,17	0,0005	0,297	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	1,01
0,005	0,01	0,00005	0,05	3,36	0,0005	0,245	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,437
0,02	0,01	0,00005	0,05	3,04	0,0005	0,215	0,006	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,29
0,05	0,01	0,0002	0,05	3,04	0,0005	0,257	0,003	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,202
0,05	0,01	0,00005	0,05	2,95	0,0005	0,175	0,005	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,188
0,76	0,01	0,00005	0,05	2,72	0,0005	0,154	0,004	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,151
0,72	0,01	0,00005	0,05	2,87	0,0005	0,151	0,002	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,097
0,05	0,01	0,00005	0,05	2,67	0,0005	0,155	0,01	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,091
0,03	0,01	0,00005	0,05	2,93	0,0005	0,149	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,126
0,005	0,01	0,00005	0,05	2,72	0,0005	0,128	0,008	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,119
0,06	0,01	0,00005	0,05	3,02	0,0005	0,152	0,001	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,207
0,02	0,01	0,0002	0,05	3,06	0,0005	0,161	0,008	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,088
	0,01		0,05	3,31		0,203	0,05	0,001				0,133

Tableau C.5 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss graphitique

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Masse contenant	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	mg/L as CaCO <sub>3</sub>
						n/d	n/d	n/d	1	1
0	2018-03-28	0	109,2	1207	1097,8	1,601	263	6,65		
1	2018-04-12	15	109,2	1969,1	1859,9	1,884	515	7,36	45	9
2	2018-04-26	29	109,2	1967,4	1858,2	1,693	574	7,33	135	0,5
3	2018-05-10	43	109,2	1944	1834,8	2,22	267	7,43	13,0	6
4	2018-05-24	57	109,2	1937,6	1828,4	1,362	638	7,10	32,0	7
5	2018-06-07	71	109,2	1858,4	1749,2	1,459	581	7,16	31,1	6
6	2018-06-21	85	109,2	1959,5	1850,3	1,329	507	7,03	31,6	7
7	2018-07-05	99	109,2	1964,8	1855,6	1,499	399	6,94	24,0	10
8	2018-07-19	113	109,2	2055,8	1946,6	3,463	378	6,78	21,9	10
9	2018-08-02	127	109,2	1951,3	1842,1	1,605	250	6,32	22,1	24
10	2018-08-16	141	109,2	2004,3	1895,1	1,592	270	6,24	16,6	31
11	2018-08-30	155	109,2	1961,2	1852,02	1,79	325	5,72	4,9	57
12	2018-09-13	169	109,2	1919,2	1810	1,688	278	6,15	10,8	101
13	2018-09-27	183	109,2	1990,7	1881,5	1,491	253	6,12	11,9	
14	2018-10-11	197	109,2	2007,7	1898,5	1,47	292	5,9	7,7	450
15	2018-10-25	211	109,2	1968,5	1859,3	1,37	262	5,83	7,4	
16	2018-11-08	225	109,2	2121,2	2012	1,326	314	5,68	4,9	157
17	2018-11-22	239	109,2	1982	1872,8	1,18	385	4,74	1,4	156
18	2018-12-06	253	109,2	2440	2330,8	1,288	255	5,96	10,1	220
19	2018-12-19	266	109,2	2205,2	2096	1,049	406	5,33	3,3	
20	2019-01-03	281	109,2	1989,1	1879,9	1,262	432	4,46	0,5	229
21	2019-01-17	295	109,2	1937,6	1828,4	0,974	543	4,46	0,5	142
22	2019-01-31	309	109,2	1953,2	1844	0,997	306	4,86	1,5	152
23	2019-02-14	323	109,2	1975	1865,8	0,927	569	4,98	2,1	145
24	2019-02-28	337	109,2	1981,3	1872,1	0,875	505	4,57	2,2	132
25	2019-03-13	350	109,2	1973,4	1864,2	0,864	375	4,98		
26	2019-03-28	365	109,2	1993,6	1884,4	0,828	335	5,01	1,6	85
27	2019-04-11	379	109,2	1977,8	1868,6	0,778	417	4,94	1,7	82
28	2019-04-24	392	109,2	1970,4	1861,2	0,742	461	5,25	2,4	88

Tableau C.6 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss graphitique (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfates mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3-	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminium	Arsenic
SO4			S	Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
1605	1094,58	0,5	535	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00006	0,0005	0,054	0,03
1512	943,7	31	504	20,3	18,8	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00007	0,0005	0,014	0,03
1008			336							0,000005	0,00005	0,005	0,03
1044	759,63		348	0,889	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
1008	723,56		336	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,012	0,03
993	727,81		331	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00006	0,005	0,03
951	993,67		317	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00302	0,00005	0,01	0,03
1053	1064		351	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,012	0,03
1098	904		366	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,016	0,03
1167	1051,84		389	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,017	0,03
1227	1216,57		409	0,252	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,024	0,03
1323	992,153	14,817	441	2,2	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,017	0,03
1053	817,365	0,5	351	26,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,017	0,03
903	727,99	0,5	301	2,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
837	685,378	9,315	279	2,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,015	0,03
996			332									0,005	0,03
0													
993	705		331	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
0													
756	540	0,5	252	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00002	0,00005	0,055	0,03
0													
594	479,396	0,5	198	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35			0,058	0,03
0													
474	432	0,5	158	2,00	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,136	0,03
0													
438	420	0,5	146	1,00	0,35	0,35	0,11	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,117	0,03



Tableau C.7 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss graphitique (suite)

Concentrations ponctuelles															
Baryum	Béryllium	Bismuth	Calcium	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Potassium	Lithium	Magnésium	Manganèse	Molybdène	Sodium	Nickel
Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004
0,057	0,0005	0,01	388	0,0015	0,253	0,006	0,0015	4,2	13,9	0,026	67,7	7,35	0,0045	23,6	4,22
0,026	0,0005	0,01	321	0,0015	0,017	0,0015	0,0015	0,014	8,52	0,012	75,8	2,65	0,0045	30,5	0,466
0,022	0,0005	0,01	274	0,0015	0,017	0,0015	0,0015	0,091	6,95	0,007	61,2	2,24	0,0045	16,2	0,357
0,021	0,0005	0,01	234	0,0015	0,009	0,0015	0,0015	0,023	5,89	0,006	55,5	2,24	0,0045	11,4	0,367
0,02	0,0005	0,01	229	0,0015	0,025	0,0015	0,0015	0,017	5,87	0,008	62,7	2,58	0,0045	9,26	0,395
0,02	0,0005	0,01	216	0,0015	0,019	0,004	0,0015	0,042	5,74	0,0015	56,8	2,85	0,0045	7,33	0,495
0,02	0,0005	0,01	222	0,0015	0,025	0,003	0,0015	0,070	5,67	0,009	61,9	3,90	0,0045	6,63	0,707
0,021	0,0005	0,01	244	0,0015	0,048	0,004	0,0015	0,241	5,92	0,012	69,6	5,39	0,0045	5,20	1,29
0,020	0,0005	0,01	249	0,0015	0,068	0,004	0,0015	0,287	5,77	0,012	70,6	6,66	0,0045	4,44	1,87
0,023	0,0005	0,01	275	0,0015	0,102	0,006	0,0015	3,64	5,88	0,016	76,3	8,79	0,0045	4,24	2,87
0,026	0,0005	0,01	297	0,0015	0,133	0,006	0,0015	6,52	6,74	0,015	81,4	10,6	0,0045	4,46	4,08
0,023	0,0005	0,01	261	0,0015	0,119	0,005	0,0015	18,6	5,93	0,015	73,7	9,78	0,0045	2,95	4,16
0,023	0,0005	0,01	209	0,0015	0,079	0,004	0,0015	61,0	5,65	0,026	56,7	7,55	0,0045	2,44	3,14
0,022	0,0005	0,01	178	0,0015	0,073	0,003	0,0015	73,0	5,08	0,026	48,4	6,07	0,0045	2,00	2,49
0,02	0,0005	0,01	163	0,0015	0,066	0,0015	0,011	73,4	4,53	0,025	42,9	5,19	0,0045	1,94	2,42
0,025	0,0005	0,01	190	0,0015	0,067	0,005	0,0015	122	6,12	0,031	55,8	6,99	0,0045	2,42	2,62
0,026	0,0005	0,01	174	0,0015	0,048	0,0015	0,154	121	5,51	0,025	47,1	5,67	0,09	2,26	1,98
0,021	0,0005	0,01	130	0,0015	0,079	0,0015	0,038	71,6	4,52	0,025	34,1	4,05	0,0045	1,89	2,74
0,022	0,0005	0,01	112	0,0015	0,093	0,0015	0,011	52,1	4,86	0,021	31	4,07	0,0045	1,95	2,57
0,03	0,0005	0,01	107	0,0015	0,088	0,003	0,041	32,5	4,42	0,045	29,4	3,33	0,0045	1,7	2,57
0,002	0,0005	0,01	92,8	0,0015	0,068	0,0015	0,012	31,3	3,89	0,051	29,3	2,98	0,0045	1,84	2,25

Tableau C.8 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss graphitique (suite)

Concentrations ponctuelles												
Phosphore	Plomb	Antimoine	Sélénium	Silicium	Étain	Strontium	Tellure	Titane	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,1/0,01	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,001	n/d	n/d	0,002	0,0008/0,0002	0,001	0,0005	0,005
0,05	0,01	0,0003	0,05	2,68	0,0005	0,852	0,001	0,001	0,0004	0,001	0,00025	1,56
0,05	0,01	0,00005	0,05	4,48	0,0005	1,14	0,025	0,001	0,0004	0,002	0,00025	0,270
0,25	0,01	0,00005	0,05	3,65	0,0005	0,723	0,003	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,236
0,05	0,01	0,00005	0,05	3,17	0,0005	0,675	0,007	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,272
0,11	0,01	0,00005	0,05	3,15	0,0005	0,560	0,001	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,210
0,10	0,01	0,00005	0,05	2,83	0,0005	0,525	0,011	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,217
0,05	0,01	0,0003	0,05	2,80	0,0005	0,694	0,006	0,001	0,0004	0,0005	0,0016	0,194
0,05	0,01	0,00005	0,05	2,86	0,0005	0,545	0,005	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,213
0,8	0,01	0,00005	0,05	2,75	0,0005	0,545	0,004	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,445
0,81	0,01	0,00005	0,05	3,20	0,0005	0,618	0,007	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,433
0,01	0,01	0,00005	0,05	3,27	0,0005	0,682	0,007	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,695
0,06	0,01	0,00005	0,05	3,78	0,0005	0,617	0	0,001	0,0003	0,0005	0,00025	1,11
0,03	0,01	0,00005	0,05	4,04	0,0005	0,457	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	1,05
0,02	0,01	0,00005	0,05	3,85	0,0005	0,376	0	0,001	0,0004	0,0005	0,0019	0,837
0,06	0,01	0,00005	0,05	3,87	0,0005	0,334	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,603
	0,01		0,05	4,26		0,454	0	0,001				0,618
0,14	0,01	0,00005	0,05	4,41	0,0005	0,497	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	1,7
0,11	0,01	0,00005	0,05	5,59	0,0005	0,256	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,736
	0,01		0,05	5,75		0,312	0	0,001				0,686
0,02	0,01	0,00005	0,05	5,18	0,0005	0,243	0	0,001	0,0004	0,001	0,00025	0,576
0,11	0,01	0,00005	0,05	5,4	0,0005	0,242	0	0,001	0,0004	0,001	0,00025	0,327

