

**Rapport final
PU-2012-06-724**

***Évaluation du comportement
géochimique des résidus de
concentrateur, du minerai et des
stériles du projet Lac-à-Paul***

Pour :

**M. Jean-Sébastien David
Vice-président opérations
Ariane Phosphate inc.
30, rue Racine Est, bureau 160
Chicoutimi (Québec) G7H 1P5**

Par :

**Isabelle Demers, ing. Ph.D.
Benoît Plante, Ph.D.**



Unité de recherche et de service en technologie minérale

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

DÉCEMBRE 2013

Table des matières

	Page
1. Introduction.....	1
2. Rappel du mandat	1
3. Méthodes	1
3.1 Échantillonnage	1
3.2 Caractérisations initiales des matériaux.....	1
3.3 Essais cinétiques en colonnes.....	2
3.3.1 Procédure des essais – rejets de concentrateur	2
3.3.2 Procédure des essais – stériles et minerais	2
3.4 Lixiviations MA.100-Lix.com (TCLP, SPLP, CTEU-9)	3
4. Caractérisation des matériaux	3
4.1 Caractérisations physiques	3
4.4 Composition minéralogique par DRX.....	8
4.5 Composition minéralogique par microscopie	9
4.6 Résultats des lixiviations.....	19
5. Résultats des essais en colonnes.....	20
5.1 Paramètres géochimiques.....	20
5.2 Paramètres hydrogéologiques.....	32
6. Interprétations.....	34
6.1 Potentiel de génération d'acide à long terme	34
6.2 Épuisements élémentaires.....	37
6.3 Potentiel de génération de drainage contaminé	41
6.4 Reproductibilité de l'essai en colonne sur les rejets.....	42
7. Sommaire.....	43
8. Références	44
Annexe 1 : Provenance des échantillons de rejets de concentrateur	
Annexe 2 : Rapport de microscopie, échantillons initiaux	
Annexe 3 : Rapport de microscopie, concentrés de sulfure	

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres granulométriques des échantillons	3
Tableau 2 : Densité relative (D_r) des grains des échantillons	6
Tableau 3 : Composition chimique des échantillons	7

Tableau 4 :	Analyse des oxydes principaux.....	7
Tableau 5 :	Résultats des essais statiques de prédiction du DMA	8
Tableau 6 :	Composition minéralogique par DRX.....	9
Tableau 7 :	Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la <i>figure 6</i>	11
Tableau 8 :	Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la <i>figure 7</i>	12
Tableau 9 :	Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la <i>figure 8</i>	14
Tableau 10 :	Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la <i>figure 9</i>	14
Tableau 11 :	Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du rejet de concentrateur	16
Tableau 12 :	Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du stérile #1	17
Tableau 13 :	Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du stérile #2.....	18
Tableau 14 :	Résultats des lixiviations TCLP	21
Tableau 15 :	Résultats des lixiviations SPLP	22
Tableau 16 :	Résultats des lixiviations CTEU-9	23
Tableau 17 :	Composition initiale en sulfates dans les matériaux testés	31
Tableau 18 :	Paramètres statistiques du test T pour les 2 colonnes de rejets de concentrateur.....	42

Liste des figures

Figure 1 :	Distribution granulométrique de l'échantillon de rejets de concentrateur (granulomètre laser)	4
Figure 2 :	Distribution granulométrique de l'échantillon stérile #1 (granulomètre laser + tamis).....	4
Figure 3 :	Distribution granulométrique de l'échantillon stérile #2 (granulomètre laser + tamis).....	5
Figure 4 :	Distribution granulométrique de l'échantillon Nelsonite (granulomètre laser + tamis).....	5
Figure 5 :	Distribution du Ni dans la pyrrhotite, la pyrite et l'horomanite dans les grains détectés sur les matériaux initiaux.....	10

Figure 6 :	Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon stériles #1	11
Figure 7 :	Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon stériles #2	12
Figure 8 :	Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon nelsonite	13
Figure 9 :	Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon rejets de concentrateur	15
Figure 10 :	Évolution du pH dans les eaux de rinçage issues des essais en colonnes	24
Figure 11 :	Évolution de la conductivité dans les eaux de rinçage des essais en colonnes.....	24
Figure 12 :	Évolution de l'alcalinité dans les eaux de rinçage des essais en colonne.....	25
Figure 13 :	Évolution des concentrations en Cu dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	26
Figure 14 :	Évolution des concentrations en Ni dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	26
Figure 15 :	Évolution des concentrations en Pb dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	27
Figure 16 :	Évolution des concentrations en Zn dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	27
Figure 17 :	Évolution des concentrations en P dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	28
Figure 18 :	Évolution des concentrations en Al dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	28
Figure 19 :	Évolution des concentrations en Mn dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	29
Figure 20 :	Évolution des concentrations en calcium dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	30
Figure 21 :	Évolution des concentrations en magnésium dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	30
Figure 22 :	Évolution des concentrations en sulfates dans les eaux de rinçage des essais en colonnes	31
Figure 23 :	Évolution des concentrations en uranium dans les eaux de rinçage des essais en colonne	32
Figure 24 :	Teneurs en eau volumiques mesurées dans les colonnes de rejets	33
Figure 25 :	Succion mesurée dans les colonnes rejet #1 et rejet #2.....	34

Figure 26 : Évolution des charges cumulées en Ca et Mg en fonction des charges cumulées en sulfates des lixiviats des colonnes.....	35
Figure 27 : Projection de la courbe d'oxydation / neutralisation, pour les colonnes de stériles #1 et #2.....	36
Figure 28 : Projection de la courbe d'oxydation / neutralisation, pour les colonnes de Nelsonite et de rejet de concentrateur.....	36
Figure 29 : Évolution des épuisements du Ca dans les essais en colonne	37
Figure 30 : Évolution des épuisements du Mg dans les essais en colonne	38
Figure 31 : Évolution des épuisements du S dans les essais en colonne	38
Figure 32 : Évolution des épuisements du Cu dans les essais en colonne	39
Figure 33 : Évolution des épuisements du Zn dans les essais en colonne	40
Figure 34 : Évolution des épuisements du Ni dans les essais en colonne.....	40

1. Introduction

M. Jean-Sébastien David, de la compagnie Ariane Phosphate inc., a mandaté l'équipe de l'Unité de recherche et de service en technologie minérale de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (URSTM-UQAT), pour la réalisation d'une étude visant à évaluer le comportement géochimique des rejets miniers et du minerai éventuels du projet Lac-à-Paul.

Ce rapport présente les résultats de la caractérisation des matériaux ainsi que ceux des essais en colonnes et l'interprétation des résultats.

2. Rappel du mandat

Les travaux visent à évaluer le comportement géochimique à long terme des résidus, stériles et minerais du projet Lac-à-Paul. Ces travaux incluent une caractérisation chimique et minéralogique des matériaux du gisement Lac-à-Paul. Pour répondre aux préoccupations du client, le potentiel de drainage neutre contaminé (DNC) est exploré grâce à une caractérisation avec emphase sur les traces de sulfures et de nickel présents, de façon à cibler les risques potentiels. De plus, des tests de prédiction cinétique géochimique des différents matériaux du Lac-à-Paul (stériles, minerai et rejets de concentrateur) à l'aide d'essais en colonne sont réalisés, dans le but d'interpréter le comportement géochimique à long terme des différents matériaux. Après discussions avec le client, il a décidé que les essais de sorption initialement prévus ne seraient pas nécessaires. En effet, les faibles concentrations en métaux générées dans les eaux de lixiviation des essais en colonne ne justifient pas la réalisation des essais de sorption.

Le présent rapport expose d'abord les méthodes utilisées durant les travaux de laboratoire. Par la suite, les résultats de la caractérisation détaillée des matériaux soumis à l'étude sont présentés, suivis des résultats et interprétations des essais cinétiques en colonnes.

3. Méthodes

3.1 Échantillonnage

Les échantillons de minerai, de stériles et de rejets de concentrateur ont été prélevés par le client. Les rejets de concentrateurs sont issus du pilotage réalisé par COREM; les informations sur l'échantillonnage et la provenance des échantillons sont présentées en annexe. Les échantillons de stériles (provenant de carottes de forage) ont été prélevés dans les intersections de stériles. Le client était responsable de la représentativité des échantillons.

3.2 Caractérisations initiales des matériaux

Les échantillons de stériles, de minerai et de rejets de concentrateur ont été soumis à différentes caractérisations :

- Granulométrie (tamis et laser), pour obtenir la distribution de la taille des particules dans les échantillons testés en colonne;
- Densité relative des grains (pycnomètre à l'hélium), nécessaire pour la mise en place des rejets de concentrateur dans les colonnes à une porosité visée;
- Analyse chimique des solides (laboratoire sous-traitant, MA.200-Mét 1.2), pour connaître la composition initiale des matériaux et pour comparer avec les critères en vigueur;
- Essais statiques complets (laboratoire sous-traitant, MA.110 – ACISOL 1.0), pour estimer le potentiel de génération d'acide; les résultats sont interprétés selon le critère du potentiel net de neutralisation (PNN, Miller *et al.*, 1991) et le critère du ratio PN/PA (Adam *et al.*, 1997);
- Composition minéralogique par DRX, pour identifier les principaux minéraux de gangue;
- Microscopies optique (MO) et électronique à balayage (MEB), pour identifier les minéraux potentiellement contaminants.

3.3 Essais cinétiques en colonnes

Un essai en colonne permet de simuler l'altération des matériaux, afin d'en étudier le comportement géochimique. Cet essai permet d'évaluer la réactivité des différents minéraux constituant le matériel et, ainsi, d'en prédire le comportement géochimique lors de l'entreposage des rejets sur le site.

3.3.1 Procédure des essais – rejets de concentrateur

Cet essai est réalisé dans une colonne de plexiglas de 14 cm de diamètre par environ 50 cm de hauteur. Une épaisseur de 30 cm de matériel est mis en place par couches successives de 10 cm, à une porosité typique des rejets de concentrateur (0,47; indice des vides de 0,9) et au pourcentage d'eau des rejets tels que reçus au laboratoire (teneur en eau volumique de 32,2 %). Les rinçages de l'essai en colonne sont réalisés avec 2 l d'eau déminéralisée, à tous les mois, et les lixiviats sont analysés pour un ensemble de paramètres géochimiques. De plus, la teneur en eau et la succion sont mesurées à l'intérieur du rejet : la teneur en eau, à toutes les 12 heures, et la succion, une fois par cycle. La durée des essais est d'une année (12 rinçages mensuels), avec possibilité de poursuivre davantage, si le comportement géochimique continue d'évoluer de façon significative. Une colonne duplicata a été installée pour valider les résultats obtenus, même s'il a été démontré dans la littérature que l'essai en colonne tel que celui utilisé dans cette étude est reproductible (voir Demers *et al.*, 2011). Le lixiviat de la colonne duplicata (appelée Rejet #2) n'a pas été analysé à tous les mois.

3.3.2 Procédure des essais – stériles et minerais

Les colonnes de stériles ont une hauteur de 80 cm et un diamètre interne de 14 cm. En raison de la quantité limitée des matériaux, nous avons opté pour l'utilisation de la même masse dans chacune des colonnes, soit 14 kg, ce qui ne correspond pas au même volume pour chacun des matériaux, en raison de leur densité différente (hauteur de 60 cm pour les stériles et 45 cm pour le Nelsonite). Cependant, cette méthode permet de

comparer les matériaux sur une base massique. Chaque cycle débute par un mouillage (ou une lixiviation) à l'eau déionisée, par le haut de la colonne, pour envoyer complètement les matériaux (4 l pour les colonnes de stériles, 3 l pour la colonne de Nelsonite). L'eau reste ensuite en contact avec les stériles, pour une durée de 4 heures. Ensuite, la colonne est vidée (avec un temps de vidange d'environ 20 minutes) et les analyses sont réalisées. Après la lixiviation, les colonnes sont laissées à l'air libre, à la température de la pièce, jusqu'au prochain mouillage, qui est effectué 2 semaines plus tard. Un total de 24 cycles, soit environ deux fois par mois pendant un an, est retenu dans ce projet. Les mesures de teneurs en eau et de succion n'étaient pas faites dans les colonnes de matériaux grossiers en raison de la granulométrie des stériles étudiés; le contact entre les sondes et les particules de matériau n'est parfois pas aussi uniforme que dans le cas de matériaux fins, comme les rejets de concentrateur, et la variabilité de la teneur en eau volumique et de la succion est faible durant le test (on atteint très rapidement la teneur en eau résiduelle dans ce type de matériau).

3.4 Lixiviations MA.100-Lix.com (TCLP, SPLP, CTEU-9)

La série complète des lixiviations de la méthode MA.100-Lix.com du CEAEQ a été réalisée. Ces essais incluent les lixiviations avec un acide (TCLP et SPLP) et à l'eau (pH neutre CTEU-9). Suite à chacune des lixiviations, les solutions ont été analysées pour en déterminer le pH final ainsi que les concentrations en métaux et en ions. Les essais ont été réalisés dans un laboratoire sous-traitant.

4. Caractérisation des matériaux

4.1 Caractérisations physiques

Le *tableau 1* ainsi que les *figures 1 à 4* présentent les résultats de la caractérisation granulométrique des échantillons.

Tableau 1 : Paramètres granulométriques des échantillons

Paramètre	Unités	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet
$Cu = D_{60}/D_{10}$	(-)	30,0	10,4	18,8	12,3
$Cc = D_{30}^2/(D_{60} * D_{10})$	(-)	8,53	3,78	5,20	2,49
$U = (D_{90} - D_{10})/D_{50}$	(-)	1,55	1,46	1,66	1,94
D_{10}	(mm)	0,5	1,5	0,8	0,02
D_{20}	(mm)	3,6	5,5	4,2	0,05
D_{30}	(mm)	8,0	9,4	7,9	0,11
D_{40}	(mm)	11,2	11,9	11,8	0,15
D_{50}	(mm)	13,2	13,9	13,0	0,19
D_{60}	(mm)	15,0	15,6	15,0	0,23
D_{70}	(mm)	16,6	17,1	16,8	0,27
D_{80}	(mm)	18,2	19,0	18,7	0,32
D_{90}	(mm)	21,0	21,8	22,4	0,39

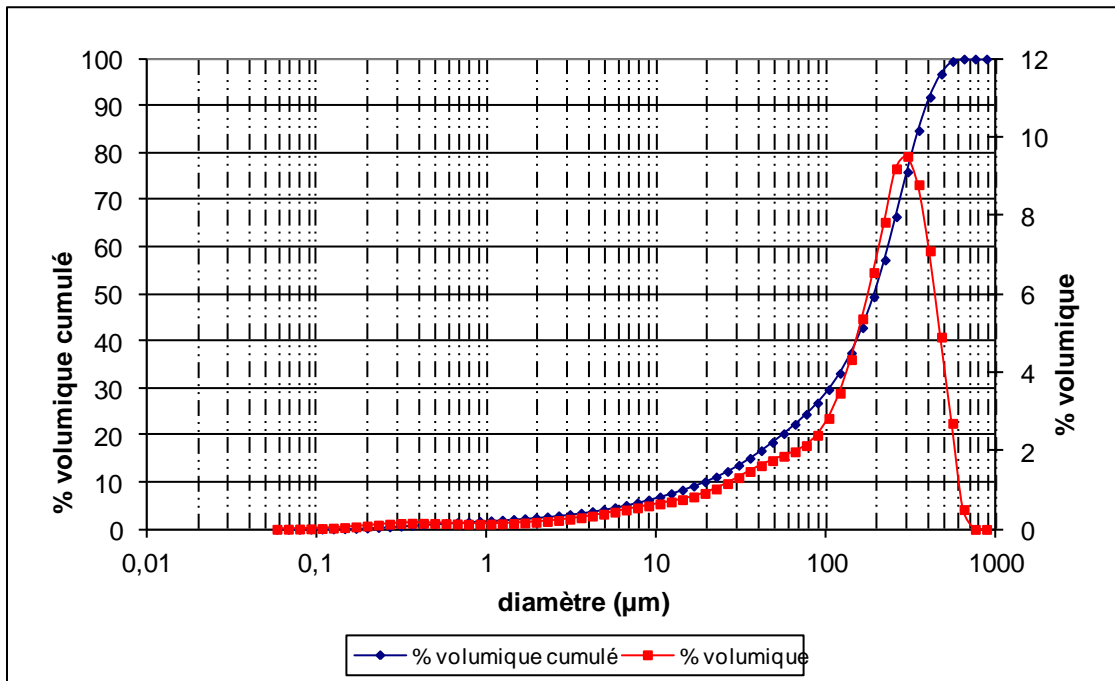


Figure 1 : Distribution granulométrique de l'échantillon de rejets de concentrateur (granulomètre laser)

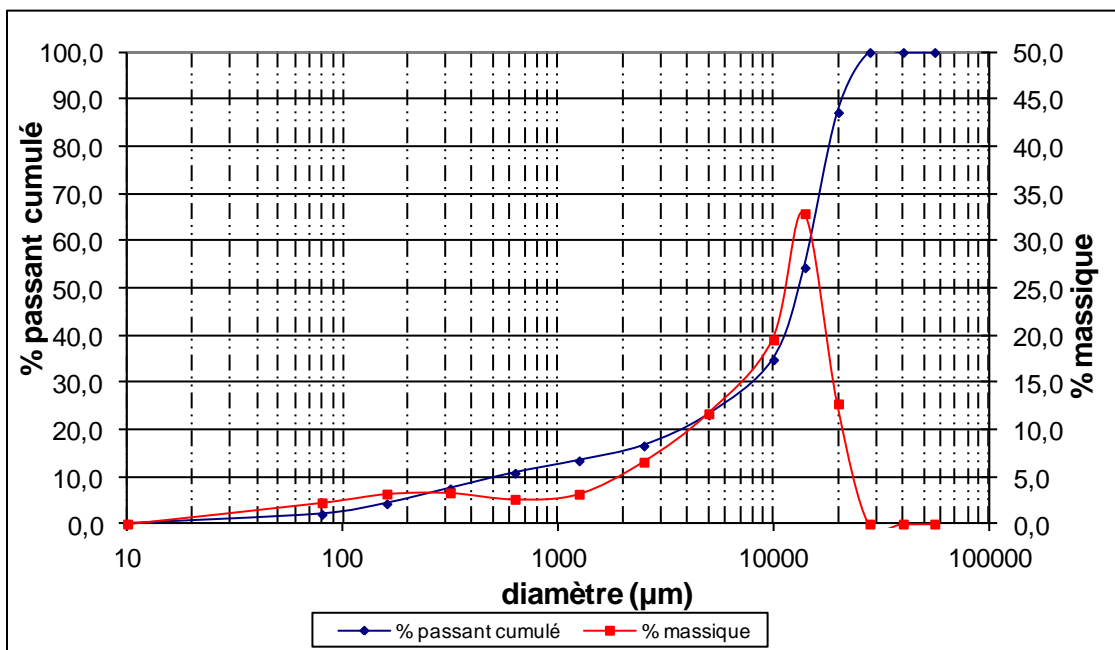


Figure 2 : Distribution granulométrique de l'échantillon stérile #1 (granulomètre laser + tamis)

