



Titre: Méthodologie de prédiction des coûts pour la gestion des résidus
Title: miniers

Auteur: Juan Manuel Zuniga Alvarez
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Zuniga Alvarez, J. M. (2023). Méthodologie de prédiction des coûts pour la gestion des résidus miniers [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/55110/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/55110/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Isabelle Demers
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Méthodologie de prédiction des coûts pour la gestion des résidus miniers

JUAN MANUEL ZUNIGA ALVAREZ

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Août 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Méthodologie de prédiction des coûts pour la gestion des résidus miniers

présenté par **Juan Manuel ZUNIGA ALVAREZ**

pour un mémoire en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées* a été

dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mamert MBONIMPA, président

Isabelle DEMERS, membre et directrice de recherche

Michel GAMACHE, membre et codirecteur de recherche

Nelson MORALES, membre

DÉDICACE

À ma famille, qui est ma plus grande motivation,
mon soutien et mon inspiration.

Je vous aime !

Juan Zuniga.

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude envers ma directrice de recherche, Isabelle Demers, ainsi que mon codirecteur, Michel Gamache. Leur gentillesse, leur patience, leurs commentaires et suggestions ainsi que leur expérience dans les domaines de l'environnement et de l'industrie minière ont été des atouts précieux pour la réalisation de ce projet de la meilleure façon possible.

Je souhaite également exprimer ma gratitude envers toute l'équipe de URSTM pour son soutien et sa disponibilité. Leur expertise a grandement contribué à la conduite des travaux au laboratoire en suivant les meilleures pratiques. Un merci tout particulier à Sylvette Awoh, Lilas Côté, Alain Perreault, Julie Beaulieu et Roch Germain.

Je tiens à adresser des remerciements spéciaux à Vincent Marmier, qui a eu la patience de conduire les dernières rinçages et essais de 20 minicellules pendant mes vacances ! Leur contribution a été cruciale pour l'avancement du projet.

J'adresse également mes remerciements à tous mes amis qui m'ont accueilli comme ma famille et m'ont appris la signification de ce beau mot français "bonheur". En particulier, je souhaite remercier Audrey, Yorsa, Neila, Oumaima, Elaura, Suyanne, Ghani, Jaye, Daniel, Weber et Mohamed pour leur amitié et leur soutien constants.

Enfin, je voudrais exprimer une gratitude infinie envers mes parents, Arady Alvarez et Wilfredo Zuniga. Leur amour incommensurable, leur soutien et leur confiance en moi ont été les fondements de tous mes projets. Un merci tout spécial à ma sœur, Maria Alejandra, qui m'a motivé à venir au Canada. Je t'admire énormément. Et un grand merci à ma grande sœur, Karen Yohana, qui malgré la distance, n'a jamais cessé de me soutenir.

RÉSUMÉ

Les rejets miniers sont fréquemment associés à des problèmes environnementaux, tels que la dégradation de la qualité de l'eau et les impacts néfastes sur la faune et la végétation. Cette situation est souvent causée par la formation de drainage minier acide (DMA), résultant des résidus provenant des usines de concentration. Cependant, outre l'instabilité géochimique, la stabilité physique des bassins de rétention pour ces résidus est tout aussi cruciale pour une gestion environnementale responsable.

La gestion efficace des résidus dans les projets miniers est essentielle, mais elle représente un défi en raison des coûts considérables difficiles à estimer dès les premières étapes de l'exploitation minière. Les compagnies minières doivent anticiper les coûts liés à la stabilisation de l'environnement géotechnique et géochimique du site minier pour se conformer à la loi sur les mines du Québec.

Dans ce contexte, un projet a été entrepris pour créer un modèle prédictif des coûts basé sur les forages de minerai et les données recueillies au début de l'exploitation minière. Une revue de littérature a été effectuée pour comprendre les caractéristiques des résidus, les méthodes de gestion et de restauration, ainsi que les approches actuelles pour évaluer la faisabilité des alternatives de gestion des résidus miniers.

En caractérisant dix échantillons de forage de minerai provenant de la mine Raglan par le biais d'essais minéralogiques, statiques et cinétiques, le potentiel de génération d'acide du matériau a été déterminé. Ensuite, les coûts des activités de densification, de couverture pour la restauration et de surveillance environnementale ont été estimés.

À l'aide de la méthodologie du cycle de vie, les coûts nets pour quatre scénarios de configurations différentes pour la gestion des résidus miniers ont été évalués, aboutissant à une fourchette de valeurs minimales et maximales. La séparation des matériaux générateurs d'acide des autres résidus a démontré un avantage économique pour la restauration. Cependant, la grande amplitude entre les valeurs minimales et maximales représente une limite majeure de la méthodologie appliquée.

La distribution des coûts nets par scénario et alternative a également été analysée, révélant que la part des coûts liés à la surveillance environnementale n'a pas dépassé 1% du coût total de gestion

vi des résidus. De plus, il a été constaté que la part des coûts liés à la restauration augmentait au fur et à mesure que les résidus étaient moins densifiés.

En conclusion, ce projet avait pour objectif de créer un modèle prédictif des coûts pour la gestion des résidus miniers en considérant différentes configurations et alternatives. La séparation du matériel générateur d'acide dans deux installations de stockage s'est avérée économiquement avantageuse. Cependant, la méthodologie utilisée présente des limites importantes en raison de l'ampleur des valeurs estimées. La surveillance environnementale représente une petite part des coûts totaux nets, tandis que l'augmentation des coûts de restauration est associée à une diminution de la densification des résidus.

ABSTRACT

Mining waste discharge is frequently associated with environmental issues, such as water quality degradation and negative impacts on wildlife and vegetation. This situation is often caused by the formation of acid mine drainage (AMD) resulting from tailings generated by concentration plants. However, in addition to addressing the geochemical instability, ensuring the physical stability of retention basins for these tailings is equally crucial for responsible environmental management.

Efficient tailings management in mining projects is essential, but it poses challenges due to the considerable costs that are difficult to estimate during the initial stages of mining operations. Mining companies must anticipate the costs associated with stabilizing the geotechnical and geochemical environment of the mining site to comply with the Quebec Mining Act.

In this context, a project was undertaken to create a predictive cost model based on ore drilling and data collected at the onset of mining operations. A literature review was conducted to understand the characteristics of the tailings, the methods of management and restoration, and the current approaches for assessing the feasibility of alternative mining tailings management strategies.

By characterizing ten ore drilling samples from the Raglan mine through mineralogical, static, and kinetic tests, the potential for acid generation from the material was determined. Subsequently, the costs for densification activities, restoration coverings, and environmental monitoring were estimated.

Using a life cycle methodology, the net costs for four different configurations for managing mining tailings were evaluated, resulting in a range of minimum and maximum values. The separation of acid-generating material from tailings have showed economic advantages. However, the significant spread between minimum and maximum values represented a major limitation of the applied methodology.

The distribution of net costs per scenario and alternative was also analyzed, revealing that the share of environmental monitoring costs did not exceed 1% of the total waste management cost. Furthermore, it was observed that the proportion of restoration costs increased as the residues were less densified.

In conclusion, the objective of this project was to create a predictive cost model for mining waste management considering various configurations and alternatives. The separation of acid generating

material proved economically advantageous for restoration. Nonetheless, the methodology used has significant limitations due to the magnitude of estimated values. Environmental monitoring constitutes a small portion of the total net costs, while the rise in restoration costs is associated with a decrease in tailings densification.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Définition du problème.	1
1.3 Question de recherche	3
1.4 Objectifs	3
1.5 Structure du mémoire	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Résidus miniers	5
2.1.1 Classification des résidus.	5
2.2 Stratégies pour améliorer les propriétés physiques des résidus miniers	8
2.2.1 Résidus miniers épaissis (Thickened tailings)	9
2.2.2 Résidus miniers en pâte (Paste tailings).....	10
2.2.3 Résidus miniers filtrés (Filtered tailings).....	11
2.2.4 Co-mélange des résidus miniers et rejets stériles et inclusion des roches stériles	11
2.2.5 Équipements de densification.....	12

2.2.6	Analyses des avantages et des désavantages des méthodes de densification.....	18
2.3	Méthodologies de construction de bassins de rétention.....	20
2.3.1	Méthode en amont (Upstream).....	21
2.3.2	Méthode aval (Downstream).....	22
2.3.3	Méthode de l'axe central (Centerline).....	23
2.4	Drainage minier acide (DMA)	25
2.4.1	Altération secondaire de la pyrite.....	26
2.4.2	Neutralisation de l'acidité	27
	Caractérisation géochimique des résidus miniers	28
2.4.3	Essais statiques et de caractérisation	28
2.5	Approches de restauration des résidus miniers	31
2.5.1	Couvertures multicouches avec effet de barrière capillaire « CEBC ».....	33
2.5.2	Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée.....	35
2.5.3	Couvertures isolantes	38
2.6	Méthodologie d'évaluation des coûts.....	39
2.6.1	Méthodologie d'évaluation d'alternatives.....	41
	CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DES RÉSIDUS	44
3.1	Mine Raglan	44
3.2	Échantillons et préparation du matériel.....	45
3.3	Diffraction des rayons X (DRX)	48
3.4	Analyse du soufre et carbone totaux par fournaise à induction et potentiel de neutralisation par méthode modifiée (Lawrence et Wang, 1997).	52
3.4.1	Analyses des essais statiques.....	54
3.5	Montage de mini cellules	57
3.5.1	Analyses des lixiviats et calibration	57

3.5.2	Interprétation des analyses sur lixiviats des mini cellules.....	59
CHAPITRE 4	ESTIMATION DES COÛTS.....	71
4.1	Estimation des coûts pour la gestion des résidus miniers	71
4.2	Coûts de la restauration.	87
4.3	Coûts de surveillance environnementale.....	90
CHAPITRE 5	APPLICATION DE L'ÉVALUATION DES COÛTS DU CYCLE DE VIE ..	95
5.1	Paramètres	95
5.2	Coûts du cycle de vie du projet	98
5.3	Résultats et discussion scénarios 1 et 2	99
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	112
RÉFÉRENCES.....		115
ANNEXES		122

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Résidus minières à risques élevés (MELCC, 2012).	6
Tableau 2.2 Classification physique selon MEND Program (2017).	8
Tableau 2.3 Avantages et limites la densification des résidus miniers adapté de MEND Program, (2017).	18
Tableau 2.4 Taux de réactivité selon Kwong, (1993) tiré de Calugaru (2020).	28
Tableau 3.1 Cycles de pulvérisation.	46
Tableau 3.2 Mesures de la densité des grains des échantillons.	48
Tableau 3.3 Identification de réactivité des minéraux neutralisants par couleur.	49
Tableau 3.4 Teneurs des minéraux avec capacité de neutralisation d'acide, obtenues par DRX	50
Tableau 3.5 Teneurs des minéraux sulfureux, obtenues par DRX.	51
Tableau 3.6 Soufre et carbone totaux par fournaise à induction.	53
Tableau 3.7 Potentiel neutralisant (Lawrence et Wang, 1997).	53
Tableau 3.8 Critères d'évaluation du potentiel de génération d'acide (Plante et al., 2020), (Ferguson et Morin, 1991).	55
Tableau 3.9 Évaluation du potentiel net de neutralisation (PNN) et du ratio PN/PA	56
Tableau 3.10 Concentration maximale mensuelle des éléments contaminants dans lixiviats	65
Tableau 4.1 Cas 1 - Paramètres de base (Kghm, 2015).	72
Tableau 4.2 Cas 1 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Kghm, 2015).	72
Tableau 4.3 Cas 1 - Dimensions du parc à résidus par méthode de densification (Kghm, 2015).	73
Tableau 4.4 Cas 1 - Consommation énergétique des alternatives (Kghm, 2015).	73
Tableau 4.5 Cas 1 - Coûts d'opération par tonne de minerai, actualisés en USD 2022 (Kghm, 2015).	74

Tableau 4.6 Cas 1 - Recompilation des coûts par alternative (Kghm, 2015).....	74
Tableau 4.7 Cas 1 - Recompilation des coûts par alternative en USD 2022 (Kghm, 2015).	74
Tableau 4.8 Cas 2 - Paramètres de base (Moreno et al., 2018).	75
Tableau 4.9 Cas 2 - Configuration des équipements et dimension du parc à résidus par alternatives (Moreno et al., 2018).	76
Tableau 4.10 Cas 2 - Décomposition de la supplémentation en eau pour chaque alternative de densification (Moreno et al., 2018).	76
Tableau 4.11 Cas 2 - Actualisation des coûts de supplémentation en eau (Moreno et al., 2018). 77	
Tableau 4.12 Cas 2 - Résumé des coûts (Moreno et al., 2018).	78
Tableau 4.13 Cas 2 - Résumé des coûts actualisés par Banque de la réserve Australie, 2023 et en utilisant le taux de change moyen en 2022 1 AUD → 0.6948 USD. (www.exchangerates.org.uk,2023).	79
Tableau 4.14 Cas 3 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Zamorano et al., 2020).	80
Tableau 4.15 Cas 3 - Paramètres de base (Zamorano et al., 2020).	80
Tableau 4.16 Cas 3 - Résumé des coûts par actualisés en USD 2022 (Banque de la réserve Minneapolis,2023).	81
Tableau 4.17 Cas 4 - Paramètres de base (Carneiro et Fourie, 2020).	82
Tableau 4.18 Cas 4 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Carneiro et Fourie, 2020).	83
Tableau 4.19 Cas 4 - Coûts unitaires totaux par tonne de minerai traité (Carneiro et Fourie, 2020).	84
Tableau 4.20 Coûts d'opération typiques tirés de MEND, (2017) et actualisés en USD 2022. (Banque de la réserve Minneapolis,2023).	85
Tableau 4.21 Comparaison des coûts opératifs et rapport MEND Report 2.50.1	87
Tableau 4.22 Mesures de tendance centrale des coûts des dépenses par an en suivi après restauration (MRNF, 2022).	91

Tableau 4.23 Code de couleurs pour utiliser les figures 4.2 et 4.3 selon le type de digue, densification, analyses développées et potentiel acidogène.....	92
Tableau 5.1 Production en masse solide des résidus, minéral et nickel.....	95
Tableau 5.2 Estimation du volume total au parc à résidus miniers.....	96
Tableau 5.3 Classification des ouvrages de retenue tirée de (Aubertin et al., 2002).	96
Tableau 5.4 Hauteurs utilisées pour la conception des cônes.	97
Tableau 5.5 Surface du parc à résidus estimée par type de résidus miniers.	97
Tableau A.1 ICP solides	125
Tableau B.1 Coûts unitaires	126
Tableau C.1 Bilan suivi post-restauration et entretien (MRNF, 2022).	127
Tableau D.1 Dimensions calculées pour la méthodologie du cône tronqué.	130
Tableau E.1 Coûts de restauration scénarios 1 et 2.	131
Tableau F.1 Coûts de restauration scénarios 3 et 4.....	132
. Tableau G.1 Coûts pour résidus conventionnels du scénario 1.....	133
Tableau G.2 Coûts pour résidus conventionnels du scénario 2.....	133
Tableau G.3 Coûts pour résidus épaissis du scénario 1.	134
Tableau G.4 Coûts pour résidus épaissis du scénario 2.	134
Tableau G.5 Coûts pour résidus en pâte du scénario 1.	135
Tableau G.6 Coûts pour résidus en pâte du scénario 2.	135
Tableau G.7 Coûts pour résidus filtrés du scénario 1.	136
Tableau G.8 Coûts pour résidus filtrés du scénario 2.	136
Tableau G.9 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 3.	137
Tableau G.10 Coûts pour résidus conventionnels NPGA du scénario 3.....	137
Tableau G.11 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 4.....	138
Tableau G.12 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 4.....	138

Tableau H.1 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels scenario 1.	139
Tableau H.2 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels scenario 2.	140
Tableau H.3 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus épaissis scenario 1.	141
Tableau H.4 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus épaissis scenario 2.	142
Tableau H.5 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus en pâte scenario 1.	143
Tableau H.6 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus en pâte scenario 2.	144
Tableau H.7 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus filtrés scenario 1.	145
Tableau H.8 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus filtrés scenario 2.	146
Tableau H.9 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels PGA scenario 3. ..	147
Tableau H.10 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels NPGA scenario 3.	148
Tableau H.11 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels PGA scenario 4.	149
Tableau H.12 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels NPGA scenario 4.	150

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Classification géochimique des résidus basse sur MEND Program (2017).	7
Figure 2.2 Disposition conventionnelle des résidus miniers, adapté de Vick (1990).	9
Figure 2.3 Tour de disposition des résidus miniers en pâte (Theriault et al., 2003)	10
Figure 2.4 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode en amont avec des inclusions des roches stériles, adapté de James et Aubertin, (2012).	12
Figure 2.5 composants d'un épaisseur (Jewell et al., 2006).	14
Figure 2.6 Épaisseur conventionnel (Jewell et al., 2006).	14
Figure 2.7 Épaisseur de haute capacité (Jewell et al., 2006)	15
Figure 2.8 Épaisseur de haute densité (Jewell et al., 2006)	16
Figure 2.9 Épaisseur de cône profond ou pâte (Jewell et al., 2006).	16
Figure 2.10 Filtre à tambour, adapté de Jewell et al., (2006).	17
Figure 2.11 Filtre à disques, adapté de Jewell et al., (2006)	18
Figure 2.12 Bassin de rétention construit selon la méthode en amont pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990). ..	21
Figure 2.13 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode amont, adapté d'Aubertin et al., (2002).	22
Figure 2.14 Bassin de rétention construit selon la méthode aval pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990). ..	23
Figure 2.15 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode aval, adapté d'Aubertin et al., (2002).	23
Figure 2.16 Bassin de rétention construit selon la méthode de l'axe central pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990)	24

Figure 2.17 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode de l'axe central, adapté d'Aubertin et al., (2002).	24
Figure 2.18 Procédure de conception d'une barrière à l'oxygène CEBC (Demers et Pabst, 2020).	34
Figure 2.19 Couverture multicouche CEBC, adapté d'Aubertin et al.,(2016).	35
Figure 2.20 Procédure de conception de la Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée (Pabst,2020)	37
Figure 2.21 Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée, adapté d'Aubertin et al., (2016).	38
Figure 2.22 Processus de dessin de couverture isolante (Boulanger-Martel et al., 2020).	39
Figure 3.1 parcours du nickel de la mine Raglan tirée de Glencore,(2022).....	44
Figure 3.2 Matériel d'origine.....	45
Figure 3.3 Granulométrie après concassage des spécimens.....	46
Figure 3.4 Granulométrie des échantillons émulant les Résidus Raglan	47
Figure 3.5 Armoire à mini cellules.....	57
Figure 3.6 Équipements de mesures physico-chimiques pour les lixiviats des mini-cellules.....	58
Figure 3.7 pH obtenu après des cycles de rinçages (échantillons ragl correspondent aux matériaux broyés à la granulométrie typique des résidus Raglan).....	59
Figure 3.8 pH obtenu après des cycles de rinçages (échantillons ragl correspondent aux matériaux broyés à la granulométrie typique des résidus Raglan).....	60
Figure 3.9 Rapport oxydo-réduction Eh et pH des échantillons de granulométrie typique des résidus Raglan.....	61
Figure 3.10 Rapport oxydo-réduction Eh et pH des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.	61
Figure 3.11 Échantillons ayant une conductivité électrique élevé.	62
Figure 3.12 Échantillons ayant une conductivité électrique faible.	62

Figure 3.13 Génération de l'acide des échantillons de granulométrie typique des résidus	63
Figure 3.14 Génération de l'acide des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.....	64
Figure 3.15 Alcalinité des échantillons de granulométrie typique des résidus Raglan.....	64
Figure 3.16 Alcalinité des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.	65
Figure 3.17 Concentration d'arsenic dans les lixiviats des échantillons de granulométrie typique des résidus de Raglan.	66
Figure 3.18 Concentration d'arsenic dans les lixiviats des échantillons de taille grande.....	66
Figure 3.19 Concentration de cuivre dans les lixiviats des échantillons.....	67
Figure 3.20 Échantillons contenant du fer dans les lixiviats.....	68
Figure 3.21 Concentration de nickel dans les lixiviats.....	69
Figure 3.22 Concentration de zinc dans les lixiviats.....	69
Figure 4.1 Géométrie d'un cône tronqué	88
Figure 4.2 Coût et temps en années pour la surveillance environnementale pour digues en amont et en aval.	93
Figure 4.3 Coût et temps en années pour la surveillance environnementale pour digue en axe central et résidus filtres.	94
Figure 5.1 Résumé des coûts nets déterminés selon la méthodologie du cycle de vie du projet pour le scénario 1 (résidus générateurs d'acide).	100
Figure 5.2 Résumé des coûts nets déterminés selon la méthodologie du cycle de vie du projet pour le scénario 2 (résidus non réactifs).....	100
Figure 5.3 Différence des coûts nets entre le scénario 1 et le scénario 2 par type de résidus produits.	101
Figure 5.4 Distribution des coûts maximaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 1.	102