Tableau C.9 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss à biotite

Analyse	Date de léchantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
						n/d	n/d	n/d	1	1
0	2018-03-28	0	108	1551,5	1443,5	0,1175	542	8,20		
1	2018-04-12	15	108	2130,5	2022,5	0,171	516	7,94	38	1
2	2018-04-26	29	108	1926	1818	0,104	566	8,03	35	0,5
3	2018-05-10	43	108	2178,2	2070,2	0,152	189	7,98	14,6	1
4	2018-05-24	57	108	2005,9	1897,9	0,092	591	8,19	30,6	1
5	2018-06-07	71	108	2131,5	2023,5	0,092	559	8,07	30,5	1
6	2018-06-21	85	108	2023,3	1915,3	0,08	572	7,98	34,9	2
7	2018-07-05	99	108	2141,2	2033,2	0,09	615	7,92	29,1	1
8	2018-07-19	113	108	2042,3	1934,3	0,164	565	7,93	28,2	1
9	2018-08-02	127	108	2103,4	1995,4	0,073	566	7,32	36,5	1
10	2018-08-16	141	108	2101,7	1993,7	0,075	365	7,76	33,2	2
11	2018-08-30	155	108	2078,4	1970,4	0,069	573	7,72	28,5	2
12	2018-09-13	169	108	2123,1	2015,1	0,081	565	7,97	30,5	1
13	2018-09-27	183	108	2066,4	1958,4	0,071	616	7,79	30,2	
14	2018-10-11	197	108	2089,7	1981,7	0,069	395	7,77	28,8	16
15	2018-10-25	211	108	2003,6	1895,6	0,068	621	7,92	28,9	
16	2018-11-08	225	108	1993,6	1885,6	0,074	569	7,7	32,6	1
17	2018-11-22	239	108	2040,3	1932,3	0,067	602	7,9	30,8	1
18	2018-12-06	253	108	2033,3	1925,3	0,079	572	8,22	34,4	1

Tableau C.10 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss à biotite (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfates mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminium	Arsenic
SO4			S	Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
33	426	0,5	11	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00012	0,0004	0,111	0,03
50,4	46,61	0,5	16,8	20,9	16,6	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00031	0,0004	0,054	0,03
21,36			7,12							0,00001	0,00005	0,06	0,03
28,02	12,19		9,34	0,381	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,056	0,03
21,3	10,71		7,10	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,084	0,03
18,51	13,69		6,17	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,0008	0,067	0,03
16,92	58,51		5,64	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,0044	0,00005	0,088	0,03
15,78	685		5,26	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,073	0,03
13,53	30		4,51	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,072	0,03
12,03	9,771		4,01	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,077	0,03
11,16	84,11		3,72	0,564	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,078	0,03
9,84	15,221	0,5	3,28	2,15	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,076	0,03
8,46	14,193	0,5	2,82	2,351	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,089	0,03
8,01	13,744	0,5	2,67	2,037	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,097	0,03
7,65	13,95	0,5	2,55	2,032	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,084	0,03
9,36	14,886	0,5	3,12	2,075	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35			0,129	0,03

Tableau C.11 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss à biotite (suite)

Concentrations ponctuelles															
Baryum	Béryllium	Bismuth	Calcium	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Potassium	Lithium	Magnésium	Manganèse	Molybdène	Sodium	Nickel
Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004
0,005	0,0005	0,01	12,1	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,043	4,23	0,003	3,48	0,05	0,0045	6,34	0,006
0,005	0,0005	0,01	17,0	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	3,2	0,006	5,39	0,054	0,011	6,97	0,007
0,003	0,0005	0,01	11,3	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	2,29	0,002	3,29	0,036	0,0045	3,44	0,002
0,003	0,0005	0,01	11,0	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	2,06	0,002	3,07	0,042	0,0045	2,53	0,002
0,003	0,0005	0,01	11,5	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,88	0,003	3,24	0,044	0,0045	2,14	0,002
0,002	0,0005	0,01	11	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,01	1,81	0,0015	2,67	0,039	0,014	1,69	0,002
0,002	0,0005	0,01	11,1	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,013	1,60	0,0015	2,65	0,042	0,0045	1,65	0,002
0,002	0,0005	0,01	10,9	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,54	0,0015	2,56	0,042	0,0045	1,26	0,002
0,001	0,0005	0,01	10,3	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,102	1,47	0,0015	2,35	0,042	0,0045	1,06	0,002
0,002	0,0005	0,01	10,4	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,38	0,0015	2,26	0,037	0,0045	1,05	0,002
0,002	0,0005	0,01	10,1	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,33	0,0015	2,12	0,037	0,0045	0,824	0,002
0,002	0,0005	0,01	9,49	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,23	0,0015	2,01	0,031	0,0045	0,421	0,002
0,002	0,0005	0,01	9,52	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,006	1,21	0,0015	1,82	0,037	0,0045	0,568	0,002
0,002	0,0005	0,01	10,4	0,0015	0,005	0,0015	0,0015	0,003	1,2	0,0015	1,96	0,034	0,0045	0,598	0,002
0,002	0,0005	0,01	10,1	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,003	1,05	0,0015	1,85	0,026	0,0045	0,466	0,002
0,002	0,0005	0,01	12,8	0,0015	0,005	0,0015	0,0015	0,003	1,53	0,003	2,72	0,03	0,0045	0,654	0,004

Tableau C.12 Résultats complets des essais en colonne | Paragneiss à biotite (suite)

Concentrations ponctuelles												
Phosphore	Plomb	Antimoine	Sélénium	Silicium	Étain	Strontium	Tellure	Titane	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,1/0,01	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,001	n/d	n/d	0,002	0,0008/0,0002	0,001	0,0005	0,005
0,05	0,01	0,0003	0,05	3,1	0,0005	0,029	0	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,041
0,05	0,01	0,00005	0,05	5,74	0,0005	0,082	0,01	0,001	0,0004	0,004	0,00025	1,19
0,15	0,01	0,00005	0,05	4,36	0,0005	0,041	0	0,001	0,0004	0,002	0,0044	0,099
0,05	0,01	0,00005	0,05	3,82	0,0005	0,045	0	0,001	0,0004	0,003	0,0024	0,066
0,03	0,01	0,0001	0,05	3,90	0,0005	0,038	0	0,001	0,0004	0,002	0,0026	0,039
0,03	0,01	0,0001	0,05	3,43	0,0005	0,036	0,001	0,001	0,0004	0,002	0,0027	0,057
0,05	0,01	0,0005	0,05	3,55	0,002	0,047	0	0,001	0,0004	0,002	0,0038	0,048
0,05	0,01	0,00005	0,05	3,40	0,0005	0,034	0	0,001	0,0004	0,001	0,0026	0,056
0,71	0,01	0,0001	0,05	3,04	0,0005	0,031	0	0,001	0,0001	0,001	0,003	0,071
0,75	0,01	0,00005	0,05	3,47	0,0005	0,032	0	0,001	0,0001	0,001	0,0012	0,046
0,05	0,01	0,00005	0,05	2,90	0,0005	0,032	0,007	0,001	0,0001	0,001	0,0022	0,047
0,02	0,01	0,00005	0,05	3,21	0,0005	0,03	0	0,001	0,0001	0,001	0,00025	0,042
0,05	0,01	0,00005	0,05	3,12	0,0005	0,028	0,002	0,001	0,0004	0,0005	0,0017	0,062
0,1	0,01	0,00005	0,05	3,03	0,0005	0,029	0,001	0,001	0,0004	0,0005	0,00025	0,078
0,05	0,01	0,00005	0,05	2,72	0,0005	0,027	0,002	0,001	0,0004	0,001	0,0008	0,061
	0,01		0,05	3,88		0,040	0,043	0,001				0,083

Tableau C.13 Résultats complets des essais en colonne | Méta-gabbro

Analyse	Date de léchantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
						n/d	n/d	n/d	1	1
0	2018-03-28	0	107,9	296,42	188,52	0,582	352	7,55		
1	2018-04-12	15	107,9	389,1	281,2	0,293	572	7,57	19	1
2	2018-04-26	29	107,9	416,6	308,7	0,404	608	9,05	24	0,5
3	2018-05-10	43	107,9	423,88	315,98	0,6	508	7,47	11,7	2
4	2018-05-24	57	107,9	397,3	289,4	0,331	541	7,59	18,2	2
5	2018-06-07	71	107,9	414,3	306,4	0,207	494	7,60	13,1	2
6	2018-06-21	85	107,9	444,7	336,8	0,416	561	7,46	20,3	3
7	2018-07-05	99	107,9	434,8	326,9	0,42	608	7,21	16,2	2
8	2018-07-19	113	107,9	447,4	339,5	0,4	550	7,41	19,2	4
9	2018-08-02	127	107,9	457,5	349,6	0,455	531	7,85	18,2	4
10	2018-08-16	141	107,9	448,9	341	0,389	273	7,03	15,4	3
11	2018-08-30	155	107,9	427,4	319,5	0,337	303	7,48	17,2	2
12	2018-09-13	169	107,9	437,9	330	0,419	297	7,38	16,0	2









Tableau C.17 Résultats complets des essais en colonne | Charnockite

Analyse	Date de léchantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
						n/d	n/d	n/d	1	1
0	2018-03-28	0	108,2	1138,1	1029,9	0,252	456	7,27		
1	2018-04-12	15	108,2	2099,9	1991,7	0,255	418	8,12	44	0,5
2	2018-04-26	29	108,2	1968,8	1860,6	0,166	618	8,26	41	0,5
3	2018-05-10	43	108,2	1988,4	1880,2	0,255	195	8,00	14	0,7
4	2018-05-24	57	108,2	1966,2	1858	0,156	615	8,25	35	1,4
5	2018-06-07	71	108,2	1941,7	1833,5	0,161	603	8,49	35	0,7
6	2018-06-21	85	108,2	2013,8	1905,6	0,141	602	8,00	36	1
7	2018-07-05	99	108,2	2003,4	1895,2	0,15	604	8,51	37	1
8	2018-07-19	113	108,2	2058,7	1950,5	0,266	565	8,09	32	1
9	2018-08-02	127	108,2	1989,8	1881,6	0,113	614	8,38	49	1
10	2018-08-16	141	108,2	2087,1	1978,9	0,11	586	8,57	43	6
11	2018-08-30	155	108,2	2011,8	1903,58	0,107	512	7,94	34	1
12	2018-09-13	169	108,2	1944,1	1835,9	0,104	565	8,04	33	1

Tableau C.18 Résultats complets des essais en colonne | Charnockite (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfates mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminum	Arsenic
SO4			S	Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
68,4	1141,0	0,5	22,8	26,9	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00011	0,0006	0,046	0,03
63,3	59,3	0,5	21,1	32,7	17,94	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00032	0,0003	0,074	0,03
38,1			12,7							0,000005	0,0002	0,073	0,03
61,2	34,35		20,4	1,799	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,069	0,03
53,7	31,22		17,9	0,35	0,35	1,164	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,075	0,03
54	38,53		18	0,655	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,075	0,03
48,6	696,2		16,2	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00483	0,00005	0,103	0,03
42	1369		14,0	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,092	0,03
31,5	56		10,5	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,096	0,03
29,16	42,04		9,72	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,095	0,03
27,15	680,78		9,05	0,425	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00002	0,00005	0,099	0,03
24,9	23,25	0,50	8,30	2,06	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,099	0,03





Tableau C.21 Résultats complets des essais en colonne | Résidus PAG

Analyse	Date de léchantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
						n/d	n/d	n/d	1	1
1	2018-04-06	0	111,3	1167,4	1056,1	13,689	378	2,97	0,5	699
2	2018-05-07	31	111,3	2056,4	1945,1	18,162	402	3,18	0,5	9478
3	2018-06-07	62	111,3	1993,4	1882,1	10,335	393	3,69	1	8243
4	2018-07-09	94	111,3	1920,6	1809,3	11,186	406	4,03	0,5	9184
5	2018-08-14	130	111,3	1731,4	1620,1	9,355	401	4,07	0,5	6416
6	2018-09-20	167	111,3	1683,6	1572,3	4,65	411	4,36	0,5	5322
7	2018-10-23	200	111,3	1576,7	1465,4	5,736	463	4,15	0,5	4793
8	2018-11-26	234	111,3	1541,7	1430,4	4,801	409	4,17	0,5	4623
9	2018-12-27	265	111,3	1045,4	934,1	5,606	540	3,25	0,5	4991
10	2019-01-30	299	111,3	1544	1432,7	4,189	567	3,17	0,5	3579
11	2019-03-04	332	111,3	1575	1463,7	4,894	564	2,95	0,5	4131
12	2019-04-09	368	111,3	1687,6	1576,3	4,208	569	3	0,5	3694
13	2019-05-13	402	111,3	1518,5	1407,2	4,109	563	2,97	0,5	3786
14	2019-06-18	438	111,3	1618	1506,7	3,978	540	3,08	0,5	3257
15	2019-07-18	468	111,3	1773,8	1662,5	3,621	408	2,92	0,5	2847
16	2019-08-19	500	111,3	1753,3	1642	3,81	555	2,98	0,5	3266
17	2019-09-19	531	111,3	1706	1594,7	3,994	557	2,95	0,5	2656