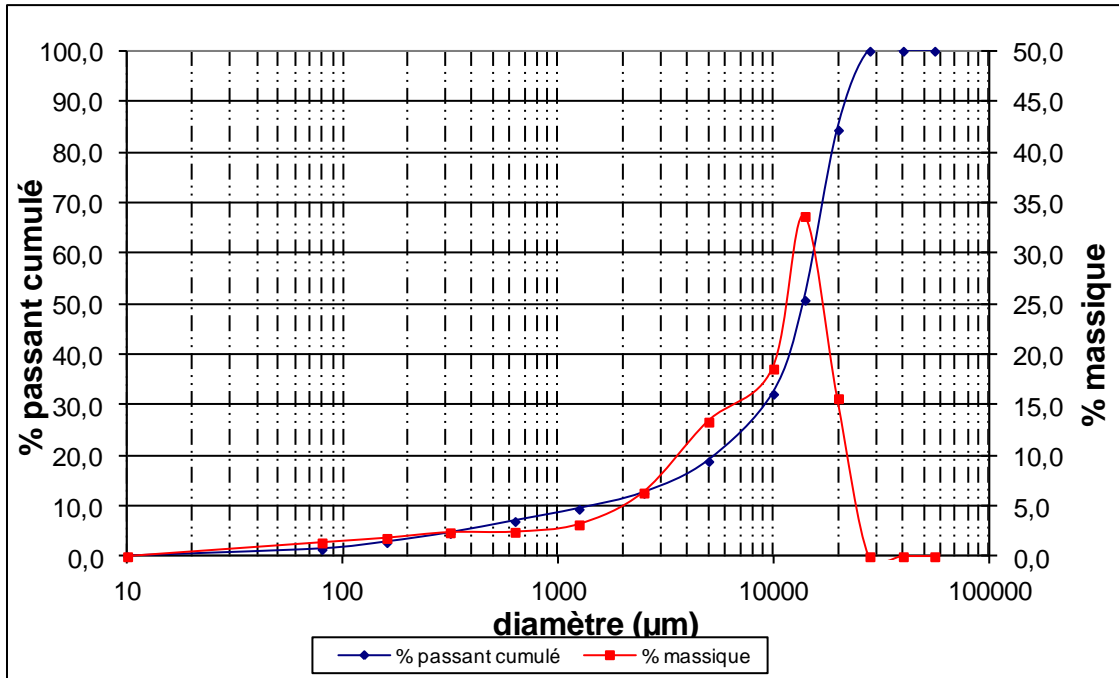


Figure 3 : Distribution granulométrique de l'échantillon stérile #2 (granulomètre laser + tamis)

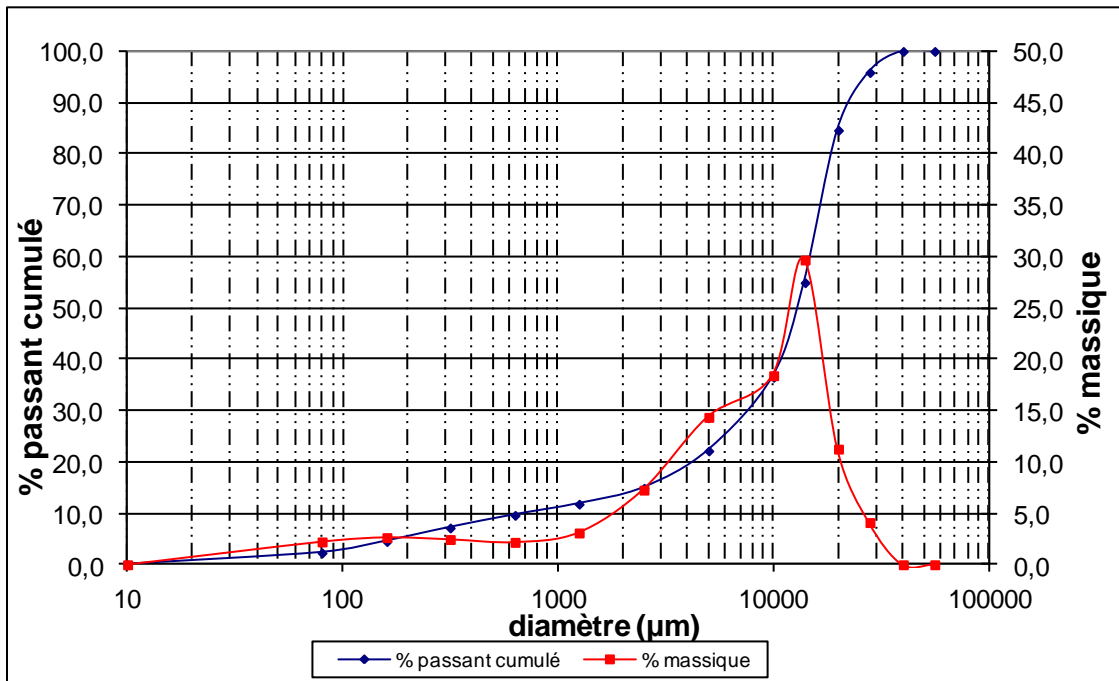


Figure 4 : Distribution granulométrique de l'échantillon Nelsonite (granulomètre laser + tamis)

La densité relative des grains des échantillons est présentée au *tableau 2*.

Tableau 2 : Densité relative (D_r) des grains des échantillons

Échantillon	D_r
Stériles #1	2,992
Stériles #2	2,995
Nelsonite	3,497
Rejet de concentrateur	3,370

4.2 Composition chimique des matériaux

La composition chimique des échantillons est présentée au *tableau 3*. Les principaux éléments présents sont le calcium, le fer, l'aluminium, le magnésium et le potassium. Les stériles sont plus riches en aluminium et en potassium, tandis que le Nelsonite l'est plus en calcium et en fer, mais contient moins d'aluminium et de potassium. Le rejet a une composition chimique intermédiaire entre les stériles et le Nelsonite, mais un peu plus près de ce dernier.

Les résultats sont comparés aux critères A, B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. On observe quelques dépassements du critère A (Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se pour certains échantillons). Tous les échantillons ont au moins un dépassement du critère B : les stériles #1 et #2 dépassent celui-ci pour le Cr et le Ni; le Nelsonite le dépasse pour le Co, le Mn, le Ni et le Se; le rejet, quant à lui, le dépasse pour le Co et le Mn.

Tableau 3 : Composition chimique des échantillons

Paramètre	Unité	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet de conc	Critère A	Critère B	Critère C
Argent (Ag)	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	2	20	40
Arsenic (As)	mg/kg	<5	<5	<5	<5	6	30	50
Baryum (Ba)	mg/kg	420	180	56	140	200	500	2000
Cadmium (Cd)	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,5	5	20
Cobalt (Co)	mg/kg	20	21	87	67	15	50	300
Chrome (Cr)	mg/kg	290	380	150	5	85	250	800
Cuivre (Cu)	mg/kg	19	25	72	51	40	100	500
Etain (Sn)	mg/kg	<4	<4	<4	<4	5	50	300
Manganèse (Mn)	mg/kg	200	170	1200	840	770	1000	2200
Molybdène (Mo)	mg/kg	3	4	2	<1	2	10	40
Nickel (Ni)	mg/kg	130	200	150	66	50	100	500
Plomb (Pb)	mg/kg	<5	<5	<5	<5	40	500	1000
Sélénium (Se)	mg/kg	2	<1	10	3	1	3	10
Zinc (Zn)	mg/kg	49	26	49	43	110	500	1500
Aluminium (Al)	mg/kg	14000	11000	4300	5100			
Antimoine (Sb)	mg/kg	<2	<2	<2	<2			
Béryllium (Be)	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			
Calcium (Ca)	mg/kg	28000	15000	93000	32000			
Fer (Fe)	mg/kg	26000	22000	120000	76000			
Magnésium (Mg)	mg/kg	12000	8700	57000	47000			
Potassium (K)	mg/kg	9100	5200	1800	3200			
Sodium (Na)	mg/kg	680	1100	560	450			
Strontium (Sr)	mg/kg	39	39	140	60			
Titane (Ti)	mg/kg	880	900	660	650			
Bismuth (Bi)	mg/kg	<7	<7	<7	<7			
Vanadium (V)	mg/kg	78	63	200	24			
Tellure (Te)	mg/kg	<20	<20	<20	<20			

L'analyse des oxydes « whole rock » est présentée au *tableau 4*.

Tableau 4 : Analyse des oxydes principaux

Paramètre	Unité	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet
LOI	%	0,47	0,43	-1,06	-0,95
SiO2	%	45,6	47,2	17,2	30,9
Fe2O3	%	11,06	11,68	35,02	27,93
Al2O3	%	18,27	16,94	2,53	7,67
CaO	%	9,2	8,98	13,76	6,69
MgO	%	3,95	5,97	12,33	11,89
Na2O	%	3,93	3,32	0,24	1,53
K2O	%	1,37	1,04	0,21	0,57
MnO	%	0,12	0,14	0,3	0,31
TiO2	%	3,18	3,12	10,33	10,93
P2O5	%	2,55	1,01	9,89	3,35
Cr2O3	%	0,048	0,086	0,035	0,007
V2O5	%	0,03	0,033	0,107	0,035

4.3 Résultats des essais statiques de prédiction du PGA

Les résultats des essais statiques présentés au *tableau 5* démontrent que les stériles testés ne sont pas générateurs de drainage minier acide (%S < 0,3 % et PNN > 20 kg CaCO₃/t). Les échantillons de Nelsonite et de rejet de concentrateur sont classés comme incertains, en raison de leur PNN < 20 kg CaCO₃/t et de leur ratio PN/PA < 3.

Tableau 5 : Résultats des essais statiques de prédiction du DMA

Paramètre	Unité	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet de conc
Soufre (S)	%	0,08	0,12	0,39	0,35
Potentiel d'acidité maximal (PA)	kg CaCO ₃ /t	2,6	3,7	12,3	10,9
Potentiel neutralisation brut (PN)	kg CaCO ₃ /t	25	25	25	24
Potentiel neutralisation net (PNN)	kg CaCO ₃ /t	22,4	21,2	12,4	13,5
Sulfates (SO ₄)	mg/kg	8	8	25	270
Ratio PN/PA		9,6	6,8	2,0	2,2
Carbone total C	mg/kg	830	960	720	560
Carbone organique total	mg/kg	ND	ND	500	ND
Carbone inorganique total	mg/kg	830	960	ND	560

4.4 Composition minéralogique par DRX

Le *tableau 6* présente la composition minéralogique déterminée par DRX. À noter que les logiciels utilisés, ainsi que les bases de données minérales, permettent d'identifier les principales phases minérales des échantillons et, ensuite, d'en évaluer les concentrations massiques approximatives par modélisation Rietveld (1993). Cette technique ne détecte que les minéraux bien cristallisés et de concentrations supérieures à environ 0,5 % massique. La DRX semi-quantitative comporte aussi une incertitude absolue d'environ ± 0,5 % massique.

Certains pics de l'apatite ne sont pas bien modélisés par la méthode Reitveld, car il se peut que la fiche de structure de l'apatite fournie avec le logiciel ne corresponde pas exactement à celle de l'échantillon.

On observe que la labradorite et l'hornblende sont abondants dans les stériles, et un peu moins dans le rejet. Le Nelsonite comporte plus de 40 % de forsterite. L'ilménite est présente de façon significative, surtout dans le Nelsonite et le rejet. Les minéraux sulfureux identifiés sont la pyrite et la pyrrhotite, à des valeurs frôlant les limites de détection de l'appareil. Ces valeurs sont cependant dans le même ordre de grandeur que la quantification des sulfures selon l'analyse chimique (%S), considérant qu'il n'est pas possible seulement avec l'analyse chimique de départager la pyrite de la pyrrhotite.

Tableau 6 : Composition minéralogique par DRX

Minéral	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet
Quartz	4,6	3,8	1,8	3,7
Biotite	6,9	2,9	3,6	4,9
Muscovite	2,7	2,2	3,7	2,4
Labradorite	60,7	55,8	1,5	26,7
Hornblende	17,1	26,1	7,9	15,7
Ilménite	3,9	2,9	19	13,1
Pyrite	0,2	0,2	1,1	0,4
Pyrrhotite	0,9	0,6	0,5	1,5
Rutile	0,5	0,6		0,1
Apatite	2,5	2,4	10,3	5,1
Magnetite		1	6,4	0,4
Forsterite			44,2	22,4
Dolomite		1,5		3,6

4.5 Composition minéralogique par microscopie

L'objectif de la microscopie est d'identifier les minéraux ayant un potentiel de contamination des eaux. En effet, des éléments, comme le Ni, peuvent se retrouver en inclusions ou en solution dans les minéraux sulfureux et, ainsi, être relâchés lors de l'oxydation des sulfures par l'oxygène de l'air. Les échantillons ont été moulés en sections polies pour l'observation aux microscopes optique (MO) et électronique à balayage (MEB). Comme les teneurs en soufre dans les rejets et stériles initiaux sont faibles (0,08-0,35 %, *tableau 5*), les sulfures de ces échantillons ont été concentrés par flottation, afin d'être en mesure d'observer davantage de grains de sulfures au microscope et d'améliorer leur caractérisation minéralogique. Dans un premier temps, les résultats de microscopie sur les matériaux initiaux sont présentés, suivis par les analyses minéralogiques des concentrés de sulfures des rejets et stériles. Les rapports complets de minéralogie sont présentés en annexe. Les résultats de la minéralogie servent à interpréter les résultats des essais en colonne pour statuer sur le potentiel ou non de génération de contaminants.

Matériaux initiaux

Les observations au microscope optique ont montré que les minéraux sulfurés sont présents sous forme de traces dans les quatre échantillons étudiés. Il s'agit principalement de la pyrrhotite (FeS) avec des traces de pyrite (FeS₂), d'horomanite (Fe₆Ni₃S₈), de pentlandite ((Fe,Ni)₉S₈), de marcassite (FeS₂), de sphalérite (ZnS) et de chalcopryrite (CuFeS₂). Un seul grain de cubanite (CuFe₂S₃) a été observé, et ce, dans l'échantillon Nelsonite. Dans les échantillons, l'horomanite et la pentlandite sont associés à la pyrrhotite et toujours sous forme d'inclusion. Certains minéraux ont fait l'objet d'une microanalyse chimique élémentaire au microscope électronique à l'aide d'un spectromètre à dispersion d'énergie, afin de mieux les identifier et de connaître leur composition chimique.

Le Ni est essentiellement présent sous forme d'horomanite, dont la valeur varie de 18 à 37 % (massique), comme le montre la *figure 5*, ainsi que dans la pentlandite et sous forme de traces dans la pyrite, la marcassite et la pyrrhotite. Les horomanites contiennent du Co et du Cu, selon la formule chimique $(Fe,Ni,Co,Cu)_9S_8$. La teneur en Co varie de 5 à 15 % massique. Les analyses chimiques ponctuelles de toutes les horomanites observées et analysées sont présentes dans les *tableaux 7 à 10*, avec leurs distributions dans chacun des échantillons étudiés.

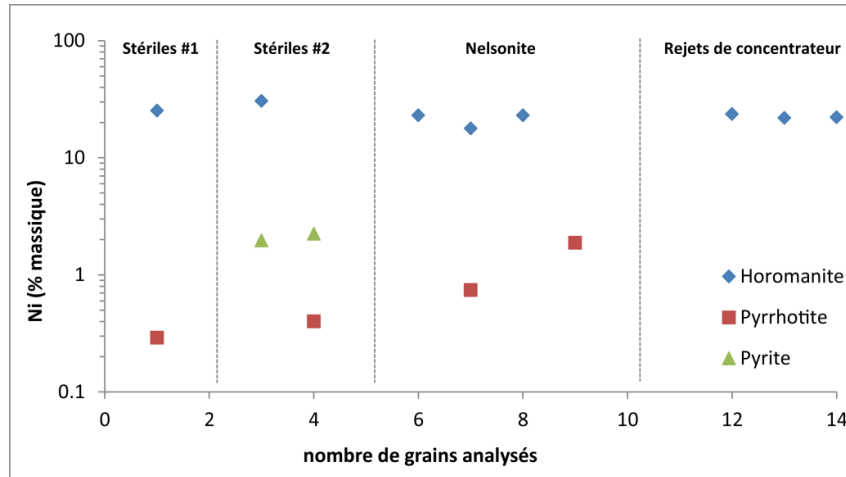


Figure 5 : Distribution du Ni dans la pyrrhotite, la pyrite et l'horomanite dans les grains détectés sur les matériaux initiaux

Tous les minéraux sulfurés observés sur les matériaux initiaux avec leurs identifications et leurs analyses chimiques ponctuelles sont présentés dans les *figures 6 à 9* et les *tableaux 7 à 10*. Selon ces observations, le Ni est également associé à la pyrrhotite et à la pyrite sous forme de trace. Sur les 14 pyrrhotites analysées, seuls 4 grains en contiennent, avec une teneur qui varie de 0,3 à 1,9 % (massique). Trois pyrites ont été analysées et deux d'entre elles contiennent du Ni, avec une valeur de 2 % (massique). La pyrite a été observée uniquement dans les stériles #1 et #2. Puisque relativement peu de minéraux sulfureux ont été observés, les échantillons ont été concentrés par flottation pour permettre d'en observer une plus grande quantité.