Figure 5.5 Distribution des coûts minimaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 1.	102
Figure 5.6 Distribution des coûts pour les maximaux résidus conventionnels dans le scénario 2.	102
Figure 5.7 Distribution des coûts minimaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 2.	102
Figure 5.8 Distribution des coûts maximaux pour les résidus épaissis dans le scénario 1.	103
Figure 5.9 Distribution des coûts minimaux pour les résidus épaissis dans le scénario 1.	103
Figure 5.10 Distribution des coûts minimaux pour les résidus épaissis dans le scénario 2.	103
Figure 5.11 Distribution des coûts maximaux pour les résidus épaissis dans le scénario 2.	103
Figure 5.12 Distribution des coûts minimaux pour les résidus en pâte dans le scénario 1.	104
Figure 5.13 Distribution des coûts maximaux pour les résidus en pâte dans le scénario 1.	104
Figure 5.14 Distribution des coûts maximaux pour les résidus en pâte dans le scénario 2.	105
Figure 5.15 Distribution des coûts minimaux pour les résidus en pâte dans le scénario 2.	105
Figure 5.16 Distribution des coûts maximaux pour les résidus filtrés dans le scénario 1.	105
Figure 5.17 Distribution des coûts minimaux pour les résidus filtrés dans le scénario 1.	105
Figure 5.18 Distribution des coûts maximaux pour les résidus filtrés dans le scénario 2.	106
Figure 5.19 Distribution des coûts minimaux pour les résidus filtrés dans le scénario 2.	106
Figure 5.20 Comparaison des coûts nets pour la gestion des résidus conventionnels des scénarios 1, 2 et 3.	107
Figure 5.21 Coûts nets minimaux pour scénario 3.	107
Figure 5.22 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus NPGA du scénario 3.	108
Figure 5.23 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus PGA du scénario 3.	108
Figure 5.24 Coûts nets maximaux pour scénario 3	108

Figure 5.25 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus NPGA du scénario 3.....	109
Figure 5.26 Analyse de la distribution des coûts nets maximaux pour le parc à résidus PGA du scénario 3.....	109
Figure 5.27 Comparaison des coûts nets pour la gestion des résidus des scénarios 1, 2 et 4.	109
Figure 5.28 Coûts nets minimaux pour scénario 4.....	110
Figure 5.29 Coûts nets maximaux pour scénario 4	110
Figure 5.30 Analyse de la distribution des coûts nets maximaux pour le parc à résidus filtrés NPGA du scénario 4.....	110
Figure 5.31 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus filtrés NPGA du scénario 4.....	110

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

NGPA Non Potentiellement générateur d'acide

PGA Potentiellement générateur d'acide

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A ICP EN SOLIDES.....	122
ANNEXE B COÛTS UNITAIRES.....	123
ANNEXE C BILAN SUIVI POST-RESTAURATION ET ENTRETIEN	124
ANNEXE D DIMENSIONS CALCULÉES POUR LA MÉTHODOLOGIE DU CÔNE TRONQUÉ.....	127
ANNEXE E COÛTS DE RESTAURATION SCÉNARIOS 1 ET 2.....	128
ANNEXE F COÛTS DE RESTAURATION SCÉNARIOS 3 ET 4	129
ANNEXE G COÛTS PAR SCÉNARIO.....	130
ANNEXE H ANALYSE CYCLE DU VIE DU PROJET PAR SCENARIO.....	136

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude.

La viabilité d'un projet d'exploitation minière est déterminée en évaluant les coûts impliqués dans la gestion des aspects environnementaux, sociaux et opérationnels, ainsi que les revenus calculés à partir du prix des métaux et de l'estimation de la teneur des minéraux contenus dans le gisement. Cette estimation est obtenue à partir d'un modèle géostatistique basé sur les informations fournies par les forages d'exploration.

Cependant, cette viabilité est toujours liée à l'incertitude, non seulement parce que la connaissance des structures géologiques est représentée par un modèle statistique, mais aussi en raison des ambiguïtés dans l'évaluation des coûts environnementaux, d'exploitation et de la responsabilité sociale, en raison des conditions uniques de chaque mine.

Ce travail porte sur l'estimation des coûts associés à la gestion des résidus miniers. Les résidus sont des sous-produits de roche broyée n'ayant pas ou ayant peu de valeur économique. Ils résultent d'un processus de récupération minérale qui implique des étapes de concassage et de broyage du minerai dans une première étape, ayant pour but de libérer, concentrer et finalement séparer les minéraux d'intérêts de ceux sans valeur (Bussière, 2007).

Ces sous-produits de roche broyée peuvent avoir des implications environnementales négatives en fonction de la composition minéralogique, de leur comportement hydrogéologique, de leurs caractéristiques géotechniques et géochimiques, ainsi que de l'exposition aux conditions météorologiques pendant de longues périodes (Plante et, al. 2020).

1.2 Définition du problème.

Les rejets miniers sont fréquemment associés à problèmes environnementaux. De nombreuses études les ont reliés à une mauvaise qualité de l'eau ainsi qu'aux répercussions sur la faune et la végétation. Quelques-unes de ces études ont été répertoriées dans l'article intitulé « Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches » (Bussière, 2007).

La formation de drainage minier acide (DMA) est généralement la cause des problèmes environnementaux associés aux résidus de l'usine de concentration. Ce phénomène résulte de

l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les résidus miniers lorsqu'ils entrent en contact avec l'oxygène et l'eau. De plus, la formation d'acide peut être favorisée par l'action des microorganismes qui agissent comme catalyseurs dans la réaction d'oxydation à pH faible, ce qui augmente la contamination des eaux par des métaux et de l'acidité.

Par ailleurs, certains minéraux tels que les carbonates, les silicates et les oxyhydroxydes vont réagir en réponse à l'acidification du milieu en provoquant une réaction de caractère alcalin ou neutralisant, permettant parfois de prévenir, du moins temporairement, la génération de drainage minier acide.

L'instabilité géochimique n'est pas le seul problème à résoudre en ce qui concerne les résidus miniers. La stabilité physique des bassins utilisés pour leur rétention est également un requis fondamental pour assurer une gestion environnementale responsable. Une conception inadéquate des bassins de rétention peut entraîner leur défaillance ou leur rupture, ce qui peut causer la libération de grandes quantités de résidus de l'usine de concentration stockés sur une surface étendue et ainsi causer une contamination environnementale d'une importance significative. Le site web (<https://www.wiseuranium.org/>) contient un registre récupérable de 156 incidents majeurs impliquant une défaillance des digues de rétention dès 1960 jusqu'au 18 avril du 2023, néanmoins la CIGB (2001) avait inventorié plus de 200 incidents.

Les deux incidents les plus récents remontent à janvier 2023 et novembre 2022. Le premier concerne un déversement de 5800 m³ d'eau de procédé provenant d'une mine de sable bitumineux en Alberta, Canada. Le second s'est produit dans la province de Shinyanga en Tanzanie, où une brèche s'est ouverte dans le mur de confinement sur une largeur d'environ 150 mètres. Cela a entraîné la fuite de 12 800 000 m³ de résidus, affectant une superficie de 5,09 km² et causant des impacts sur 13 maisons et de nombreuses fermes.

Les défaillances des bassins de rétention ont des impacts désastreux sur l'économie des entreprises minières (Aubertin et al. 2002a). En 2015, par exemple, la rupture d'un bassin de rétention des résidus miniers provenant de la mine Mariana, au Brésil, a causé la contamination de 16 000 hectares de la réserve forestière de la rivière Doce, de 5 000 hectares de ruisseaux et de 1 200 hectares de la rivière, ainsi que la mort de 19 personnes. Cet impact sur l'environnement et la communauté a contraint les propriétaires de la mine (BHP Billiton Brésil et Vale S.A.) à

entreprendre des travaux de restauration des zones 3 affectées, à compenser les impacts pendant 15 ans et à payer une amende de 2,4 milliards de dollars américains (Concha Larrauri et Lall, 2018).

Il est clair que du point de vue environnemental, social et économique, une bonne gestion des résidus dans les projets miniers est essentielle. Cependant, cela implique des coûts considérables qui sont difficiles à estimer dès les premières étapes de l'exploitation minière en raison des nombreuses alternatives possibles pour la gestion des résidus, des différents matériaux qui les composent, ainsi que du manque d'information publique sur les coûts de la restauration des zones de stockage et de surveillance post-exploitation (MEND, 2017). Par conséquent, les compagnies minières sont confrontées à des défis pour respecter les articles 232.3, 232.4 et 232.7 de la loi sur les mines du Québec (gouvernement du Québec) qui exigent un plan de restauration satisfaisant. Ce plan doit décrire : (1) les activités à mettre en place pour rétablir des conditions similaires à celles existant avant l'exploitation minière; (2) les coûts anticipés de ces travaux; ainsi que (3) le montant de la garantie financière correspondant aux travaux nécessaires pour stabiliser l'environnement géotechnique et géochimique du site minier.

1.3 Question de recherche

Est-il possible de créer un modèle prédictif des coûts de la gestion des résidus miniers, à partir des forages de minerai et des données obtenues lors des premières étapes de l'exploitation minière?

1.4 Objectifs

Pour répondre à la question de recherche, l'objectif général du projet est de créer un modèle prédictif des coûts associés à la gestion des résidus miniers à partir des échantillons de forages d'un site minier au Québec.

Cet objectif général se décline en quelques objectifs spécifiques :

- Décrire et caractériser les futurs résidus de l'usine de concentration à partir des échantillons de forages provenant de gisements distincts.
- Déterminer les coûts impliqués dans les alternatives de gestion résidus miniers.
- Développer un modèle prédictif des coûts, en considérant les caractéristiques du site à l'étude.

Dans le cadre de ce mémoire, des échantillons de forage des mines du site Raglan seront utilisés.

1.5 Structure du mémoire

Ce document est divisé en 6 chapitres qui exposent le contenu décrit ci-dessous :

Premièrement, le chapitre 1 introduit brièvement le contexte de la recherche et la problématique. Il aborde également les objectifs et la question à résoudre dans ce mémoire.

Le chapitre 2 présente une revue de littérature sur les caractéristiques des résidus, les méthodes de gestion et de restauration, ainsi qu'un résumé des méthodologies actuellement utilisées pour évaluer la faisabilité des alternatives de gestion des résidus miniers.

Le chapitre 3 précise la méthodologie utilisée pour la caractérisation des échantillons de forage de minerai, dans le but d'obtenir et de prévoir les propriétés des résidus à produire. Les résultats obtenus sont analysés à partir d'une campagne d'essais sélectionnés conformément aux recommandations des deux premières étapes du guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai (Plante et al., 2015).

Le chapitre 4 expose les mécanismes utilisés dans le cadre de cette recherche pour estimer les coûts des activités de densification, des couvertures pour la restauration et la surveillance environnementale. Le chapitre 5 compile les paramètres et l'application de la méthodologie du cycle de vie du projet pour analyser les différentes configurations de gestion de deux scénarios de résidus.

Enfin, le chapitre 6 présente les conclusions générales de la recherche ainsi que quelques recommandations pertinentes

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre détaille la gestion des résidus miniers, commençant par la définition même des résidus de l'usine de concentration, de leur classification et la problématique de génération de drainage minier acide, jusqu'aux différentes méthodologies pour leur déposition et les alternatives visées pour améliorer leurs propriétés physiques telles que la densification, la filtration et la co-disposition des résidus et roches stériles.

Par la suite, il est abordé la notion de la restauration des parcs à résidus en incluant des systèmes de couvertures pour le contrôle du drainage minier contaminé.

Le chapitre conclut avec une recompilation des modèles qui permettent le développement des études de faisabilité pour les différentes étapes de la gestion de résidus.

2.1 Résidus miniers

Les résidus miniers sont un sous-produit du processus d'extraction et de concentration du minerai. Ce processus implique le concassage et le broyage de la roche qui contient le minerai afin de le séparer de la gangue (minéraux sans valeur économique ou de faible valeur). Les résidus miniers conventionnels sont un flux de pulpe avec un pourcentage de solides faible (entre 20% et 45%) et le reste en eau (Bussière, 2007). Ils sont généralement transportés par des pompes de l'usine de concentration vers le parc à résidus.

Les caractéristiques typiques des résidus des mines polymétalliques, également connue sous le nom de minerai de roche dure, comprennent une granulométrie spécifique caractérisée par environ de 70% à 97% de sa masse passant à travers le tamis de 80 micromètres, 60% passant entre 10 et 50 micromètres et 10% entre 1 et 4 micromètres. La poros t  finale post-consolidation de ces résidus est généralement comprise entre 0,33 et 0,5. (Plante et, al. 2020).

2.1.1 Classification des résidus.

La Directive 019 sur l'industrie minière ainsi que le guide de caractérisation de résidus miniers et du minerai (MELCC, 2012), définissent les sept catégories de résidus abordées ci-dessous.

- Résidus miniers à faibles risques : ce sont des matériaux qui ne sont pas contaminant et ne produisent pas de lixiviat à haut risque. Par conséquent, ils ne rentrent pas dans les autres catégories de "résidus acidogènes, matériaux radioactifs, matières organiques, substances

inflammables, résidus à haut risque". Pour gérer ces matériaux, il est recommandé d'explorer et de développer des activités de valorisation.

- Résidus miniers acidogènes : comme son nom l'indique, cette catégorie regroupe les matériaux qui sont des générateurs d'acide selon les tests statiques et cinétiques.

- Résidus miniers cyanurés : les résidus contenant des cyanures entrent dans cette catégorie. Si la concentration de cyanure dans les lixiviats dépasse 20 mg/L, il est nécessaire de préparer un plan de gestion qui prend en compte leur élimination.

- Résidus miniers contaminés par des composés organiques : cette catégorie regroupe les résidus qui, en raison de leur traitement, contiennent des matériaux contaminés par des composés organiques élevés.

- Résidus miniers radioactifs : il s'agit des résidus qui, par leur nature, génèrent des rayonnements ionisants.

- Résidus miniers inflammables : il s'agit des résidus qui sont susceptibles de produire une réaction exothermique sous l'effet du frottement ou de la chaleur.

- Résidus miniers à haut risque : cette catégorie regroupe les résidus miniers qui produisent des lixiviats avec des concentrations élevées de contaminants lors de l'essai TCLP, qui dépassent celles indiquées dans le tableau 2.1 ci-dessous.

Tableau 2.1 Résidus minières à risques élevés (MELCC, 2012).

PARAMÈTRE	CRITÈRE (mg/l)	PARAMÈTRE	CRITÈRE (mg/l)
Arsenic	5,0	Mercure	0,1
Baryum	100	Nitrates + nitrites	1000
Bore	500	Nitrites	100
Cadmium	0,5	Plomb	5,0
Chrome	5,0	Sélénium	1,0
Fluorures totaux	150	Uranium	2,0

Classification géochimique et physique des résidus miniers

Au niveau scientifique, il est très courant de rencontrer une classification des résidus miniers en fonction de leur comportement géochimique et de leurs caractéristiques physiques. Comme présenté dans le rapport MEND, (2017) et à la figure 2.1, les résidus sont classés en fonction des propriétés données par leur matrice sulfureuse. Ils sont divisés en cinq catégories. La première catégorie regroupe les résidus qui génèrent de l'acide. La deuxième catégorie regroupe les résidus qui ont la capacité de produire de l'acide dans l'avenir. La troisième catégorie concerne les matériaux qui contiennent à la fois des sulfures et des minéraux neutralisants, et qui maintiennent par conséquent le pH supérieur à 6, mais qui produisent des lixiviats de métaux et de métalloïdes à des concentrations supérieures aux limites acceptées.

Dans la quatrième catégorie, on retrouve les matériaux qui contiennent une faible quantité de sulfures, ce qui permet au matériau neutralisant de maintenir le pH supérieur à 6 et de maintenir les concentrations de contaminants dans les lixiviats sous les limites acceptées.

Finalement, la dernière catégorie compile tous les autres résidus qui ne sont pas réactifs.

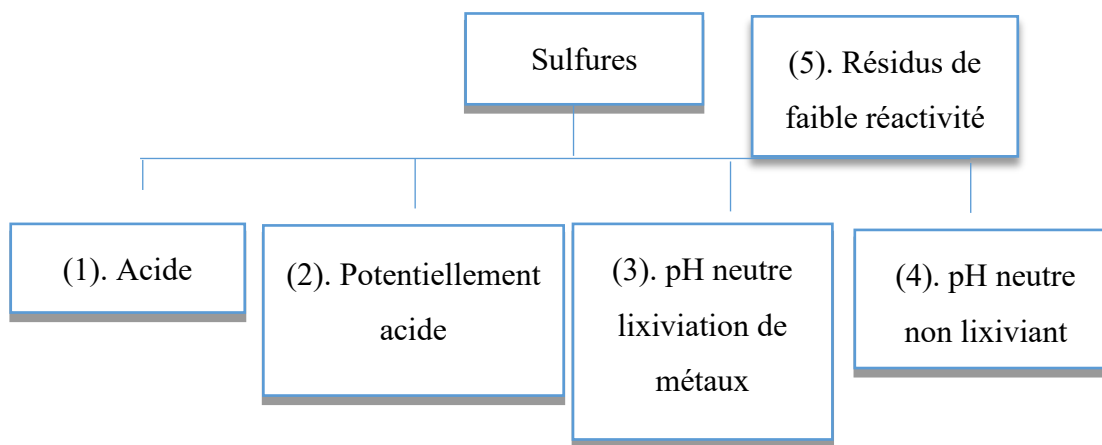


Figure 2.1 Classification géochimique des résidus basse sur MEND (2017).

De façon similaire, dans le document (MEND, 2017), cinq grandes classes de résidus ont été déterminées pour les regrouper en fonction de leurs caractéristiques physiques, et plus

spécifiquement en fonction de la distribution granulométrique, des limites de plasticité ainsi que de la densité spécifique, tel que présenté au tableau 2.2.

Tableau 2.2 Classification physique selon MEND (2017).

Type de résidus	Classification physique	Exemple	Mines typiques	Éléments chimiques d'intérêt typiques
Résidus grossiers (<i>Coarse tailings</i>)	Sable avec silt, non plastique	Sels, minéraux de sable, résidus de charbon	Potasse Charbon	P, Mg, K, Na, Cl-,
Résidus de roche dure (<i>Hard rock tailings</i>)	Silt avec sable, traces d'argile, non plastique	Résidus de gisements sulfureux (or, cuivre, nickel, argent)	Polymétallique	Fe, SO ₄ , As, Cd, Co, Cu, Ni, Mo, NH ₃ , CH, Se, Pb, Zn.
Résidus de roche altérée (<i>Altered rock tailings</i>)	Silt avec sable, traces d'argile, faible plasticité	Résidus de gisements hydrothermaux	Polymétallique	Fe, SO ₄ , As, Cd, Co, Cu, Ni, Mo, NH ₃ , CH Se, Pb, Zn, Al, Cd, Mn
Résidus fins (<i>Fine tailings</i>)	Silt avec traces d'argile, plasticité modérée	Résidus de bauxite et de charbon	Charbon	Al, As, Ni, Cr, SO ₄ , Mn
Résidus ultra fins (<i>Ultra fine tailings</i>)	Silt avec argile, plasticité élevée	Résidus phosphates de kimberlite	Diamants, Sables bitumineux	Al, Ba, Fe, Mg, Mn, K, P, Zn, Ni, Co, Cu, SO ₄

2.2 Stratégies pour améliorer les propriétés physiques des résidus miniers

La méthode traditionnelle de disposition des résidus (figure 2.2) implique le transport de ces derniers en état saturé par des pompes et des pipelines jusqu'à la crête de la digue. Ce processus peut entraîner la ségrégation des résidus en raison de l'énergie exercée par les pompes (Mihiretu., et al 2008). Les particules plus fines vont ainsi être déposées plus loin tandis que les grains plus gros restent plus proches de la digue.

Cette condition peut être favorable pour certaines méthodes de construction des structures de rétention des résidus.