Tableau C.22 Résultats complets des essais en colonne | Résidus PAG (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfate mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3-	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminum	Arsenic
SO4				Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
17130	1825	3072	5710	37,1	0,35	0,35	0,1	13,0	0,35	0,00061	0,0016	0,058	0,03
14220	4795,75		4740	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00005	0,002	0,100	0,03
14280	14252		4760	0,35	3,00	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00004	0,00005	0,065	0,03
10470	9452		3490	9,6	3,00	0,35	0,1	0,45	2,8	0,000005	0,00005	0,126	0,03
8880	9695,3		2960	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00002	0,00005	0,284	0,03
6630	5970	164,077	2210	3,0	7,02	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00002	0,034	0,56	0,03
5700	4636	128,367	1900	2,8	6,70	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	1,48	0,03
6810	4168	60,185	2270	3,0	6,61	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	3,28	0,03
6270	4616		2090	1,7	4,80	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00003	0,00005	10,5	0,03
4260	3158	79	1420	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	6,66	0,03
4182	4018	28	1394	3,0	7,00	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	6,38	0,03
3618	3506	25	1206	2,3	5,36	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	6,92	0,03
630	649	0,5	210	15,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,979	0,03
1410	3070,55	15,492	470	16,7	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00031	0,00005	9,13	0,03
2775	2742,659	8,219	925	1,57	1,48	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,0002	11,4	0,03
3066	2997	27	1022	2,5	2,10	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,0007	11,8	0,03
2955	3179	20	985	2,9	0,90	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	17,2	0,03



Tableau C.23 Résultats complets des essais en colonne | Résidus PAG (suite)

Concentrations ponctuelles															
Baryum	Béryllium	Bismuth	Calcium	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Potassium	Lithium	Magnésium	Manganèse	Molybdène	Sodium	Nickel
Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004
0,86	0,0005	0,01	2470	0,0015	0,176	0,011	7,25	276	58,9	0,677	355	17,0	0,0045	55,7	9,82
0,474	0,0005	0,067	812	0,0015	0,398	0,0015	0,671	1520	38,7	0,250	481	35,0	0,0045	17,9	68,4
0,238	0,0005	0,309	570	0,0015	0,064	0,0015	1,54	4520	33,1	0,275	323	38,6	0,0045	13,2	34,6
0,123	0,0005	0,368	449	0,0015	0,049	0,0015	0,0015	4950	26,9	0,273	191	27,4	0,0045	11,3	0,389
0,099	0,0005	0,298	424	0,0015	0,034	0,0015	0,0015	3490	23,3	0,243	101	13,1	0,0045	9,20	0,303
0,062	0,0005	0,194	346	0,0015	0,047	0,0015	0,0015	2710	17,0	0,214	79,3	8,86	0,0045	7,77	0,689
0,065	0,0005	0,188	319	0,0015	0,059	0,0015	0,828	2070	16,3	0,217	66,1	7,15	0,0045	8,86	0,686
0,071	0,0005	0,126	277	0,0015	0,097	0,0015	6,51	2550	14,6	0,209	67,6	6,37	0,0045	9,90	1,46
0,072	0,0005	0,092	302	0,0015	0,327	0,0015	16,8	2850	16,3	0,279	79,7	7,36	0,0045	12,7	3,5
0,043	0,0005	0,029	176	0,0015	0,44	0,0015	18,7	1560	9,67	0,161	42,1	4,07	0,0045	7,8	5,19
0,048	0,0005	0,01	167	0,004	0,278	0,0015	18,3	1645	11,1	0,198	45,1	4,00	0,0045	9,07	3,36
0,046	0,0005	0,01	129	0,007	0,274	0,0015	11,2	1448	10,1	0,182	38,9	3,26	0,0045	8,65	4,89
0,015	0,0005	0,01	58,2	0,0015	0,031	0,0015	2,70	238	5,23	0,036	13,5	0,724	0,0045	2,15	0,769
0,039	0,0005	0,01	91,2	0,021	0,288	0,0015	9,46	1232	9,1	0,15	29,8	2,52	0,0045	7,50	7,75
0,034	0,0005	0,01	78,2	0,035	0,54	0,0015	10,2	1192	7,88	0,135	27,9	2,05	0,0045	6,38	13,3
0,032	0,0005	0,01	68,2	0,025	0,541	0,0015	16,2	1318	7,74	0,127	24,5	1,73	0,0045	5,92	11,2
0,039	0,0005	0,01	85,2	0,016	0,789	0,0015	19,0	1506	8,07	0,118	29,1	2,00	0,0045	5,90	22,4

Tableau C.24 Résultats complets des essais en colonne | Résidus PAG (suite)

Concentrations ponctuelles												
Phosphore	Plomb	Antimoine	Sélénium	Silicium	Étain	Strontium	Tellure	Titane	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,1/0,01	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,001	n/d	n/d	0,002	0,0008/0,0002	0,001	0,0005	0,005
0,77	0,215	0,0002	0,145	7,2	0,0005	7,31	0	0,001	0,0004	0,002	0,1242	6,52
2,44	0,102	0,00005	0,05	14,9	0,0005	2,48	0	0,001	0,0004	0,001	0,00025	3,66
5,6	0,175	0,00005	0,05	18,2	0,0005	1,11	0	0,001	0,0004	0,001	0,00025	6,40
5,68	0,288	0,00005	0,05	12,8	0,0005	0,606	0	0,001	0,0004	0,001	0,00025	5,71
3,35	0,234	0,00005	0,05	8,74	0,0005	0,491	0	0,001	0,0001	0,001	0,00025	5,22
1,95	0,112	0,00005	0,05	8,55	0,0005	0,385	0	0,001	0,0001	0,002	0,00025	12,1
1,52	0,205	0,00005	0,05	9,82	0,0005	0,397	0	0,001	0,0001	0,004	0,00025	25,3
1,82	0,227	0,00005	0,05	11,6	0,0005	0,432	0	0,001	0,0004	0,004	0,00025	32,8
1,87	0,370	0,00005	0,05	18,4	0,0005	0,626	0	0,001	0,0001	0,011	0,0007	58,4
1,73	0,19	0,00005	0,05	14,8	0,0005	0,227	0	0,001	0,0001	0,01	0,001	31,3
2,05	0,185	0,00005	0,05	14,5	0,0005	0,278	0,139	0,001	0,0001	0,005	0,0014	48,1
1,6	0,178	0,00005	0,05	14,9	0,0005	0,236	0,12	0,001	0,0001	0,008	0,002	35
0,24	0,033	0,00005	0,05	5,52	0,0005	0,115	0	0,001	0,0001	0,006	0,0265	7,6
1,64	0,164	0,0004	0,05	26,3	0,0005	0,164	0	0,001	0,0001	0,01	0,0019	19,5
1,17	0,142	0,00005	0,05	27,7	0,0005	0,139	0	0,001	0,0001	0,012	0,0018	30,9
1,47	0,118	0,00005	0,05	25,1	0,0005	0,122	0	0,001	0,0001	0,019	0,0041	16,5
1,37	0,144	0,00005	0,05	35,3	0,0005	0,128	0	0,002	0,0001	0,018	0,0040	34,7

Tableau C.25 Résultats complets des essais en colonne | Résidus NAG

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Masse contenant (g)	Masse du contenant avec eau	Qts eau passé	Analyses physicochimiques				
						Conductivité	Eh	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			g	g	g	mS/cm	mV	n/d	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	mg/L as CaCO <sub>3</sub>
						n/d	n/d	n/d	1	1
1	2018-04-06	0	110,3	1105,2	994,9	1,042	581	7,69	63	5,7
2	2018-05-07	31	110,3	1991,7	1881,4	1,249	605	8,12	24	3,7
3	2018-06-07	62	110,3	1556,3	1446	0,729	599	8,04	54	76,0
4	2018-07-09	94	110,3	1673,8	1563,5	0,575	628	8,18	52	1,5
5	2018-08-14	130	110,3	2057,3	1947	0,531	634	7,43	53	3
6	2018-09-20	167	110,3	1575	1464,7	0,417	194	7,77	51	2
7	2018-10-23	200	110,3	1993,6	1883,3	0,435	599	7,67	46	5
8	2018-11-26	234	110,3	1976,3	1866	0,418	342	7,45	38	11
9	2018-12-27	265	110,3	2002,9	1892,6	0,477	452	7,18	27	6
10	2019-01-30	299	110,3	1996,6	1886,3	0,993	626	3,54	0,5	73
11	2019-03-04	332	110,3	2006	1895,7	0,569	662	3,74	0,5	36
12	2019-04-09	368	110,3	1810,7	1700,4	0,394	622	6,39	10	12
13	2019-05-13	402	110,3	2016,4	1906,1	0,366	406	7,20	17	8
14	2019-06-18	438	110,3	1768,4	1658,1	0,45	642	6,79	12	14
15	2019-07-18	468	110,3	2080,2	1969,9	0,417	609	7,35	18	6
16	2019-08-19	500	110,3	2061,1	1950,8	0,383	391	7,27	30	8
17	2019-09-19	531	110,3	2044,8	1934,5	0,357	651	7,17	24	7
18	2019-10-21	563	110,3	1995	1884,7	0,345	619	6,92	25	9
19	2019-11-21	594	110,3	1987,1	1876,8	0,326	648	6,81	28	8
20	2019-12-23	626	110,3	1921,7	1811,4	0,365	569	7,40	26	8
21	2020-01-24	658	110,3	1976,8	1866,5	0,336	588,81	7,19	33,4	6,4874
22	2020-02-24	689	110,3	1453,1	1342,8	0,426	531,13	7,21	30,6	4,7916
23	2020-05-26	781	110,3	1665,4	1555,1	0,853	386,29	7,52	42	0,5
24	2020-06-29	815	110,3	1812,9	1702,6	0,465	605,02	7,63	33,5	0,5
25	2020-08-03	850	110,3	2001,3	1891	0,393	596,01	7,62	30,4	0,5
26	2020-09-08	886	110,3	2048,7	1938,4	0,358	602	7,23	29	0,5

Tableau C.26 Résultats complets des essais en colonne | Résidus NAG (suite)

Concentrations ponctuelles													
Sulfate calculé	Sulfate mesuré	S2O32-	Stotal	Chlorure	NO3-	NO2-	Fluorure	PO43-	Bromure	Mercure	Argent	Aluminum	Arsenic
SO4				Cl-			F-		Br-	Hg	Ag	Al	As
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	1	1	0,09	0,7	0,7	0,7	0,2	0,9	0,7	0,00001	0,0001	0,01	0,06
942	401,22	0,5	314	30,2	16,66	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00011	0,0005	0,054	0,03
435	339,88		145	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,032	0,03
393	1130		131	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,032	0,03
296,1	204		98,7	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,04	0,03
261,6	1264,4		87,2	0,75	0,78	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,034	0,03
199,8	147,783	0,5	66,6	2,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,047	0,035	0,03
230,7	166,415	0,5	76,9	2,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
243,6	164,43	0,5	81,2	2,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
294,6	194		98,2	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00003	0,00005	0,052	0,03
690	489	0,5	230	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	2,28	0,03
246,9	233	0,5	82,3	2,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	1,18	0,03
183,9	178,93	0,5	61,3	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,051	0,03
164,4	184	0,5	54,8	13,3	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
93,3	201,915	0,5	31,1	18,7	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,00003	0,00005	0,010	0,03
178,5	176,267	0,5	59,5	0,729	0,88	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,235
55,5	160	0,5	18,5	13,0	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,108	0,03
247,5	140	0,5	82,5	2,2	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,029	0,03
145,2	131,7013182	0,5	48,4	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
138,6	128	0,5	46,2	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,022	0,03
135,9	130	0,5	45,3	9,1	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,072	0,03
133,8	121	0,5	44,6	2,4	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,015	0,03
142,8	168	0,5	47,6	4,3	11,00	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
447	400	0,5	149	2,8	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,013	0,03
220,5	192	0,5	73,5	2	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
174	158	1,5	58	4	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,00005	0,005	0,03
156,9	128	0,5	52,3	0,35	0,35	0,35	0,1	0,45	0,35	0,000005	0,0005	0,005	0,03