22693 : Stériles #1

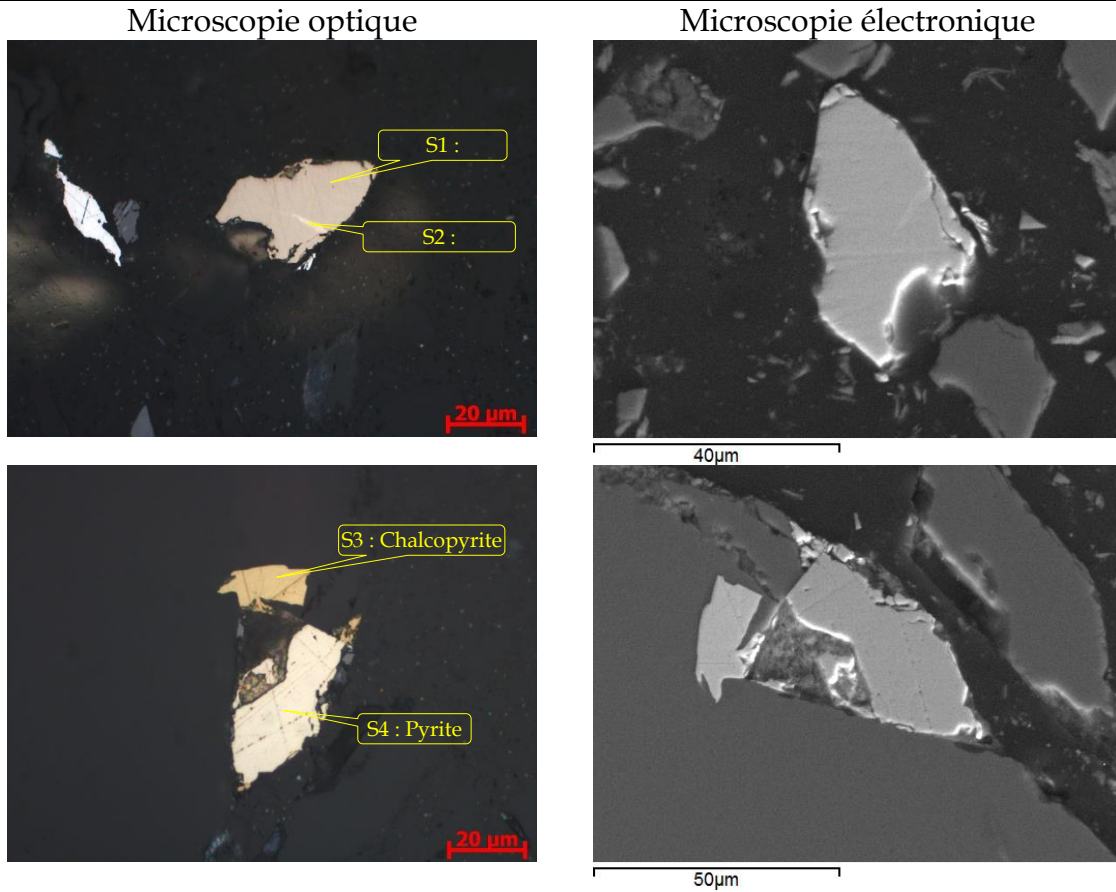


Figure 6 : Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon stériles #1

Tableau 7 : Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la figure 6

	S	Fe	Ni	Cu	Total
S1: Pyrrhotite-Ni	42,14	57,58	0,29		100
S2: Horomanite	38,82	35,86	25,31		100
S3: Chalcopyrite	38,61	28,98		32,41	100
S4 : Pyrite	56,46	43,54			100

22694 : Stériles #2

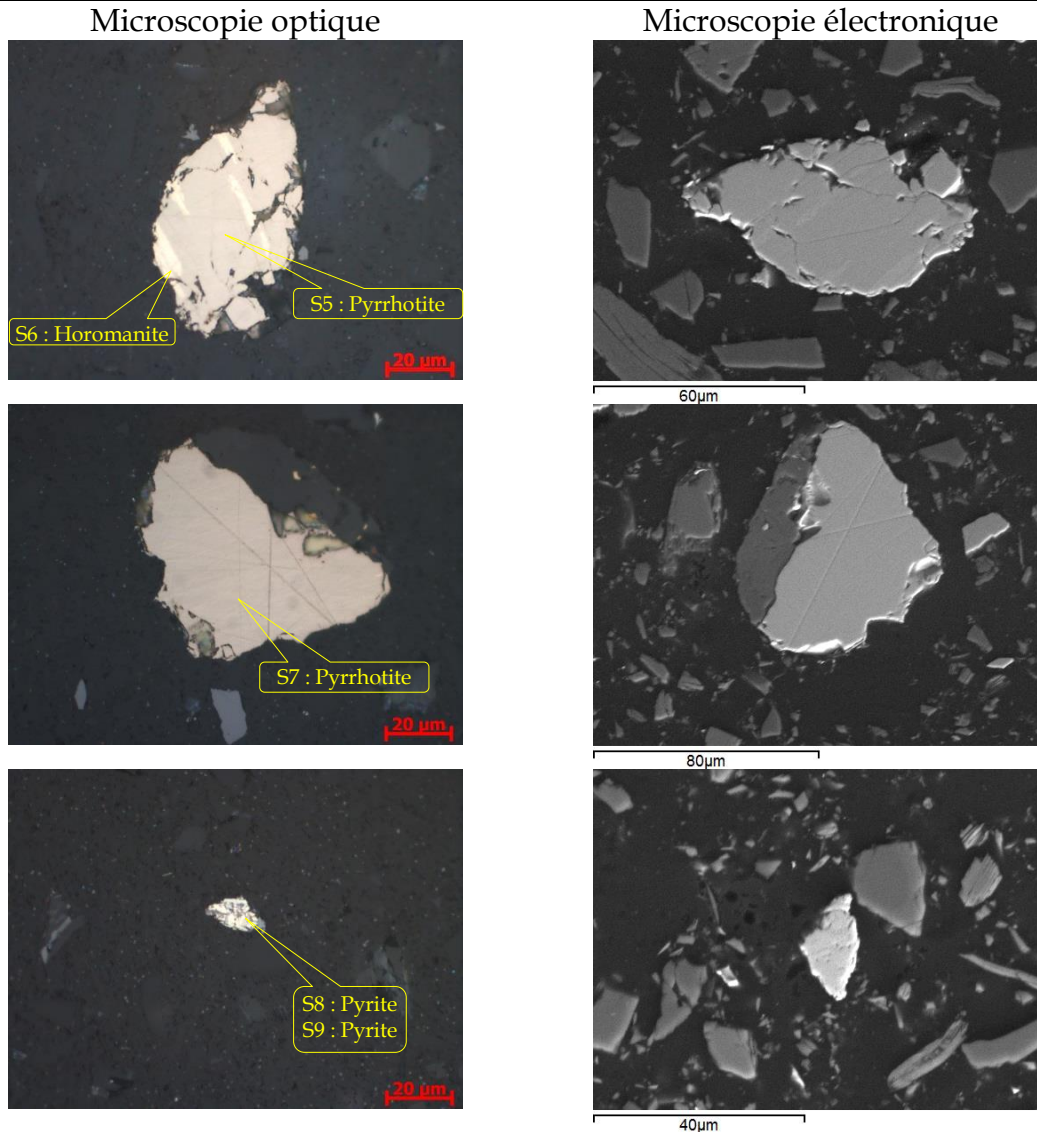


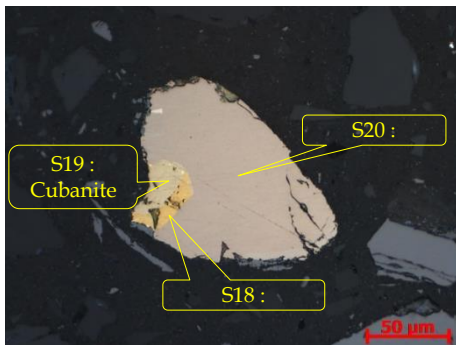
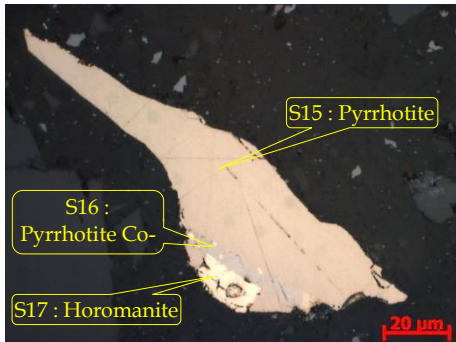
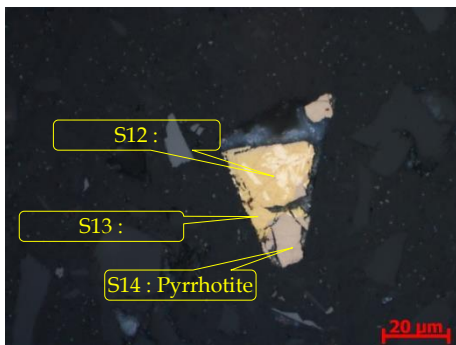
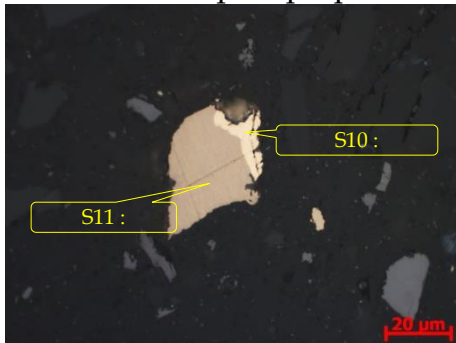
Figure 7 : Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon stériles #2

Tableau 8 : Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la figure 7

	S	Fe	Co	Ni	Cu	Total
S5 : Pyrrhotite	42,97	57,03				100
S6 : Horomanite	36,54	27,38	5,52	30,57		100
S7 : Pyrrhotite	41,99	57,61		0,40		100
S8 : Pyrite	52,73	45,01		1,97	0,29	100
S9 : Pyrite	56,24	41,52		2,24		100

22695 : Nelsonite

Microscopie optique



Microscopie électronique

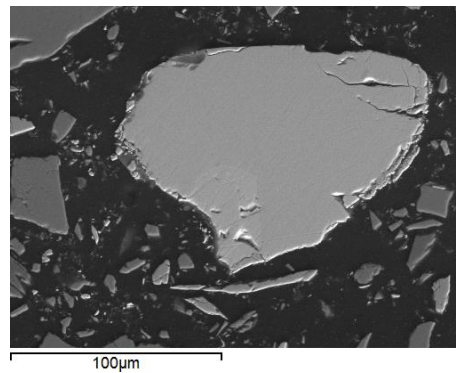
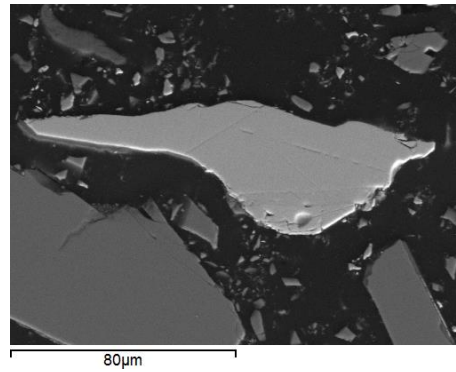
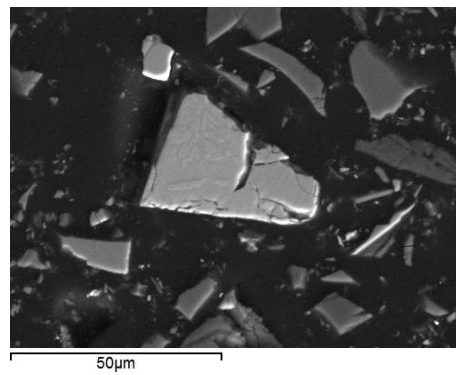
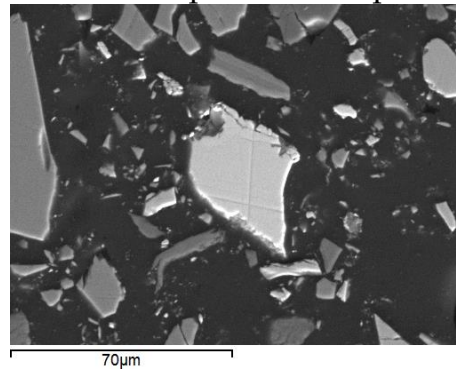


Figure 8 : Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon nelsonite

Tableau 9 : Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la figure 8

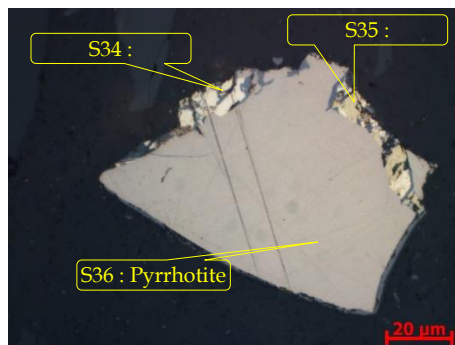
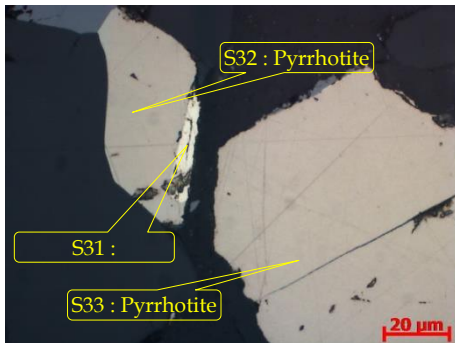
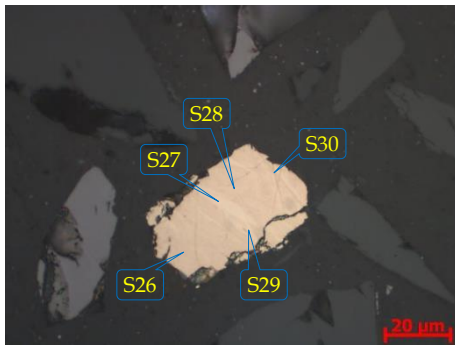
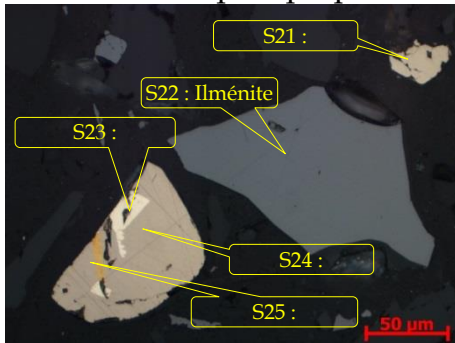
	S	Fe	Co	Ni	Cu	Total
S10 : Horomanite	36,41	31,25	9,34	23,00		100
S11 : Pyrrhotite	39,38	60,62				100
S12 : Horomanite	36,80	31,36	5,89	17,83	8,12	100
S13 : Chalcopyrite	38,71	29,64			31,65	100
S14 : Pyrrhotite-Cu-Ni	39,94	52,61		0,74	6,70	100
S15 : Pyrrhotite	39,27	60,59			0,14	100
S16 : Pyrrhotite Co-Ni	39,36	55,06	3,70	1,88		100
S17 : Horomanite	36,22	34,04	6,69	23,05		100
S18 : Chalcopyrite	38,17	29,99			31,84	100
S19 : Cubanite	38,45	39,82			21,73	100
S20 : Pyrrhotite	39,47	60,39			0,14	100

Tableau 10 : Analyses chimiques élémentaires au MEB des minéraux sulfurés représentés à la figure 9

	O	Mg	S	Ti	Fe	Co	Ni	Cu	Total
S21 : Pyrrhotite			39,47		60,53				100
S22 : Ilménite	37,35	0,82		28,69	33,13				100
S23 : Horomanite			36,18		25,91	14,27	23,64		100
S24 : Pyrrhotite			39,59		60,41				100
S25 : Chalcopyrite			37,66		36,25			26,09	100
S26 : Pyrrhotite			39,52		60,48				100
S27 : Pyrrhotite			41,64		58,36				100
S28 : Pyrrhotite			39,96		60,04				100
S29 : Pyrrhotite			39,68		60,32				100
S30 : Pyrrhotite			39,61		60,39				100
S31 : Horomanite			35,84		27,15	15,09	21,93		100
S32 : Pyrrhotite			39,65		60,35				100
S33 : Pyrrhotite-Cu			39,47		60,46			0,07	100
S34 : Horomanite			36,55		32,98	7,17	22,17	1,14	100
S35 : Chalcopyrite			38,84		39,67			21,49	100
S36: Pyrrhotite			39,55		60,45				100

22970 : Rejets de concentrateur

Microscopie optique



Microscopie électronique

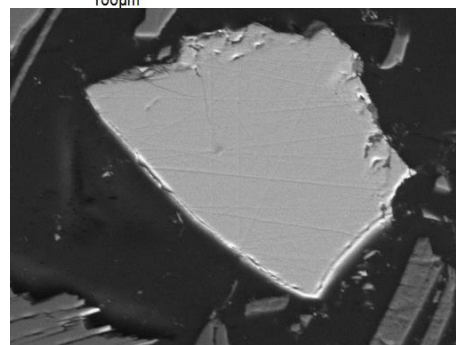
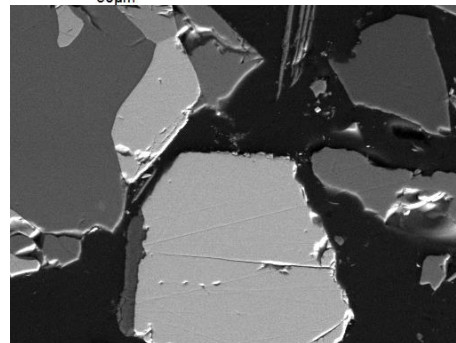
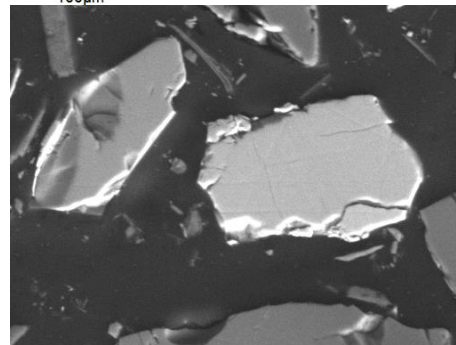
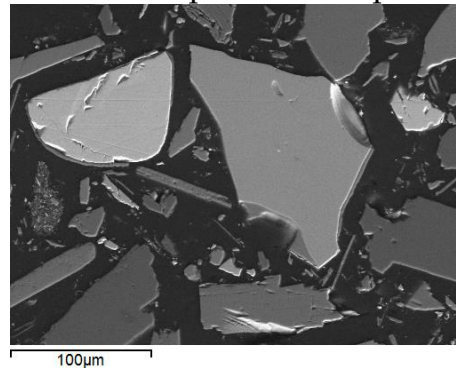


Figure 9 : Photographies aux microscopes optique et électronique représentant les minéraux sulfurés de l'échantillon rejets de concentrateur

Concentré de sulfures du rejet de concentrateur

Dans cet échantillon, les minéraux sulfurés sont essentiellement représentés par la pyrrhotite et la chalcopryrite. La sphalérite, la pentlandite, la pyrite, la marcassite et la cubanite sont sous forme de traces. La pentlandite est toujours associée à la pyrrhotite, dans laquelle elle se trouve sous forme d'inclusions. Les micro-analyses au MEB donnent la composition chimique élémentaire de tous les minéraux sulfurés identifiés au MO et sont synthétisées dans le *tableau 11*. Ce dernier montre que le Ni est essentiellement sous forme de pentlandite. Seulement deux grains de pyrrhotite et de marcassite ont montré une occurrence en Ni <0,5% massique.

Tableau 11 : Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du rejet de concentrateur

Minéral	O	S	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Total
Pentlandite		36.06	24.35	18.49	21.09			100
Pentlandite		36.15	24.92	18.05	20.87			100
Pentlandite		36.3	30.88	11.68	21.13			100
Pentlandite		37.34	29.21	11.34	22.11			100
Pentlandite		37.22	31.83	10.68	20.27			100
Pentlandite		36.59	28.81	11.9	22.7			100
Pentlandite		36.32	28.61	15.01	20.06			100
Pentlandite		36.27	27.27	8.59	27.87			100
Pyrrhotite		39.58	60.42					100
Pyrrhotite		39.32	60.68					100
Pyrrhotite		39.44	60.56					100
Pyrrhotite		39.95	60.05					100
Pyrrhotite		39.84	60.16					100
Pyrrhotite		39.59	60.41					100
Pyrrhotite		41.74	57.82		0.44			100
Pyrite		56.44	43.56					100
Marcassite		56.33	43.67					100
Marcassite		56.24	43.48		0.28			100
Marcassite		56.5	43.5					100
Chalcopryrite		38.62	30.04			31.34		100
Chalcopryrite		38.22	29.54			32.24		100
Cubanite		38.85	39.85			21.3		100
Sphalérite		36.3	6.84				56.86	100
Magnétite	31.39	0.28	68.34					100

Concentré de sulfures - stérile #1

Dans cet échantillon, la pyrite est le minéral sulfuré le plus abondant. La marcassite, la pyrrhotite, la pentlandite, la chalcopryrite, la magnétite et l'hémo-ilménite sont présents sous forme de traces. La pentlandite est associée à la pyrrhotite, toujours sous forme d'inclusion. Dans cet échantillon, le Ni est lié à pentlandite, mais aussi à la pyrite, à la marcassite et à la pyrrhotite (*Tableau 12*). La distribution du Ni dans la pyrite et la

marcassite n'est pas homogène et peut varier à l'intérieur d'un grain. La teneur en Ni dans les pyrites est d'environ 0,5 % et peut atteindre jusqu'à 5 % massique (Tableau 12).