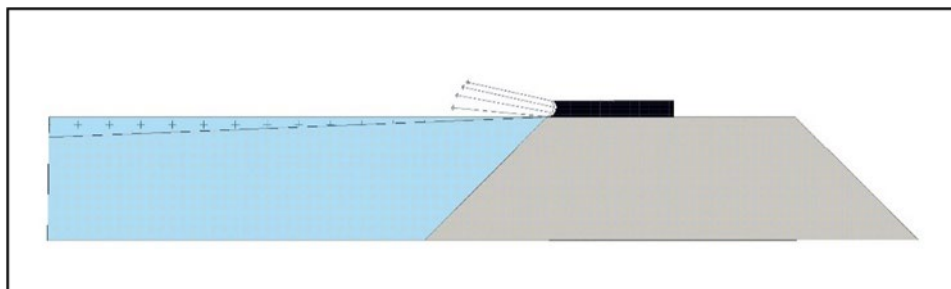


Figure 2.2 Disposition conventionnelle des résidus miniers, adapté de Vick (1990).

De nombreuses études ont mis en évidence le rôle crucial de l'eau dans les défaillances et les ruptures des digues de rétention des résidus miniers (Aubertin et al., 2002 ; Rico et al., 2008 ; Strachan et Goodwin, 2015). L'eau agit en tant qu'agent principal, provoquant la submersion de la crête, l'érosion régressive du matériau dans la digue due à des pressions interstitielles élevées, ainsi que l'érosion des surfaces et la liquéfaction des résidus saturés (Aubertin et al., 2002).

De nouvelles méthodologies ont été développées pour améliorer les caractéristiques géotechniques des résidus miniers avant leur disposition, dans le but de réduire les risques de rupture des digues de rétention. Cette amélioration peut être obtenue en réduisant le volume d'eau présent dans les résidus et/ou en favorisant la consolidation des matériaux.

Par conséquent, l'objectif des trois premières méthodologies présentées ci-dessous est de réduire la quantité d'eau déposée avec les résidus provenant de l'usine de concentration dans le parc. Cela implique augmenter leur teneur en solides, en réduisant le volume total à stocker (Demers et Pabst, 2020 ; Robinsky, 1999 ; Simms, 2017).

2.2.1 Résidus miniers épaissis (Thickened tailings)

Cette méthode repose sur la sédimentation des particules fines à l'aide d'un équipement appelé « épaississeur » (voir figure 2.5), ainsi que l'utilisation de flocculants pour agglomérer les particules solides des résidus miniers, réduisant ainsi leur porosité. Cela permet d'obtenir un pourcentage de

solides compris entre 45 % et 70 % et une limite d'élasticité inférieure à 100 kPa (Demers et Pabst, 2020), tout en favorisant la récupération de l'eau pour le processus de concentration. Les résidus épaissis sont généralement déposés hydrauliquement en bout de tuyau à proximité des digues, ou à partir d'un point central en concevant une topographie conique, avec un angle de plage typique de 1 à 2 % (MEND, 2017 ; Simms 2017). Ce type de densification a été utilisé pour des opérations allant de 2 000 tonnes par jour jusqu'à 200 000 tonnes (MEND, 2017).

2.2.2 Résidus miniers en pâte (Paste tailings)

Les résidus miniers en pâte partagent le même principe que les résidus miniers épaissis où la sédimentation s'effectue par l'usage de flocculants et d'épaississeurs. Cependant, l'objectif 11 est d'obtenir des particules mieux consolidées et une récupération d'eau élevée, ce qui nécessite une variabilité de dimensions et de design d'équipement (voir figure 2.10). Le pourcentage final de solides se situe entre 70% et 85%, avec une limite d'élasticité comprise entre 100 et 800 kPa (Demers et Pabst, 2020, Simms 2017). Cela implique une transformation des propriétés rhéologiques en augmentant la viscosité des résidus et en nécessitant l'utilisation de pompes de déplacement positif pour leur transport jusqu'au parc à résidus.

Pour leur dépôt, il est possible d'obtenir des pentes comprises entre 4% et 6% en utilisant une déposition centrale conique (Daliri et al., 2014; Theriault et al., 2003) il est généralement recommandé d'installer un système de tour de disposition (figure 2.3). La construction de digues est envisagée comme une mesure temporaire (Demers et Pabst, 2020). Par conséquent, elles ne sont pas nécessaires pour accompagner cette technique. Il est possible d'utiliser de façon alternative une chaîne d'épaississeurs ainsi que la filtration pour réussir à densifier les résidus de l'usine de concentration jusqu'à atteindre ces caractéristiques (MEND, 2017).

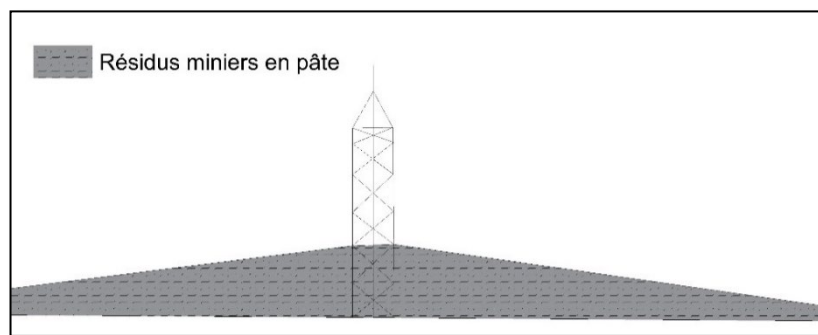


Figure 2.3 Tour de disposition des résidus miniers en pâte (Theriault et al., 2003)

2.2.3 Résidus miniers filtrés (Filtered tailings)

Les résidus miniers filtrés résultent de la transformation de la pulpe initiale en un matériau principalement solide en utilisant des équipements de filtration tels que des filtres-presses sous vide (voir figure 2.16 et 2.17) ou à compression mécanique. Grâce à cette technique, le contenu en solides atteint généralement plus de 85% et la récupération de l'eau est très significative. En raison des caractéristiques géotechniques des résidus filtrés, il est nécessaire de les transporter par camions pour les déposer sous forme de tas dans un parc à résidus, sans nécessité de bassins de rétention (Demers et Pabst, 2020).

Cependant, il convient de noter que cette technique est sensible aux propriétés physiques de la pulpe provenant de l'usine de concentration. Elle n'est pas recommandée si la teneur en particules de taille argileuse ($< 2 \mu\text{m}$) est élevée (Lara et al., 2013).

2.2.4 Co-mélange des résidus miniers et rejets stériles et inclusion des roches stériles

Les stériles miniers sont des particules de roche concassée provenant de l'extraction du matériau non intéressant économiquement pour accéder à la zone minéralisée. Cette extraction est généralement réalisée à l'aide d'explosifs, ce qui entraîne la production d'un 12 ensemble de roches de tailles variées, incluant des particules grossières, avec de nombreux espaces entre elles. Ces roches présentent une conductivité hydraulique élevée, typiquement supérieure à $1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ (Demers et Pabst, 2020), ce qui crée des conditions favorables à l'oxydation des minéraux si le matériel provient d'une matrice sulfureuse, et par conséquent à la formation de drainage acide. Cependant, les stériles sont un matériau rigide et physiquement très stable (James et al., 2013).

D'ailleurs, les résidus miniers sont constitués de particules très fines et présentent une microporosité, ce qui entraîne une faible conductivité hydraulique généralement inférieure à $1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ et une rétention élevée de l'eau par capillarité (Charbonneau et al., 2018 ; Demers et Pabst, 2020 ; Wickland et al., 2010). L'état habituel du sol est saturé après la sortie de l'usine de concentration, ce qui limite l'interaction de l'oxygène avec les minéraux sulfureux. Cependant, cette caractéristique rend le matériau susceptible de liquéfaction et lui confère de faibles qualités géotechniques.

Le co-mélange a comme principe de combiner les résidus de l'usine de concentration avec le stérile en profitant des caractéristiques propres à chaque matériel afin de développer un nouveau matériel avec des caractéristiques favorables autant au niveau physique que chimique (Demers et Pabst, 2020).

Toutefois, la conception d'un nouveau matériel est une approche dispendieuse dû à la difficulté de faire le mélange des rejets stériles et des résidus d'usine de concentration à une échelle industrielle.

Néanmoins, cet idéal a inspiré de nouveaux concepts de dépôt, tels que les "inclusions des roches stériles" (Waste rock inclusions). Ce concept consiste à placer les rejets stériles de manière linéaire à l'intérieur du parc à résidus (voir figure 2.4), ce qui favorise le drainage et la consolidation naturelle des résidus, ainsi que la libération des pressions interstitielles au fil du temps (James et al., 2013). L'ajout d'inclusions de roches stériles permet également de déplacer le pipeline de décharge, créant ainsi un parc à résidus avec moins de ségrégation et un comportement plus homogène.

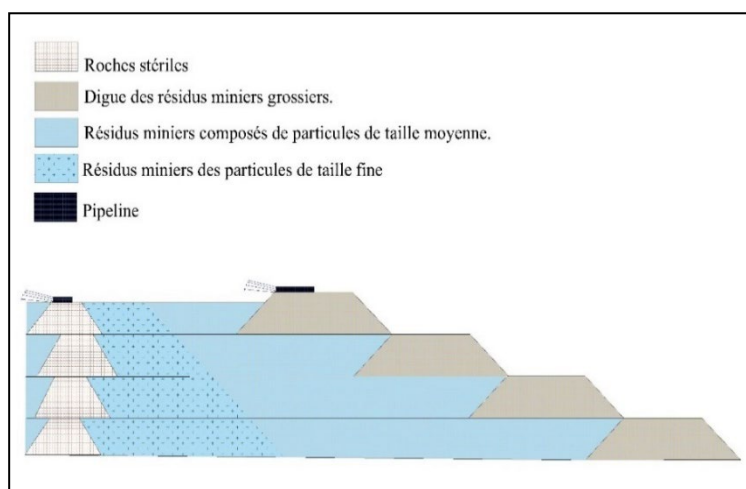


Figure 2.4 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode en amont avec des inclusions des roches stériles, adapté de James et Aubertin, (2012).

2.2.5 Équipements de densification

Épaississeurs (Thickeners)

Les épaississeurs sont construits en différentes configurations et dimensions en fonction des besoins spécifiques. Leur fonction principale est de séparer les solides des liquides dans la pulpe,

afin de réduire la quantité d'eau et d'augmenter la concentration des solides. Les principaux éléments qui composent généralement un épaisseur sont présentés ci-dessous et à la figure 2.5.

Réservoir : Un réservoir est conçu pour contenir les résidus à traiter. Sa capacité peut varier en fonction du volume de la boue à épaisir.

Système de tuyauterie : Un réseau de tuyaux est utilisé pour le transport de la suspension vers le réservoir et pour l'évacuation des liquides clarifiés après le processus d'épaississement. Ce système de tuyauterie permet de diriger le flux d'alimentation dans le réservoir.

Puits d'alimentation : Le puits d'alimentation est un dispositif conçu pour assurer une entrée contrôlée de la pulpe dans le réservoir et minimiser les perturbations afin d'éviter la turbulence du flux d'alimentation. Il est généralement positionné au centre supérieur du réservoir et utilise un cône de décharge pour permettre une distribution uniforme de la pulpe dans l'ensemble du réservoir.

Mécanisme de râteau rotatif : Un râteau rotatif est utilisé pour faciliter le déplacement des solides concentrés vers les points de retrait. Ce mécanisme est généralement constitué d'un bras équipé de pales ou de râteaux qui se déplacent lentement, poussant les solides vers le centre de l'épaississeur.

Système de retrait des solides : Au niveau de l'écoulement inférieur de l'épaississeur, un système est prévu pour retirer les solides épaissis et concentrés. Cela peut être réalisé à l'aide de pompes, de systèmes de raclage ou de dispositifs similaires. L'objectif est de récupérer les solides épaissis de manière efficace.

Dispositif de débordement : Enfin, un épaisseur est équipé d'un dispositif de débordement pour évacuer l'excès de liquide clarifié. Ce dispositif est généralement situé à une hauteur prédéterminée dans le réservoir, permettant au liquide de s'écouler par gravité tout en retenant les solides épaissis.

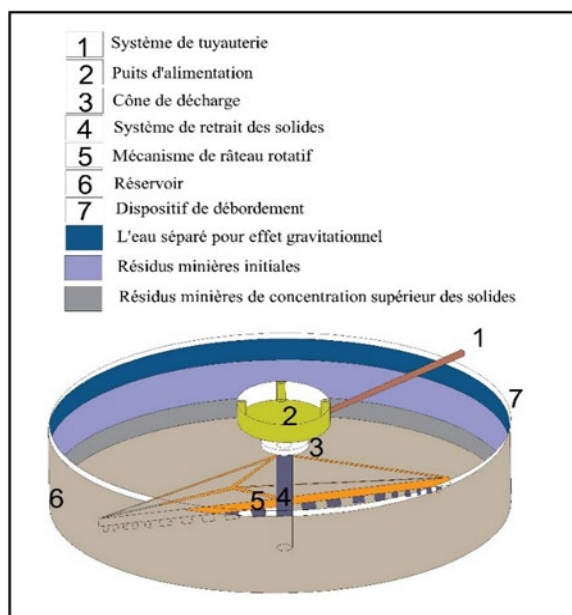


Figure 2.5 composants d'un épaisseur (Jewell et al., 2006).

Épaisseur conventionnel (figure 2.6)

Il existe plusieurs variations de cet épaisseur qui est largement utilisé. À l'origine, il a été conçu dans le but de favoriser la sédimentation des solides sans utiliser de flocculants. Cependant, grâce à l'apparition de flocculants naturels et synthétiques, son design a été amélioré, permettant des configurations plus compactes. Généralement, la profondeur de cet épaisseur est d'environ un mètre, tandis que son diamètre peut varier de quelques mètres jusqu'à un maximum de 120 mètres (Jewell et al., 2006).

Cependant, il convient de noter que les dimensions spécifiques de l'épaisseur peuvent varier en fonction des besoins du projet et des caractéristiques de la suspension à traiter. Différentes tailles peuvent être utilisées en fonction de la capacité requise et des contraintes de l'installation.



Figure 2.6 Épaisseur conventionnel (Jewell et al., 2006).

Épaississeur de haute capacité (figure 2.7)

Les épaississeurs à haute capacité sont le résultat des efforts déployés par les fournisseurs pour améliorer la quantité de matériau sédimenté. Dans le but d'atteindre cet objectif, ces épaississeurs sont équipés d'un système d'alimentation capable de réguler l'ajout de flocculant en fonction de la densité de la pulpe (Jewell et al., 2006).

Grâce à ce système d'alimentation avancé, les épaississeurs à haute capacité peuvent traiter des quantités de matériau plus importantes et obtenir une sédimentation de 2 à 10 fois plus efficace. Cette amélioration de la performance globale de l'épaississeur permet également de réduire considérablement les dimensions nécessaires, allant de 4 à 15 fois. Par conséquent, les épaississeurs à haute capacité offrent une solution plus compacte et plus efficace par rapport aux épaississeurs conventionnels



Figure 2.7 Épaississeur de haute capacité (Jewell et al., 2006)

Épaississeur de haute densité (figure 2.8)

L'épaississeur de haute densité se distingue par sa géométrie inclinée en forme de cône, avec des angles compris entre 30 et 45 degrés. Il présente une profondeur typique de 8 mètres et un diamètre de 30 mètres. Pour obtenir un matériau présentant des caractéristiques de pâte, cet épaississeur bénéficie de nombreuses optimisations par rapport aux versions précédemment mentionnées. Celles-ci incluent des améliorations du système d'alimentation en flocculant et du mécanisme de râteau rotatif, ainsi que généralement l'utilisation de cylindres extérieurs pour une récupération plus rapide de l'eau évacuée. Le choix du flocculant est également déterminé en évaluant ses performances par rapport aux résidus produits, et les temps de séjour dans le réservoir sont prolongés.

Cependant, il est important de noter que ces multiples améliorations entraînent des coûts supérieurs (Jewell et al., 2006).



Figure 2.8 Épaississeur de haute densité (Jewell et al., 2006)

Épaississeur de cône profond ou pâte (figure 2.9)

Comme pour l'épaississeur à haute densité, cet épaississeur offre plusieurs améliorations de ses composants. Il se distingue par un angle prononcé de 60 degrés et une profondeur comprise entre 2 et 6 mètres, avec un diamètre maximal de 12 mètres. Ce dimensionnement de tendance verticale comparativement aux autres épaississeurs favorise une compression gravitationnelle plus efficace de la pulpe (Jewell et al., 2006).

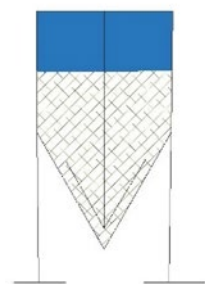


Figure 2.9 Épaississeur de cône profond ou pâte (Jewell et al., 2006)

Filtres

Généralement, les filtres sont divisés en deux grandes familles : les filtres à vide et les filtres à pression. Les premiers utilisent des pompes mécaniques à vide dans différents systèmes pour récupérer l'eau. Ils nécessitent des coûts d'entretien plus élevés par rapport aux technologies des épaississeurs. Les filtres à vide les plus connus sont : les filtres à tambour et les filtres à disques.

Filtre à tambour (Drum filters)

Le filtre à tambour, illustré à la figure 2.10, est un cylindre en rotation constante, généralement entre 0,1 et 10 tours par minute, immergé à 35 % dans la pulpe des résidus. La filtration s'effectue par succion à l'intérieur du cylindre. L'eau est aspirée vers l'intérieur alors que les solides demeurent sur l'extérieur du cylindre. Les avantages de cette machine sont ses coûts opérationnels modérés et sa facilité d'utilisation (Jewell et al., 2006).

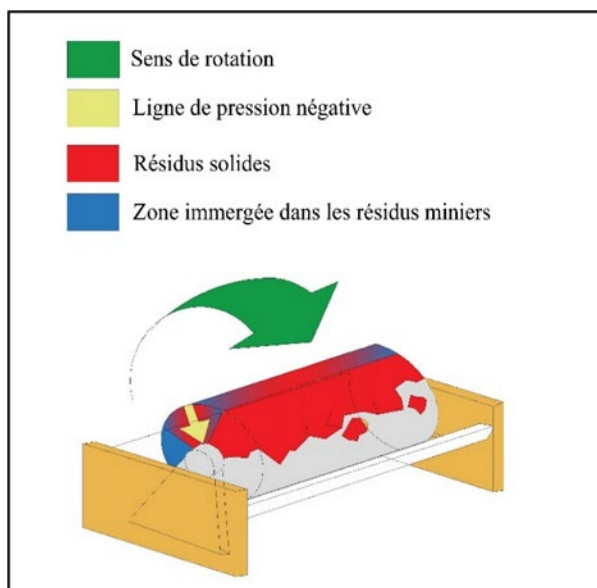


Figure 2.10 Filtre à tambour, adapté de Jewell et al., (2006)

Filtre à disques (Disk filter)

Le filtre à disques, illustré à la figure 2.11, est l'un des filtres les plus utilisés par l'industrie minière. Il se compose d'un ensemble de disques divisés en 10 à 30 secteurs. Les disques tournent en permanence et sont immergés entre 30 % et 50 % dans les résidus. La succion provient de l'axe central du disque, qui aspire l'eau. Une pulsion d'air suite à la succion permet de retirer les solides des parois des filtres. Les avantages de cet équipement sont une grande capacité de filtration par rapport à l'espace occupé par la machine, des coûts opérationnels réduits et une facilité d'utilisation (Jewell et al., 2006).

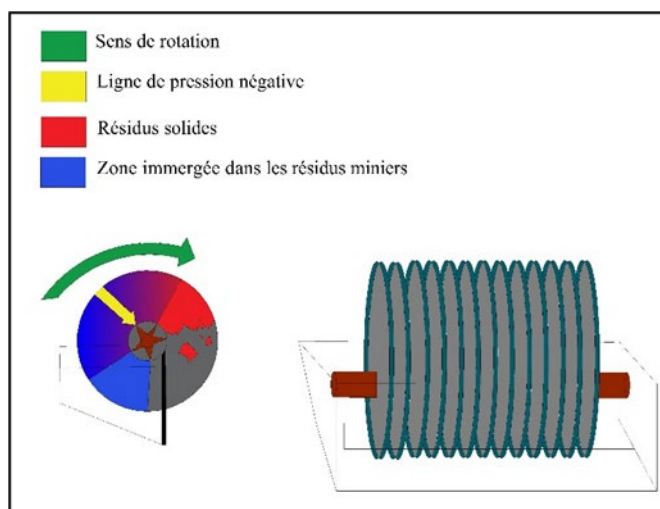


Figure 2.11 Filtre à disques, adapté de Jewell et al., (2006)

Filtres à pression

Les filtres à pression sont des ensembles de cavités comprimées par une presse hydraulique pour extraire l'eau des résidus. Ces filtres ne sont pas très utilisés dans les opérations à grand volume en raison de leurs coûts opérationnels élevés et de leur faible capacité par rapport à l'espace occupé par la machine et la quantité filtrée (Jewell et al., 2006).