Tableau C.27 Résultats complets des essais en colonne | Résidus NAG (suite)

Concentrations ponctuelles															
Baryum	Béryllium	Bismuth	Calcium	Cadmium	Cobalt	Chrome	Cuivre	Fer	Potassium	Lithium	Magnésium	Manganèse	Molybdène	Sodium	Nickel
Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Li	Mg	Mn	Mo	Na	Ni
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006	n/d	n/d	0,001	0,002	0,009	n/d	0,004
0,049	0,0005	0,01	142	0,0015	0,002	0,004	0,0015	0,032	30,5	0,341	43	0,367	0,05	44	0,017
0,028	0,0005	0,01	116	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,010	16,9	0,047	25,4	0,329	0,025	11,3	0,010
0,023	0,0005	0,01	105	0,0015	0,002	0,0015	0,005	0,019	13,2	0,038	21,3	0,184	0,025	5,95	0,006
0,014	0,0005	0,01	83,5	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,007	11,0	0,028	16,8	0,148	0,019	4,11	0,005
0,015	0,0005	0,01	73,3	0,0015	0,005	0,0015	0,0015	0,007	9,27	0,017	13,9	0,213	0,012	2,99	0,013
0,006	0,0005	0,01	59,3	0,0015	0,002	0,0015	0,0015	0,042	7,73	0,022	11,9	0,124	0,020	2,16	0,004
0,019	0,0005	0,01	69,7	0,0015	0,002	0,0015	0,106	0,006	7,86	0,02	12,3	0,365	0,0045	2,47	0,014
0,020	0,0005	0,01	68,6	0,0015	0,002	0,0015	0,338	0,037	6,99	0,017	13,3	0,395	0,0045	2,24	0,016
0,019	0,0005	0,01	75,6	0,0015	0,002	0,0015	0,502	0,012	7,36	0,021	15,7	0,671	0,0045	2,28	0,023
0,017	0,0005	0,01	141	0,0015	0,006	0,0015	4,11	7,38	8,44	0,039	28,1	2,32	0,0045	3,03	0,074
0,033	0,0005	0,01	63,5	0,0015	0,002	0,003	4,06	0,112	5,50	0,049	11,5	0,724	0,0045	1,81	0,047
0,026	0,0005	0,01	54,7	0,0015	0,002	0,0015	0,929	0,056	4,76	0,034	9,20	0,32	0,0045	1,46	0,018
0,012	0,0005	0,01	48,9	0,0015	0,002	0,0015	1,58	0,003	4,42	0,016	9,37	0,345	0,0045	1,19	0,039
0,024	0,0005	0,01	52,9	0,004	0,002	0,0015	3,64	0,015	4,77	0,021	8,72	0,408	0,0045	1,88	0,051
0,024	0,0005	0,01	55,9	0,0015	0,013	0,0015	1,23	0,028	4,48	0,016	9,20	0,270	0,0045	1,18	0,048
0,015	0,0005	0,01	47,5	0,003	0,002	0,0015	1,39	0,003	3,95	0,016	7,91	0,186	0,0045	1,13	0,036
0,015	0,0005	0,01	63,9	0,004	0,002	0,003	1,59	0,032	3,44	0,014	7,51	0,213	0,0045	0,936	0,055
0,018	0,0005	0,01	48,4	0,004	0,004	0,0015	1,86	0,008	3,04	0,014	6,87	0,205	0,0045	0,793	0,081
0,014	0,0005	0,01	47,4	0,0015	0,002	0,0015	0,947	0,003	2,74	0,008	6,38	0,176	0,0045	0,988	0,055
0,012	0,0005	0,01	48,9	0,0015	0,002	0,0015	0,3	0,003	2,55	0,008	6,41	0,16	0,0045	0,58	0,036
0,013	0,0005	0,01	49,7	0,0015	0,002	0,0015	0,204	0,003	2,97	0,008	6,78	0,178	0,0045	0,636	0,03
0,014	0,0005	0,01	65,6	0,0015	0,002	0,0015	0,093	0,003	3,57	0,011	8,34	0,141	0,0045	0,855	0,011
0,029	0,0005	0,01	147	0,0015	0,002	0,0015	0,112	0,003	6,64	0,018	20,8	0,459	0,0045	1,11	0,011
0,011	0,0005	0,01	77,4	0,0015	0,002	0,0015	0,072	0,003	4,85	0,009	10,2	0,16	0,0045	0,977	0,002
0,01	0,0005	0,01	61,2	0,0015	0,002	0,0015	0,078	0,003	2,96	0,009	8,58	0,148	0,0045	0,731	0,005
0,01	0,0005	0,01	58,7	0,0015	0,002	0,0015	0,075	0,003	2,72	0,006	8	0,182	0,0045	0,553	0,007

Tableau C.28 Résultats complets des essais en colonne | Résidus NAG (suite)

Concentrations ponctuelles												
Phosphore	Plomb	Antimoine	Sélénium	Silicium	Étain	Strontium	Tellure	Titane	Thallium	Uranium	Vanadium	Zinc
P	Pb	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Te	Ti	Tl	U	V	Zn
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0,1/0,01	0,02	0,0001	0,1	0,04	0,001	n/d	n/d	0,002	0,0008/0,0002	0,001	0,0005	0,005
0,05	0,01	0,0004	0,05	7,92	0,0005	0,807	0	0,001	0,0004	0,004	0,1361	0,201
0,05	0,01	0,00005	0,05	6,91	0,0005	0,437	0,011	0,001	0,0004	0,006	0,0057	0,122
0,05	0,01	0,0001	0,05	9,31	0,0005	0,296	0	0,001	0,0004	0,004	0,0076	0,088
0,005	0,01	0,0001	0,05	5,62	0,0005	0,211	0,002	0,001	0,0004	0,004	0,005	0,058
0,02	0,01	0,00005	0,05	5,33	0,0005	0,179	0,009	0,001	0,0001	0,005	0,002	0,746
0,05	0,01	0,00005	0,05	5,68	0,0005	0,135	0,001	0,001	0,0001	0,004	0,0059	0,126
0,04	0,01	0,00005	0,05	5,85	0,0005	0,157	0,007	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	1,22
0,04	0,01	0,00005	0,05	5,47	0,0005	0,161	0,01	0,001	0,0005	0,0005	0,00025	0,998
0,005	0,01	0,00005	0,05	5,49	0,0005	0,217	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	2,12
0,02	0,261	0,00005	0,05	7,04	0,0005	0,271	0	0,001	0,0002	0,005	0,00025	5,93
0,03	0,15	0,00005	0,05	4,82	0,0005	0,147	0	0,001	0,0006	0,001	0,00025	5,23
0,005	0,01	0,00005	0,05	4,05	0,0005	0,112	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	2,89
0,01	0,01	0,00005	0,05	3,79	0,0005	0,102	0	0,001	0,0001	0,0005	0,0342	3,57
0,04	0,088	0,00005	0,05	5,27	0,0005	0,109	0,01	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	5,21
0,12	0,022	0,00005	0,05	4,70	0,0005	0,104	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	3,20
0,06	0,032	0,00005	0,05	4,48	0,0005	0,090	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	2,26
0,06	0,041	0,00005	0,05	4,61	0,0005	0,097	0,005	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	2,55
0,04	0,07	0,00005	0,05	4,18	0,0005	0,081	0	0,001	0,0001	0,0005	0,001	3,13
0,05	0,033	0,00005	0,05	3,99	0,0005	0,076	0	0,001	0,0001	0,0005	0,0074	2,66
0,07	0,01	0,00005	0,05	3,89	0,00005	0,072	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	2,57
0,03	0,01	0,00005	0,05	4,2	0,00005	0,077	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00100	2,33
0,03	0,01	0,00005	0,05	3,72	0,00005	0,087	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,653
0,005	0,01	0,00005	0,05	4,99	0,00005	0,217	0,007	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,639
0,005	0,01	0,00005	0,05	3,94	0,00005	0,103	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,211
0,005	0,01	0,00005	0,05	3,55	0,00005	0,081	0	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,337
0,005	0,01	0,00005	0,05	3,49	0,0005	0,117	0,007	0,001	0,0001	0,0005	0,00025	0,541

## ANNEXE D RÉSULTATS COMPLETS DES ESSAIS EN CELLULES HUMIDES

Les valeurs en orange étaient sous la LDD et ont été posées comme étant égales à la moitié de la valeur de LDD

Tableau D.1 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss mix | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	mg/L as CaCO <sub>3</sub>
					n/d	30	n/d	2	2
0	2018-02-14	0	1000	850	81	37	8,21	15	1
1	2018-02-21	7	1000	988	38	109	7,53	7	1
2	2018-02-28	14	1000	1053	57	63	7,6	9	1
3	2018-03-07	21	1000	1046	41	63	7,61	9	1
4	2018-03-14	28	1000	1001	13	51	7,31	7	1
5	2018-03-21	35	1000	997	12	37	7,45	9	1
6	2018-03-28	42	1000	997	7	1130	7,18	11	1
7	2018-04-04	49	1000	1005	7	15	7,32	8	1
8	2018-04-11	56	1000	1007	8	15	7,07	7	1
9	2018-04-18	63	1000	1006	8	15	7,04	12	1
10	2018-04-25	70	1000	1013	10	15	7,23	6	1
11	2018-05-02	77	1000	1006	9	15	6,95	5	1
12	2018-05-09	84	1000	1002	6	46	7,43	10	1
13	2018-05-16	91	1000	1009	7	51	7,29	7	1
14	2018-05-23	98	1000	986	3	15	7,21	7	1
15	2018-05-30	105	1000	993	6	15	7,2	11	1
16	2018-06-06	112	1000	1005	9	15	7,14	7	1
17	2018-06-13	119	1000	1018	3	15	7,28	8	1
18	2018-06-20	126	1000	1008	4	15	6,88	7	1
19	2018-06-27	133	1000	1006	4	15	7,24	8	1
20	2018-07-04	140	1000	1015	6	31	7,27	8	1
21	2018-07-11	147	1000	986					
22	2018-07-18	154	1000	1024					
23	2018-07-25	161	1000	1017					
24	2018-08-01	168	1000	1024					
25	2018-08-08	175	1000	1014	9	15	7,04	6	1
26	2018-08-15	182	1000	1015					









Tableau D.5 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss mix | Rinçages 27 à 52

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
27	2018-08-22	189	1000	1034					
28	2018-08-29	196	1000	1042					
29	2018-09-05	203	1000	1015					
30	2018-09-12	210	1000	1023	10	15	6,93	5	1
31	2018-09-19	217	1000	1033					
32	2018-09-26	224	1000	1014					
33	2018-10-03	231	1000	1017					
34	2018-10-10	238	1000	1013					
35	2018-10-17	245	1000	1008	6	15	7,07	6	1
36	2018-10-24	252	1000	999					
37	2018-10-31	259	1000	1006					
38	2018-11-07	266	1000	1033					
39	2018-11-14	273	1000	968					
40	2018-11-21	280	1000	1020	14	15	6,82	6	1
41	2018-11-28	287	1000	1011					
42	2018-12-05	294	1000	1008					
43	2018-12-12	301	1000	990					
44	2018-12-19	308	1000	965					
45	2018-12-26	315	1000	902	3	54	6,73	7	1
46	2019-01-02	322	1000	865					
47	2019-01-09	329	1000	910					
48	2019-01-16	336	1000	883					
49	2019-01-23	343	1000	935					
50	2019-01-30	350	1000	920	6	15	6,83	6	1
51	2019-02-06	357	1000	993					
52	2019-02-13	364	1000	1014					