Tableau 12 : Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du stérile #1

Minéral	S	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Total
Pyrite	56.56	43.44					100
Pyrite	56.71	43.02		0.26			100
Pyrite	56.72	43.28					100
Pyrite	55.69	43.99		0.32			100
Pyrite	56.64	42.67		0.69			100
Pyrite	56.85	41.68		1.48			100
Pyrite	56.27	43.4		0.34			100
Pyrite	56.1	41.94	1.96				100
Pyrite	56.5	43.5					100
Pyrite	56.42	43.58					100
Pyrite	56.84	43.16					100
Pyrite	55.94	44.06					100
Pyrite	56.42	42.98		0.6			100
Pyrite	55.73	44.27					100
Pyrite	56.45	43.55					100
Pyrite	56.2	43.8					100
Pyrite	56.31	43.69					100
Pyrite	56.6	43.4					100
Pyrite	56.58	42.35	1.07				100
Pyrite	56.55	42.79		0.66			100
Pyrite	56.84	43.16					100
Pyrite	57.14	38.69		4.16			100
Pyrite	57.01	42.99					100
Pyrite	56.84	42.85		0.31			100
Pyrite	56.55	43.45					100
Pyrite	56.76	43.24					100
Pyrite	59.94	40.06					100
Pyrrhotite	42.42	57.24		0.34			100
Pyrrhotite	43.12	56.88					100
Pyrrhotite	42.65	57.35					100
Pyrrhotite	42.8	57.2					100
Pyrrhotite	43.06	56.58		0.36			100
Pyrrhotite	42.29	57.42		0.28			100
Pyrrhotite	42.06	57.94					100
Pyrrhotite	42.45	57.55					100
Pyrrhotite	42.72	57.28					100
Pyrrhotite	42.78	57.22					100
Pyrrhotite	42.75	56.94		0.31			100
Marcassite	56.72	43.28					100
Marcassite	56.76	42.1		1.14			100
Marcassite	56.2	43.8					100
Marcassite	56.73	43.27					100
Pentlandite	44.72	11.8	27.62	15.85			100
Chalcopyrite	38.38	29.85			31.77		100

Concentré de sulfures du stérile #2

La minéralogie de cet échantillon est identique à celle du stérile #1. La pentlandite est associée à la pyrrhotite, toujours sous forme d'inclusion. Dans cet échantillon, le Ni est associé à la pentlandite ainsi qu'à la pyrite et à la pyrrhotite. En effet, la majorité des grains de pyrite et de pyrrhotite analysés sont nickélifères (Tableau 13). Les pyrites peuvent montrer des zones à teneurs variables en Ni et Co.

Tableau 13 : Analyses élémentaires au MEB des minéraux sulfurés identifiés dans le concentré de sulfures du stérile #2

Minéral	S	Fe	Co	Ni	Cu	Total
Pyrite	56.9	42.71		0.39		100
Pyrite	57.26	42.74				100
Pyrite	56.86	41.1		2.04		100
Pyrite	56.86	43.14				100
Pyrite	56.15	41.01		2.84		100
Pyrite	56.58	43.42				100
Pyrite	56.75	43.25				100
Pyrite	56.99	40.69		2.32		100
Pyrite	56.7	43.3				100
Pyrite	56.74	42.32		0.94		100
Pyrite	56.96	42.6		0.44		100
Pyrite	56.66	43.03		0.31		100
Pyrite	56.7	43.3				100
Pyrite	56.81	42.47		0.72		100
Pyrite	56.55	43.12		0.67		100
Pyrite	56.58	41.82		1.6		100
Pyrite	56.61	43.39				100
Pyrite	56.62	40.91		2.47		100
Pyrite	57.13	41.04		1.82		100
Pyrite	56.84	43.16				100
Pyrite	56.31	42.05		1.63		100
Pyrite	56.34	42.76		0.9		100
Pyrite	56.59	42.38	2.06			100
Pyrite	56.36	43.64				100
Pyrite	56.47	43.53				100
Pyrite	56.39	43.13		0.48		100
Pyrite	56.75	42.26		0.99		100
Pyrite	56.89	41.91	2.00			100
Pyrite	56.92	43.08				100
Pyrite	56.75	43.25				100
Pyrite	56.86	37.72		5.42		100
Pyrite	56.6	43.1		0.3		100
Marcassite	56.88	41.86		1.25		100
Marcassite	56.08	41.56		2.36		100
Marcassite	56.85	40.21		2.94		100

Globalement, les sources possibles de contamination en nickel dans les eaux sont l'oxydation de la pyrite, de la marcassite et de la pyrrhotite contenant une certaine proportion de nickel, de même que la pentlandite et l'horomanite. Par contre, ces minéraux sont présents en faible quantité dans les matériaux testés, souvent sous forme de traces.

4.6 Résultats des lixiviations

La série complète des lixiviations de la méthode MA. 100 - Lix.com. 1.0 du CEAEQ a été réalisée. Les résultats sont présentés aux *tableaux 14 à 16*, avec la comparaison avec les critères de la *Directive 019*.

Les extractions TCLP (*tableau 14*), réalisées avec un tampon d'acide acétique, montrent que, de façon générale, les éléments ayant les concentrations les plus élevées dans les lixiviats sont Ca, Mg, K et Si. Il est probable que la solution d'extraction acide (tampon pH ~4,9) ait conduit à la neutralisation (les pH finaux sont plus élevés) par des silicates neutralisants contenant Ca, Mg, K et Si. Le Fe est présent dans les lixiviats et provient probablement de la mise en solution du fer, qui est augmentée par le pH acide de l'essai. On observe au *tableau 14* que les échantillons Stérile #1, Stérile #2 et Rejet présentent un dépassement du critère pour l'Ag, mais comme la teneur en Ag dans les matériaux est inférieure au critère A (voir *tableau 3*), les matériaux sont considérés comme « résidus miniers à faible risque ». Le Mn dépasse le *critère de l'eau souterraine aux fins de consommation* pour les quatre échantillons, mais cet élément n'est pas contrôlé par la *Directive 019* ni la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Cependant, vu les concentrations obtenues durant l'essai, cet élément sera suivi de près pendant les essais en colonnes. De plus, les concentrations en Al sont également près du critère « lixiviable » ce qui nécessitera un suivi étroit de cet élément durant les essais en colonnes. Aucun échantillon n'a mené à un lixiviat dépassant les critères du *Tableau 1* de l'*Annexe 2* de la *Directive 019*. Donc, aucun des échantillons n'est considéré comme « Résidu minier à risques élevés ».

Bien que la *Directive 019* mentionne l'essai TCLP dans les définitions des résidus miniers à l'*Annexe 2*, les résultats des essais SPLP et CTEU-9 seront aussi comparés aux mêmes critères, à titre comparatif.

Les résultats des extractions SPLP, simulant les pluies acides, sont résumés au *tableau 15*. On observe que les concentrations en éléments dans les lixiviats SPLP sont moins élevées que dans les lixiviats TCLP. La solution d'extraction SPLP à pH initial ~4,2 n'étant pas un tampon, sa neutralisation (les pH finaux sont d'environ 9) requiert donc une moins grande quantité de silicates neutralisants, ce qui mène à une dissolution moindre de Ca, Mg, K et Si. Le seul élément ayant dépassé un critère étant l'Ag, les échantillons se qualifieraient comme « Résidus miniers à faible risque », si nous utilisons les résultats SPLP dans les définitions de l'*Annexe 2* de la *Directive 019*.

Les résultats des extractions CTEU-9, réalisées à l'eau déminéralisée ajustée au départ à pH 7 avec un temps total de brassage de 7 jours, sont présentés au *tableau 16*. On observe, bien que le pH initial soit près de la neutralité, que le pH après 7 jours se situe entre 8,8 et 9,3. Si les résultats des essais CTEU-9 étaient comparés aux définitions de l'Annexe 2 de la *Directive 019*, nous obtiendrions que tous les échantillons seraient classés « Résidus miniers à faible risque ». On observe des dépassements en Ag, et les Stérile #1 et Stérile #2 présentent aussi un dépassement en Al et Cu, mais ces éléments sont inférieurs au Critère A. Selon cet essai, le Mn et le Ni demeurent des éléments à surveiller.

5. Résultats des essais en colonnes

Les résultats géochimiques des essais en colonnes sont d'abord présentés, suivis des mesures de succion et de teneur en eau volumique prises dans les colonnes de rejets.

5.1 Paramètres géochimiques

Pour les essais en colonnes, lorsque les concentrations lues sont sous les limites de détection des méthodes analytiques (LDM), la demie de la limite est rapportée. Il s'agit là d'une approche conservatrice, mais qui peut créer de faux-positifs lors de l'évaluation des taux de réaction ou des charges cumulées.

Les mesures de pH, conductivité et alcalinité sont présentées respectivement aux *figures 10, 11 et 12*. On observe d'abord que le pH (*figure 10*) est au-dessus de la neutralité, augmente jusqu'à environ 9 après les 60 à 75 premiers jours, puis redescend pour osciller près de pH 8 pour la suite des essais. Les colonnes de stériles et de Nelsonite ont des valeurs de pH semblables; les colonnes de rejets semblent présenter des valeurs de pH stables autour de 8. La conductivité (*figure 11*) est relativement stable depuis le 50^e jour d'essais environ. Les rejets présentent des conductivités plus élevées que les matériaux grossiers, avec des valeurs d'environ 500 µS/cm. Les stériles maintiennent les valeurs de conductivité sous 100 µS/cm, tandis que le Nelsonite présente des valeurs intermédiaires, soit de 130 µS/cm. Les conductivités plus élevées observées dans les lixiviats des colonnes de rejet peuvent être attribuables au volume plus faible d'eau de rinçage utilisé et, ainsi, on observe moins de dilution des minéraux dissous que dans le cas des colonnes de matériaux grossiers. Les valeurs d'alcalinité se stabilisent entre 15 et 25 mg CaCO₃/l pour les stériles, entre 25 et 35 mg CaCO₃/l pour le Nelsonite et entre 65 et 90 mg CaCO₃/l pour les échantillons de rejets. Ces valeurs suggèrent que les minéraux neutralisants libèrent plus d'alcalinité dans les rejets que dans les matériaux grossiers.

Tableau 14 : Résultats des lixiviations TCLP

Paramètre	Unités	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejets	Eau potable	Lixivable	Risque élevé
Mercuré (Hg)	mg/L	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,001	0,00013	0,1
Uranium (U)	mg/L	0,0009	0,0007	<0,0006	0,0018			
Aluminium (Al)	mg/L	0,70	0,54	0,26	0,54	-	0,75	-
Antimoine (Sb)	mg/L	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,006	-	-
Argent (Ag)	mg/L	0,0008	0,0017	0,0005	0,0014	0,1	0,0006	-
Arsenic (As)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,025	0,34	5,0
Baryum (Ba)	mg/L	0,99	0,43	0,19	0,70	1	5,3	100
Cadmium (Cd)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	0,0021	0,5
Chrome (Cr)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,05	-	5,0
Cobalt (Co)	mg/L	<0,03	<0,03	0,06	0,14	-	0,5	-
Cuivre (Cu)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	1	0,0073	-
Plomb (Pb)	mg/L	<0,001	0,003	<0,001	0,001	0,01	0,034	5,0
Manganèse (Mn)	mg/L	1,1	0,68	0,67	1,2	0,05	-	-
Molybdène (Mo)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,07	2	-
Nickel (Ni)	mg/L	<0,002	0,11	0,04	0,12	0,02	0,26	-
Sélénium (Se)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,02	1,0
Sodium (Na)	mg/L	N/A	N/A	N/A	N/A	200	-	-
Zinc (Zn)	mg/L	0,023	<0,005	0,029	<0,005	5	0,067	-
Bore (B)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	500
Fer (Fe)	mg/L	5,6	6,9	19	7,4			
Magnésium (Mg)	mg/L	3,2	4,0	15	14			
Lithium (Li)	mg/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			
Potassium (K)	mg/L	32	20	11	34			
Strontium (Sr)	mg/L	0,09	0,09	<0,05	0,16			
Etain (Sn)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Titane (Ti)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Vanadium (V)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Béryllium (Be)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002			
Bismuth (Bi)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Calcium (Ca)	mg/L	77	39	13	50			
Silicium (Si)(soluble dans HNO3)	mg/L	1,2	1,7	6,4	4,9			
Thallium (Tl)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Phosphore total (P)	mg/L	0,2	0,1	1,2	0,2			
Orthophosphate (P)	mg/L	0,3	0,2	1,3	0,3			
Conductivité	mS/cm	4,9	4,8	4,9	4,9			
Conductivité fluide de lixiviation	mS/cm	4,7	4,7	4,7	4,7			
Fluorure (F)	mg/L	<1	<1	<1	<1			
Nitrates (N-NO3-)	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			
Nitrites (N-NO2-)	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			
Bromure (Br-)	mg/L	<1	<1	<1	<1			
Chlorures (Cl)	mg/L	<0,5	<0,5	4,2	<0,5			
Sulfates (SO4)	mg/L	<5	<5	<5	22			
pH final du lixiviat	n/a	5,03	4,99	4,99	5,01			

ND = inférieur à la limite de détection rapportée

N/A = Non Applicable

LDR = Limite de détection rapportée

Tableau 15 : Résultats des lixiviations SPLP

Paramètre	Unités	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejets	Eau potable	Lixivable	Risque élevé
Mercuré (Hg)	mg/L	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,001	0,00013	0,1
Uranium (U)	mg/L	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006			
Aluminium (Al)	mg/L	0,70	0,62	0,09	0,09	-	0,75	-
Antimoine (Sb)	mg/L	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,006	-	-
Argent (Ag)	mg/L	0,0007	0,0008	0,0011	0,0046	0,1	0,0006	-
Arsenic (As)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,025	0,34	5,0
Baryum (Ba)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	1	5,3	100
Cadmium (Cd)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	0,0021	0,5
Chrome (Cr)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,05	-	5,0
Cobalt (Co)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-	0,5	-
Cuivre (Cu)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	1	0,0073	-
Plomb (Pb)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,034	5,0
Manganèse (Mn)	mg/L	<0,003	<0,003	<0,003	0,003	0,05	-	-
Molybdène (Mo)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,07	2	-
Nickel (Ni)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,02	0,26	-
Sélénium (Se)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,02	1,0
Sodium (Na)	mg/L	0,7	0,7	1,4	0,8	200	-	-
Zinc (Zn)	mg/L	<0,005	<0,005	0,007	<0,005	5	0,067	-
Bore (B)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	500
Fer (Fe)	mg/L	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06			
Magnésium (Mg)	mg/L	0,5	0,6	1,5	2,4			
Lithium (Li)	mg/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			
Potassium (K)	mg/L	8,5	5,8	4,8	13			
Strontium (Sr)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Étain (Sn)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Titane (Ti)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Vanadium (V)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Béryllium (Be)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002			
Bismuth (Bi)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Calcium (Ca)	mg/L	4,4	5,2	2,9	8,1			
Silicium (Si)(soluble dans HNO3)	mg/L	1,4	1,8	1,5	1,4			
Thallium (Tl)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Phosphore total (P)	mg/L	0,2	0,1	0,4	<0,1			
Orthophosphate (P)	mg/L	0,3	0,3	0,7	0,2			
Conductivité	mS/cm	0,055	0,048	0,043	0,089			
Conductivité fluide de lixiviation	mS/cm	0,030	0,030	0,030	0,030			
Fluorure (F)	mg/L	1	<1	<1	<1			
Nitrates (N-NO3-)	mg/L	<0,2	<0,2	0,2	<0,2			
Nitrites (N-NO2-)	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			
Bromure (Br-)	mg/L	<1	<1	<1	<1			
Chlorures (Cl)	mg/L	<0,5	<0,5	0,9	<0,5			
Sulfates (SO4)	mg/L	<5	<5	<5	19			
pH après 18 heures de mélange	n/a	9,4	9,3	9,2	8,6			
pH initial	n/a	4,2	4,2	4,2	4,2			

ND = inférieur à la limite de détection rapportée

N/A = Non Applicable

LDR = Limite de détection rapportée

Tableau 16 : Résultats des lixiviations CTEU-9

Paramètre	Unités	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejets	Eau potable	Lixivable	Risque élevé
Mercuré (Hg)	mg/L	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,001	0,00013	0,1
Uranium (U)	mg/L	0,0038	0,0029	<0,0006	<0,0006			
Aluminium (Al)	mg/L	7,7	4,3	0,081	0,10	-	0,75	-
Antimoine (Sb)	mg/L	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,006	-	-
Argent (Ag)	mg/L	0,0074	0,0013	0,0024	0,0021	0,1	0,0006	-
Arsenic (As)	mg/L	0,004	0,003	<0,001	<0,001	0,025	0,34	5,0
Baryum (Ba)	mg/L	0,09	0,04	<0,03	<0,03	1	5,3	100
Cadmium (Cd)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	0,0021	0,5
Chrome (Cr)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,05	-	5,0
Cobalt (Co)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	-	0,5	-
Cuivre (Cu)	mg/L	0,017	0,052	<0,002	<0,002	1	0,0073	-
Plomb (Pb)	mg/L	0,005	0,004	<0,001	<0,001	0,01	0,034	5,0
Manganèse (Mn)	mg/L	0,070	0,083	<0,003	0,004	0,05	-	-
Molybdène (Mo)	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,07	2	-
Nickel (Ni)	mg/L	0,011	0,026	<0,002	<0,002	0,02	0,26	-
Sélénium (Se)	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,02	1,0
Sodium (Na)	mg/L	N/A	N/A	N/A	N/A	200	-	-
Zinc (Zn)	mg/L	0,038	0,031	0,009	<0,005	5	0,067	-
Bore (B)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-	500
Fer (Fe)	mg/L	13	7,4	<0,06	0,15			
Magnésium (Mg)	mg/L	7,6	5,6	9,5	8,5			
Lithium (Li)	mg/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			
Potassium (K)	mg/L	33	19	14	17			
Strontium (Sr)	mg/L	0,07	0,07	<0,05	<0,05			
Etain (Sn)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Titane (Ti)	mg/L	0,62	0,29	<0,05	<0,05			
Vanadium (V)	mg/L	0,03	0,03	<0,01	<0,01			
Béryllium (Be)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002			
Bismuth (Bi)	mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05			
Calcium (Ca)	mg/L	11	9,5	6,8	14			
Silicium (Si)(soluble dans HNO3)	mg/L	18	12	5,8	5,5			
Thallium (Tl)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			
Phosphore total (P)	mg/L	1,4	0,7	0,5	0,2			
Conductivité	mS/cm	0,15	0,14	0,21	0,21			
Conductivité fluide de lixiviation	mS/cm	0,004	0,004	0,004	0,004			
Fluorure (F)	mg/L	<1	<1	1	<1			
Nitrates (N-NO3-)	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			
Nitrites (N-NO2-)	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			
Orthophosphate (P)	mg/L	1,0	<0,5	<0,5	<0,5			
Bromure (Br-)	mg/L	<1	<1	<1	<1			
Chlorures (Cl)	mg/L	2,7	2,4	12	<0,5			
Sulfates (SO4)	mg/L	7	<5	10	54			
pH après 7 jours de mélange	n/a	8,8	9,0	9,3	8,9			
pH initial	n/a	7,0	7,0	7,0	7,0			