2.2.6 Analyses des avantages et des désavantages des méthodes de densification

La densification améliore les propriétés géotechniques des résidus miniers, toutefois chaque méthodologie présentent des avantages et des limites au niveau géochimique et économique résumées dans le tableau 2.3 ci-dessous.

Tableau 2.3 Avantages et limites la densification des résidus miniers adapté de MEND, (2017).

Élément	Avantages	Désavantages
Méthode conventionnelle	Utilisation répandue dans les projets miniers à travers le monde.	Tous les dépôts de confinement sont des structures uniques conçues en fonction de la topographie, des propriétés des matériaux et des conditions climatiques. Par conséquent, il n'existe pas de critère

	Permet la gestion rapide d'un grand volume de résidus. Les résidus se consolident automatiquement, aux profondeurs d'entre 10m à 20m, atteignent éventuellement des propriétés similaires à celles des résidus épaissis ou en pâte. Les conditions saturées limitent l'oxydation dans le cas de minéraux générateurs d'acides. Généralement moins coûteuse en termes d'exploitation.	uniforme permettant de prévoir la stabilité physique sans analyser chaque cas individuellement. Les risques liés à la construction de digues avec des méthodes de construction en amont et sur l'axe central peuvent être sous-estimés. En raison de la ségrégation lors du dépôt des matériaux, il existe un risque d'oxydation des particules sableuses et de formation de zones présentant différents niveaux de consolidation dû à l'accumulation de particules fines. Il y a un risque de comportement liquide des résidus miniers en cas de sollicitations dynamiques. La mise en place de mesures de restauration prend un temps prolongé par rapport à d'autres alternatives, en raison des difficultés liées à l'installation d'équipements et de machines en surface du parc à résidus, jusqu'à ce qu'une consolidation suffisante soit obtenue. En cas de défaillance, les conséquences environnementales et économiques sont graves.
Résidus épaissis	Récupération de l'eau pour sa réutilisation à l'usine de concentration. Les conditions saturées limitent l'oxydation en cas de minéraux générant des acides. Les coûts du processus sont relativement bas. La consolidation des résidus se fait à une vitesse plus élevée que la méthode conventionnelle. Réduction de la zone affectée en cas de défaillance.	Cette méthode partage les désavantages de la disposition conventionnelle dû à l'utilisation des digues pour sa contention donc les risques associés à la stabilité des structures sont semblables. Le pourcentage des solides obtenu est généralement inférieur ou égal à 5% du niveau planifié

Résidus en pâte	Récupération élevée de l'eau par rapport aux autres alternatives. Les matériaux mieux consolidés permettent d'optimiser l'espace nécessaire pour la disposition des résidus. La faible quantité d'eau déposée avec les matériaux permet de concevoir des bassins de rétention comme mesure transitoire et non perpétuelle. Ils sont utilisés avec succès comme remblai dans les mines souterraines. En cas de rupture de la digue, les impacts seront limités à une zone localisée.	Des pompes volumétriques sont nécessaires pour le transport des résidus produits selon cette approche. Les épaisseurs et les filtres à haute densité sont sensibles aux variations de granulométrie. La formation de fissures en surface, due au séchage rapide des résidus, crée des conditions favorables à l'entrée d'oxygène, facilitant ainsi l'apparition de drainage minier acide. Les coûts des épaisseurs et du transport sont élevés.
Résidus filtrés	L'état sec des résidus facilite l'implémentation des activités de restauration progressive. Il n'est pas nécessaire de construire des structures de contention. L'empreinte en surface du parc à résidus est largement inférieure aux autres techniques.	Cette technique n'est pas recommandée si une proportion abondante de particules inférieures à 2 microns est présente dans la granulométrie des résidus. Le transport de ce matériau devrait être effectué par camions et chargeurs. Les coûts d'installation et d'achat de l'usine de filtration sont nettement supérieurs au coût des épaisseurs. Le système de filtration nécessite un entretien plus élevé que celui des épaisseurs.

2.3 Méthodologies de construction de bassins de rétention.

Les digues des parcs à résidus miniers sont construites en utilisant l'une des trois techniques décrites ci-dessous.

2.3.1 Méthode en amont (Upstream)

La méthode de construction en amont des bassins de rétention est un processus en plusieurs étapes qui utilise des matériaux naturels ou qui valorise les stériles et tire parti de la ségrégation des résidus miniers pendant la disposition, où les particules grossières sont localisées près de la digue pour sa construction. Tout d'abord, une première couche de roches stériles est déposée pour former la base de la digue, puis les résidus miniers sont déposés à partir de la crête pour former une plage de particules moyennes à grossières qui sera utilisée comme surface pour construire le deuxième étage (rehaussement). Il est important que les résidus contiennent entre 40 % et 60 % de particules de taille du sable (entre 4.75 microns et 75 microns) (ASTM,2017), pour qu'ils présentent les propriétés géotechniques nécessaires pour supporter l'étage supérieur, et pour favoriser la consolidation et le drainage des résidus. Cette procédure est répétée jusqu'à la hauteur souhaitée.

Une alternative à l'utilisation de matériaux externes est d'utiliser les résidus miniers eux-mêmes pour la construction de la digue. Dans ce cas, avant la disposition, il est nécessaire de réaliser une séparation par cyclone en divisant les silts des sables. Ces derniers seraient ensuite excavés pour la construction de la digue, comme le montre la figure 2.12 (Vick, 1990)

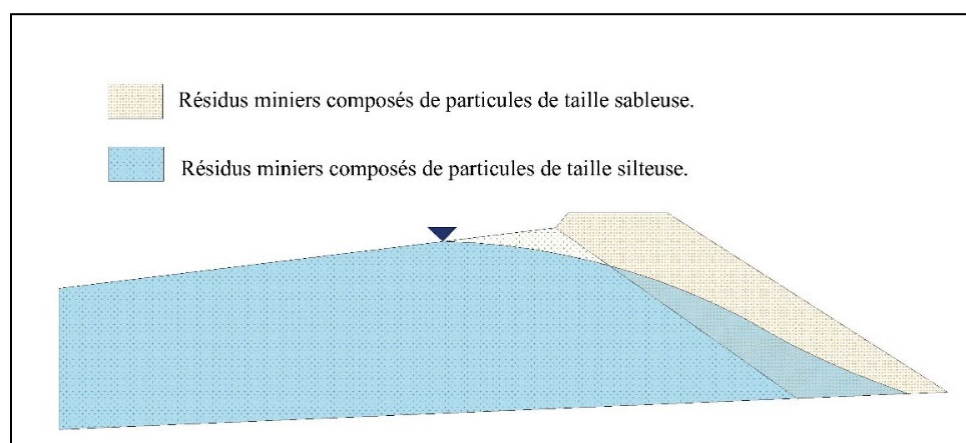


Figure 2.12 Bassin de rétention construit selon la méthode en amont pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990).

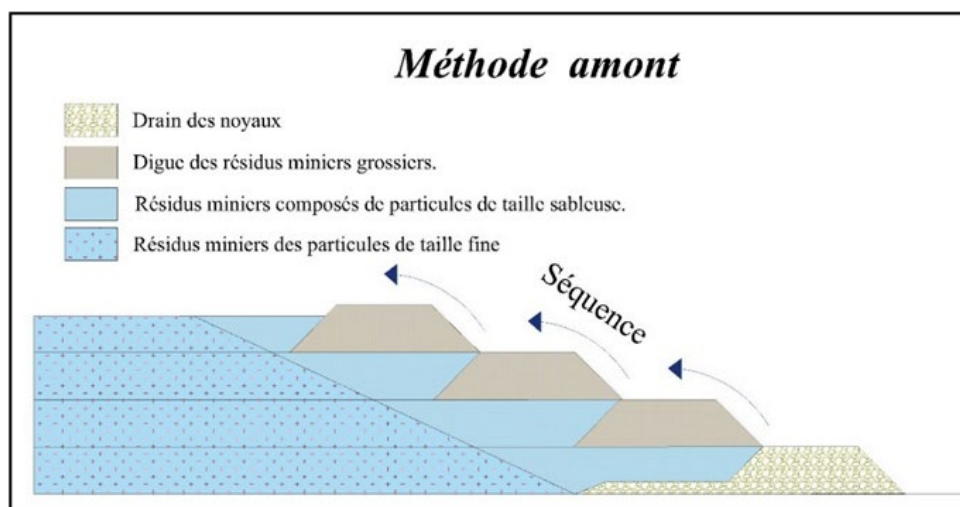


Figure 2.13 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode amont, adapté d'Aubertin et al., (2002)

La méthode en amont implique le transport d'une quantité réduite de matériaux, ce qui la rend économique sur le plan opérationnel. Cependant, elle est considérée comme la plus risquée et fragile car elle est construite directement sur les résidus miniers, susceptibles à se liquéfier (Aubertin et al., 2002 ; Strachan, 2002). Par conséquent, un contrôle rigoureux de la surface phréatique et des propriétés des résidus est nécessaire pour garantir la sécurité de la construction à long terme.

2.3.2 Méthode aval (Downstream)

La méthode aval consiste à construire la digue de rétention avec des matériaux naturels de conductivité hydraulique appropriée (pour permettre le drainage des résidus) ou des roches stériles avec un système de drainage, ou encore avec des résidus grossiers (taille du sable, entre 4.75 microns et 75 microns) (ASTM, 2017) obtenus grâce à leur séparation par cyclone, comme illustré à la figure 2.14. Tout d'abord, un premier niveau est construit, qui servira de surface pour le rehaussement suivant. L'axe de la digue est déplacé vers l'extérieur après chaque élévation, comme le montre la figure 2.15. Cette technique nécessite le déplacement d'un grand volume de matériaux, ce qui la rend plus coûteuse d'un point de vue opérationnel. Cependant, elle est très stable physiquement et facilite le contrôle de la nappe phréatique.

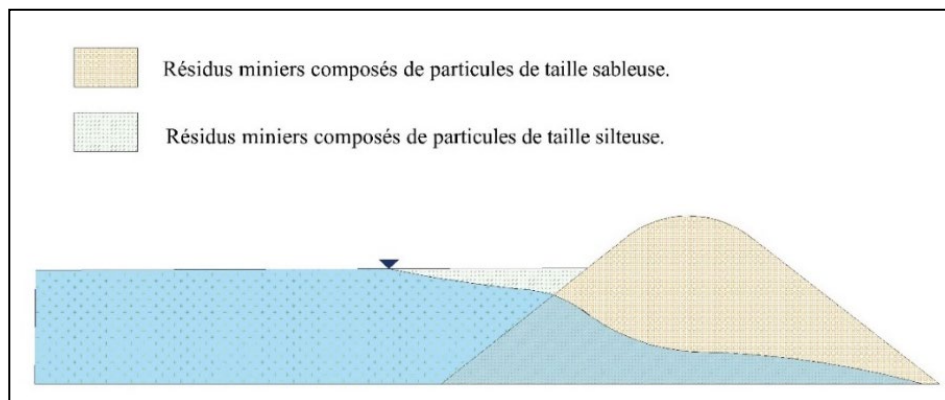


Figure 2.14 Bassin de rétention construit selon la méthode aval pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990).

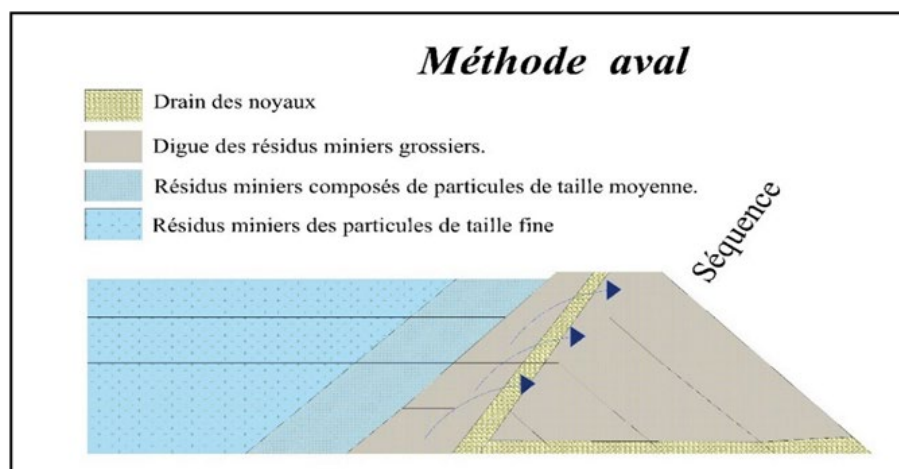


Figure 2.15 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode aval, adapté d'Aubertin et al., (2002).

2.3.3 Méthode de l'axe central (Centerline)

Comme son nom l'indique, cette méthode utilise une ligne de conception centrale à partir de laquelle les digues sont construites de manière parallèle et partiellement sur la surface des résidus, s'étendant ensuite vers l'extérieur. Elle valorise des rejets stériles avec un noyau drainant ou des

matériaux naturels ou des résidus de particules de taille similaire à celle du sable pour la construction de la structure (voir Figure 2.16 et 2.17).

Cette technique a été développée pour atteindre un équilibre entre les coûts et la stabilité. Elle combine les avantages physiques de la méthode aval et les avantages économiques de la méthode amont de manière proportionnelle (Vick, 1990).

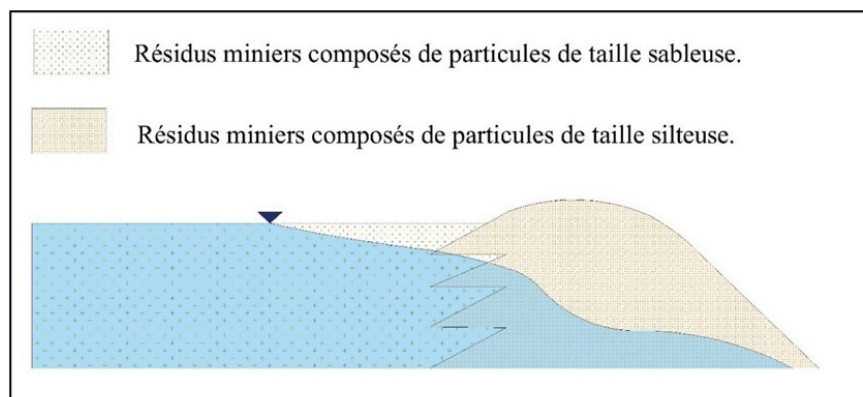


Figure 2.16 Bassin de rétention construit selon la méthode de l'axe central pour la rétention des résidus miniers, en utilisant des résidus sableux excavés dans les plages, adapté de Vick, (1990)

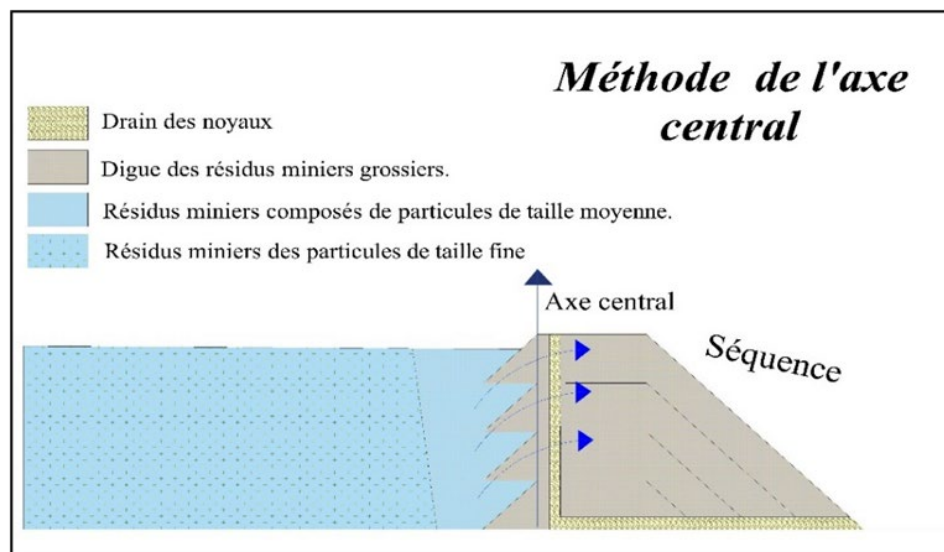


Figure 2.17 Bassin de rétention des résidus miniers construit selon la méthode de l'axe central, adapté d'Aubertin et al., (2002).

2.4 Drainage minier acide (DMA)

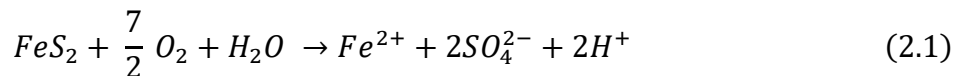
L'eau et l'exposition à l'oxygène créent des conditions favorables à l'oxydation des résidus, ce qui développe un risque significatif de contamination de l'environnement, principalement de l'eau. La plupart des éléments réactifs dans les résidus miniers sont des minéraux de sulfure, qui, lorsqu'ils s'oxydent, créent des protons H^+ qui ne sont pas utilisés dans d'autres processus de météorisation géologique (Banks et al., 1997 ; Johnson, 2003) et restent libres pour s'ajouter généralement aux molécules de SO_4 , produisant de l'acide sulfurique (Lindsay et al., 2015).

La génération d'acide dans les mines est un phénomène qui a été étudié depuis 1920 et qui est encore étudié aujourd'hui (Bussière, 2007) en raison de sa gravité. On a recensé 558 000 sites miniers abandonnés aux États-Unis comme générateurs d'acide, causant des dommages environnementaux sur environ 23 000 km de rivières (Poulter, 1998; USEPA, 1994). Ces chiffres ne sont pas insignifiants. Au Canada, les estimations pour l'assainissement des sites existants de DMA varient de 2 à 5 milliards de dollars, malgré les dépenses annuelles de l'industrie minière pour la collecte et le traitement des eaux acides (EMCBC, 1998). Dans le monde entier, les dépenses estimées pour la décontamination de résidus miniers s'élèvent à des dizaines de milliards de dollars (Feasby, 1991).

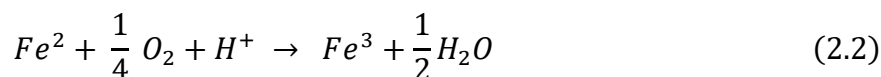
De plus, la génération d'acide n'est pas la seule problématique de l'oxydation des résidus sulfureux. Des essais de lixiviation conduits sur ce type de résidus ont montré l'influence du pH acide dans la dilution des éléments contaminants As, Se, Cu, Zn, Pb. (Al-Abed et al., 2006 ; Al-Abed et al., 2008). Dans l'article de Lindsay et al. (2015), les principales réactions d'oxydation des minéraux sulfureux prédominants dans l'industrie minière des métaux sont expliquées, la pyrite étant considérée comme la plus abondante et ayant pour composition chimique FeS_2 , voir les équation 2.1 à 2.5. L'oxydation d'une molécule de pyrite libère une mole de Fe^{2+} , deux moles de SO_4^{2-} et produit deux moles de H^+ (Équation 2.1) (Nordstrom, 1982).

De plus, les éléments traces présents sous forme d'impuretés peuvent également être libérés. La pyrite est un minéral qui peut contenir des traces d'As, de Pb, de Sb, de Bi, de Cu, de Co, de Ni, de

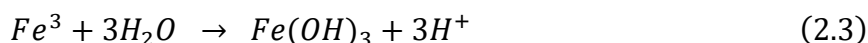
Zn, d'Au, d'Ag, de Se et de Te (Deditius et al., 2011 ; Nordstrom, 2002 ; Savage et al., 2004 ; Paktunc et al., 2006 ; Paktunc, 2008).



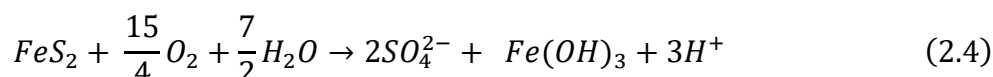
Équation (2.1). Oxydation primaire de la pyrite.