Tableau D.9 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss graphitique | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	mg/L as CaCO <sub>3</sub>
					n/d	30	n/d	2	2
0	2018-02-14	0	1000	851	47	63	7,15	6	1
1	2018-02-21	7	1000	933	19	126	7,1	5	1
2	2018-02-28	14	1000	1027	12	63	7,12	5	1
3	2018-03-07	21	1000	1029	11	71	6,97	4	1
4	2018-03-14	28	1000	1013	12	63	6,92	4	1
5	2018-03-21	35	1000	1011	7	60	6,93	4	1
6	2018-03-28	42	1000	957	9	69	6,87	2	1
7	2018-04-04	49	1000	985	5	40	6,75	2	1
8	2018-04-11	56	1000	903	6	37	6,59	2	1
9	2018-04-18	63	1000	934	6	15	6,61	8	1
10	2018-04-25	70	1000	929	10	34	6,6	2	1
11	2018-05-02	77	1000	994	12	40	5,97	1	1
12	2018-05-09	84	1000	931	11	63	6,29	1	1
13	2018-05-16	91	1000	1006	8	66	7,01	5	1
14	2018-05-23	98	1000	935	3	31	6,74	3	1
15	2018-05-30	105	1000	980	3	15	6,43	4	8
16	2018-06-06	112	1000	966	23	15	6,75	2	1
17	2018-06-13	119	1000	996	4	37	6,86	4	1
18	2018-06-20	126	1000	1013	5	49	6,66	6	1
19	2018-06-27	133	1000	987	3	15	7,06	6	1
20	2018-07-04	140	1000	1008	7	57	7,03	7	1
21	2018-07-11	147	1000	1010					
22	2018-07-18	154	1000	1002					
23	2018-07-25	161	1000	994					
24	2018-08-01	168	1000	986					
25	2018-08-08	175	1000	950	7	63	6,7	3	1
26	2018-08-15	182	1000	992					









Tableau D.13 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss graphitique | Rinçages 27 à 52

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
27	2018-08-22	189	1000	1020					
28	2018-08-29	196	1000	999					
29	2018-09-05	203	1000	972					
30	2018-09-12	210	1000	1005	40	40	7,02	7	6
31	2018-09-19	217	1000	1025					
32	2018-09-26	224	1000	955					
33	2018-10-03	231	1000	1003					
34	2018-10-10	238	1000	973					
35	2018-10-17	245	1000	1008	18	15	6,96	6	1
36	2018-10-24	252	1000	961					
37	2018-10-31	259	1000	948					
38	2018-11-07	266	1000	915					
39	2018-11-14	273	1000	898					
40	2018-11-21	280	1000	918	27	51	6,08	1	1
41	2018-11-28	287	1000	917					
42	2018-12-05	294	1000	941					
43	2018-12-12	301	1000	957					
44	2018-12-19	308	1000	915					
45	2018-12-26	315	1000	986	15	91	6,28	2	1
46	2019-01-02	322	1000	946					
47	2019-01-09	329	1000	918					
48	2019-01-16	336	1000	981					
49	2019-01-23	343	1000	1002					
50	2019-01-30	350	1000	982	5	43	6,17	2	1
51	2019-02-06	357	1000	952					
52	2019-02-13	364	1000	1004					







Tableau D.17 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss à biotite | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
0	2018-02-14	0	1000	867	166	43	8,82	15	1
1	2018-02-21	7	1000	974	9	15	8,2	10	1
2	2018-02-28	14	1000	1052	15	15	7,57	10	1
3	2018-03-07	21	1000	1056	10	15	7,45	9	1
4	2018-03-14	28	1000	1016	192	37	7,45	8	1
5	2018-03-21	35	1000	1038	12	15	7,5	9	1
6	2018-03-28	42	1000	1036	6	31	7,3	9	1
7	2018-04-04	49	1000	1042	5	15	7,34	9	1
8	2018-04-11	56	1000	1031	10	15	7,18	7	1
9	2018-04-18	63	1000	1024	6	15	7,56	7	1
10	2018-04-25	70	1000	976	10	15	7,18	5	1
11	2018-05-02	77	1000	1025	4	15	6,74	5	1
12	2018-05-09	84	1000	893	7	15	7,22	4	1
13	2018-05-16	91	1000	1012	6	15	7,24	7	1
14	2018-05-23	98	1000	982	4	15	7,15	6	1
15	2018-05-30	105	1000	1027	6	15	7,24	7	1
16	2018-06-06	112	1000	971	10	15	7,16	4	1
17	2018-06-13	119	1000	1035	3	15	7,22	7	1
18	2018-06-20	126	1000	984	4	15	6,77	4	1
19	2018-06-27	133	1000	1050	4	15	7,08	5	1
20	2018-07-04	140	1000	1025	3	15	7,26	41	55
21	2018-07-11	147	1000	977					
22	2018-07-18	154	1000	1009					
23	2018-07-25	161	1000	1010					
24	2018-08-01	168	1000	1010					
25	2018-08-08	175	1000	998	2	15	7,06	6	1
26	2018-08-15	182	1000	997					









Tableau D.21 Résultats complets des essais en cellules humides | Paragneiss à biotite | Rinçages 27 à 43

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
27	2018-08-22	189	1000	1015					
28	2018-08-29	196	1000	1016					
29	2018-09-05	203	1000	1002					
30	2018-09-12	210	1000	1004	4	15	7,03	6	1
31	2018-09-19	217	1000	1014					
32	2018-09-26	224	1000	1018					
33	2018-10-03	231	1000	1016					
34	2018-10-10	238	1000	1008					
35	2018-10-17	245	1000	1004	6	15	7,13	5	1
36	2018-10-24	252	1000	1003					
37	2018-10-31	259	1000	1009					
38	2018-11-07	266	1000	1011					
39	2018-11-14	273	1000	1006					
40	2018-11-21	280	1000	1007	< 2	15	6,86	7	1
41	2018-11-28	287	1000	1000					
42	2018-12-05	294	1000	1003					
43	2018-12-12	301	1000	1057					







Tableau D.25 Résultats complets des essais en cellules humides | Méta-gabbro | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
0	2018-02-14	0	1000	854	92	63	8,16	10	1
1	2018-02-21	7	1000	1032	5	54	7,51	9	1
2	2018-02-28	14	1000	1043	11	15	7,41	10	1
3	2018-03-07	21	1000	1043	6	15	7,19	6	1
4	2018-03-14	28	1000	1008	4	43	7,19	6	1
5	2018-03-21	35	1000	1044	9	15	7,29	7	1
6	2018-03-28	42	1000	949	10	34	6,88	5	1
7	2018-04-04	49	1000	999	6	15	7,2	6	1
8	2018-04-11	56	1000	993	6	15	7,14	7	1
9	2018-04-18	63	1000	1008	5	15	7,31	6	1
10	2018-04-25	70	1000	995	7	15	7,18	6	1
11	2018-05-02	77	1000	1005	5	15	7,07	66	1
12	2018-05-09	84	1000	996	3	15	7,22	6	1
13	2018-05-16	91	1000	1005	8	43	7,12	6	1
14	2018-05-23	98	1000	997	2	15	7,07	7	1
15	2018-05-30	105	1000	1003	3	15	7,22	6	1
16	2018-06-06	112	1000	993	8	109	6,88	4	1
17	2018-06-13	119	1000	992	2	15	7,05	5	1
18	2018-06-20	126	1000	1004	4	15	6,78	6	1
19	2018-06-27	133	1000	995	3	15	7,13	6	1
20	2018-07-04	140	1000	965	8	15	7,09	4	1
21	2018-07-11	147	1000	1009					
22	2018-07-18	154	1000	1000					
23	2018-07-25	161	1000	962					
24	2018-08-01	168	1000	965					
25	2018-08-08	175	1000	1006	5	15	6,97	5	1
26	2018-08-15	182	1000	1010					









Tableau D.29 Résultats complets des essais en cellules humides | Méta-gabbro | Rinçages 27 à 52

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
27	2018-08-22	189	1000	994					
28	2018-08-29	196	1000	998					
29	2018-09-05	203	1000	944					
30	2018-09-12	210	1000	1007	17	15	6,83	5	1
31	2018-09-19	217	1000	1007					
32	2018-09-26	224	1000	1008					
33	2018-10-03	231	1000	1005					
34	2018-10-10	238	1000	1009					
35	2018-10-17	245	1000	1005	7	15	7	5	1
36	2018-10-24	252	1000	1005					
37	2018-10-31	259	1000	928					
38	2018-11-07	266	1000	926					
39	2018-11-14	273	1000	918					
40	2018-11-21	280	1000	1007	19	15	6,81	5	1
41	2018-11-28	287	1000	1010					
42	2018-12-05	294	1000	1008					
43	2018-12-12	301	1000	972					
44	2018-12-19	308	1000	938					
45	2018-12-26	315	1000	1003	5	40	6,67	5	1
46	2019-01-02	322	1000	1005					
47	2019-01-09	329	1000	999					
48	2019-01-16	336	1000	1002					
49	2019-01-23	343	1000	997					
50	2019-01-30	350	1000	948	10	15	6,6	4	1
51	2019-02-06	357	1000	1003					
52	2019-02-13	364	1000	959					







Tableau D.33 Résultats complets des essais en cellules humides | Charnockite | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
0	2018-02-14	0	1000	884	199	60	9,04	13	1
1	2018-02-21	7	1000	994	31	40	8,31	12	1
2	2018-02-28	14	1000	1045	49	15	8,03	12	1
3	2018-03-07	21	1000	1054	10	15	7,92	10	1
4	2018-03-14	28	1000	1016	11	15	7,5	9	1
5	2018-03-21	35	1000	1022	10	31	7,71	10	1
6	2018-03-28	42	1000	984	14	49	7,53	8	1
7	2018-04-04	49	1000	1008	9	15	7,43	8	1
8	2018-04-11	56	1000	965	12	15	7,31	7	1
9	2018-04-18	63	1000	984	12	15	7,24	8	1
10	2018-04-25	70	1000	940	14	15	7,43	6	1
11	2018-05-02	77	1000	995	13	37	6,86	7	1
12	2018-05-09	84	1000	999	5	51	7,38	10	1
13	2018-05-16	91	1000	994	10	15	7,31	9	1
14	2018-05-23	98	1000	991	6	15	7,45	9	1
15	2018-05-30	105	1000	1004	5	15	7,46	8	1
16	2018-06-06	112	1000	990	6	15	7,55	11	1
17	2018-06-13	119	1000	994	8	15	7,41	8	1
18	2018-06-20	126	1000	1004	6	15	7,04	8	1
19	2018-06-27	133	1000	1011	3	15	7,46	9	1
20	2018-07-04	140	1000	1005	8	15	7,48	9	1
21	2018-07-11	147	1000	1004					
22	2018-07-18	154	1000	1010					
23	2018-07-25	161	1000	1036					
24	2018-08-01	168	1000	1013					
25	2018-08-08	175	1000	995	9	15	7,19	7	1
26	2018-08-15	182	1000	1019					









Tableau D.37 Résultats complets des essais en cellules humides | Charnockite | Rinçages 27 à 43

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					n/d	30	n/d	2	2
27	2018-08-22	189	1000	1022					
28	2018-08-29	196	1000	1012					
29	2018-09-05	203	1000	1000					
30	2018-09-12	210	1000	1010	10	15	7,18	8	1
31	2018-09-19	217	1000	1008					
32	2018-09-26	224	1000	1005					
33	2018-10-03	231	1000	1015					
34	2018-10-10	238	1000	1009					
35	2018-10-17	245	1000	1008	11	15	7,28	9	1
36	2018-10-24	252	1000	1008					
37	2018-10-31	259	1000	1004					
38	2018-11-07	266	1000	1002					
39	2018-11-14	273	1000	1014					
40	2018-11-21	280	1000	1010	21	51	7	6	1
41	2018-11-28	287	1000	1006					
42	2018-12-05	294	1000	1010					
43	2018-12-12	301	1000	1006					