ND = inférieur à la limite de détection rapportée

N/A = Non Applicable

LDR = Limite de détection rapportée

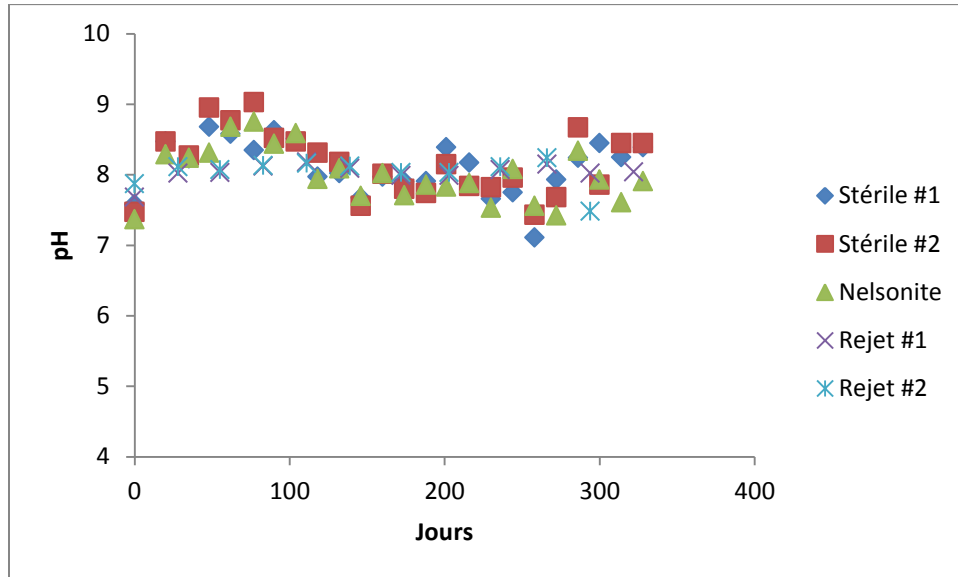


Figure 10 : Évolution du pH dans les eaux de rinçage issues des essais en colonnes

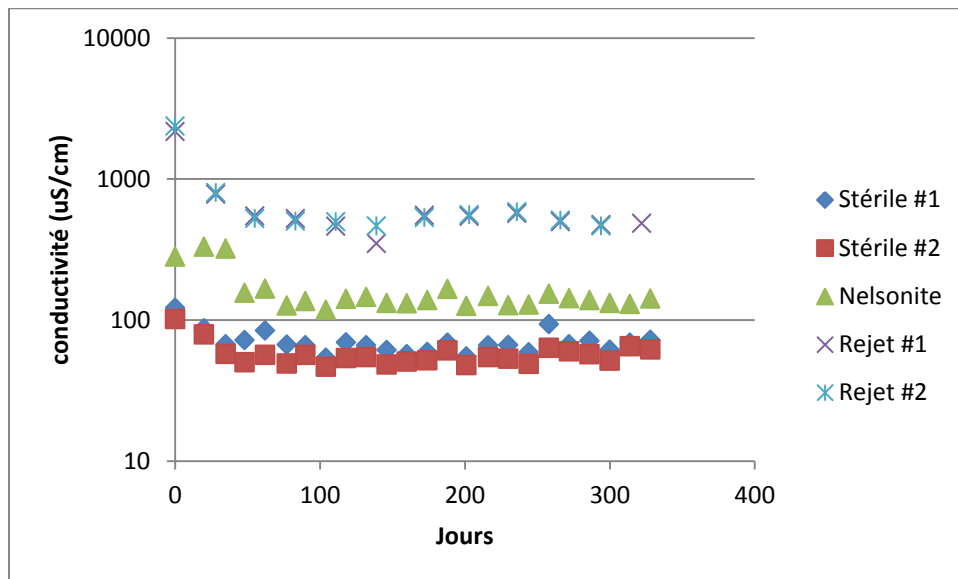


Figure 11 : Évolution de la conductivité dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

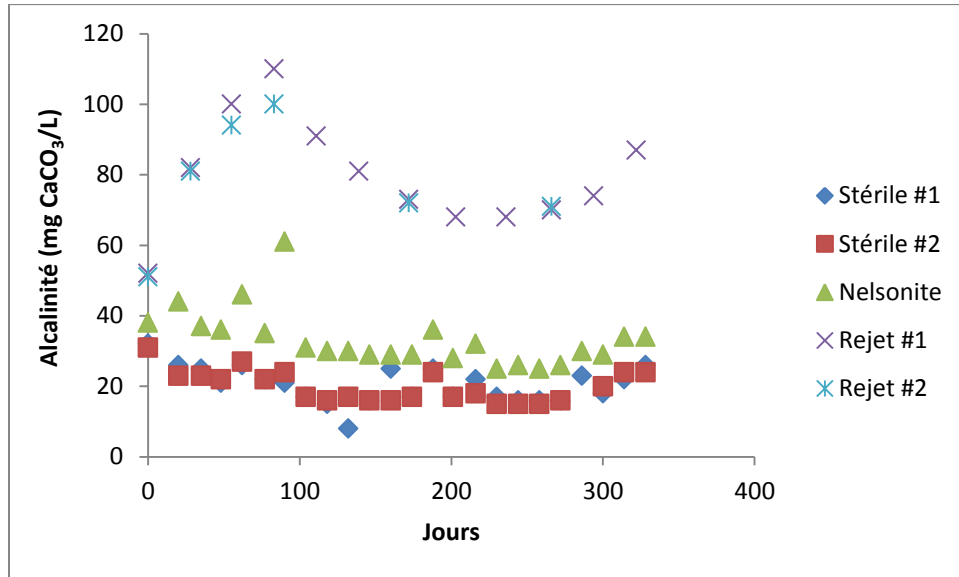


Figure 12 : Évolution de l'alcalinité dans les eaux de rinçage des essais en colonne

Les essais en colonne permettent de suivre l'évolution des métaux dissous dans les lixiviats. Les métaux d'intérêt sont principalement ceux mentionnés dans la *Directive 019* : l'arsenic, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc. Tel qu'observé aux figures 13 à 15, les concentrations obtenues dans les lixiviats des colonnes sont faibles et bien en-dessous des limites dictées dans la *Directive 019* et le *REMM* (Règlement sur les effluents des mines de métaux). La majorité des concentrations en Cu dans les lixiviats (figure 13) des colonnes de stériles et Nelsonite sont sous la limite de détection de la méthode d'analyse (LDM : 0,5 µg/l), et les quelques valeurs supérieures à la LDM sont inférieures à la limite de quantification (LQM : 1,7 µg/l). Dans le cas de la colonne de rejet #1, les concentrations de Cu dans les lixiviats varient entre 6 et 8 µg/l, tandis que le rejet #2 présente des valeurs plus faibles. Par contre, les concentrations obtenues dans les lixiviats de la colonne de rejet #1 sont très près du critère de résurgence des eaux de surface ou infiltration dans les égoûts (*RESIE*) de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, qui est de 7,3 µg/l Cu pour une dureté de 50 mg/l. Ces valeurs sont toutes en-dessous des limites permises par la *Directive 019* et le *REMM*, soit 0,3 mg/l (ou 300 µg/l).

Les concentrations en Ni, présentées à la figure 14, sont aussi souvent inférieures à la LDM (1 µg/l), et presque toutes inférieures à la LQM (3,3 µg/l) pour les colonnes de matériaux grossiers. Les rejets présentent des valeurs qui semblent se stabiliser entre 3 et 6 µg/l, ce qui est bien en-dessous de la limite de la *Directive 019* et du *REMM* à 0,5 mg/l (500 µg/l), ainsi que de la *RESIE* à 260 µg/l (pour une dureté de 50 mg/l).

Les concentrations en Pb (figure 15) sont inférieures à la LDM (0,1 µg/l) et à la LQM (0,33 µg/l) dans les lixiviats des colonnes de matériaux grossiers, et se maintiennent autour de 2 µg/l dans les lixiviats de la colonne de rejet #1. Le critère *RESIE* se situe à 34 µg/l (pour une dureté de 50 mg/l). La colonne de rejet #2 présente des concentrations en Pb

plus faibles que dans la colonne de rejet #1. Ces concentrations sont toutes inférieures à celles permises par la *Directive 019* et le *REMM*, soit 0,2 mg/l (ou 200 µg/l).

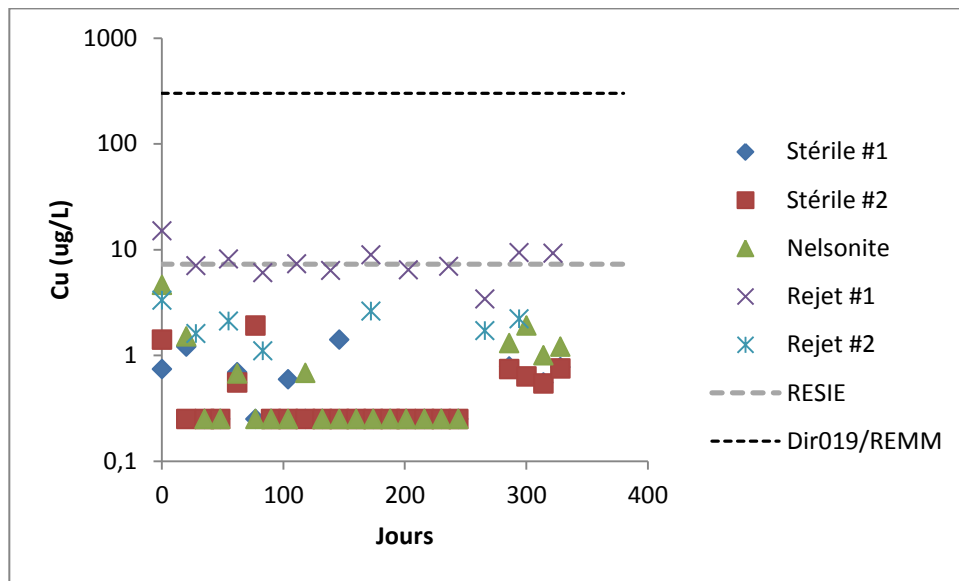


Figure 13 : Évolution des concentrations en Cu dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

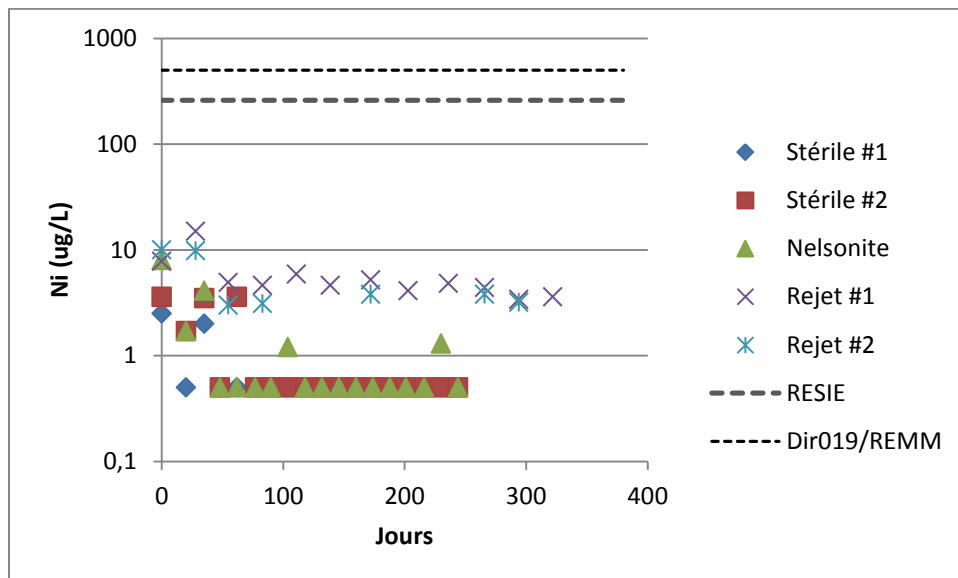


Figure 14 : Évolution des concentrations en Ni dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

La *figure 16* présente les concentrations en Zn. Les valeurs obtenues dans les lixiviats des colonnes de matériaux grossiers sont aussi inférieures à la LDM (5 µg/l) et à la LQM (16,7 µg/l), à l'exception des trois premiers rinçages environ. Les concentrations en Zn dans les lixiviats de la colonne de rejet #1 diminuent pendant les premiers 75 jours environ, pour se stabiliser entre 80 et 100 µg/l. Ces valeurs sont en-dessous de la limite de 0,5 mg/l (500 µg/l) requise par la *Directive 019* et le *REMM*, mais dépassent le critère

de résurgence des eaux de surface de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* ($67 \mu\text{g/l}$ Zn pour une dureté de 50 mg/l). On observe aussi un écart entre les concentrations mesurées dans les lixiviats de la colonne de rejet #1 et celles de rejet #2. Il est possible que les différences de concentrations en métaux dans les colonnes de rejets soient en partie influencées par la succion et la teneur en eau, tel que présenté à la section 5.2, ou bien par des variations dans la composition chimique initiale (effet pépité). Cependant, compte tenu des faibles valeurs mesurées, on considère la différence observée comme peu significative.

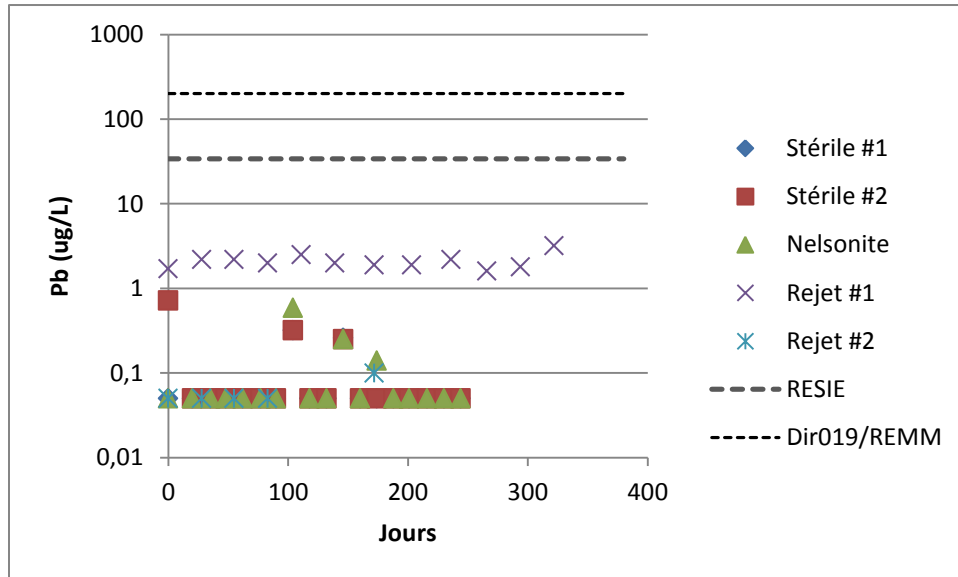


Figure 15 : Évolution des concentrations en Pb dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

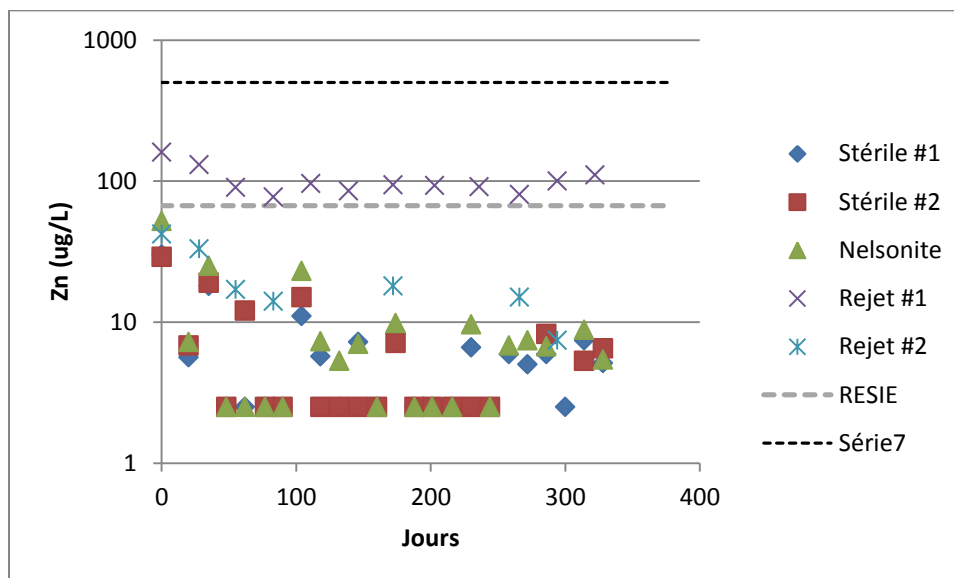


Figure 16 : Évolution des concentrations en Zn dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

Trois autres éléments peuvent être intéressants à suivre, en raison de la composition des matériaux. Il s'agit du phosphore total (figure 17), de l'aluminium (figure 18) et du manganèse (figure 19). Les concentrations en P (figure 17) sont stables autour de 0,02 mg/l, et ce, pour toutes les colonnes. Des valeurs plus élevées ont été enregistrées lors du premier rinçage pour le stérile #1 et pour le Nelsonite.

Dans le cas de l'Al (figure 18), les stériles #1 et #2 présentent des concentrations plus élevées (100 à 250 µg/l) dans leurs lixiviats que les autres matériaux (< 50 µg/l), possiblement puisqu'ils contiennent de deux à trois fois plus d'Al que le Nelsonite et le rejet. Le critère RESIE est toutefois respecté, puisqu'il se situe à 750 µg/l. Les concentrations sont à la baisse dans les lixiviats des colonnes de rejets et de Nelsonite.