Équation (2.2). Transformation de $Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+}$ en milieu riche en oxygène



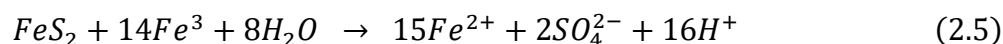
Équation (2.3). Hydrolyse et précipitation Fe^{3+} en $Fe(OH)_3$ dans des conditions de pH supérieurs à 5



Équation (2.4). Réaction globale finale d'oxydation de la pyrite, où chaque mole de FeS_2 produit deux moles de SO_4 , quatre moles de H^+ et un précipité $Fe(OH)_3$

2.4.1 Altération secondaire de la pyrite.

Contrairement à la précipitation sous forme d'hydroxydes de fer « $Fe(OH)_3$ », qui se produit à des pH supérieurs à 5 (équation 2.3), dans un milieu acide, le Fe^{3+} peut continuer à se dissoudre et devenir l'oxydant d'une nouvelle molécule de pyrite sans l'intervention directe de l'oxygène (Singer et Stumm, 1970):



Équation (2.5) oxydation abiotique d'une molécule de pyrite.

Ce type d'oxydation de la pyrite produit 16 moles de H^+ , 2 moles de SO_4^{2-} et 15 moles de Fe^{2+} , ces dernières étant susceptibles de continuer à réagir dans une réaction redox (équation 2.2).

Influence des microorganismes

Il a été démontré que l'interaction des microorganismes, plus spécifiquement des bactéries, joue un rôle dans l'accélération de l'oxydation de Fe^{2+} en Fe^{3+} . Cette interaction peut augmenter jusqu'à

cinq fois la proportion d'oxydation de Fe^{2+} dans des milieux acides de pH inférieur à 3 (Nordstrom et Archer, 2003 ; Nordstrom et Southam, 1997).

Des bactéries telles que *Acidithiobacillus* (At.) ferrooxidans tirent leur énergie de la transformation de Fe^{2+} en Fe^{3+} . Même à des pH proches de la neutralité, ces bactéries ont montré leur capacité à créer des milieux acides à la surface des minéraux sulfureux pour proliférer. (Blowes, 1997; Blowes et al., 2009; Lindsay et al., 2009; Lindsay et al., 2015).

2.4.2 Neutralisation de l'acidité

Certains minéraux tels que les carbonates, les hydroxydes et les silicates ont la capacité d'élever le pH en consommant les H^+ . Toutefois, leur efficacité n'est pas la même pour tous les minéraux, comme présenté au tableau 2.4. Les carbonates, par exemple, peuvent maintenir le pH à des valeurs neutres de 6,5 à 7,5, ce qui est idéal pour favoriser la précipitation des métaux contaminants (Al-Abed et al., 2006; Blowes et al., 2003; Paktunc, 2008; Ptacek et Blowes, 1994). En revanche, les hydroxydes d'aluminium et de fer favorisent la stabilisation du pH dans la plage de 3 et 4 (Blowes et al., 1991; Gunsinger et al., 2006; Jurjovec et al., 2002).

La dissolution des silicates est un processus complexe qui est influencé par de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci, la température est l'un des plus importants. En général, la dissolution des silicates augmente à mesure que la température augmente. Le pH est également un facteur crucial dans la dissolution des silicates. En effet, la plupart des silicates sont plus solubles à des pH acides. Ainsi, une diminution du pH peut augmenter la vitesse de dissolution des silicates. Toutefois, il convient de noter que certains types de silicates peuvent être plus solubles à des pH alcalins, autres facteurs, tels que la pression et la concentration des ions dans l'eau, peuvent également avoir un impact sur la dissolution des silicates (Dietzel, 2000; Terry, 1983).

Bien qu'ils représentent une source importante de neutralisants, leur cinétique de dissolution est lente dans la plage de pH entre 5 et 6 (Blowes et al., 2013; Jamieson et al., 2015). Donc, ils deviennent la dernière barrière pour contrôler l'acidité une fois que les carbonates et les hydroxydes sont épuisés (Jambor et al., 2002; Jurjovec et al., 2002; Salmon et Malmström, 2006).

Tableau 2.4 Taux de réactivité selon Kwong, (1993) tiré de Calugaru (2020).

Type d'altération	Minéraux	Relativité relative
Dissolution	Calcite, Aragonite, Dolomite, Magnésite, Brucite	1
Altération rapide	Anorthite, néphéline, olivine, jadéite, leucite, spodumène, diopside, wollastonite	0.6
Altération intermédiaire	Épidote, zoïsite, enstatite, hypersthène, augite, hédénbergite, amphiboles, hornblende, glaucophane, trémolite, actinolite, anthophyllite, serpentine, chrysolite, talc, chlorite, biotite	0.4
Altération lente	Albite, oligoclase, labradorite, vermiculite, montmorillonite, gibbsite, kaolinite	0.02
Altération très lente	K Feldspath, muscovite	0.01
Inerte	Quartz, rutile, zircon	0.004

Caractérisation géochimique des résidus miniers

Les caractéristiques des résidus dépendent du type de minéral, du procédé métallurgique utilisé et des techniques de disposition adoptées. Par exemple, la taille des particules influe sur la libération des minéraux sulfureux et neutralisants, et ainsi sur le potentiel de génération d'acide. De même, l'utilisation de substances telles que le cyanure dans le processus de flottation complique la gestion des résidus, nécessitant des étapes spécifiques d'élimination (Morrison, 2022).

Il est donc essentiel de déterminer les caractéristiques des résidus pour élaborer des plans de gestion et de restauration adéquats. À cet effet, des paramètres ont été standardisés et généralisés dans le domaine de l'environnement minier et peuvent être évalués par des essais en laboratoire ou sur le terrain.

2.4.3 Essais statiques et de caractérisation

Dans la revue bibliographique pour la conception du guide de caractérisation minérale du gouvernement du Québec, les auteurs ont proposé 3 étapes de caractérisation des matériaux miniers. La première étape consiste en une identification minéralogique et géochimique dans le but

de découvrir l'existence de matériaux problématiques (Plante et al., 2015). Les essais recommandés sont :

- Composition chimique par XRF et ICP : cet essai permet d'obtenir la composition chimique des échantillons.
- Analyse de soufre et de carbone au four à induction : grâce à cet essai, il est possible de constater le pourcentage de soufre et de carbone des échantillons, permettant ainsi de développer une première analyse de leur nature acidogène (Plante et al., 2015).
- La méthode de Sobek (Sobek, 1978) permet de déterminer le potentiel neutralisant et le potentiel de génération des acides. Elle se compose de deux étapes. Tout d'abord, l'échantillon est altéré en ajoutant des gouttes d'acide, puis l'effervescence est évaluée pour déterminer la concentration et le volume de HCl nécessaires à la digestion complète du spécimen. Ce test est communément appelé le test de Fizz. Ensuite, le potentiel neutralisant est validé en raison de la consommation et du reste d'acide. Par ailleurs, les teneurs en soufre, déterminées par essais chimiques, sont multipliées par un facteur stœchiométrique pour calculer le potentiel de génération d'acide (Bouzahzah et al., 2015; Plante et al., 2015).
- Minéralogie qualitative ou semi-quantitative par DRX : elle permet d'identifier et de développer une évaluation qualitative ou semi-quantitative de la composition minéralogique des échantillons en donnant leurs teneurs en %.
- Densité relative au pycnomètre à hélium : elle estime la densité du mélange de minéraux dans l'échantillon (Plante et al., 2015).
- Granulométrie (distribution granulométrique) : elle consiste en une représentation en pourcentage de la distribution de la taille des particules de la masse sèche (McCarthy, 2014).

Essais cinétiques

La deuxième étape consiste en une caractérisation plutôt profonde et précise, comprenant des essais minéralogiques détaillés. Si nécessaire, des essais cinétiques sont recommandés. Il existe quatre types d'essais cinétiques couramment utilisés dans le domaine de l'environnement minier pour comprendre le comportement géochimique des résidus.

Cellule d'humidité

L'essai de la cellule d'humidité consiste en un cycle hebdomadaire de trois étapes réalisées dans une chambre de dimensions spécifiques (diamètre de 20,3 cm et 10,2 cm de hauteur pour les résidus, et inversement pour le matériel stérile, soit 10,2 cm de diamètre et 20,3 cm de hauteur), visant à exposer un kilogramme de résidus à un environnement oxydant. Dans un premier temps, l'échantillon est exposé à de l'air sec pendant trois jours, puis de l'air humide circule dans la chambre pendant les trois jours suivants. Enfin, le septième jour, le cycle se termine par un rinçage avec 0,5 à 1 L d'eau désionisée, et les lixiviats sont recueillis pour être soumis à une série d'analyses chimiques (Plante et al., 2020).

Mini cellules d'altération

Dans cet essai, une petite portion d'échantillon de 67 g est placée à l'intérieur d'un entonnoir Büchner, sur lequel un filtre de 0,45 μm a été placé au préalable. L'ensemble est ensuite monté sur un erlenmeyer en verre qui permettra de recueillir les lixiviats issus des rinçages à l'eau désionisée de 50 ml, qui ont lieu deux fois par semaine (Plante et al., 2020).

L'analyse des lixiviats peut être effectuée après chaque rinçage ou en combinant les deux pour la semaine.

Essai en colonne

Cet essai est une version plus adaptable en fonction de l'objectif de l'étude en comparaison avec les minicellules d'altération et les cellules humides. Comme son nom l'indique, il s'agit d'une colonne de dimensions variables. Il est recommandé que le diamètre soit au moins 6 à 10 fois supérieur à la taille de la plus grande particule (ASTM, 2014). Ce test est largement utilisé en laboratoire pour évaluer la performance des scénarios de restauration. Il permet de 31 nombreuses combinaisons dans le système de mesure et le cycle oxydant, telles que l'installation de sondes pour mesurer la teneur en eau, le montage de sondes pour mesurer la consommation d'oxygène et la simulation des conditions climatiques de la zone d'étude. Par conséquent, le cycle de rinçage avec de l'eau déionisée n'est pas défini et peut varier en régularité ainsi qu'en volume, mais généralement, il faut attendre entre 15 et 30 jours et utiliser moins d'un litre jusqu'à 10 litres d'eau. Les lixiviats sont ensuite analysés (Plante et al., 2020).

Essais en parcelles expérimentales

La dernière étape consiste à effectuer des essais dans des conditions de terrain. Pour cela, des essais cinétiques sont menés à grande échelle sur des parcelles expérimentales d'une surface généralement de plusieurs dizaines de mètres carrés. Les résidus sont déposés sur ces parcelles en utilisant la même technique de déposition que celle employée à grande échelle. La durée de l'étude est de plusieurs années afin d'évaluer avec précision l'impact de l'exposition aux conditions atmosphériques, ainsi que les propriétés hydrogéologiques et l'évolution géochimique du matériau. (Plante et al., 2015). En fonction de l'objectif de la caractérisation, d'autres paramètres peuvent être recherchés à travers des essais en laboratoire. Parmi les plus courants, on peut citer le contenu en argile, la surface spécifique, la conductivité thermique, la consommation d'oxygène, la tortuosité et la rhéologie. Il est également important de mesurer les propriétés hydrogéologiques telles que la porosité, la teneur en eau et la perméabilité.

2.5 Approches de restauration des résidus miniers

De nombreux impacts sont observés suite à l'activité minière, entraînant une transformation complète du paysage, y compris des altérations des caractéristiques naturelles des sols, de la végétation et de l'écosystème en général. De plus, comme décrit précédemment dans ce chapitre, les rejets (rocheux extraits du sous-sol) sont également déposés en surface, formant des tas de stériles et des bassins de rétention pour les résidus de l'usine de concentration. Lorsque les minéraux sulfuriques sont exposés aux conditions atmosphériques, cela peut entraîner la production de l'acide et, par conséquent, des problèmes de contamination environnementale.

La restauration a pour objectif de remettre les terrains touchés par l'industrie minière dans un état satisfaisant. Cependant, cet état est relatif et correspond aux attentes des utilisations futures de ces terrains. Selon Shrestha et Lal, (2011), la restauration doit réussir à créer un écosystème sain et favorable à la biodiversité, qui soit stable et durable dans le temps, en équilibre chimique, physique et biologique.

En ce qui concerne la réglementation québécoise, le Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers propose 4 points à considérer pour atteindre cet état souhaité. Ce sont les points suivants :

- Assurer la sécurité et la santé des personnes en éliminant les risques imminents et directs.

- Réduire voire éliminer, s'il est possible, la production et la propagation à long terme des contaminants, en évitant toute interaction humaine future en activités d'entretien et de suivi.
- Préserver un paysage esthétiquement agréable.
- Démanteler ou adapter, voire éliminer, toutes les anciennes structures qui ne correspondent pas à l'usage futur du sol, à l'exception des zones de stockage des rejets (stériles et résidus miniers).

Des mesures spécifiques sont mises en place dans le cadre de ce guide afin de prendre en compte les résidus miniers et les structures destinées à les contenir. Dès le début de la conception et de la planification de ces structures, il est essentiel de faire appel à des ingénieurs spécialisés possédant une expertise reconnue. Il est également nécessaire d'inclure des études techniques qui examinent les différents scénarios de restauration. Il est recommandé de prendre en considération des mesures visant à réduire la taille des structures, à améliorer leur stabilité physique ou à les éliminer complètement. Ces mesures peuvent inclure l'utilisation de résidus épaissis, de résidus filtrés, l'utilisation des résidus comme remblais, ou encore la co-disposition des résidus et stériles.

En ce qui concerne la restauration des bassins de rétention des résidus miniers, la prévention de la production de DMA et DNC est exigée, ainsi que la réduction des concentrations de métaux, de métalloïdes et d'autres contaminants dans les effluents, en respectant les normes et limites établies dans la Directive 019 et dans le Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM).

Le livre "Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage" (Bussière et Guittonny, 2020) aborde la restauration et la gestion de la problématique du drainage acide des mines en intégrant et en compilant une expertise élevée en ingénierie des auteurs, ainsi que 50 ans de recherche sur le sujet du DMA. Il vise à fournir un document utilisable comme guide pour les professionnels du domaine de l'environnement minier, afin de les aider à considérer et à développer des méthodologies efficaces pour la restauration.

La production et la prédiction du drainage acide sont expliquées dans ce chapitre à travers la caractérisation chimique de la nature génératrice de DMA. Cependant, il est important de noter le rôle de la représentativité des échantillons pour obtenir un niveau réaliste de certitude pour l'ensemble des matériaux étudiés. À cette fin, une règle empirique proposée par (Steffen, 1989) est couramment utilisée, résumée par l'équation 2.6 :

$$N = 0,026M^{0.5} \quad (2.6)$$

où N représente le nombre d'échantillons et M est la masse de l'unité géologique à explorer. Cette estimation du nombre d'échantillons doit être considérée comme un point de départ et non comme un principe impératif lorsqu'il s'agit de définir la représentativité. Il est possible de démontrer l'homogénéité des lithologies sans nécessairement atteindre le nombre suggéré en utilisant cette méthode (Plante et al., 2015; Plante et al., 2020; Steffen, 1989).

Une fois que la production de drainage acide minier est confirmée, l'objectif de la restauration et de la gestion des résidus miniers est d'éviter que l'oxydation des sulfures ne se produise. Cela peut être réalisé en empêchant l'un des trois éléments participants dans la réaction, à savoir l'oxygène, l'eau ou la quantité de matériaux réactifs. À cette fin, des couvertures sont utilisées pour recouvrir la surface des résidus et empêcher l'infiltration de l'eau et/ou de l'oxygène dans les résidus concentrés.

2.5.1 Couvertures multicouches avec effet de barrière capillaire « CEBC »

Cette technique est utilisée lorsque le niveau de la nappe phréatique se situe sous la surface des résidus miniers, ce qui laisse ces derniers dans un état de minimal saturation à la surface et les rend susceptibles à l'oxydation au contact des conditions atmosphériques. Elle consiste à superposer différentes couches de matériaux sur les résidus afin de créer une couche constamment saturée à plus de 85 %, réduisant ainsi la diffusion de l'oxygène à travers cette couche et limitant son contact avec la surface des matériaux sulfurés.

Un minimum de trois couches est nécessaire pour développer l'effet de barrière capillaire, qui permet de maintenir des niveaux de saturation élevés dans un sol fin à faible conductivité hydraulique ($k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s) (limon ou argile à faible plasticité), en l'encapsulant entre deux couches de matériaux grossiers ayant une conductivité hydraulique supérieure de plusieurs ordres de grandeur, soit environ ($k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s) (sable ou gravier). Lorsque les couches grossières se désaturent rapidement, elles deviennent presque imperméables en raison de l'air qui remplit les espaces vides entre leurs particules, permettant ainsi de piéger l'eau à l'intérieur du sol fin (Aubertin et al., 2016; Demers et Pabst, 2020).

Conception et performance de la CEBC

La conception d'une couverture CEBC est un processus unique pour chaque projet et est généralement basée sur des expériences antérieures. Par exemple, les épaisseurs typiques pour la

conception d'une CEBC varient entre 30 et 50 cm pour chacun des matériaux grossiers, et entre 50 et 100 cm pour la couche de sol fin. Des couches de protection ou de matériau organique sont également généralement placées en surface, voir la figure 2.19 (Aubertin, 1995; Demers et Pabst, 2020).

Cependant, pour chaque site, il est nécessaire de réaliser une étude approfondie avant la conception finale afin d'assurer l'efficacité de cette méthode de restauration. Cela comprend la caractérisation des matériaux et du site lui-même, l'évaluation en laboratoire des différentes épaisseurs, matériaux et configurations, la validation des données à l'aide de modèles numériques capables de simuler le bilan hydrique dans les différentes couches et dans différents cycles atmosphériques, des tests à grande échelle sur le terrain, la réévaluation des modèles numériques, et enfin, la construction et la surveillance sur place. Tout ce processus devient une séquence d'étapes résumée dans la figure 2.18.

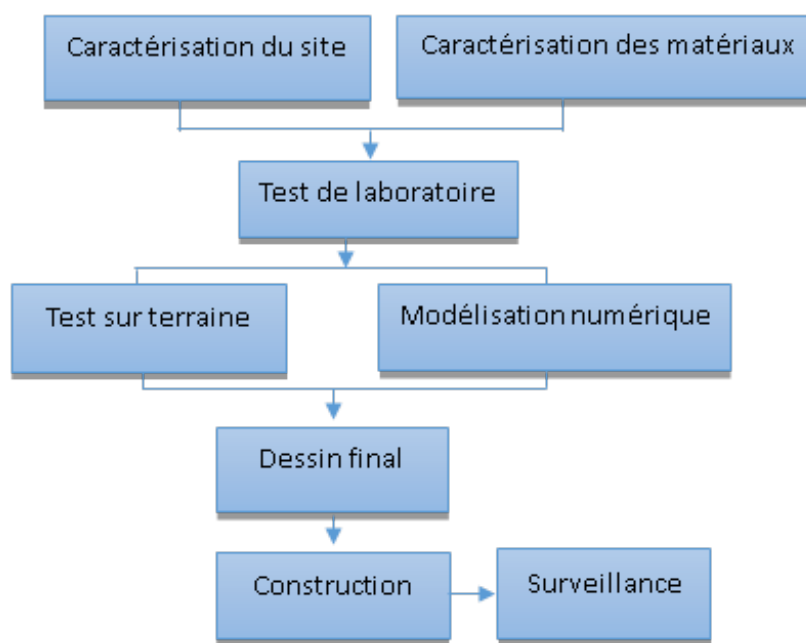


Figure 2.18 Procédure de conception d'une barrière à l'oxygène CEBC (Demers et Pabst, 2020).

Un degré de saturation de 85% à 90% est généralement ciblé pour valider l'efficacité de la restauration d'un parc à résidus avec une barrière CEBC (Aubertin et al., 1998; Bussière et al., 2007). De manière similaire, une couverture est considérée comme efficace si le flux d'oxygène

qui la traverse est inférieur à 50 g O₂/m²/an, ce qui est généralement suffisant pour éviter l'oxydation des sulfures (Aubertin et al., 1999 ; Dagenais et al., 2002 ; Pabst, 2011).

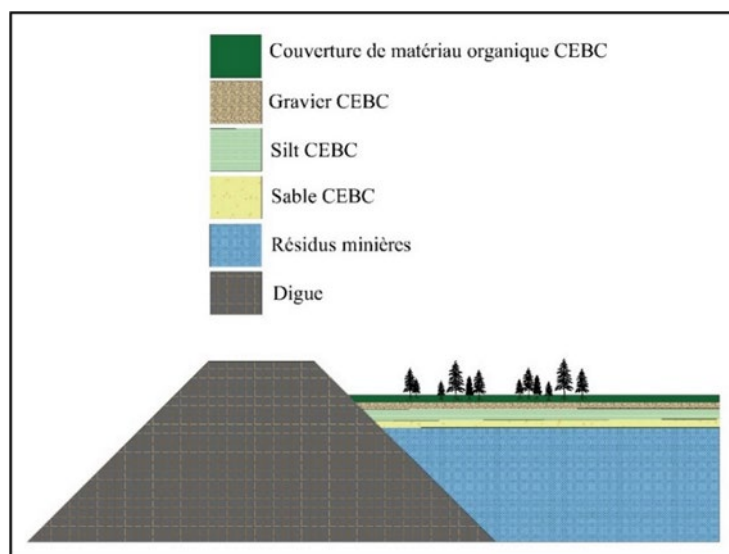


Figure 2.19 Couverture multicouche CEBC, adapté d'Aubertin et al.,(2016).