Tableau D.41 Résultats complets des essais en cellules humides | Résidus PAG | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					2	30	n/d	2	2
0	2018-03-20	0	1000	954	106	57	6,93	6	1
1	2018-03-27	7	1000	831	26	326	5,44	1	1
2	2018-04-03	14	1000	1052	6	649	6,41	3	1
3	2018-04-10	21	1000	923	15	471	5,94	1	13
4	2018-04-17	28	1000	1050	4	537	6,11	2	10
5	2018-04-24	35	1000	913	20	491	5,16	1	42
6	2018-05-01	42	1000	772	23	2260	4,22	1	293
7	2018-05-08	49	1000	876	20	1980	4,58	1	506
8	2018-05-15	56	1000	817	7	1720	4,24	1	507
9	2018-05-22	63	1000	815	2	1250	4,27	1	516
10	2018-05-29	70	1000	842	4	1210	4,2	1	457
11	2018-06-05	77	1000	869	6	900	4,22	1	391
12	2018-06-12	84	1000	841	3	809	4,2	1	289
13	2018-06-19	91	1000	839	2	877	4,43	1	312
14	2018-06-26	98	1000	804	3	809	4,23	1	657
15	2018-07-03	105	1000	867	2	869	4,22	1	633
16	2018-07-10	112	1000	876	1	597	4,53	1	233
17	2018-07-17	119	1000	1003	1	380	4,73	1	154
18	2018-07-24	126	1000	985	2	237	4,84	1	115
19	2018-07-31	133	1000	1015	1	226	4,89	1	86
20	2018-08-07	140	1000	990	1	189	4,78	1	56
21	2018-08-14	147	1000	993					
22	2018-08-21	154	1000	985					
23	2018-08-28	161	1000	987					
24	2018-09-04	168	1000	986					
25	2018-09-11	175	1000	984	1	134	4,73	1	30
26	2018-09-18	182	1000	976					









Tableau D.45 Résultats complets des essais en cellules humides | Résidus PAG | Rinçages 27 à 43

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO <sub>3</sub>	mg/L as CaCO <sub>3</sub>
					2	30	n/d	2	2
27	2018-09-25	189	1000	981					
28	2018-10-02	196	1000	953					
29	2018-10-09	203	1000	1000					
30	2018-10-16	210	1000	1006	1	57	4,93	1	28
31	2018-10-23	217	1000	884					
32	2018-10-30	224	1000	924					
33	2018-11-06	231	1000	911					
34	2018-11-13	238	1000	910					
35	2018-11-20	245	1000	918	3	246	4,5	1	90
36	2018-11-27	252	1000	891					
37	2018-12-04	259	1000	928					
38	2018-12-11	266	1000	940					
39	2018-12-18	273	1000	907					
40	2018-12-25	280	1000	922	2	237	4,42	1	90
41	2019-01-01	287	1000	927					
42	2019-01-08	294	1000	946					
43	2019-01-15	301	1000	1004					







Tableau D.49 Résultats complets des essais en cellules humides | Résidus NAG | Rinçages 0 à 26

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					2	30	n/d	2	2
0	2018-03-20	0	1000	930	66	46	7,13	10	1
1	2018-03-27	7	1000	801	16	260	7,56	24	1
2	2018-04-03	14	1000	1025	2	89	7,95	43	1
3	2018-04-10	21	1000	910	6	86	7,73	35	1
4	2018-04-17	28	1000	1056	2	54	7,9	39	1
5	2018-04-24	35	1000	883	2	89	7,67	36	1
6	2018-05-01	42	1000	780	8	74	7,71	33	1
7	2018-05-08	49	1000	850	7	77	7,73	33	1
8	2018-05-15	56	1000	818	5	74	7,8	32	1
9	2018-05-22	63	1000	772	6	54	7,78	32	1
10	2018-05-29	70	1000	833	3	49	7,7	32	1
11	2018-06-05	77	1000	851	5	63	7,77	34	1
12	2018-06-12	84	1000	849	4	77	7,59	32	1
13	2018-06-19	91	1000	808	4	54	7,77	31	1
14	2018-06-26	98	1000	812	6	69	7,64	30	1
15	2018-07-03	105	1000	850	6	63	7,76	31	1
16	2018-07-10	112	1000	859	4	49	7,86	30	1
17	2018-07-17	119	1000	885	6	40	7,77	31	1
18	2018-07-24	126	1000	859	7	31	7,72	32	1
19	2018-07-31	133	1000	828	7	63	7,69	31	1
20	2018-08-07	140	1000	869	4	74	7,67	30	1
21	2018-08-14	147	1000	852					
22	2018-08-21	154	1000	883					
23	2018-08-28	161	1000	857					
24	2018-09-04	168	1000	885					
25	2018-09-11	175	1000	908	7	80	7,49	29	1
26	2018-09-18	182	1000	868					









Tableau D.53 Résultats complets des essais en cellules humides | Résidus NAG | Rinçages 27 à 43

Analyse	Date de l'échantillon	Temps (j)	Volume du rinçage ajouté (mL)	Volume du rinçage collecté (mL)	Analyses physicochimiques				
					TSS	TDS	pH	Alcalinité	Acidité
Semaine/Rinçage			mL	mL	mg/L	mg/L	n/d	mg/L as CaCO3	mg/L as CaCO3
					2	30	n/d	2	2
27	2018-09-25	189	1000	825					
28	2018-10-02	196	1000	972					
29	2018-10-09	203	1000	889					
30	2018-10-16	210	1000	918	10	54	7,69	28	1
31	2018-10-23	217	1000	866					
32	2018-10-30	224	1000	924					
33	2018-11-06	231	1000	930					
34	2018-11-13	238	1000	951					
35	2018-11-20	245	1000	925	8	15	7,44	25	1
36	2018-11-27	252	1000	935					
37	2018-12-04	259	1000	973					
38	2018-12-11	266	1000	959					
39	2018-12-18	273	1000	930					
40	2018-12-25	280	1000	920	10	43	7,43	27	1
41	2019-01-01	287	1000	904					
42	2019-01-08	294	1000	908					
43	2019-01-15	301	1000	928					







## ANNEXE E RÉSULTATS COMPLETS DES ANALYSES À LA MICROSONDE

Tableau E.1 Analyse à la microsonde sur les grains de pyrite à XPS

Points	Analysis	S	Mn	Fe	Ni	Co	Zn	As	Cu	Se	Ag	O	Cd	Te	Pb	Total
	Pyrite														Requires confirmation	
	<i>Average LOD XPS</i>	<i>0,02</i>	<i>-</i>	<i>0,05</i>	<i>0,04</i>	<i>0,04</i>	<i>0,06</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	<i>0,16</i>	<i>0,04</i>	<i>-</i>	<i>0,05</i>	<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	
1	87676_Py_01_1	53,63		46,37	0,01	0,02	0,00	0,06	-0,02	0,01	0,02		-0,01	-0,01	0,20	100,28
2	87676_Py_01_2	53,76		46,58	-0,01	0,03	-0,01	0,05	-0,01	-0,01	0,02		-0,02	-0,03	0,21	100,57
3	87676_Py_02_1	53,02		45,85	0,27	0,07	0,02	0,04	0,02	0,11	0,03		-0,01	-0,02	0,14	99,53
4	87676_Py_02_2	52,33		46,18	0,11	0,06	-0,02	-0,01	0,02	-0,01	0,02		-0,02	-0,04	0,11	98,73
5	87676_Py_04_1	53,95		46,07	0,08	0,08	0,04	0,11	-0,02	0,09	0,01		-0,04	-0,01	0,15	100,51
6	87676_Py_04_2	53,67		46,29	0,11	0,06	-0,02	0,12	0,00	-0,01	0,02		0,01	0,00	0,14	100,39
7	U88185_Py_01_1	53,51		46,19	0,05	0,05	-0,01	0,03	-0,01	0,06	0,01		-0,01	0,00	0,18	100,05
8	U88185_Py_01_2	53,47		46,20	0,03	0,18	0,01	0,02	-0,01	0,04	0,00		-0,01	-0,03	0,17	100,07
9	U88185_Py_02_1	53,51		46,28	0,04	0,07	0,01	0,06	0,00	-0,08	0,00		0,02	-0,01	0,21	100,11
10	U88185_Py_02_2	53,56		46,61	0,02	0,05	-0,01	0,09	-0,01	0,03	0,01		-0,01	-0,02	0,18	100,50
11	U88185_Py_03_1	53,77		45,97	0,00	0,07	0,02	0,05	0,00	0,10	0,01		-0,03	0,00	0,17	100,12
12	U88185_Py_03_2	53,60		46,25	0,03	0,06	0,02	0,07	0,01	-0,09	0,01		-0,02	0,00	0,19	100,14
13	U88185_Py_04_1	53,59		46,47	0,01	0,04	0,01	0,04	0,00	0,01	0,01		-0,02	0,00	0,19	100,34
14	U88185_Py_04_2	53,48		46,11	0,01	0,02	-0,03	0,02	0,02	0,02	0,01		-0,03	-0,02	0,14	99,75
15	U88185_Py_05_1	53,79		46,11	0,00	0,30	0,02	0,09	0,00	-0,12	0,03		-0,02	-0,01	0,17	100,35
16	U88185_Py_06_1	53,33		46,14	0,01	0,36	-0,01	0,08	0,02	-0,03	0,03		-0,01	-0,02	0,18	100,08
17	U88185_Py_06_2	53,69		46,00	0,01	0,29	0,01	0,06	-0,01	-0,04	0,02		0,00	0,01	0,14	100,19
18	U88185_Py_07_1	53,39		46,12	0,05	0,05	0,04	0,06	0,00	0,06	0,02		0,00	-0,01	0,14	99,92
19	U88185_Py_07_2	53,42		46,10	0,05	0,05	-0,01	0,04	0,01	-0,01	0,01		-0,01	-0,02	0,17	99,79
20	U88185_Py_08_1	53,66		45,43	0,01	1,08	-0,01	0,04	-0,01	0,03	0,00		-0,01	-0,02	0,17	100,38
21	U88185_Py_08_2	53,43		45,31	0,01	1,16	-0,01	0,01	0,01	0,04	0,01		-0,02	-0,01	0,12	100,06
22	U88185_Py_09_1	53,29		46,31	0,07	0,15	0,02	0,13	0,01	0,00	0,02		-0,01	-0,02	0,16	100,14
23	U88185_Py_09_2	53,51		46,41	0,04	0,11	0,03	0,14	-0,02	0,03	0,00		-0,02	-0,03	0,19	100,38
24	U88185_Py_10_1	53,45		46,16	0,03	0,45	0,02	0,31	0,00	0,06	0,02		-0,01	0,01	0,16	100,66
25	U88185_Py_10_2	53,38		46,44	0,01	0,41	0,00	0,28	0,01	0,04	0,01		0,00	-0,02	0,15	100,71