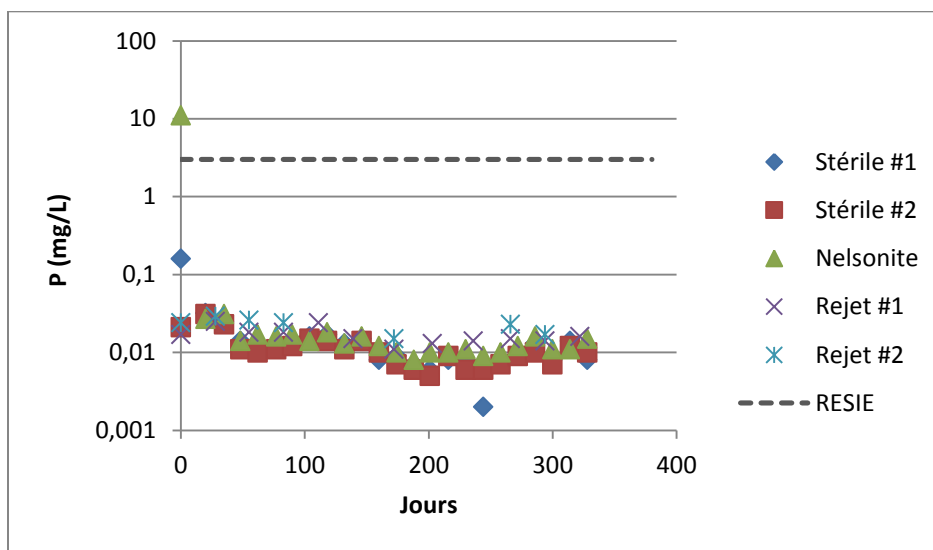


Figure 17 : Évolution des concentrations en P dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

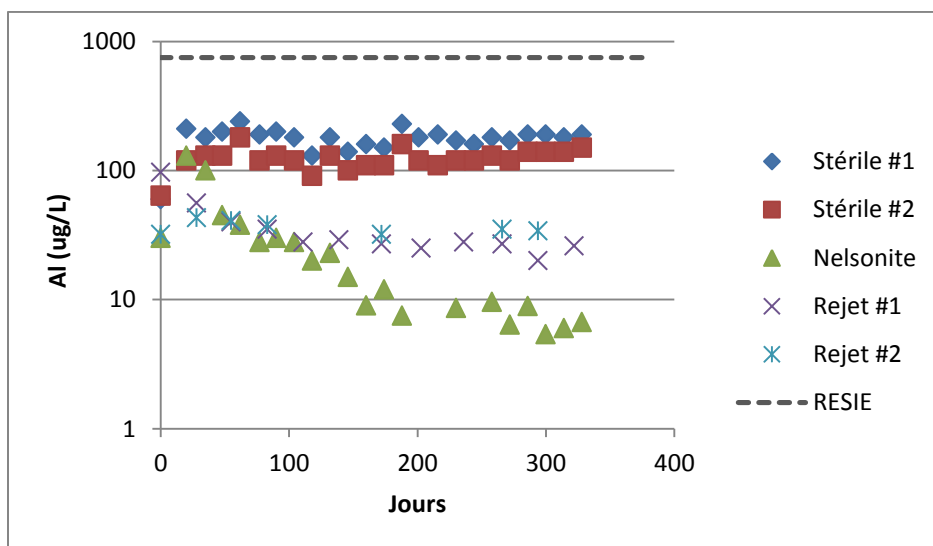


Figure 18 : Évolution des concentrations en Al dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

Dans le cas du Mn (*figure 19*), tous les lixiviats sont inférieurs à la RESIE (50 µg/l pour fins de consommation), sauf pour le premier lixiviat des rejets #1 et #2, qui est respectivement à 110 et 130 µg/l.

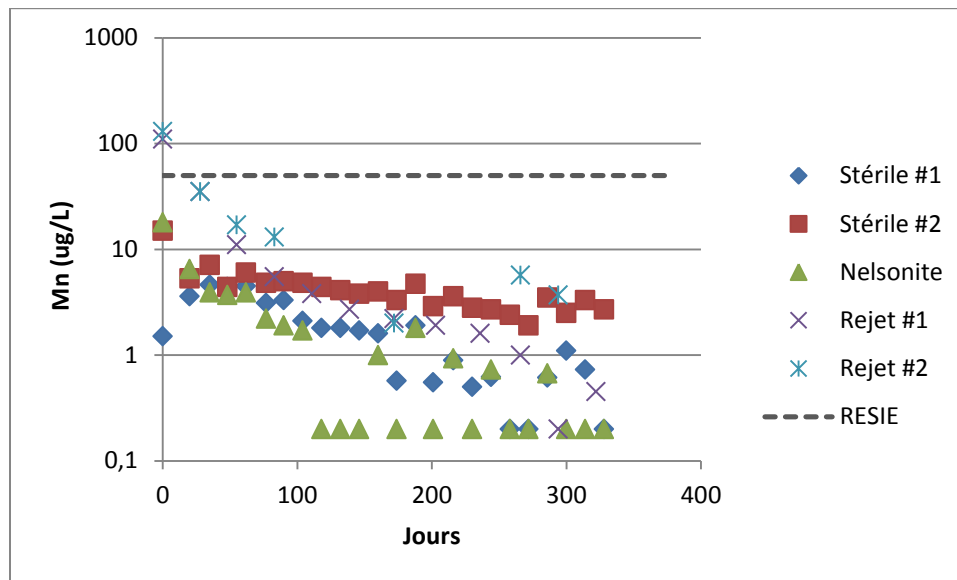


Figure 19 : Évolution des concentrations en Mn dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

D'autres éléments peuvent offrir des indications sur les processus géochimiques dans les colonnes. Il s'agit du calcium, du magnésium et du soufre. Ces éléments sont associés aux minéraux neutralisants (calcium et magnésium) et acidifiants (soufre) possiblement présents dans les matériaux. Les concentrations en calcium, présentées à la *figure 20*, se sont stabilisées à partir du 50^e jour environ. Les lixiviats des colonnes de rejets comportent plus de Ca que les stériles, alors que ceux de la colonne de Nelsonite présentent les plus faibles concentrations (près de 2 mg/l). Les concentrations en Mg, présentées à la *figure 21*, sont plus faibles dans les lixiviats des colonnes de stériles, avec des valeurs d'environ 1 mg/l, tandis que la colonne de Nelsonite présente des valeurs d'environ 10 mg/l. Les colonnes de rejets ont des concentrations semblables, entre 20 et 30 mg/l.

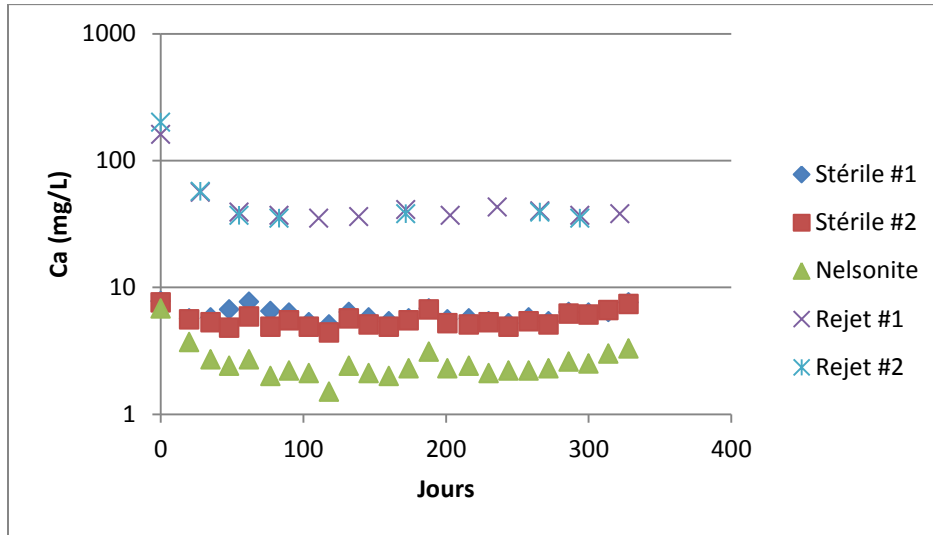


Figure 20 : Évolution des concentrations en calcium dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

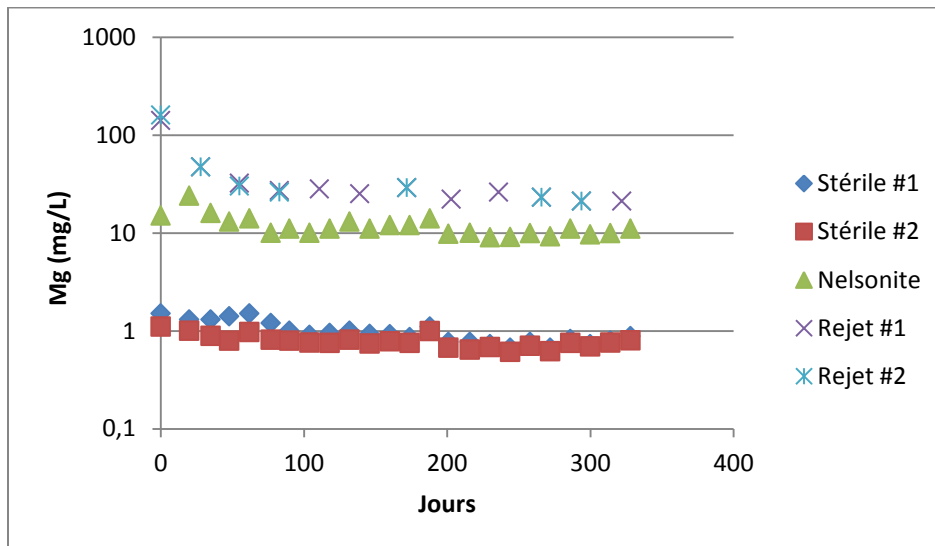


Figure 21 : Évolution des concentrations en magnésium dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

Les concentrations en sulfates sont présentées à la *figure 22*. On observe que l'évolution des concentrations en sulfates est assez stable, avec les valeurs les plus faibles pour les colonnes de stériles (4 à 8 mg/l) et les valeurs les plus élevées pour les colonnes de rejets (150 mg/l). La colonne de Nelsonite se situe entre les deux, à environ 25 mg/l. Les résultats de Ca, Mg et SO₄ démontrent que le comportement géochimique est stable. La provenance du sulfate est double : il provient à la fois de la dissolution de sulfates solubles déjà présents initialement dans les matériaux, ainsi que de l'oxydation des sulfures de l'échantillon, générant des sulfates. En effet, les analyses du soufre sulfate réalisés sur les matériaux initiaux démontrent qu'une partie du soufre était déjà présent initialement sous forme de sulfates, tel que présenté au *tableau 17*. Ces sulfates peuvent être solubles et expliquer les concentrations plus élevées obtenues dans les lixiviats en

début d'essai à cause de leur lixiviation, alors que l'oxydation des sulfures explique la présence de sulfates dans les lixiviats durant tout l'essai.

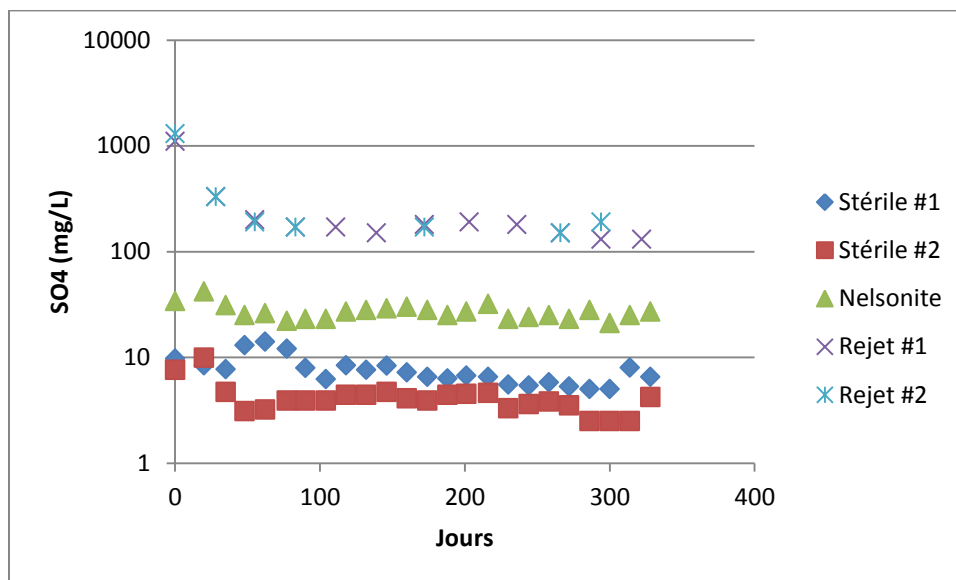


Figure 22 : Évolution des concentrations en sulfates dans les eaux de rinçage des essais en colonnes

Tableau 17 : Composition initiale en sulfates dans les matériaux testés

Paramètre	Unité	Stérile #1	Stérile #2	Nelsonite	Rejet de conc
Sulfates (SO4)	mg/kg	8	8	25	270

Les concentrations en uranium sont présentées à la *figure 23*. Seuls les échantillons de stériles (sauf exception de 3 analyses des rejets) ont généré des quantités détectables d'uranium (LDM : 1,0 µg/l). Les concentrations d'uranium détectées diminuent entre 4 à 8 µg/l au début de l'essai, pour se stabiliser entre 2 et 5 µg/l après environ 200 jours. Ces concentrations peuvent être comparées aux critères de qualité de l'eau de surface, dont la valeur aiguë à l'effluent final (640 µg/l) et les valeurs de protection de la vie aquatique (effet aigu : 320 µg/l, effet chronique : 14 µg/l). Les concentrations mesurées sont donc nettement inférieures à ces critères.

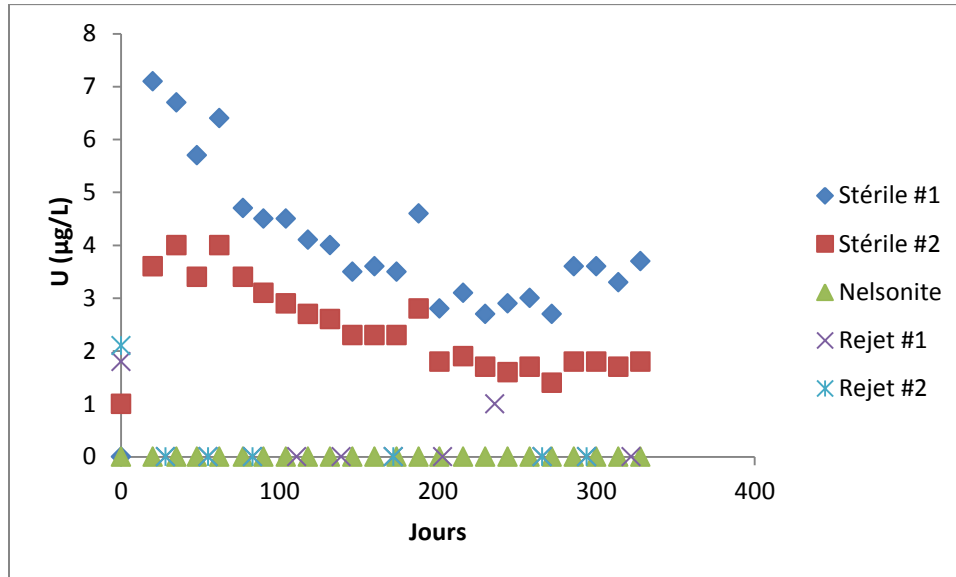


Figure 23 : Évolution des concentrations en uranium dans les eaux de rinçage des essais en colonne

5.2 Paramètres hydrogéologiques

Des mesures de la teneur en eau volumique et de la succion ont été prises dans les deux colonnes de rejets, à 20 cm de la base de la colonne, soit à 10 cm de la surface. Les teneurs en eau volumiques, enregistrées toutes les 12 heures, sont présentées à la *figure 24*. Les deux colonnes de rejets ont des teneurs en eau volumiques au début du cycle d'environ 30 %, ce qui correspond à un degré de saturation d'environ 64 % (porosité de 0,47); la teneur en eau diminue graduellement, pour ensuite remonter lors des rinçages (une fois par mois environ). La colonne de rejet #1 atteint parfois des teneurs en eau un peu plus faibles que la colonne de rejet #2. Une teneur en eau de 20 % correspond à un degré de saturation d'environ 43 %. Les deux colonnes de rejets maintiennent leur degré de saturation à des valeurs où l'oxydation des sulfures est favorisée; alors, l'essai peut représenter une situation défavorable en termes de génération de drainage contaminé. En effet, la réactivité des sulfures est à son maximum à des degrés de saturation généralement entre 20 et 80 % (Bouzahzah *et al.*, 2012). Par contre, il y a peu de minéraux sulfureux dans les rejets, et les concentrations en éléments potentiellement contaminants sont faibles dans les lixiviats.

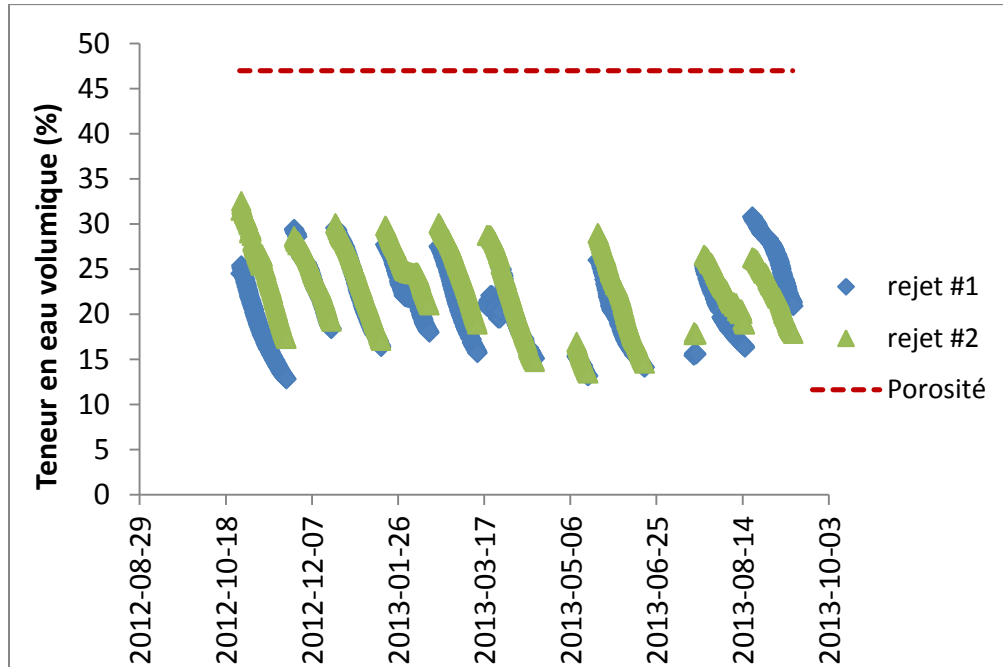


Figure 24 : Teneurs en eau volumiques mesurées dans les colonnes de rejets

La succion est mesurée une fois par cycle dans chacune des colonnes de rejets, à 10 cm sous la surface de ceux-ci, à la même élévation que les mesures de teneur en eau volumique. Les mesures de succion et les mesures de teneur en eau volumique permettent d'évaluer le comportement hydrogéologique des matériaux. On observe à la *figure 25* que la succion est généralement plus faible dans la colonne de rejet #2 que dans la colonne de rejet #1, à l'exception de deux mesures où les valeurs sont plus près. Comme les succions sont mesurées vers la fin du cycle, l'écart entre les valeurs mesurées dans les colonnes peut correspondre à l'écart de teneurs en eau observé à la *figure 24*. Cependant, compte tenu des degrés de saturation des matériaux, il est peu probable que l'écart de succion et de teneur en eau affecte les processus géochimiques de façon significative. Le calcul de la courbe de rétention d'eau théorique à partir du modèle de Kovács modifié permet d'estimer la valeur d'entrée d'air des rejets à environ 10 à 20 cm d'eau. Les succions mesurées, entre 40 et 160 cm d'eau, sont donc au-delà de la pression d'entrée d'air des rejets, ce qui explique leur désaturation en cours de cycle.