2.5.2 Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée

L'objectif principal de cette technique est de maintenir les résidus sulfureux dans un état saturé en tout temps, afin de prévenir la diffusion de l'oxygène et l'oxydation des sulfures. Pour y parvenir, plusieurs méthodologies sont mises en œuvre, telles que l'imperméabilisation des digues et/ou du fond du bassin, la génération de particules plus fines pour augmenter la rétention d'eau et la densification des résidus. Ces méthodes sont accompagnées d'une couverture monocouche utilisée pour limiter l'évaporation, protéger les résidus et permettre l'infiltration des précipitations (Aubertin et al., 2016; Pabst, 2020).

Conception et performance

Comme décrit précédemment, le contrôle du bilan hydrique joue un rôle fondamental dans cette technique et détermine le succès ou l'échec de celle-ci. Par conséquent, dans la conception, le niveau de la nappe phréatique est un facteur déterminant. Il est recommandé qu'il soit le plus proche possible de la surface, inférieur à la profondeur requise pour atteindre la moitié de la succion et réduire l'entrée d'air (Demers et al., 2008; Demers et al., 2009; Pabst et al., 2017).

La porosité in situ, utilisée pour estimer la valeur de la pression d'entrée d'air dans les résidus miniers, ainsi que le changement climatique, sont également des paramètres qui nécessitent une attention rigoureuse dans la procédure de conception.

L'évaporation est souvent la principale cause de la diminution du bilan hydrique. Par conséquent, la couverture monocouche a pour rôle de limiter l'évaporation et de protéger les résidus. Des matériaux fins (limons) et grossiers (sables et graviers) peuvent être utilisés dans sa conception, bien que des études aient enregistré une plus grande perte d'eau par évaporation avec les matériaux fins. L'épaisseur typique de cette couche est de 0,5 cm à 200 cm (Rey et al., 2020 ; Pabst., 2020).

De manière similaire à la conception de la CEBC, la conception d'une couverture monocouche est un processus unique pour chaque site, intégrant des données climatiques, des données topographiques et des propriétés des matériaux (résidus de l'usine de 37 concentration et matériaux possibles pour la couverture) dans la modélisation de plusieurs scénarios du bilan hydrique, de transport d'oxygène et de réactions chimiques, afin de sélectionner une ou plusieurs configurations plus adaptées au cas d'étude. Ces configurations seront ensuite testées et évaluées en laboratoire et sur le terrain, jusqu'à sélectionner et construire la meilleure option en termes de performances techniques et financières, voir les figures 2.20 et 2.21.

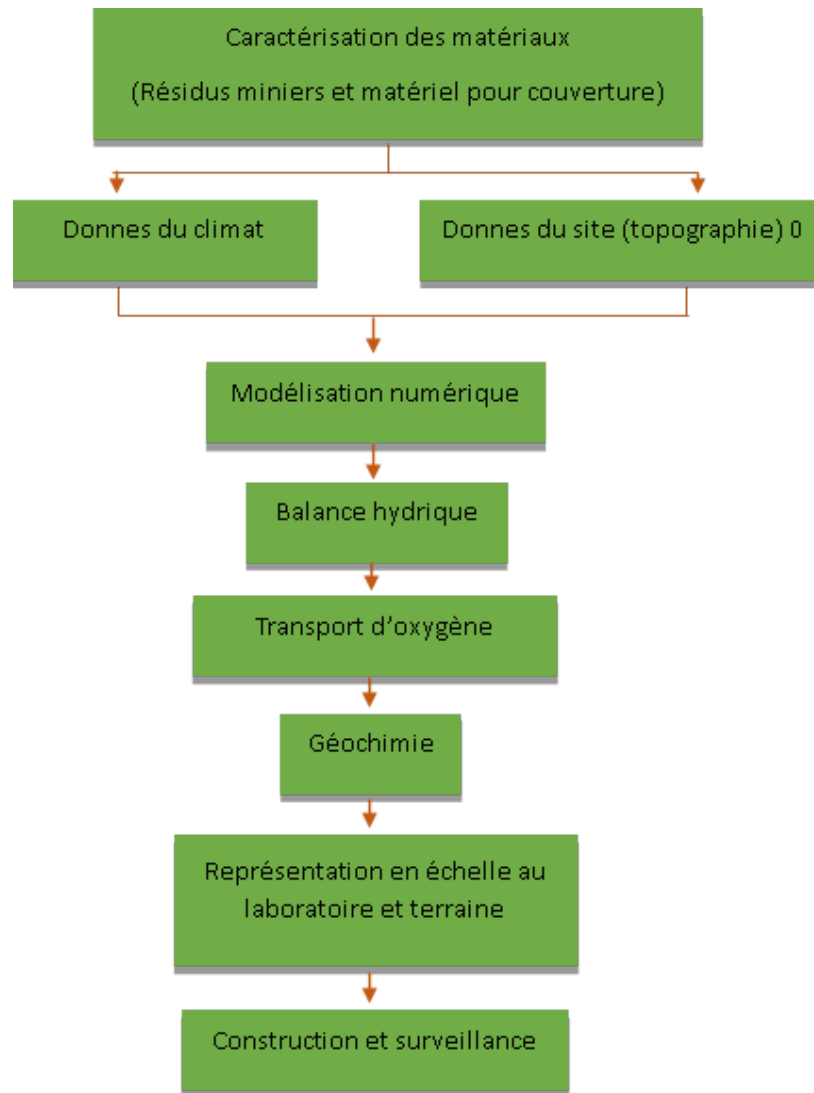


Figure 2.20 Procédure de conception de la Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée (Pabst, 2020)

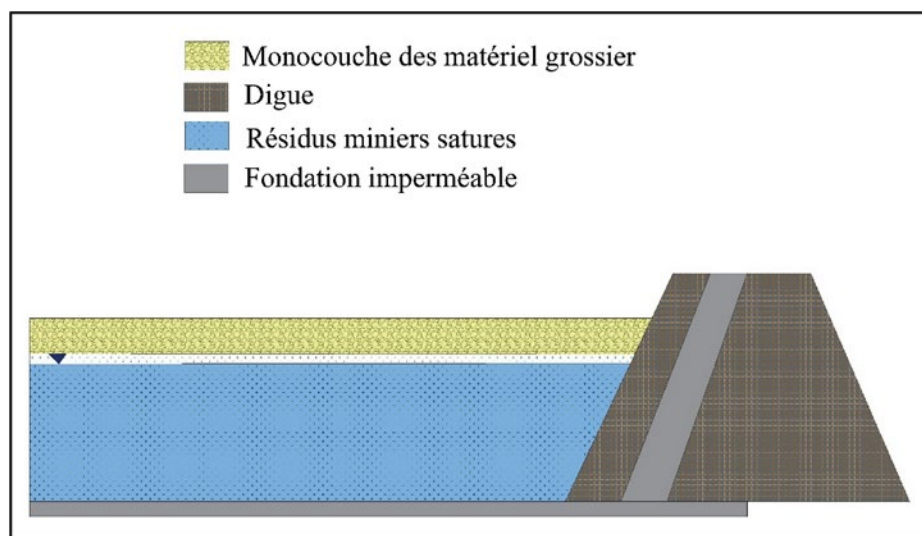


Figure 2.21 Couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée, adapté d'Aubertin et al., (2016).

2.5.3 Couvertures isolantes

Le pergélisol est un phénomène qui se caractérise par des températures égales ou inférieures à 0°C dans un sol pendant au moins deux années consécutives (Van Everdingen, 1998) et il est principalement influencé par les conditions climatiques et du terrain. L'épaisseur du pergélisol, quant à elle, est principalement déterminée par les températures de surface et les gradients géothermiques locaux (Andersland et Ladanyi, 2004). Lors de la réhabilitation de sites miniers dans des régions de pergélisol avec des couvertures isolantes, le régime thermique de la couche superficielle du sol est un facteur critique qui gouverne le comportement géochimique des résidus miniers. Pendant les mois d'été, où les températures sont supérieures à 0°C , le drainage minier acide est principalement généré dans la couche superficielle. Il est donc souhaitable que la portion qui dégèle durant l'été soit limitée à une couverture faite de matériaux non réactifs (Boulanger-Martel et al., 2021). Par conséquent, la compréhension du comportement thermique de la couche superficielle du sol est le facteur le plus important dans la conception de la couverture. En raison des fluctuations à court terme des conditions climatiques et hydrogéologiques, les performances thermiques et l'efficacité des couvertures isolantes peuvent varier chaque année en fonction des conditions climatiques (Boulanger-Martel et al., 2020).

Conception et performance

Fondamentalement, la conception de cette technique consiste à déterminer l'épaisseur d'une couche de matériau non réactif à placer sur les résidus dans le but de maintenir une température cible et d'empêcher l'oxydation. Cette épaisseur dépendra des données climatiques du site et des propriétés des matériaux disponibles pour sa construction. De manière similaire aux autres techniques, la sélection finale de la configuration de cette couverture se fera à travers un processus itératif qui intègre les données du site, les matériaux, les tests en laboratoire et sur le terrain, et qui utilise des modèles numériques pour valider les performances des différentes alternatives.

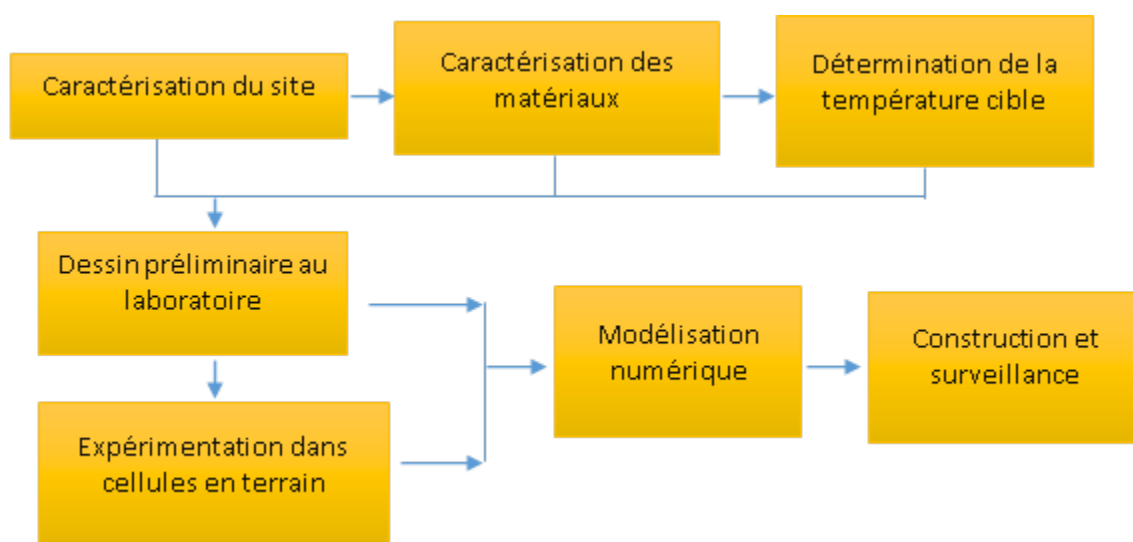


Figure 2.22 Processus de dessin de couverture isolante (Boulanger-Martel et al., 2020).

2.6 Méthodologie d'évaluation des coûts

Actuellement, le logiciel utilisé pour calculer les coûts de fermeture des mines est Reclaim. Il s'agit d'un logiciel programmé en Visual Basic dans Excel, qui vise à fournir aux entreprises une vue d'ensemble de tous les coûts et activités impliqués dans la restauration, en facilitant le développement du plan de fermeture à travers différentes catégories. (Government of the Northwest Territories, 2017).

Ce logiciel divise les coûts en deux grandes catégories : les coûts directs et les coûts indirects.

Coûts directs : Ils correspondent aux travaux nécessaires pour restaurer la zone touchée par l'activité minière à un état semblable à l'original et acceptable pour les entités gouvernementales. Cela implique les travaux de fermeture relatifs à la fosse, à la mine souterraine ou aux deux, selon le cas, ainsi qu'aux digues de rétention des résidus, aux piles de stériles, aux équipements, à la gestion de l'eau et à la gestion des matériaux chimiques, dangereux ou contaminés (Government of the Northwest Territories, 2017).

Coûts indirects : Dans cette catégorie, sont regroupés les coûts correspondant aux travaux post-fermeture tels que la surveillance environnementale (eau souterraine, infiltration, stabilité géotechnique, végétation) et à l'entretien des ouvrages tels que les aires d'entreposage ou les haldes de stériles (contrôle de l'érosion, gestion de la végétation, réparation des couvertures) (Government of the Northwest Territories, 2017).

Cependant, bien que ce logiciel offre un guide pour déterminer une valeur totale des coûts de fermeture, il ne prend pas en compte les travaux de restauration progressive, ni les décisions qui ont été prises pendant l'exploitation minière et qui pourraient avoir un impact positif ou négatif sur la fermeture. Par exemple, un mauvais contrôle des résidus sulfureux pendant de longues périodes pourrait développer des conditions suffisamment acides pour démarrer les réactions d'oxydation.

Selon certains auteurs, tels que Burritt et Christ (2021), il existe un vide conceptuel en ce qui concerne la prise de décisions pour la gestion des rejets et des résidus miniers. Ils estiment que l'évaluation et la sélection des alternatives ne doivent pas suivre la méthodologie standard ou conventionnelle, mais plutôt se baser sur une estimation robuste des coûts qui tient compte de toutes les répercussions externes en cas d'échec de la solution choisie, qu'elles soient environnementales, sociales ou économiques. Cependant, cette approche financière idéale est difficile à adapter pour l'industrie, principalement en raison de la difficulté à transformer les appréciations qualitatives de la société en valeurs quantitatives. De plus, pour des opérations à grande échelle, développer un inventaire de tous les effets possibles chaque fois qu'il est nécessaire de prendre une décision de gestion des résidus prendrait beaucoup de temps, ce qui retarderait l'opération.

Il est important d'estimer avec précision les coûts liés à la restauration ainsi que les surcoûts qu'engendrent les travaux d'entretien des installations. Par exemple, le bilan du Plan de travail 2020-2021 pour la restauration des sites miniers abandonnés montre que le budget réel consacré aux différentes étapes de caractérisation, de conception de scénarios, de restauration et de suivi

post-restauration, ainsi qu'à l'entretien des sites abandonnés, a dépassé de 5,7 millions de dollars le montant prévu (Ministère de l'énergie et des ressources naturelles, 2022). Les surcoûts les plus importants ont été constatés au niveau de l'entretien des installations après la restauration.

2.6.1 Méthodologie d'évaluation d'alternatives

La faisabilité de nombreux projets visant à améliorer les propriétés physiques des résidus miniers ainsi que la sélection de leur disposition est évaluée à l'aide de la technique de la valeur actuelle nette. Celle-ci repose sur la comptabilisation standard des activités de capital et d'opération, ainsi que sur l'actualisation de ces dernières à travers un taux d'actualisation.

Par exemple, les coûts de capital pour un projet de filtration de résidus seraient composés de la valeur d'achat et d'installation de l'usine de filtration et ainsi que du système d'alimentation qui la nourrirait. Par ailleurs, les coûts d'opération sont composés des différents éléments liés à la consommation en fonction du temps pour développer l'activité minière : l'utilisation d'énergie de l'usine et des pompes, la valeur unitaire équivalant au transport du matériel sec jusqu'à l'endroit de déposition, la main d'œuvre et l'entretien.

Dans leur article intitulé "Assessing the impact of uncertain future closure costs when evaluating strategies for tailings management" publié en 2020, Carneiro et Fourie ont présenté une alternative intéressante. À partir d'un gisement hypothétique d'or typique situé dans les Goldfields de l'ouest de l'Australie, les auteurs ont intégré les différents coûts concernant la gestion des résidus dans l'analyse de faisabilité en utilisant la méthodologie du coût du cycle de vie ("life cycle costing").

La méthode du coût du cycle de vie prend en compte les coûts liés à chaque option de densification et/ou de filtration des résidus, en commençant par les coûts en capital et en exploitation, puis en incluant les coûts de restauration des parcs à résidus et de surveillance environnementale, considérés comme des activités de fermeture et de post-fermeture, couvrant ainsi l'ensemble des activités de gestion des résidus miniers. Dans cette méthode, les coûts sont répartis sur différentes périodes. Par exemple, les coûts en capital sont engagés la première année, les coûts d'exploitation persistent tant que l'extraction de minerai est en cours, et enfin, les coûts de fermeture sont pris en compte l'année suivant la fin de l'exploitation minière. Afin de permettre une comparaison appropriée, il est essentiel de les actualiser en fonction du moment où ils sont prévus, en utilisant un taux de réduction similaire à celui de la valeur actuelle nette (VAN). Cette méthodologie des

coûts peut être mieux comprise en examinant la formule 2.7 proposée par Carneiro et Fourie dans leurs travaux de recherche de 2020.

$$LCC = C_{CAPEX} + \sum_{t=a}^{T1} C_{OPEXt}(1 + r_{OPEX})^{-t} + \sum_{t=b}^{T2} C_{CLOSUREt}(1 + r_{CLOSURE})^{-t} \quad (2.7)$$

Cette formule utilise les variables suivantes : C_{CAPEX} représente les coûts de capital, C_{OPEXt} représente les coûts d'opérations au temps t et $C_{CLOSUREt}$ représente les coûts de fermeture au temps t . Le taux de réduction est représenté par la lettre « r », qui généralement est compris peut varier en fonction de l'opération et de la fermeture. Le paramètre a indique l'année de début des opérations et le paramètre b représente l'année d'arrêt d'opération. Les paramètres $T1$ et $T2$ représentent, respectivement, la durée des opérations (la dernière année d'exploitation) et la dernière année de surveillance. Dans le cadre de leur travail (Carneiro et Fourie, 2020), deux scénarios ont été proposés pour comparer les alternatives de densification. Le premier scénario est un scénario traditionnel où les coûts sont calculés en comptabilisant les activités de chaque étape. Dans le deuxième scénario, les coûts de fermeture sont triplés pour prendre en compte l'incertitude des impacts environnementaux ainsi que les possibles sous-estimations des coûts de restauration.

Néanmoins, dans l'article de (Carneiro et Fourie, 2020), les activités de restauration des aires d'entrepôts consistent à placer des roches de taille grossière sur les résidus et de recouvrir avec de la végétation. Cette méthodologie n'est possible que lorsqu'il s'agit de résidus non générateurs des acides; cependant, les résidus réactifs générateurs d'acide et/ou de lixiviats contaminés requièrent une gestion rigoureuse qui implique une attention supplémentaire pendant l'opération ainsi que des activités de restauration plus complexes. Par conséquent, ce type de résidus représente un risque environnemental supérieur.

La méthodologie du coût du cycle de vie présente de nombreux avantages. Tout d'abord, elle permet d'associer les techniques d'amélioration des propriétés physiques telles que la densification aux travaux de restauration, ce qui permet une planification de la gestion des résidus miniers en liant les différentes alternatives. De plus, en modifiant les périodes dans la somme, on peut prendre en compte la vitesse de consolidation des résidus ainsi que le temps de prolongation du suivi environnemental après restauration en fonction des caractéristiques des résidus, tel que dicté par la

Directive 019. De manière similaire, les différentes instances pour la mise en place des activités permettent de proposer l'utilisation de facteurs de sécurité sur les coûts en fonction du risque environnemental. Cette méthodologie facilite une estimation flexible des coûts liés aux imprévus relatifs à la restauration, à l'entretien des ouvrages ou à la surveillance post-restauration, qui pourraient occasionner un dépassement des coûts totaux de fermeture prévus. La méthodologie du coût du cycle de vie sera donc étudiée davantage à travers ce projet de recherche, et plus particulièrement dans le cas de résidus miniers ayant des propriétés géochimiques variables.

CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DES RÉSIDUS

Ce chapitre présente les travaux de laboratoire réalisés dans le cadre de ce projet visant à caractériser et déterminer le type de résidus à produire à partir de 10 échantillons de forage prélevés dans 4 gisements différents de la mine Raglan. Initialement, une émulation de la granulométrie des résidus réels a été réalisée à travers le concassage et le broyage. Par la suite, la densité des grains a été déterminée à l'aide d'un pycnomètre à hélium. De plus, un essai de diffraction des rayons X (DRX) a été mené pour examiner la composition minéralogique des échantillons.

Des essais statiques tels que l'estimation de la teneur en soufre et en carbone, ainsi que la détermination du potentiel neutralisant selon la méthode Sobek, ont été réalisés pour étudier le comportement géochimique des échantillons. Les résultats de ces dernières ont été validés grâce à la réalisation d'un essai cinétique impliquant 20 minicellules d'altération et l'analyse de lixiviats.

3.1 Mine Raglan

La mine Raglan, propriété de la compagnie Glencore, est située au nord de la province du Québec. En 2020, elle a produit 39 230 tonnes de nickel, 8 988 tonnes de cuivre et 827 tonnes de cobalt à travers ses quatre mines souterraines : Kikialik, Qakimajurq, Katinniq et Mine 2. Cette opération a généré 1280 emplois avec une masse salariale de 186 millions de dollars (Glencore, 2022).

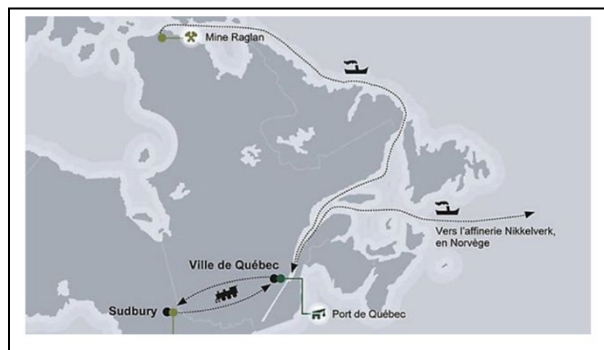


Figure 3.1 parcours du nickel de la mine Raglan tirée de Glencore,(2022).

Le matériau extrait est concassé et broyé, puis transporté par camion sur 100 km, par bateau sur 2600 km et par train sur 950 km pour alimenter une usine de transformation située à Sudbury, en

Ontario, tel que présenté à la figure 3.1. C'est là que le concentré de nickel est transformé en métal (Glencore, 2022).

À la mine Raglan, environ 1,5 million de tonnes de minerai sont transformées chaque année. Ce processus génère plus de 1,4 million de tonnes de résidus provenant de l'usine de concentration. (Glencore, 2022).

3.2 Échantillons et préparation du matériel

Dix échantillons de forages provenant de 4 sites de la mine Raglan (Kikialik, M2, Min8, et Zone5-13) ont été envoyés au laboratoire de l'Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale (URSTM) et sont photographiés à la figure 3.2.



Figure 3.2 Matériel d'origine.

Par la suite, les échantillons ont été concassés avec la même énergie et tamisés pour vérifier leur distribution granulométrique. En préparation pour les essais géochimiques et minéralogiques sur les solides, une portion de 400 g a été prélevée et passée au pulvérisateur jusqu'à obtenir une taille inférieure à 85 μm selon le tamisage.

Les courbes granulométriques obtenues à partir du concassage des roches de forage (figure 3.3) ont été comparées à la distribution de taille de particules réelle de l'ensemble des résidus de l'usine de concentration de la mine Raglan « Raglan 100% ». Cette comparaison a permis d'observer que les échantillons avaient une taille supérieure aux résidus typiques, suggérant ainsi qu'il serait nécessaire de développer des cycles de pulvérisation sur les échantillons pour les rapprocher de la granulométrie recherchée.

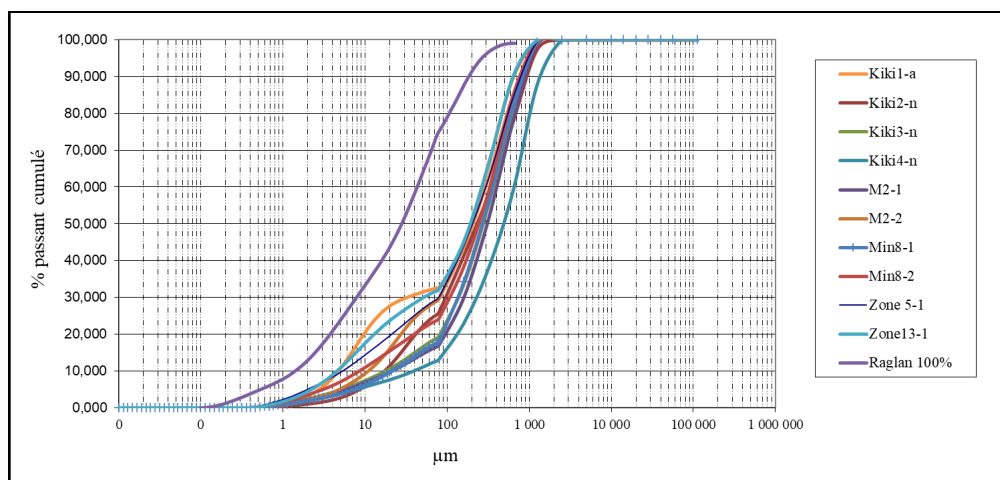


Figure 3.3 Granulométrie après concassage des spécimens

Ceci a permis d'obtenir 10 nouveaux échantillons. Les paramètres de pulvérisation utilisés sont identifiés dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 Cycles de pulvérisation.

Nom	Cycles de pulvérisation
Kiki1-a Raglan	1 min – 50 rpm et 1 min – 100 rpm
Kiki2-n Raglan	2 min – 100 rpm et 1 min 105 rpm
Kiki3-n Raglan	3 min -105 rpm et 2 min 120 rpm
Kiki4-n Raglan	3 min – 120 rpm et 2 min 125 rpm
M2-1 Raglan	2 min – 110 rpm et 4 min 120 rpm
M2-2 Raglan	1 min-100 rpm et 1 min 120 rpm
Min8-1 Raglan	2 min -110 rpm et 4 min 120 rpm
Min8-2 Raglan	1 min – 110 rpm et 4 min 120 rpm
Zone5-1 Raglan	2 min – 110 rpm et 1 min 120 rpm
Zone13-1 Raglan	1 min- 100 rpm et 1 min 120 rpm

Bien que la comparaison de la résistance et de la dureté de chaque échantillon soit difficile en raison des variations d'énergie et de durée du processus de pulvérisation, afin d'obtenir une granulométrie similaire à celle des résidus de Raglan, il apparaît que les échantillons Kiki1-a Raglan, M2-2 Raglan, Zone5-1 Raglan et Zone13-1 Raglan ont nécessité moins d'énergie pour atteindre la granulométrie visée, voir la figure 3.4.

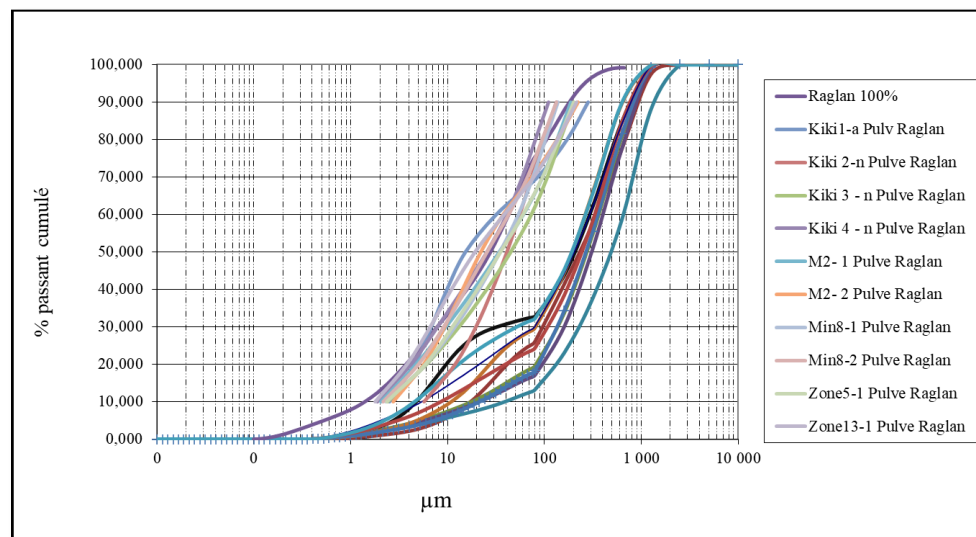


Figure 3.4 Granulométrie des échantillons émulant les Résidus Raglan

Pour déterminer la densité des grains solides (Gs) de tous les échantillons, un pycnomètre à hélium a été utilisé. Ce dispositif permet de mesurer le volume d'un matériau dont la masse est connue en faisant circuler de l'hélium à l'intérieur d'une petite chambre. Les résultats ont été compilés dans le tableau 3.2 ci-dessous.

La moyenne de ces valeurs a été utilisée pour les calculs de volume de solides dans le chapitre 5.

Tableau 3.2 Mesures de la densité des grains des échantillons.

Nom	Gs
Kiki1-a	2.62
Kiki2-n	4.41
Kiki3-n	2.72
Kiki4-n	2.58
M2-1	2.75
M2-2	3.23
Min8-1	2.64
Min8-2	2.93
Zone5-1	2.93
Zone13-2	2.84
SG Moyenne	2.97

3.3 Diffraction des rayons X (DRX)

L'identification de la composition minéralogique des échantillons a été faite par diffraction des rayons-x (DRX). L'essai DRX a été réalisé par le laboratoire Actlabs Ltd, basé à Val-d'Or, Québec, Canada. L'essai a montré l'existence d'une importante quantité de silicates avec capacité neutralisante, tels que l'albite, le feldspath potassique, le chlorite, la serpentine, l'épidote et l'augite. Néanmoins, il est important de considérer le taux de réaction des différents silicates, car leur capacité de neutralisation dépendra de leur facilité à réagir en réponse à l'acidification du milieu. Le tableau 3.3 a été construit en se basant sur les travaux de Paktunc (1999) pour identifier et catégoriser les minéraux neutralisants dans l'étude.

Les résultats sont présentés dans les tableaux 3.4 et 3.5.

Tableau 3.3 Identification de réactivité des minéraux neutralisants par couleur.

Couleur	Réactivité relative	Ratio de réaction approximatif (mol/cm ² s)
	1	5.5×10^{-11}
	0.6	1×10^{-14}
	0.4	$1 \times 10^{-15} - 1 \times 10^{-16}$
	0.02-0.01	$1 \times 10^{-16} - 5.5 \times 10^{-17}$

Particularités

L'échantillon Kiki2-n présente une faible teneur en silicates par rapport aux autres spécimens, tandis que M2-1 est le seul matériau contenant un pourcentage de carbonate (dolomite). Les échantillons Kiki1-a, Kiki4-n, Min8-2, Zone5-1 et Zone13-1 ne contiennent pas de minéraux sulfureux en quantité suffisante pour être détectés par DRX (limite de détection d'environ 1%). En revanche, les échantillons Kiki2-n et M2-2 présentent des teneurs élevées en minéraux susceptibles de s'oxyder et de générer de l'acide.

Tableau 3.4 Teneurs des minéraux avec capacité de neutralisation d'acide, obtenues par DRX

Classification	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Silicate	Carbonate
Nom d'échantillon/Minéral	Quartz	Albite	K feldspar	Muscovite	Biotite	Chlorite	Serpentine	Amphibole	Diopside/ Augite	Clinozoisite/ Epidote	Titanite	Talc	Dolomite
kiki1-a (Pulv) (U108234)	39,2	22,6	Trace	23,5	n.d.	14,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
kiki2-n (Pulv) (U108235) **	2,1	4	n.d.	n.d.	n.d.	3,9	n.d.	4,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
kiki3-n (Pulv) (U108236)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3	42,2	9,8	3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
kiki4-n (Pulv) (U108237)	2,9	93,6	n.d.	n.d.	Trace	2,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,8	n.d.	n.d.
M2-1 (Pulv) (U108238)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,7	39,6	9,5	n.d.	n.d.	n.d.	4,3	4,2
M2-2 (Pulv) (U108239)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,2	49,4	5,6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Min8-1 (Pulv) (U108240)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	52,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Min8-2 (Pulv) (U108241)	4,7	27,6	1,7	n.d.	3,2	23,1	n.d.	28,3	5	6,4	n.d.	n.d.	n.d.
Zone5-1 (Pulv) (U108242)	4,4	29,3	2,5	n.d.	n.d.	16,4	n.d.	28,1	4,5	14,9	n.d.	n.d.	n.d.
Zone13-1 (Pulv) (U108243)	n.d.	12,3	2,1	n.d.	n.d.	25,8	n.d.	53,3	n.d.	6,5	n.d.	n.d.	n.d.

n.d. : non détecté

3.4 Analyse du soufre et carbone totaux par fournaise à induction et potentiel de neutralisation par méthode modifiée (Lawrence et Wang, 1997).

Le soufre total et le carbone total ont été analysés à l'aide de la fournaise à induction ELEMENTRAC CS-i - Eltra. Le potentiel de neutralisation (PN) a été déterminé selon la méthode Sobek (1978) modifiée.

En comparant les résultats de l'essai DRX avec ceux de l'essai PN présentés dans le tableau 3.7, on peut observer l'effet des teneurs élevées de serpentine sur la capacité neutralisante des échantillons Kiki3-n, M2-1, M2-2 et Min8-1, dépassant l'équivalent de 20 kg de CaCO_3/t . Le spécimen M2-1 a montré une valeur supérieure aux autres, ce qui pourrait être attribuable à sa teneur en dolomite.

Le potentiel neutralisant de l'échantillon Kiki4-n a été déterminé à 2,82 kg CaCO_3/t , bien qu'il soit en majorité constitué d'albite (93 %), ce qui pourrait expliquer sa réactivité faible.

Contrairement à l'essai DRX, l'essai de soufre et de carbone a mesuré des concentrations en soufre pour tous les échantillons, ainsi que des traces de carbone, tel que présenté dans le tableau 3.6. Une autre particularité importante s'est présentée pour le spécimen M2-1 qui a obtenu la valeur de PN la plus élevée (essai de potentiel neutralisant) et a exposé une teneur de 4 % de dolomite (en DRX), mais dont le total de carbone ne se trouve pas dans la limite de détection après le test S et C. voir tableau 3.7.

Tableau 3.6 Soufre et carbone totaux par fournaise à induction.

Élément	C _{total}	S _{total}
Unités	% p/p	% p/p
LDM	0,05	0,009
Kiki1-a (Pulv)	0,15	0,303
Kiki1-a (Pulv) Dup	0,14	0,281
Kiki2-n (Pulv) **	0,06	33,623
Kiki3-n (Pulv)	< LDM	2,417
Kiki4-n (Pulv)	< LDM	0,375
M2-1 (Pulv)	< LDM	0,053
M2-2 (Pulv)	0,61	1,225
Min8-1 (Pulv)	0,16	12,776
Min8-2 (Pulv)	< LDM	9,74
Zone5-1 (Pulv)	0,07	0,223
Zone13-1 (Pulv)	0,05	0,092
Zone13-1 (Pulv) Dup	0,05	0,08

Tableau 3.7 Potentiel neutralisant (Lawrence et Wang, 1997).

Méthode PE3 AC-13	PN
Unités	(Kg CaCO ₃ /t)
Kiki1-a (Pulv)	3,66
Kiki1-a (Pulv) Dup.	3,65
Kiki2-n (Pulv)	0,48
Kiki2-n (Pulv) Dup.	0
Kiki3-n (Pulv)	29,76
Kiki4-n (Pulv)	2,82
M2-1 (Pulv)	64,47
M2-2 (Pulv)	25,79
Min8-1 (Pulv)	20,34
Min8-2 (Pulv)	4,87
Zone5-1 (Pulv)	5,39
Zone13-1 (Pulv)	12,02

3.4.1 Analyses des essais statiques

Selon la méthode proposée par Sobek, (1978), modifiée par Lawrence et Wang, (1997), il est possible d'interpréter les résultats des tests de soufre et de carbone ainsi que du potentiel neutralisant par une simple analyse stœchiométrique où le potentiel d'acidité est déterminé en multipliant la quantité de soufre par un facteur de 31,25 selon l'équation 3.1 représentant la quantité nécessaire en kg de CaCO_3 (calcite) pour neutraliser l'acide. Il est important de noter que cette méthode présente certaines limites, notamment en raison de son hypothèse initiale considérant que tout le soufre provient de la pyrite et que toute la pyrite réagira pour générer de l'acide. La méthode du potentiel neutralisant est basée sur le test de fizz (voir section 2.4.3). Toutefois, il convient de remarquer que cette méthode peut sous-estimer la capacité neutralisante des carbonates et surestimer celle des silicates.

$$PA \left(Kg \frac{\text{CaCO}_3}{t} \right) = 31.25 * (\%S) \quad (3.1)$$

Il est également possible d'estimer le potentiel neutralisant des échantillons en utilisant le pourcentage de leur contenu en carbone obtenu par le test de soufre et de carbone au four à induction, en multipliant ce pourcentage par un facteur de 83,33. Dans ce cas, on suppose que tout le carbone provient du carbonate de calcium (Price, 2009). Équation 3.2.

$$PNC \left(Kg \frac{\text{CaCO}_3}{t} \right) = 83.33 * (\%C) \quad (3.2)$$

L'évaluation de la nature génératrice d'acide ou non est réalisée en comparant le potentiel d'acidité (PA) et le potentiel neutralisant (PN) selon les critères d'évaluation présentés dans la figure 2.3 du livre "Hard Rock Mine Réclamation" (Bussière et Guittonny, 2020) et reproduits au tableau 3.8.

Tableau 3.8 Critères d'évaluation du potentiel de génération d'acide (Plante et al., 2020), (Ferguson et Morin, 1991).

Critères d'évaluation	NPGA (Non potentiellement générateur acide)	Zone d'incertitude	PGA (Potentiellement générateur acide)
PNN (PN-PA)	$PNN > 20 \text{ kg CaCO}_3 / \text{t}$	$PNN \in [-20 ; 20]$	$PNN < -20 \text{ kg CaCO}_3 / \text{t}$
RPN (PN/PA)	$PN/PA > 2$	$PN/PA \in [1 ; 2]$	$PN/PA < 1$

Selon la législation québécoise si l'ensemble des échantillons ont montré un potentiel de génération d'acide dans les essais statiques et que l'essai de soufre et de carbone a révélé une teneur en soufre supérieure à 0,3 %, alors les résidus doivent être considérés comme acidogènes (Ministère de l'Environnement, 2012).

En conséquence, les résidus issus de la combinaison des spécimens testés sont considérés comme étant générateurs d'acide. Cependant, l'analyse de la distribution des PNN et PN/PA par groupe de mines d'origine des échantillons (tableau 3.9), permet de constater que cette interprétation, basée sur la méthode Sobek et le potentiel neutralisant des carbonates (PNN), ne permet pas de déterminer de manière concluante et fiable le comportement géochimique des échantillons. Néanmoins, il est possible de tirer quelques premières conclusions, comme que le matériel provenant de la mine Kikialik et de la Mine 8 est majoritairement PGA, tandis que celui de M2 et des Zones 5 et 13 est essentiellement incertain.

Par conséquent, des essais cinétiques sont recommandés pour évaluer plus précisément le potentiel de génération d'acide.