Tableau E.2 Analyse à la microsonde sur les grains de pyrite à ULaval

Points	Analysis	S	Mn	Fe	Ni	Co	Zn	As	Cu	Se	Ag	O	Cd	Te	Pb	Total
	<b>Pyrite</b>														Requires confirmation	
	<i>Average LOD ULAVAL</i>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,10</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	-	-	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	-	-	
26	86601 C1 C Py	52,93	0,00	46,78	0,02	0,67	0,00	0,04	0,05			0,30	0,00			100,78
27	86601 C1 E Porous Py	50,06	0,05	44,12	0,01	0,00	0,00	0,03	0,05			3,32	0,01			97,64
28	86601 C2 B1 Py	53,81	0,00	45,45	0,00	0,93	0,00	0,30	0,09			0,21	0,01			100,82
29	86601 C2 B4 Py	53,85	0,00	46,21	0,00	0,08	0,00	0,09	0,01			0,45	0,01			100,69
30	86601 C2 E5 Py	52,30	0,04	45,58	0,29	0,00	0,05	0,03	0,00			3,05	0,00			101,33
31	86924G C1 C Py	53,70	0,00	45,98	0,03	0,16	0,00	0,06	0,00			0,32	0,04			100,29
32	86924G C1 F Py	54,03	0,01	45,46	0,05	0,13	0,00	0,03	0,05			0,35	0,03			100,14
33	86924G C1 G Py	53,38	0,02	45,02	0,26	0,01	0,00	0,00	0,00			1,41	0,03			100,12
34	86924G C1 H Py	54,39	0,00	45,92	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02			0,27	0,02			100,64
35	86924G C1 I Cpy	35,32	0,00	29,81	0,00	0,00	0,06	0,00	34,03			0,37	0,00			99,59
36	86924G C5 B Py	54,02	0,00	44,60	0,03	0,00	0,11	0,03	0,02			0,43	0,03			99,28
37	86924G C5 C Py	53,47	0,00	44,35	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00			1,33	0,04			99,20
38	86924G C5 D Py	54,74	0,04	45,08	0,00	0,05	0,00	0,02	0,00			0,41	0,00			100,34
39	86924G C5 E Py	54,19	0,00	46,00	0,04	0,17	0,00	0,07	0,00			0,37	0,02			100,86
40	86924G C5 F Py	54,08	0,03	45,08	0,09	0,06	0,00	0,01	0,00			0,38	0,03			99,75
41	86924G C5 H Py	53,62	0,00	44,77	0,18	0,00	0,02	0,04	0,01			1,14	0,00			99,76
42	86936 C3 B2 Py	52,66	0,03	46,45	0,07	1,48	0,00	0,00	0,04			0,69	0,04			101,47
43	86936 C3 I Py	53,48	0,00	46,01	0,05	0,52	0,03	0,61	0,00			0,43	0,03			101,17
44	86936 C1 G Py	54,56	0,00	45,61	0,01	0,23	0,00	0,02	0,00			0,29	0,05			100,75



Tableau E.3 Analyse à la microsonde sur les grains de pyrrhotite à XPS

Points	Analysis	S	Mn	Fe	Ni	Co	Zn	As	Cu	Se	Ag	O	Cd	Te	Pb	Total
	<b>Pyrrhotite</b>														Requires confirmation	
	<i>Average LOD XPS</i>	<i>0,02</i>	<i>-</i>	<i>0,05</i>	<i>0,04</i>	<i>0,04</i>	<i>0,06</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	<i>0,16</i>	<i>0,04</i>	<i>-</i>	<i>0,05</i>	<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	
1	87676_Po_01_1	39,85		59,19	0,36	0,09	-0,01	0,05	-0,01	0,07	0,03		0,01	-0,01	0,16	99,77
2	87676_Po_02_1	39,59		58,81	0,16	0,10	0,00	0,07	0,00	0,06	0,02		-0,01	-0,01	0,14	98,91
3	87676_Po_02_2	39,46		58,90	0,21	0,10	0,01	0,08	-0,02	0,02	0,02		-0,01	-0,05	0,13	98,86
4	87676_Po_03_1	39,46		58,92	0,22	0,07	-0,01	0,09	-0,01	-0,01	0,01		-0,01	0,00	0,16	98,88
5	87676_Po_03_2	39,45		58,96	0,21	0,07	0,02	0,08	0,00	-0,03	0,03		-0,01	-0,03	0,13	98,86
6	87676_Po_04_1	39,42		58,93	0,13	0,10	-0,01	0,06	0,03	0,07	0,02		0,01	-0,01	0,14	98,87
7	87676_Po_04_2	39,34		59,32	0,11	0,09	-0,03	0,05	0,00	0,08	0,01		0,02	-0,05	0,15	99,08
8	U88185_Po_01_1	39,38		58,82	0,15	0,11	0,02	0,05	0,01	-0,06	0,02		-0,02	-0,04	0,13	98,57
9	U88185_Po_01_2	39,53		58,81	0,14	0,09	0,02	0,06	0,01	-0,02	0,01		-0,02	-0,01	0,16	98,76
10	U88185_Po_02_1	39,49		58,90	0,22	0,10	0,01	0,07	0,01	-0,03	0,01		-0,02	-0,02	0,11	98,86
11	U88185_Po_02_2	39,56		58,97	0,24	0,09	-0,01	0,07	0,00	-0,04	0,01		-0,01	-0,01	0,18	99,05
12	U88185_Po_03_1	39,76		59,04	0,33	0,12	0,00	0,09	0,00	0,01	0,02		-0,02	-0,04	0,16	99,48
13	U88185_Po_03_2	39,34		58,69	0,32	0,09	0,00	0,06	-0,01	0,05	0,02		-0,03	-0,01	0,18	98,69
14	U88185_Po_04_1	39,60		58,81	0,27	0,08	0,00	0,07	-0,01	-0,04	0,00		-0,03	-0,01	0,16	98,93
15	U88185_Po_04_2	39,49		58,97	0,23	0,08	0,01	0,07	-0,01	0,11	0,02		-0,01	0,00	0,13	99,08
16	U88185_Po_05_1	39,47		59,23	0,27	0,09	-0,01	0,05	0,01	-0,01	0,01		-0,03	-0,01	0,14	99,21
17	U88185_Po_05_2	39,35		59,12	0,28	0,11	0,02	0,07	-0,02	0,00	0,01		0,00	-0,02	0,19	99,12
18	U88185_Po_06_1	39,57		59,00	0,18	0,11	0,00	0,08	0,01	0,03	0,01		-0,03	-0,01	0,17	99,13
19	U88185_Po_06_2	39,16		58,89	0,15	0,10	0,02	0,06	-0,01	0,04	0,02		-0,03	-0,02	0,16	98,53

Tableau E.4 Analyse à la microsonde sur les grains de pyrrhotite à Ulaval

Points	Analysis	S	Mn	Fe	Ni	Co	Zn	As	Cu	Se	Ag	O	Cd	Te	Pb	Total
	<b>Pyrrhotite</b>														Requires confirmation	
	<i>Average LOD ULAVAL</i>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,10</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	-	-	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	-	-	
20	86601 C1 B Po	39,87	0,00	59,62	0,17	0,00	0,02	0,03	0,00			0,33	0,03			100,07
21	86601 C1 D Po	39,43	0,00	58,43	0,19	0,00	0,00	0,02	0,00			0,43	0,02			98,52
22	86601 C1 F Po	39,59	0,03	59,44	0,17	0,03	0,01	0,02	0,00			0,39	0,06			99,73
23	86601 C1 G Po	39,66	0,00	58,19	0,19	0,00	0,05	0,00	0,01			0,30	0,06			98,45
24	86601 C2 B2 Po	39,84	0,00	57,65	0,34	0,00	0,00	0,01	0,00			0,00	0,02			97,87
25	86601 C2 B3 Po	39,98	0,00	57,80	0,21	0,00	0,00	0,01	0,00			0,28	0,02			98,31
26	86601 C2 E1 Po	38,79	0,04	56,99	0,14	0,00	0,00	0,04	0,02			1,08	0,03			97,14
27	86601 C2 E2 Po	39,70	0,00	58,89	0,18	0,00	0,28	0,00	0,08			0,41	0,04			99,57
28	86601 C2 E3 Po	39,66	0,02	57,66	0,47	0,00	0,28	0,00	0,00			0,48	0,02			98,59
29	86601 C2 E4 Po	39,71	0,00	58,06	0,11	0,01	0,00	0,04	0,01			0,31	0,03			98,28
30	86924G C1 A Po	40,18	0,00	59,82	0,18	0,02	0,00	0,03	0,02			0,28	0,01			100,55
31	86924G C1 D Po	39,91	0,00	56,90	0,22	0,04	0,06	0,00	0,00			0,43	0,03			97,57
32	86924G C1 E Po	40,08	0,00	58,19	0,20	0,02	0,00	0,03	0,00			0,35	0,03			98,90
33	86924G C5 A Po	40,01	0,07	56,29	0,20	0,01	0,00	0,02	0,00			0,35	0,04			96,99
34	86924G C5 G Po	39,94	0,00	56,59	0,26	0,00	0,00	0,00	0,09			0,43	0,02			97,31
35	86924G C5 I Po	39,94	0,02	59,80	0,27	0,06	0,00	0,05	0,00			0,30	0,04			100,46
36	86924G C5 J Po	39,83	0,00	58,28	0,28	0,00	0,00	0,00	0,05			0,42	0,01			98,87
37	86936 C2 A Po	39,38	0,00	59,84	0,23	0,04	0,07	0,03	0,01			0,41	0,00			100,02
38	86936 C2 B Po	39,45	0,00	60,93	0,18	0,06	0,00	0,00	0,01			0,34	0,08			101,04
39	86936 C2 C Po	39,48	0,00	59,46	0,21	0,03	0,00	0,00	0,00			0,46	0,01			99,65
40	86936 C2 D Po	39,44	0,00	59,96	0,19	0,01	0,06	0,04	0,00			0,41	0,03			100,14
41	86936 C2 E Po	39,27	0,00	60,93	0,21	0,05	0,00	0,00	0,00			0,48	0,02			100,95
42	86936 C3 A Po	39,89	0,03	58,59	0,22	0,00	0,00	0,00	0,02			0,61	0,04			99,40
43	86936 C3 B1 Po	40,02	0,04	58,60	0,23	0,00	0,31	0,00	0,05			0,36	0,00			99,60
44	86936 C3 C Po	40,18	0,00	58,30	0,23	0,00	0,06	0,02	0,01			0,35	0,04			99,18
45	86936 C3 D Po	39,95	0,01	59,24	0,23	0,00	0,00	0,03	0,03			0,57	0,02			100,08
46	86936 C3 E Po	40,09	0,01	59,57	0,24	0,01	0,00	0,00	0,00			0,36	0,01			100,29
47	86936 C3 F Po	40,07	0,00	59,20	0,20	0,00	0,00	0,03	0,00			0,30	0,00			99,80
48	86936 C3 G Po	40,04	0,00	59,98	0,23	0,02	0,00	0,00	0,03			0,37	0,02			100,67
49	86936 C3 H Po	39,90	0,00	59,70	0,25	0,00	0,07	0,02	0,02			0,49	0,03			100,48
50	86936 C1 A Po	40,18	0,00	60,55	0,32	0,00	0,09	0,01	0,00			0,54	0,04			101,72
51	86936 C1 C Po	40,27	0,02	59,88	0,26	0,00	0,07	0,03	0,00			0,35	0,01			100,88
52	86936 C1 F Po	40,12	0,04	60,16	0,27	0,00	0,00	0,00	0,01			0,35	0,06			101,01
53	86936 C1 H Po	40,27	0,00	59,41	0,30	0,00	0,09	0,00	0,00			0,40	0,03			100,50
54	86936 C1 I Po	40,00	0,00	59,74	0,27	0,00	0,00	0,00	0,01			0,63	0,03			100,68
55	86936 C1 J Po	39,55	0,00	57,12	0,38	0,00	0,07	0,00	0,05			1,78	0,03			98,97
56	86936 C1 K Po	40,07	0,00	59,41	0,26	0,00	0,00	0,04	0,00			0,48	0,01			100,29

**ANNEXE F FONCTIONS DE COEFFICIENT DE DIFFUSION APPARENT  
DE L'OXYGÈNE DANS LES PHASES GAZEUSES ET AQUEUSES  
UTILISÉES DANS SEEP/W**

Tableau F.1 Fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  de l'oxygène du NAG

$(\theta_a ; \theta_w)$	$D_a^*$	$D_w^*$
-	(m <sup>2</sup> /s)	(m <sup>2</sup> /s)
(0,05 ; 0,33)	9,20E-08	3,66E-11
(0,10 ; 0,28)	4,86E-07	2,48E-11
(0,15 ; 0,23)	1,29E-06	1,56E-11
(0,20 ; 0,18)	2,56E-06	8,75E-12
(0,25 ; 0,13)	4,38E-06	4,09E-12
(0,30 ; 0,08)	6,78E-06	1,33E-12