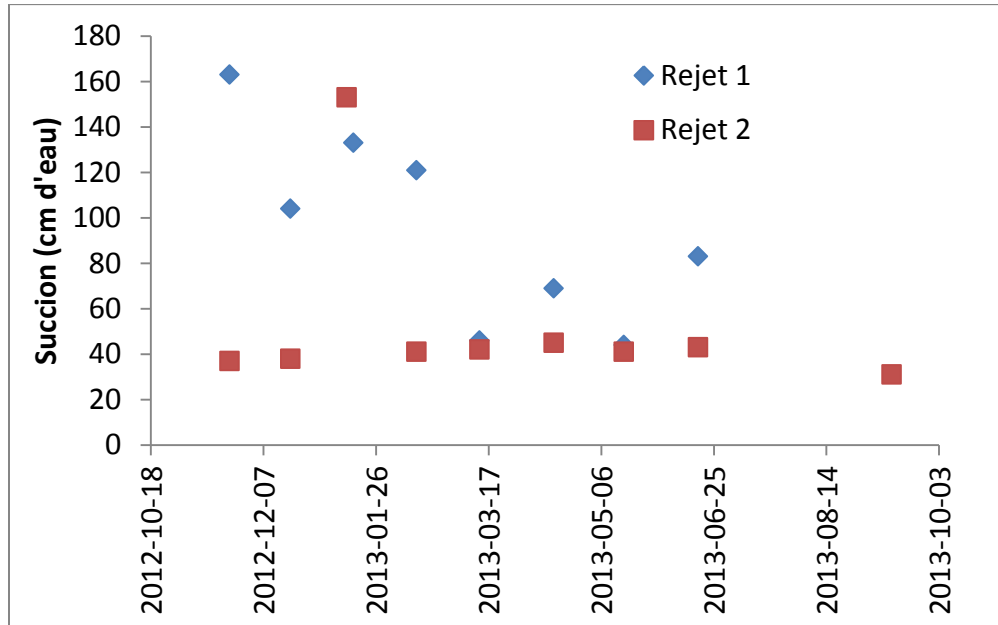


Figure 25 : Succion mesurée dans les colonnes rejet #1 et rejet #2

6. Interprétations

Ce chapitre présente des interprétations plus poussées découlant des résultats des essais en colonne et des caractérisations effectuées.

6.1 Potentiel de génération d'acide à long terme

Les essais en colonnes suggèrent qu'à court terme, les matériaux testés ne sont pas générateurs d'acide, bien que le Nelsonite et le rejet de concentrateur aient été identifiés comme « incertains » selon l'essai statique de prédiction du DMA. Pour évaluer le potentiel de génération d'acide à long terme, on doit d'abord vérifier si la libération des minéraux neutralisants est bien liée à la neutralisation de l'acidité générée par l'oxydation des minéraux neutralisants dans les essais en colonne. Pour ce faire, il convient d'utiliser les courbes d'oxydation/neutralisation. Il s'agit alors de tracer un graphique qui place, en abscisse, les charges cumulées en sulfates et, en ordonnée, les charges cumulées en Ca+Mg. De tels graphiques ont été utilisés dans la littérature (e.g. Benzaazoua *et al.*, 2004; Villeneuve, 2004) pour évaluer le potentiel de génération d'acide à long terme. Si la dissolution du calcium et du magnésium provient bien de la neutralisation de l'acidité par les minéraux neutralisants contenant ces éléments, nous obtenons une droite sur ces graphiques. La *figure 26* présente les courbes d'oxydation/neutralisation pour les matériaux à l'étude. On observe que la corrélation est pratiquement linéaire pour chacun des matériaux, suggérant que la réponse des neutralisants à l'oxydation des sulfures est similaire durant toute la durée des essais.

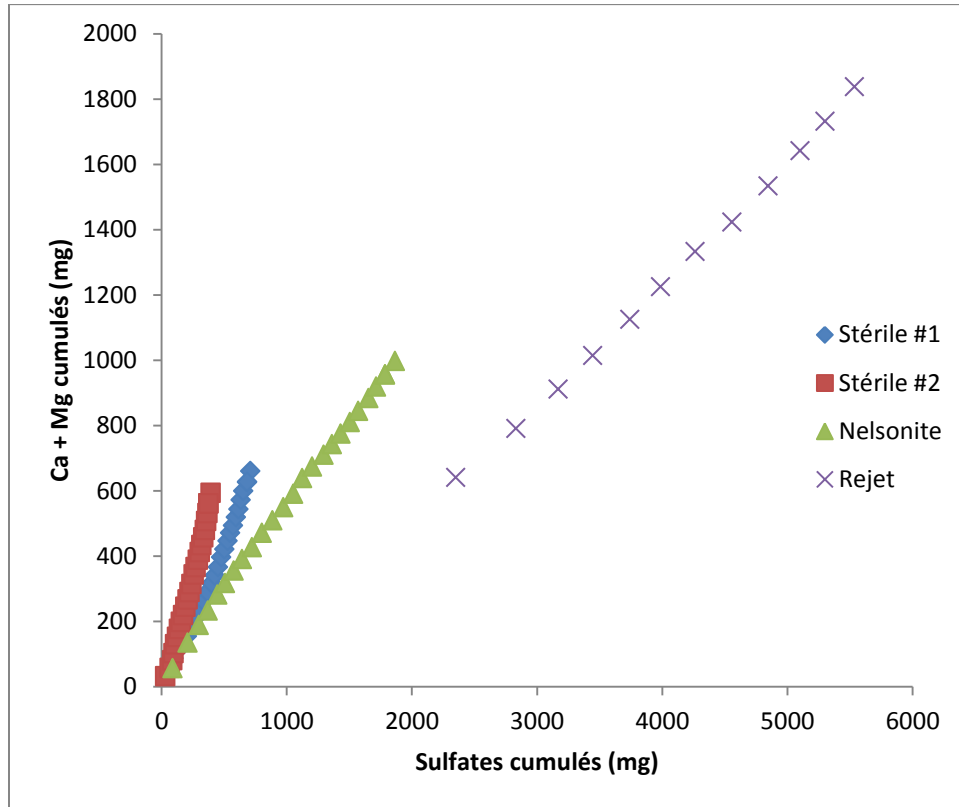


Figure 26 : Évolution des charges cumulées en Ca et Mg en fonction des charges cumulées en sulfates des lixiviats des colonnes

En outre, il est possible d'estimer le potentiel de génération d'acide à long terme, à l'aide des courbes d'oxydation/neutralisation, en projetant la courbe et en plaçant sur le graphique la composition initiale en Ca+Mg et en sulfates (soufre total converti en sulfates). Cette approche est basée sur les hypothèses que les taux de réaction sont constants dans le temps et que la génération de Ca+Mg est directement liée à la réponse des neutralisants face à l'oxydation des sulfures, et ne provient pas d'une autre source. Les figures 27 et 28 présentent la projection de ces courbes. Un matériau dont la composition initiale se situe au-dessus de la courbe épuisera son contenu en soufre avant d'épuiser son contenu en minéraux neutralisants, si l'on considère que les cinétiques de réaction restent constantes; il est par conséquent considéré non générateur d'acide. C'est le cas de tous les échantillons testés, qui ont leur composition initiale au-dessus de la courbe projetée, y compris pour les duplicatas de rejets de concentrateur.

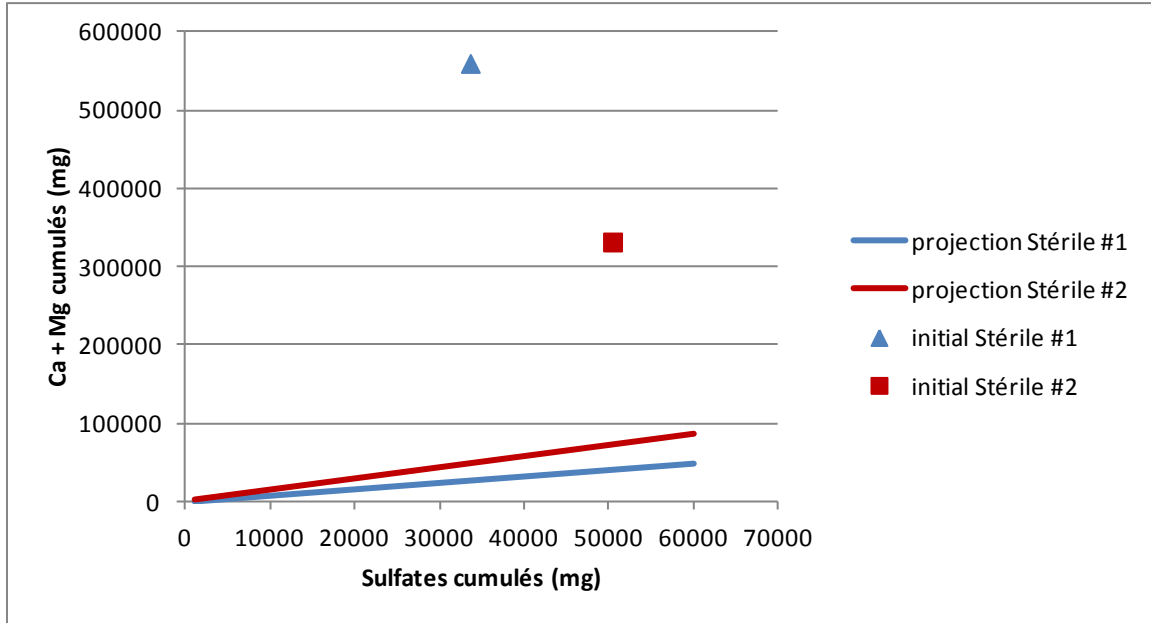


Figure 27 : Projection de la courbe d'oxydation / neutralisation, pour les colonnes de stériles #1 et #2

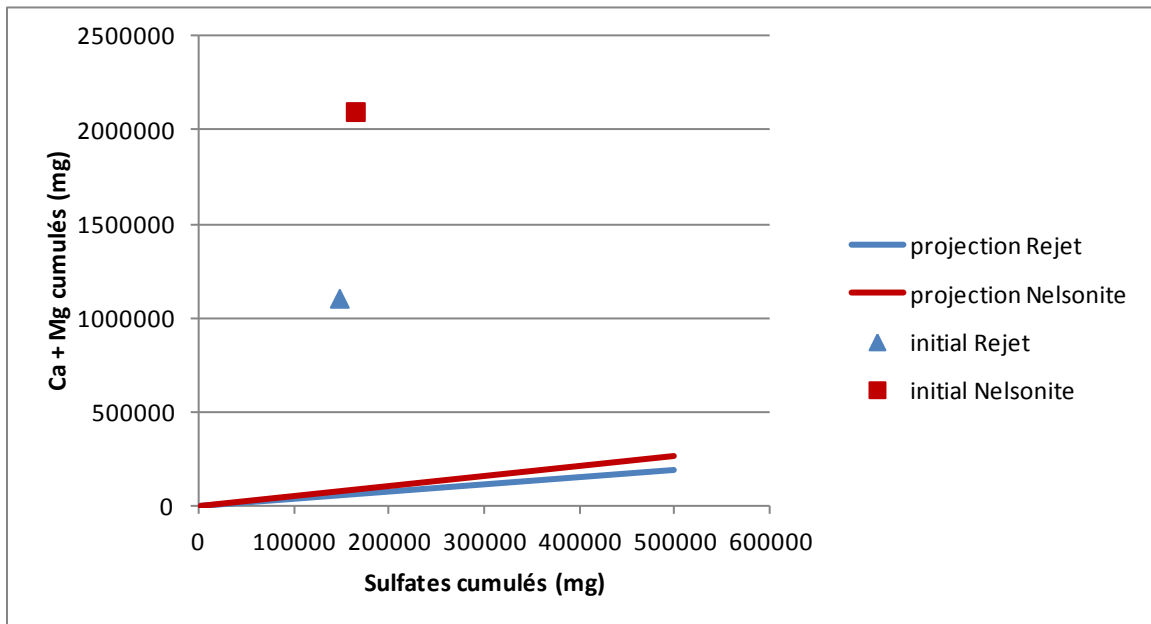


Figure 28 : Projection de la courbe d'oxydation / neutralisation, pour les colonnes de Nelsonite et de rejet de concentrateur

6.2 Épuisements élémentaires

Les mesures des épuisements permettent d'apprécier l'étendue de la lixiviation des éléments chimiques hors de la colonne. Les figures 29 à 33 présentent respectivement les épuisements du calcium, magnésium, soufre, cuivre, zinc et nickel. Les épuisements sont calculés en soustrayant les masses extraites des quantités initialement présentes dans la colonne. Pour les besoins de ces calculs, les concentrations sous les limites de détection sont considérées comme étant la moitié de cette valeur : par exemple, pour une limite de détection de 0,5 µg/l, une valeur sous cette limite est considérée comme étant égale à 0,25 µg/l (et non zéro). Pour l'épuisement du soufre, on considère le soufre initial total (et non sulfure ou sulfate).

Les épuisements de Ca (figure 29) et de Mg (figure 30) suggèrent que plus de 99,5 % de ces éléments sont toujours présents dans la colonne, ce qui suggère que les minéraux neutralisants sont encore abondants dans la colonne à la fin des essais. Les épuisements du soufre (figure 31) sont également faibles, avec plus de 98 % du soufre encore présent dans les colonnes à la fin des essais. Ces résultats suggèrent que la majorité des minéraux sulfureux se trouve toujours dans la colonne à la fin des essais et que, par conséquent, l'oxydation du soufre pourrait se poursuivre encore longtemps dans ces conditions.

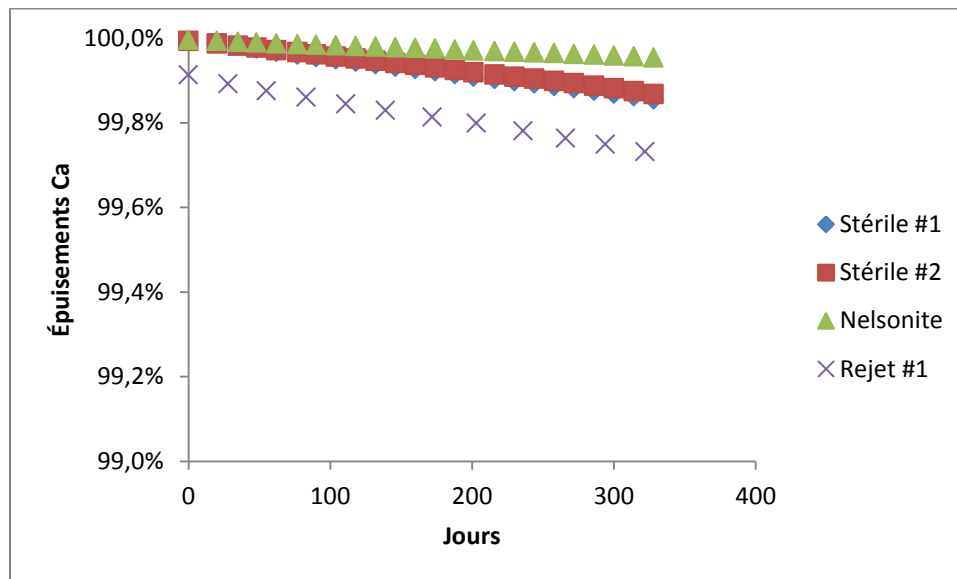


Figure 29 : Évolution des épuisements du Ca dans les essais en colonne

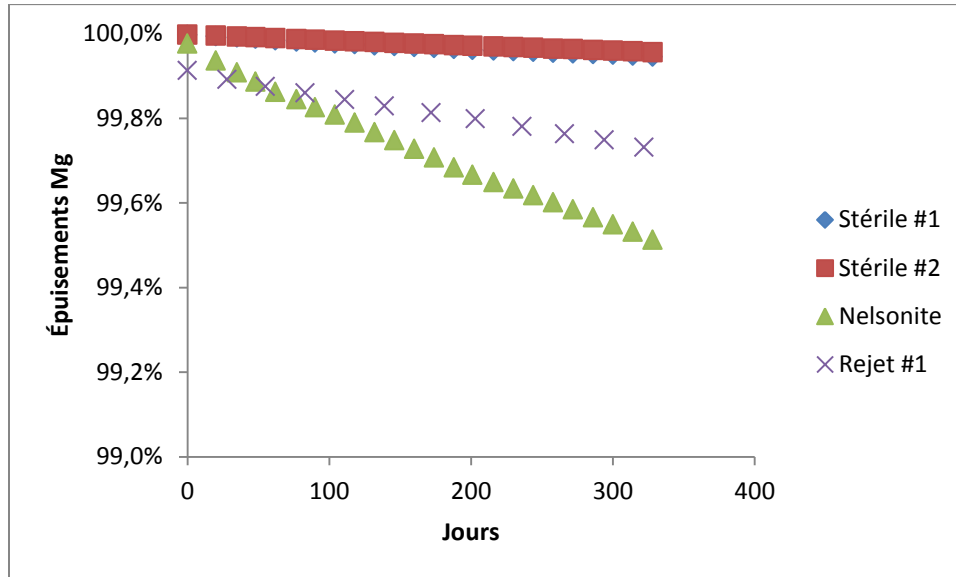


Figure 30 : Évolution des épuisements du Mg dans les essais en colonne

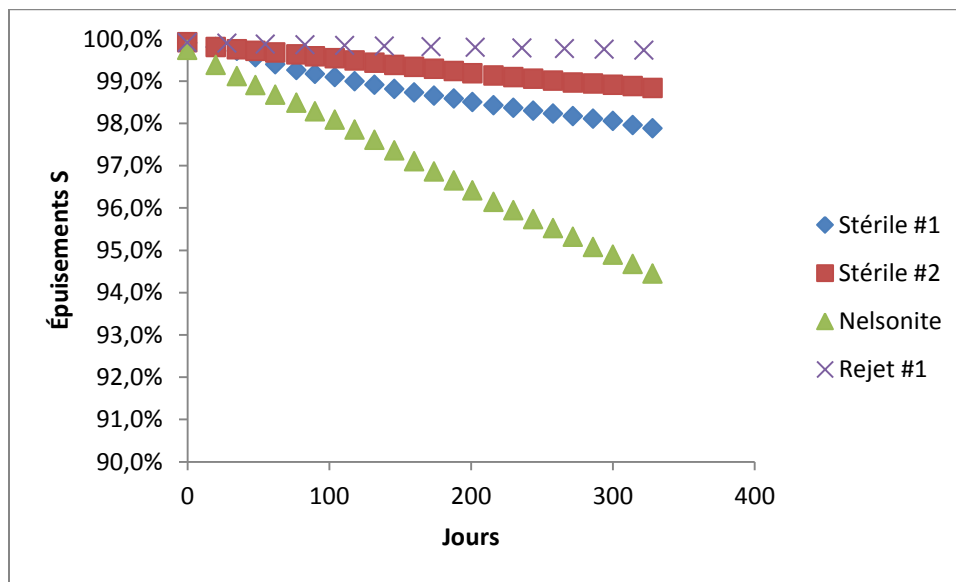


Figure 31 : Évolution des épuisements du S dans les essais en colonne

Les épuisements du cuivre sont présentés à la *figure 32*. Les épuisements sont très faibles, avec plus de 99,9 % du cuivre toujours présent dans la colonne à la fin des essais. Or, la grande majorité des lixiviats des matériaux grossiers (stériles et nelsonite) sont sous la limite de détection ($0,5 \mu\text{g/l}$). Cependant, le cuivre est très peu soluble à ces conditions de pH; il est fort possible que du cuivre soit généré par l'oxydation des sulfures, mais qu'il précipite dans les colonnes. Quoi qu'il en soit, les concentrations obtenues sont faibles et les épuisements qui en découlent sont à toutes fins pratiques négligeables.

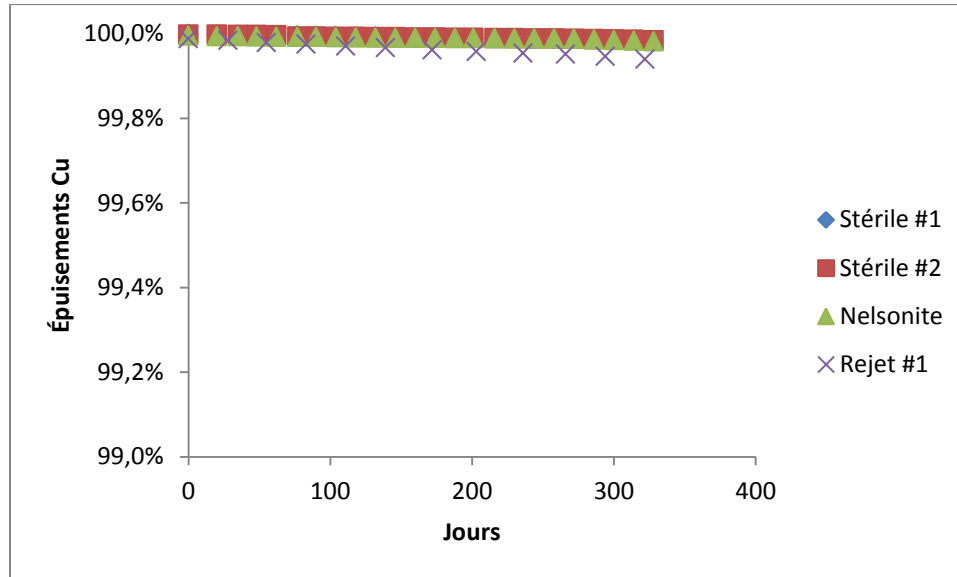


Figure 32 : Évolution des épuisements du Cu dans les essais en colonne

Les épuisements de zinc sont présentés à la *figure 33*. Comme pour le cuivre, les épuisements de zinc sont faibles mais un peu plus prononcés, avec plus de 99,7 % du zinc toujours présent dans la colonne à la fin des essais. Contrairement au cuivre, le zinc est soluble dans ces conditions et il devrait rester en solution suite à sa génération par l'oxydation des sulfures. Par contre, la majorité des concentrations de zinc obtenues sont sous (ou près de) la limite de détection pour les stériles et le nelsonite. Malgré la solubilité du zinc dans ces conditions, les épuisements sont faibles. Ces résultats sont cohérents avec les épuisements de soufre (*figure 31*) et suggèrent que les colonnes pourraient continuer de générer de faibles concentrations de zinc pendant encore longtemps dans ces conditions.

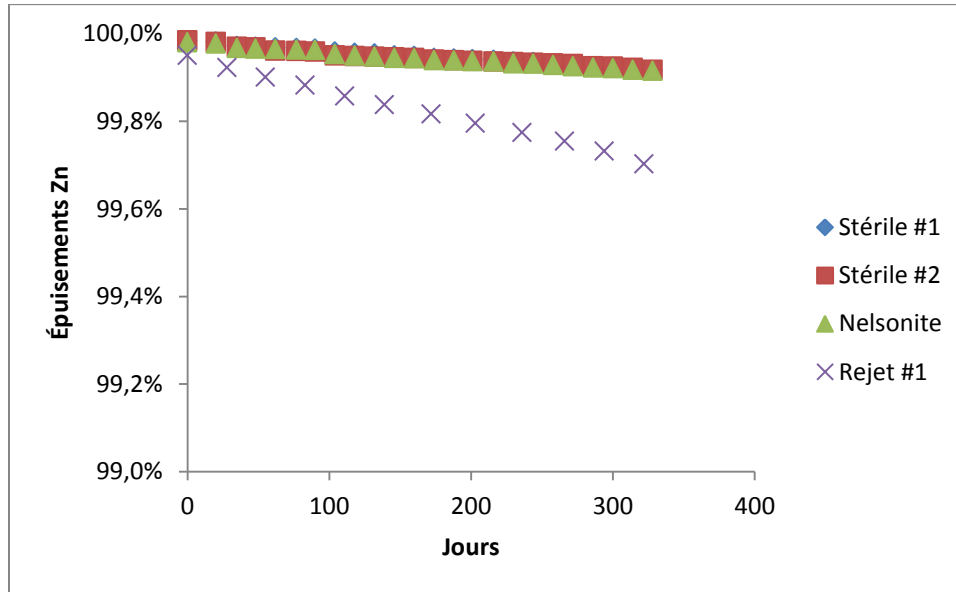


Figure 33 : Évolution des épuisements du Zn dans les essais en colonne

Comme pour le cuivre et le zinc, les épuisements de nickel (*figure 34*) sont très faibles, avec environ 99,99 % du nickel toujours présent dans les colonnes à la fin des essais. La grande majorité des concentrations en nickel sont sous la limite de détection (1,0 µg/l). Ces résultats sont cohérents avec les épuisements de soufre (*figure 31*) et suggèrent que les colonnes pourraient continuer de générer de faibles concentrations de nickel pendant encore longtemps dans ces conditions.

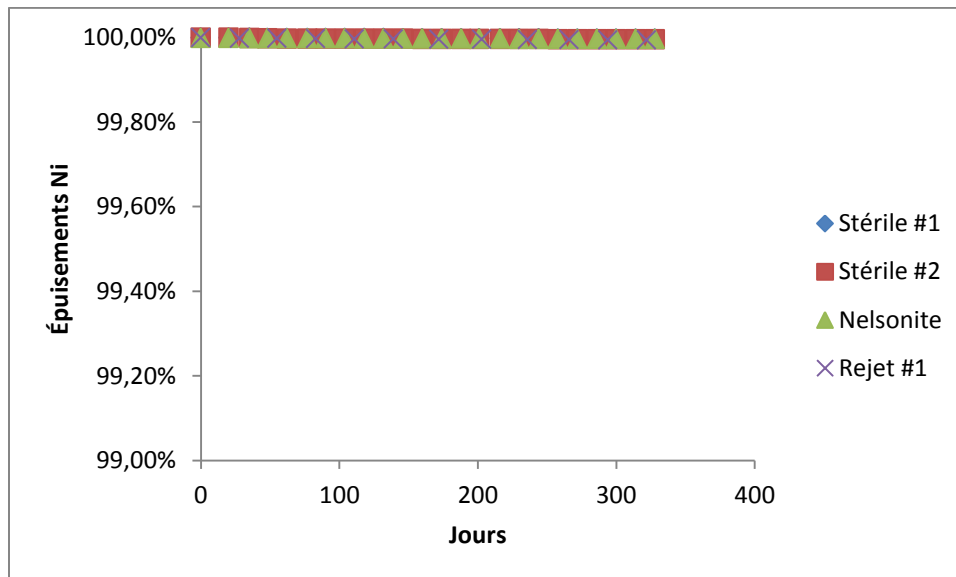


Figure 34 : Évolution des épuisements du Ni dans les essais en colonne

6.3 Potentiel de génération de drainage contaminé

Même si les matériaux testés sont considérés comme non générateurs d'acide, il est important d'évaluer leur potentiel à générer un drainage neutre contaminé (DNC) en métaux. En effet, certains métaux, dont le nickel et le zinc, sont solubles à pH neutre et peuvent se retrouver en concentrations supérieures aux normes même sans la présence d'un drainage acide. Comme les outils d'évaluation du DNC sont peu développés, nous basons donc l'interprétation sur les résultats des essais en colonnes et sur la minéralogie.

La pyrrhotite et la pyrite ont été identifiées comme minéraux sulfureux par la DRX, de même que l'horomanite et la cubanite par microscopie. Certains de ces minéraux contiennent des éléments potentiellement contaminants, comme le Ni, qui pourraient être relargués lors de leur oxydation. Cependant, les essais en colonnes ont démontré que les concentrations en métaux sont très faibles, particulièrement pour les colonnes de matériaux grossiers (stériles et Nelsonite). Donc, pour l'instant, le potentiel de génération de DNC semble faible.

Un aspect qui n'a pas été étudié dans le cadre de ce projet est l'influence de la sorption sur la qualité des lixiviats. Il était considéré, dans le cadre de ce projet, de se pencher sur le cas de la sorption du Ni si cela était jugé pertinent suite aux résultats en colonne. La sorption des métaux est un phénomène qui implique que les métaux générés lors de l'oxydation des sulfures sont retenus sur les surfaces des minéraux à l'intérieur de la colonne. La sorption des métaux peut se poursuivre jusqu'à la saturation des sites de sorption disponibles, après quoi la concentration en métaux dans le lixiviat est gérée par la libération de ces métaux durant l'oxydation des sulfures. Comme les concentrations en sulfates dans les lixiviats sont faibles, ce qui laisse supposer que l'oxydation n'est pas très importante dans ces essais, et que les concentrations en métaux sont demeurés faibles durant les essais en colonne, il a été jugé qu'il n'était pas nécessaire d'évaluer le potentiel de sorption des métaux issus des matériaux étudiés.

Si les matériaux ont effectivement un potentiel de sorption et qu'éventuellement les matériaux étudiés démontrent un potentiel de génération de métaux *in situ*, il demeure que ce phénomène prend du temps à s'établir, et qu'il s'établit de façon graduelle. Ceci permet donc à l'entreprise de bien évaluer la situation et les solutions possibles grâce à un suivi adéquat, et ce, bien avant que la génération de métaux dissouts n'atteigne des niveaux problématiques.

Quant au cas de l'uranium, les essais en colonne génèrent des concentrations non détectables pour le Nelsonite et le rejet #1 (LDM : 1 µg/l), et inférieures à 5 µg/l pour les stériles #1 et #2. Ces concentrations sont nettement inférieures aux critères de qualité de l'eau de surface, donc la contamination à l'uranium est très peu probable. Comme l'uranium n'a pas été analysé dans les solides initiaux, les calculs d'épuisements ne sont pas faits pour cet élément. La source de l'uranium dans le solide n'a pas été trouvée dans l'étude minéralogique.

6.4 Reproductibilité de l'essai en colonne sur les rejets

La reproductibilité des essais en colonne a été vérifiée par le test statistique appelé « test T » (voir Demers *et al.*, 2011, pour le cadre théorique détaillé de cette méthode). Dans ce test statistique, les valeurs des deux colonnes sont utilisées pour calculer les différences moyennes et l'écart-type de ces différences, afin de calculer une valeur « t » qui est comparée à une valeur théorique pour laquelle les résultats ne sont pas significativement différents avec 95 % de confiance (valeur test T). Si la valeur absolue de t est inférieure à la valeur du test T, alors les données comparées ne sont pas significativement différentes d'un point de vue statistique. Le *tableau 18* montre les paramètres statistiques du test T pour les deux colonnes de rejets de concentrateur, et ce, pour quelques paramètres géochimiques. On remarque que tous les paramètres ne sont pas statistiquement différents, sauf le Cu et le Zn. Ces résultats confirment que les colonnes sont reproductibles pour la grande majorité des paramètres géochimiques.

Dans le cas du Cu et du Zn, la colonne 2 donne des résultats significativement inférieurs à la colonne 1. Il est possible que cela soit attribuable à la présence de sulfures de Zn et de Cu en plus grande concentrations dans la colonne 2 que dans la colonne 1, ce qui induirait un « effet pépité » pour ces paramètres. Cependant, les différences entre l'oxydation des sulfures dans les rejets des deux colonnes ne sont pas significatives, puisque les valeurs de SO₄ ne sont pas significativement différentes selon le test T.

Tableau 18 : Paramètres statistiques du test T pour les 2 colonnes de rejets de concentrateur

Paramètre	Degrés de liberté	Différences moyennes	Écart-type	t	Valeur test T	95 % confiance
pH	11	0,0	0,18	0,00	2,201	oui
conductivité	11	-27,9	65,9	-1,47	2,201	oui
alcalinité	7	12,6	25,1	1,42	2,365	oui
Ca	7	-3750	14695	-0,72	2,365	oui
Mg	7	-2125	7259	-0,83	2,365	oui
SO ₄	7	-30	72	-1,17	2,365	oui
Si	7	450	2019	0,63	2,365	oui
K	7	-1000	2507	-1,13	2,365	oui
Na	7	-11,3	28,0	-1,14	2,365	oui
Al	7	4,3	25,9	0,46	2,365	oui
B	7	-55,0	362	-0,43	2,365	oui
Ni	7	1,2	2,1	1,65	2,365	oui
Mn	6	-5,9	6,9	-2,25	2,447	oui
Zn	7	85,2	19,1	12,6	2,365	non
Cu	7	6,1	2,8	6,20	2,365	non

7. Sommaire

Les observations suivantes peuvent être tirées des travaux de caractérisation et des résultats préliminaires des essais en colonnes :

- Les stériles sont plus riches en aluminium et en potassium, tandis que le Nelsonite est plus riche en calcium et en fer, mais contient moins d'aluminium et de potassium. Le rejet a une composition chimique intermédiaire entre les stériles et le Nelsonite.
- On observe quelques dépassements du critère A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Ba, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se pour certains échantillons). Tous les échantillons ont au moins un dépassement du critère B : les stériles #1 et #2 le dépassent pour le Cr et le Ni, le Nelsonite, pour le Co, le Mn, le Ni, et le Se, et le rejet, pour le Co et le Mn.
- Les éléments identifiés comme dépassant le critère A ne présentent aucun dépassement lors de l'essai de lixiviation (TCLP); donc, les échantillons testés sont considérés comme « résidus miniers à faible risque ».
- Selon les résultats des essais statiques, les stériles testés ne sont pas générateurs de drainage minier acide. Les échantillons de Nelsonite et de rejet de concentrateur sont classés comme incertains. Par contre, les résultats des essais en colonnes via les courbes d'oxydation/neutralisation indiquent que le Nelsonite et le rejet de concentrateur ne sont pas générateurs de DMA à long terme.
- Les minéraux sulfurés sont présents sous forme de traces dans les quatre échantillons étudiés. Il s'agit principalement de la pyrrhotite avec des traces de pyrite, d'horomanite, de chalcopryrite et de cubanite. Le Ni est essentiellement présent sous forme d'horomanite, dont la valeur varie de 18 à 37 % (massique), de même qu'en traces dans la pyrite et la pyrrhotite.
- Les concentrations d'As, de Cu, de Fe, de Ni, de Pb et de Zn obtenues dans les lixiviats des colonnes sont faibles et bien en-dessous des limites dictées dans la *Directive 019*. Seuls le rejet #1 présente des dépassements du critère RESIE en Cu et Zn.
- Les deux colonnes de rejet donnent les mêmes réponses géochimiques pour tous les paramètres, sauf le Cu et le Zn, selon l'évaluation statistique avec le test T.
- Les concentrations en P sont stables autour de 0,02 mg/l pour toutes les colonnes.
- Les lixiviats des colonnes de rejets comportent plus de Ca que les stériles, et les lixiviats de la colonne de Nelsonite présentent les plus faibles concentrations.
- Les concentrations en Mg sont plus faibles dans les lixiviats des colonnes de stériles, avec des valeurs d'environ 1 mg/l, tandis que la colonne de Nelsonite présente des valeurs d'environ 10 mg/l. Les colonnes de rejets ont des concentrations semblables, entre 20 et 30 mg/l.
- Les concentrations en sulfates sont les plus faibles pour les colonnes de stériles (4 à 8 mg/l) et les valeurs les plus élevées sont observées dans les colonnes de rejets (150 mg/l). La colonne de Nelsonite se situe entre les deux, à environ 25 mg/l.
- Les deux colonnes de rejets maintiennent leur degré de saturation à des valeurs favorisant l'oxydation des sulfures, alors l'essai peut représenter des conditions

favorables à l'oxydation des minéraux sulfureux qui est habituellement la source de contamination des eaux de drainage. Malgré cela, on n'observe pas de génération de drainage contaminé durant les essais en colonne

- Selon les résultats des essais en laboratoire, il semble peu probable que les matériaux testés soient générateurs de drainage neutre contaminé :
 - Non-génération de DMA à long terme;
 - Concentrations en colonne sous les limites de la *Directive 019* pour tous les éléments,
 - Concentrations sous les limites du RESIE, sauf pour le Cu et le Zn.

8. Références

- ADAM, K., KOURTIS, A., GAZEA, B., KONTOPOULOS, A. (1997). *Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulphide mine sites*. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy Section a-Mining Industry, 106: A1-A8.
- BENZAOUA, M., BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A.-M. AND ARCHAMBAULT, M. (2004). Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology*, 46:1086-1101.
- BOUZAHZAH, H., BENZAOUA, M., BUSSIÈRE, B. (2012). Modification and automation of the humidity cell test protocol to favor tailings reactivity. Proc. 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, ON
- 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 and Soil Pollution*, 219: 113-128.
- MILLER, S.D., JEFFERY, J.J., WONG, J.W.C. (1991). *Use and misuse of the acid-base account for "AMD" prediction*. 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Canada, 3: 289-306.
- RIETVELD, H.M. (1993). *The Rietveld Method*. Ed. R.A. Young (Oxford University Press).
- VILLENEUVE, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques*. Mémoire de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

Isabelle Demers, ing., Ph.D.

Benoît Plante, Ph.D.

Annexe 1

Provenance des échantillons de rejets de concentrateur

(informations fournies par le client)
(sur CD-rom)

Annexe 2

Rapport de microscopie, échantillons initiaux

(sur CD-rom)

Annexe 3

Rapport de microscopie, concentrés de sulfure

(sur CD-rom)