Tableau F.2 Fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  de l'oxygène du PAG

$(\theta_a ; \theta_w)$	$D_a^*$	$D_w^*$
-	(m <sup>2</sup> /s)	(m <sup>2</sup> /s)
(0,10 ; 0,24)	6,11E-07	7,11E-10
(0,15 ; 0,19)	1,62E-06	4,08E-10
(0,20 ; 0,14)	3,22E-06	1,98E-10
(0,25 ; 0,09)	5,51E-06	7,03E-11
(0,30 ; 0,04)	8,53E-06	1,09E-11

Tableau F.3 Fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  de l'oxygène des stériles

$(\theta_a ; \theta_w)$	$D_a^*$	$D_w^*$
-	( $m^2/s$ )	( $m^2/s$ )
(0,10 ; 0,23)	6,45E-07	6,84E-10
(0,15 ; 0,18)	1,71E-06	3,84E-10
(0,20 ; 0,13)	3,40E-06	1,79E-10
(0,25 ; 0,08)	5,82E-06	5,78E-11
(0,30 ; 0,03)	9,01E-06	6,41E-12

Tableau F.4 Fonctions  $D_a^*(\theta_a)$  et  $D_w^*(\theta_w)$  de l'oxygène des stériles triés

$(\theta_a ; \theta_w)$	$D_a^*$	$D_w^*$
-	( $m^2/s$ )	( $m^2/s$ )
(0,10 ; 0,31)	4,23E-07	8,99E-10
(0,15 ; 0,26)	1,12E-06	5,91E-10
(0,20 ; 0,21)	2,23E-06	3,55E-10
(0,25 ; 0,16)	3,81E-06	1,86E-10
(0,30 ; 0,11)	5,90E-06	7,67E-11

## ANNEXE G FONCTIONS DE PERMÉABILITÉ PRÉDITES UTILISÉES POUR LE MODÈLE DE BASE DANS SEEP/W

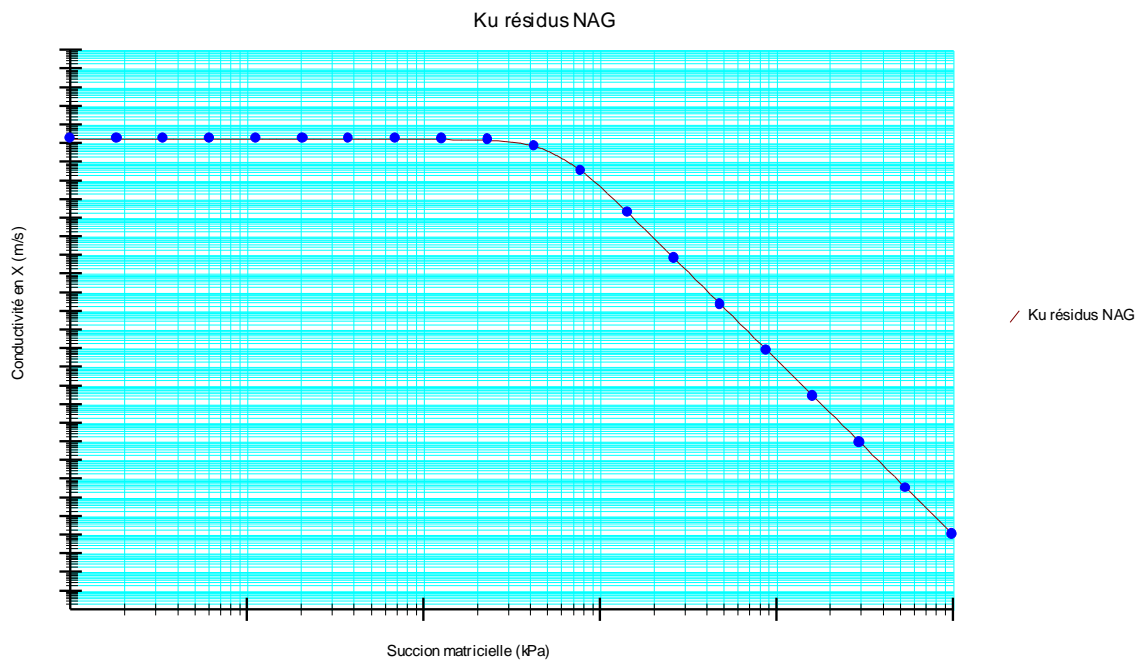


Figure G.1 Fonction de perméabilité des résidus NAG

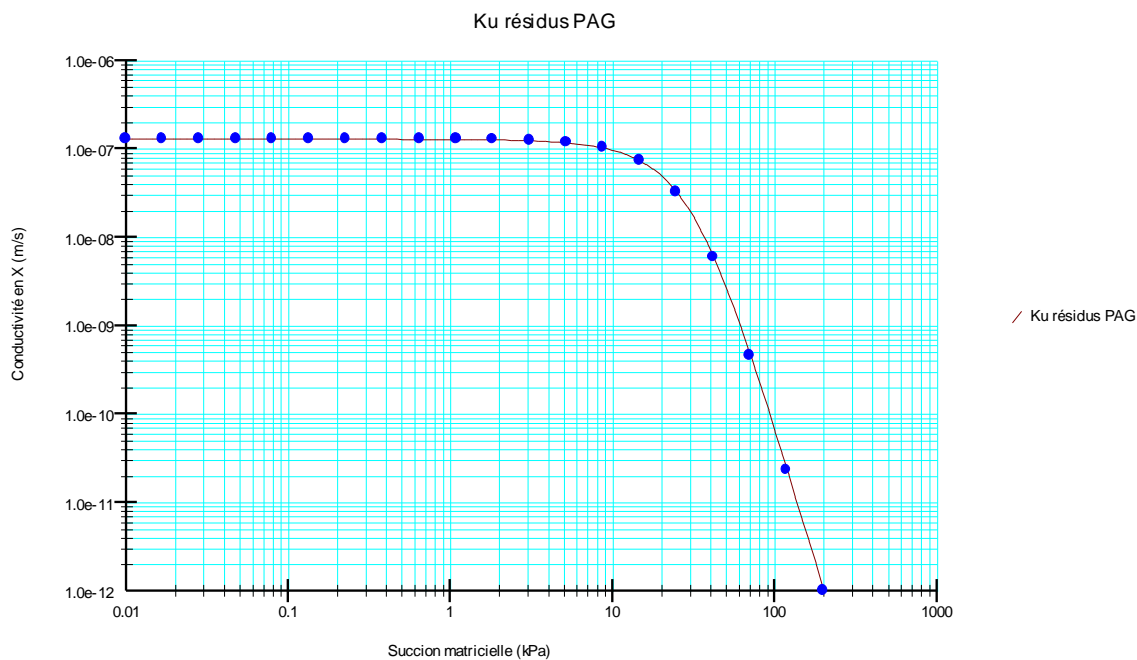


Figure G.2 Fonction de perméabilité des résidus PAG

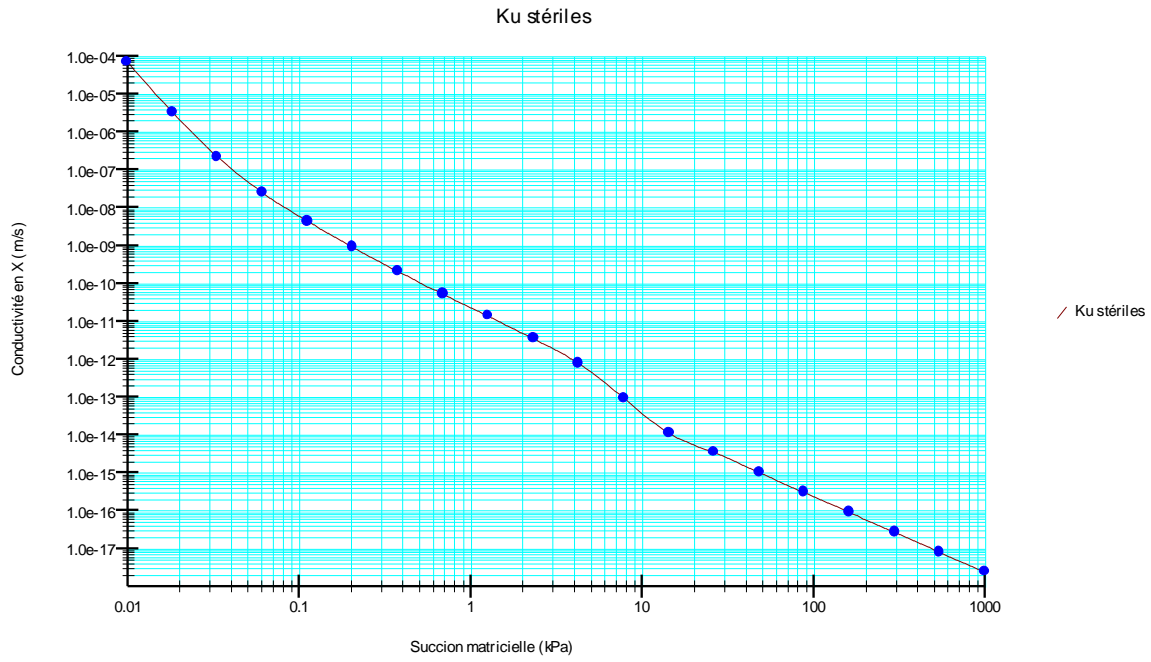


Figure G.3 Fonction de perméabilité des stériles

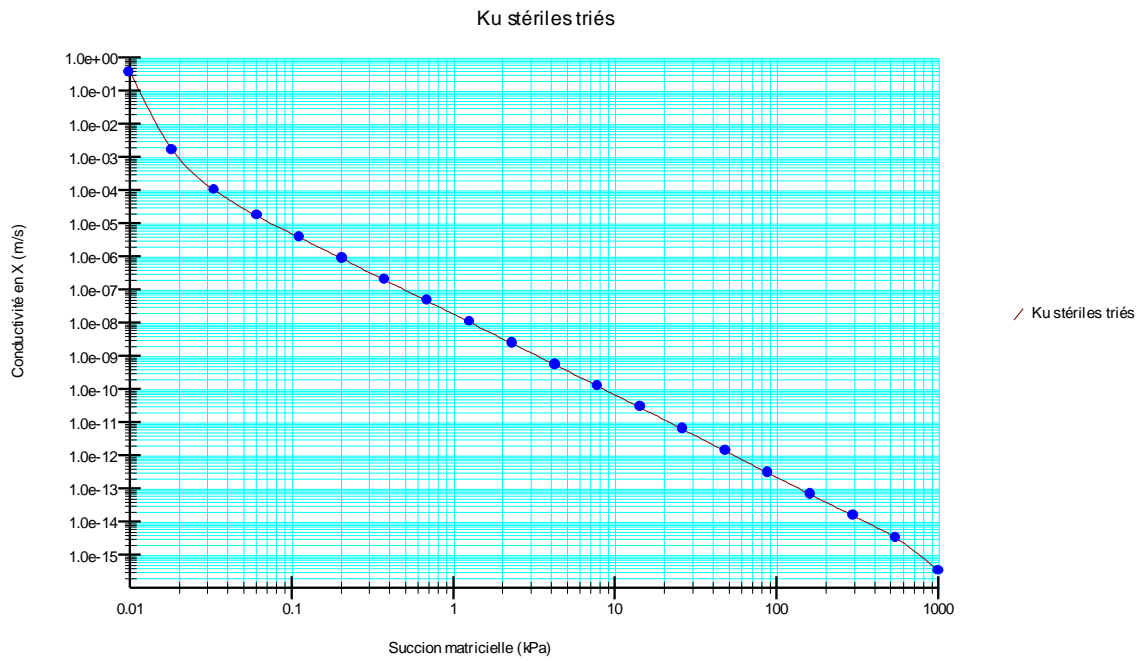


Figure G.4 Fonction de perméabilité des stériles triés