Tableau 3.9 Évaluation du potentiel net de neutralisation (PNN) et du ratio PN/PA

	PNN Sobek	PNN Carbonates	PN/PA	PN/PA	PNN Sobek	PNN Carbonates	PN/PA	PN/PA
	KgCaCO ₃ /t	KgCaCO ₃ /t	Sobek	Carbonates	Sobek	Carbonates	Sobek	Carbonates
Kiki1-a (Pulv)	-5,8	2,7	0,39	1,29	Incertitude	Incertitude	PGA	Incertitude
kiki1-a (Pulv) Dup	-5,1	3,1	0,42	1,36	Incertitude	Incertitude	PGA	Incertitude
Kiki2-n (Pulv) **	-1050,2	-1045,3	0,00	0,01	PGA	PGA	PGA	PGA
kiki2-n (Pulv) Dup	-1050,7	-1045,3	0,00	0,01	PGA	PGA	PGA	PGA
Kiki3-n (Pulv)	-45,8	-75,5	0,39	0,00	PGA	PGA	PGA	PGA
Kiki4-n (Pulv)	-8,9	-11,7	0,24	0,00	Incertitude	Incertitude	PGA	PGA
M2-1 (Pulv)	62,8	-1,6	39,14	0,00	NPGA	Incertitude	NPGA	PGA
M2-2 (Pulv)	-12,5	12,8	0,67	1,33	Incertitude	Incertitude	PGA	Incertitude
Min8-1 (Pulv)	-378,9	-386,0	0,05	0,03	PGA	PGA	PGA	PGA
Min8-2 (Pulv)	-299,5	-304,4	0,02	0,00	PGA	PGA	PGA	PGA
Zone5-1 (Pulv)	-1,6	-1,1	0,77	0,84	Incertitude	Incertitude	PGA	PGA
Zone13-1 (Pulv)	9,2	1,2	4,19	1,40	Incertitude	Incertitude	NPGA	Incertitude
Zone13-1 (Pulv) Dup	9,5	1,6	4,81	1,63	Incertitude	Incertitude	NPGA	Incertitude
Moyenne Total sans duplicata	-173	-180,9	4,6	0,5	PGA	PGA	NPGA	PGA
Moyenne mine Kiki sans duplicata	-278	-282	0	0	PGA	PGA	PGA	PGA
Moyenne mine M2 sans duplicata	25	6	20	1	NPGA	Incertitude	NPGA	PGA
Moyenne mine Min8 sans duplicata	-339	-345	0	0	PGA	PGA	PGA	PGA
Moyenne mine Zone sans duplicata	4	0	2	1	Incertitude	Incertitude	NPGA	Incertitude

3.5 Montage des mini cellules



Vingt minicellules d'altération ont été installées dans une armoire en utilisant 67g de chaque spécimen (ceux ayant une taille de particules similaire aux résidus de Raglan et ceux avec une granulométrie plus grossière). Le cycle d'altération a consisté en deux rinçages avec 50 ml d'eau désionisée par semaine, avec une période d'attente de 4 heures avant la collecte des lixiviats à l'aide d'une pompe. La durée de l'essai était de 16 semaines.

Afin de maintenir l'humidité et d'éviter un dessèchement extrême après les pompages, l'armoire était équipée d'un système d'humidification légère, tel que montré à la figure 3.5.

Figure 3.5 Armoire à mini cellules.

3.5.1 Analyses des lixiviats et calibration

pH

Le pH a été mesuré à l'aide d'une électrode de pH Orion Triode™, préalablement étalonnée avec des solutions de pH 4, 7 et 10. Avant de commencer les mesures, l'électrode a été vérifiée à l'aide d'une solution de pH 5. Les mesures ont été effectuées sur 25 ml des lixiviats récupérés pour chaque échantillon. Les appareils utilisés pour les analyses chimiques sont montrés à la figure 3.6.

Potentiel d'oxydo-réduction

Les 25 ml de lixiviat séparés par échantillon pour mesurer le pH ont été réutilisés pour effectuer des mesures d'oxydo-réduction, de conductivité et d'alcalinité. L'étalonnage de l'électrode ORX (combinant PT/Ag/AgCl) a nécessité une solution de 225 mV.

Conductivité

La mesure de la conductivité a été réalisée à l'aide d'un conductimètre Oakton 6 Acorn Con Série 724015, équipé d'une électrode de série 252208. La calibration de la sonde de conductivité a été effectuée en utilisant une solution de référence appropriée de $1413 \mu S$.

Alcalinité et acidité

Les tests d'alcalinité et d'acidité ont été mesurés à l'aide de l'appareil 848 Titrino Plus, en utilisant 50 ml de chaque échantillon (25 ml pour l'acidité et 25 ml pour l'alcalinité).

Pour l'étalonnage de l'électrode de pH, des solutions de pH 4, 7 et 10 ont été utilisées, suivies d'une validation réalisée avec 2,5 mL de solution de potassium d'hydrogénophthalate $C_8H_5KO_4$ (0,05 N) pour l'acidité et 2,5 mL de solution de carbonate de sodium Na_2CO_3 (0,05 N) pour l'alcalinité.



Figure 3.6 Équipements de mesures physico-chimiques pour les lixiviats des mini-cellules.

Analyses ICP

Deux tubes ICP (un pour le test et un en tant que sauvegarde) ont été préparés avec 10 ml d'échantillon après chaque groupe de rinçage. L'analyse chimique a été réalisée par l'équipe technique en chimie de l'URSTM. Les éléments analysés par ICP-OES sont : Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Se, Si, Sr, Te, Ti, Tl, U, V, Zn.

3.5.2 Interprétation des analyses sur lixiviats des mini cellules

pH et Conductivité

Pendant la durée de l'essai, des mesures de pH neutres ont été prédominantes pour la plupart des échantillons, tel qu'observé aux figures 3.7 et 3.8. En effet, pour presque tous les échantillons, les valeurs de pH sont restées dans la plage de la neutralité (entre 6 et 7), à l'exception du spécimen Kiki2-n ragl qui a rapidement chuté à une valeur de 4. Au fil des jours, les pH des lixiviats de cet échantillon ont continué à baisser et ont montré des caractéristiques acides (coloration jaune). Un comportement similaire, mais à une vitesse plus lente, a été observé pour son équivalent de granulométrie plus grossière (Kiki2-n). En revanche, l'échantillon M2-2 ragl a présenté un comportement fluctuant entre augmentation et diminution, attribuable à ses teneurs élevées en minéraux neutralisants et en sulfures.

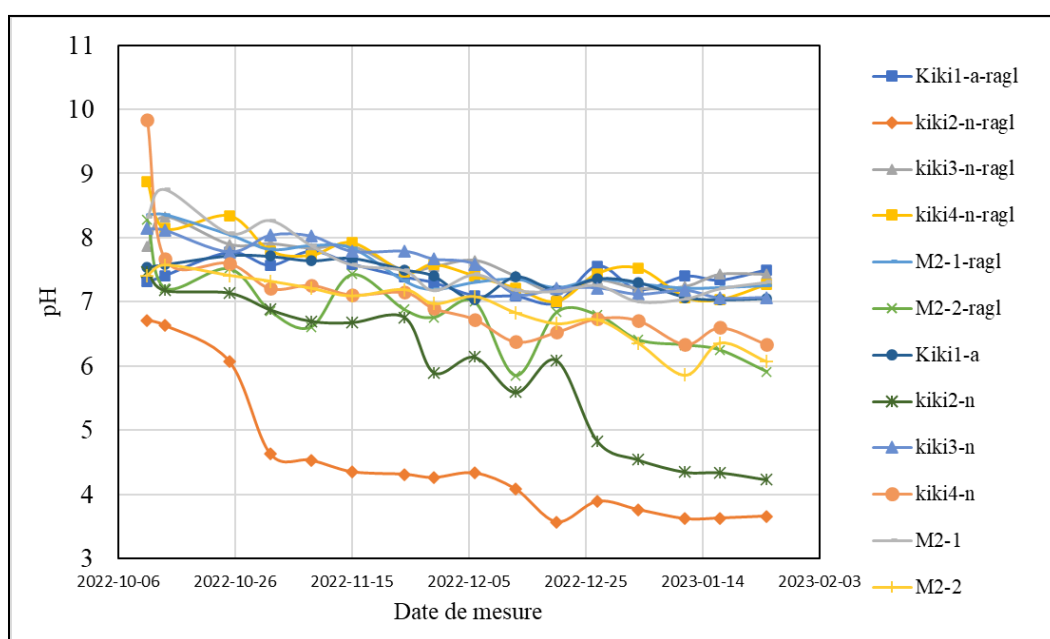


Figure 3.7 pH obtenu après des cycles de rinçages (échantillons ragl correspondent aux matériaux broyés à la granulométrie typique des résidus Raglan)

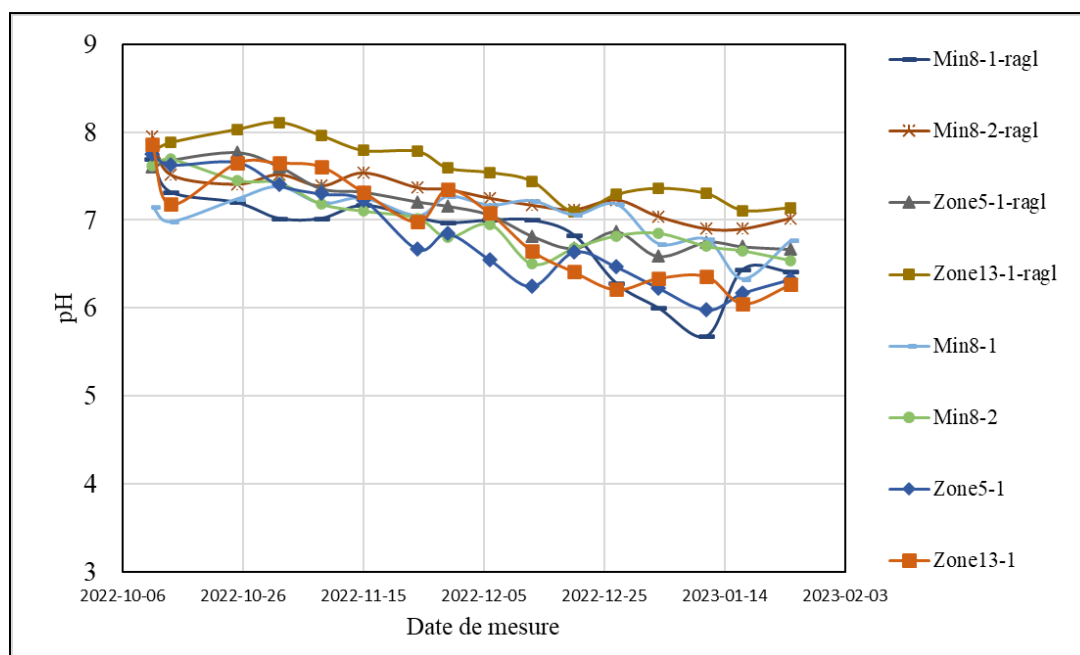


Figure 3.8 pH obtenu après des cycles de rinçages (échantillons ragl correspondent aux matériaux broyés à la granulométrie typique des résidus Raglan)

Potentiel d'oxydo-réduction et conductivité électrique

La valeur de 244 mV a été ajoutée aux mesures réalisées avec l'électrode standard de solution 3M KCl afin de les corriger et de les transformer en leur équivalent en termes de valeurs Eh (électrode standard d'hydrogène) (Crouch et al., 2014, Nordstrom and Wilde, 2005).

En utilisant les travaux de Lowson (1982) et de Benzaazoua et al. (2004), les données obtenues à partir des mesures d'Eh ont été comparées aux mesures de pH et sont présentées aux figures 3.9 et 3.10. La plupart des échantillons se trouvaient sur les valeurs de la plage de précipitation de $\text{Fe}(\text{OH})_3$, à l'exception de l'échantillon Kiki2-n, dans ses deux représentants de granulométrie différente, qui a présenté des valeurs indicatrices de production des ions divalents de fer (Fe^{2+}), ayant la capacité de produire de l'acidité (voir equation 2). Les figures 3.11 et 3.12 montrent les résultats des mesures de conductivité qui sont en accord avec l'analyse d'oxydoréduction. Une conductivité plus élevée a été observée pour l'échantillon Kiki2- n - ragl pendant l'essai, ainsi que pour son double de taille supérieure au cours des deux derniers mois, attribuable aux ions de (Fe^{2+}) en solution (figures 3.9 et 3.10). Pour le reste des échantillons, une faible conductivité a été mesurée.

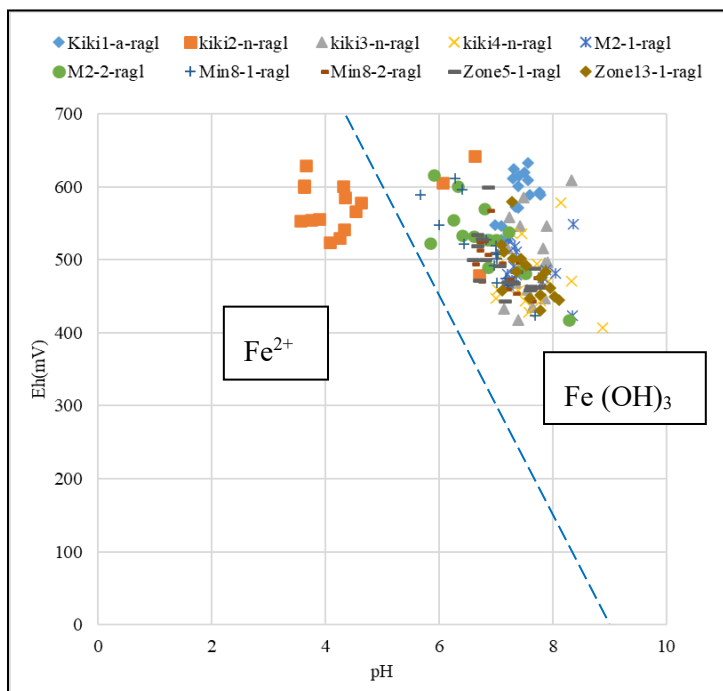


Figure 3.9 Rapport oxydo-réduction Eh et pH des échantillons de granulométrie typique des résidus Raglan

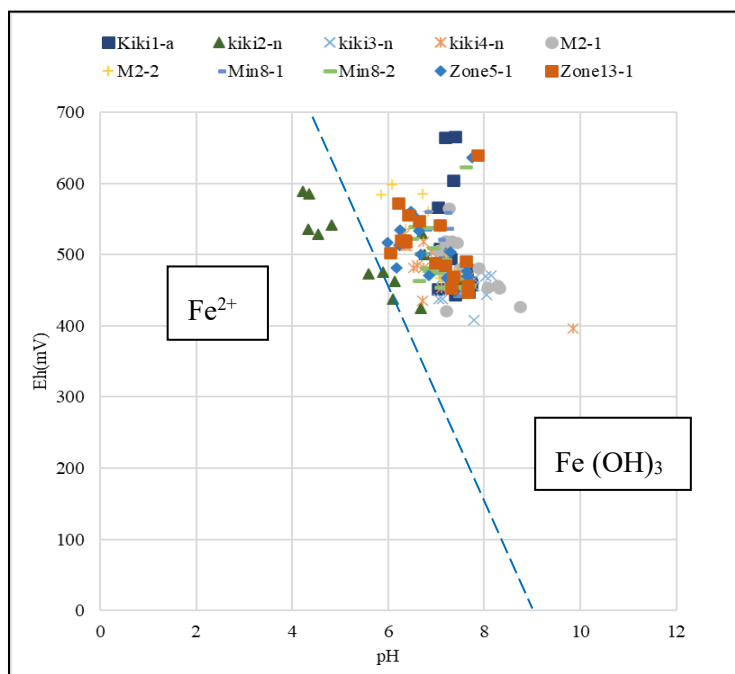


Figure 3.10 Rapport oxydo-réduction Eh et pH des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.

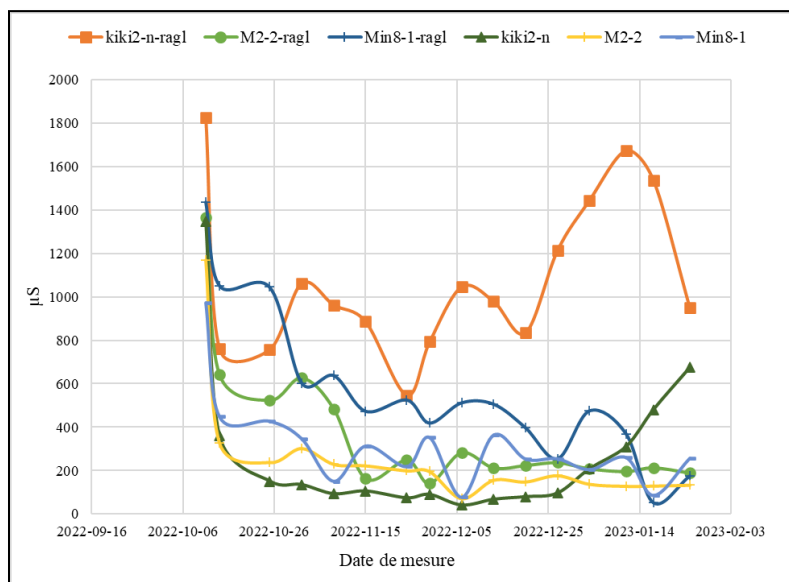


Figure 3.11 Échantillons ayant une conductivité électrique élevée.

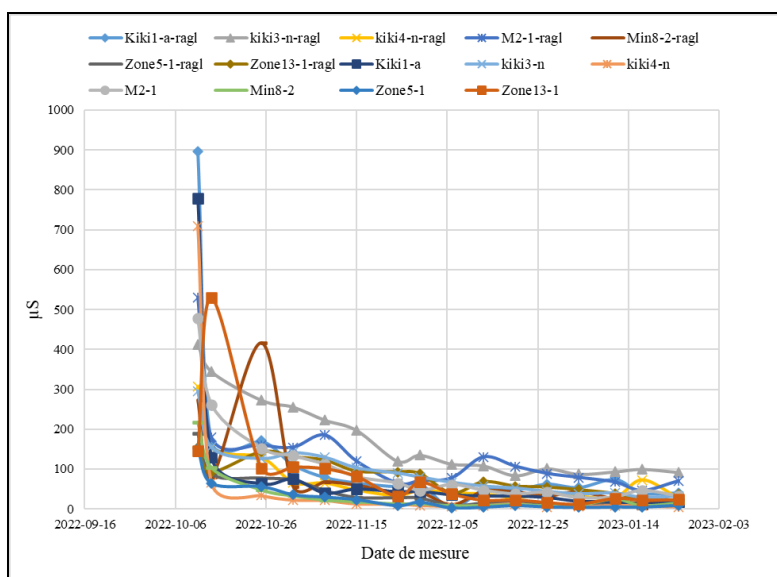


Figure 3.12 Échantillons ayant une conductivité électrique faible.

Alcalinité et acidité

Pour certains échantillons, tels que Kiki3-n Ragl, M2-1 et Zone13-1 ragl, une diminution de l'alcalinité a été observée pendant la plupart de la durée de l'essai, tel que montré aux figures 3.13 et 3.14. Cela suggère une production minimale de réactions neutralisantes, en accord avec les données de mesure d'acidité (figures 3.15 et 3.16) qui n'ont pas montré une production significative d'acide pour la plupart des échantillons, à l'exception de Kiki2-ragl et Kiki2-n. Il est remarquable que la taille des particules a joué un rôle dans la production et la vitesse d'acidité, étant significativement plus rapide et élevée pour le matériau de particules plus fines en raison de la plus grande libération des particules de sulfures.

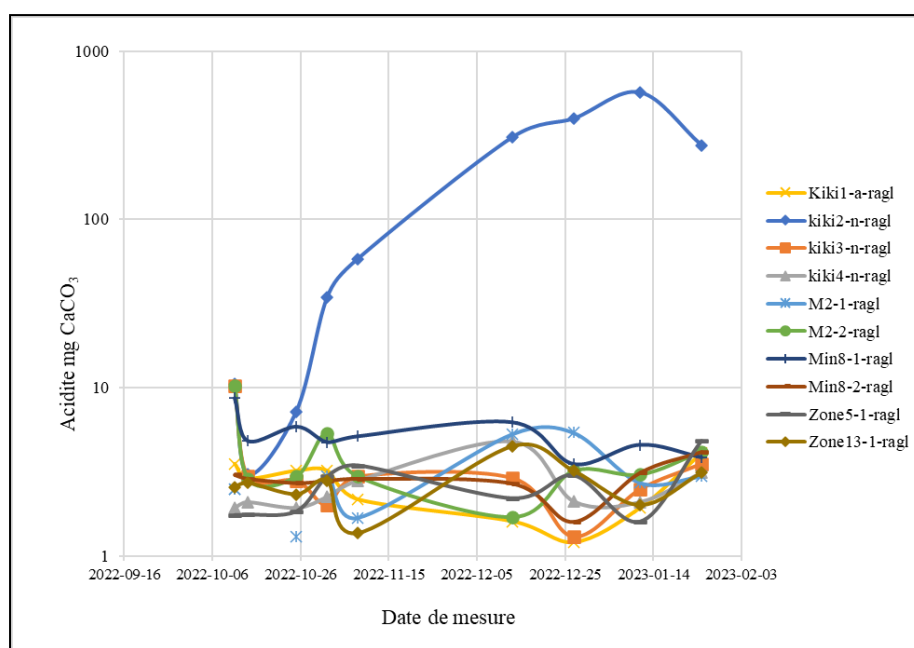


Figure 3.13 Génération de l'acide des échantillons de granulométrie typique des résidus

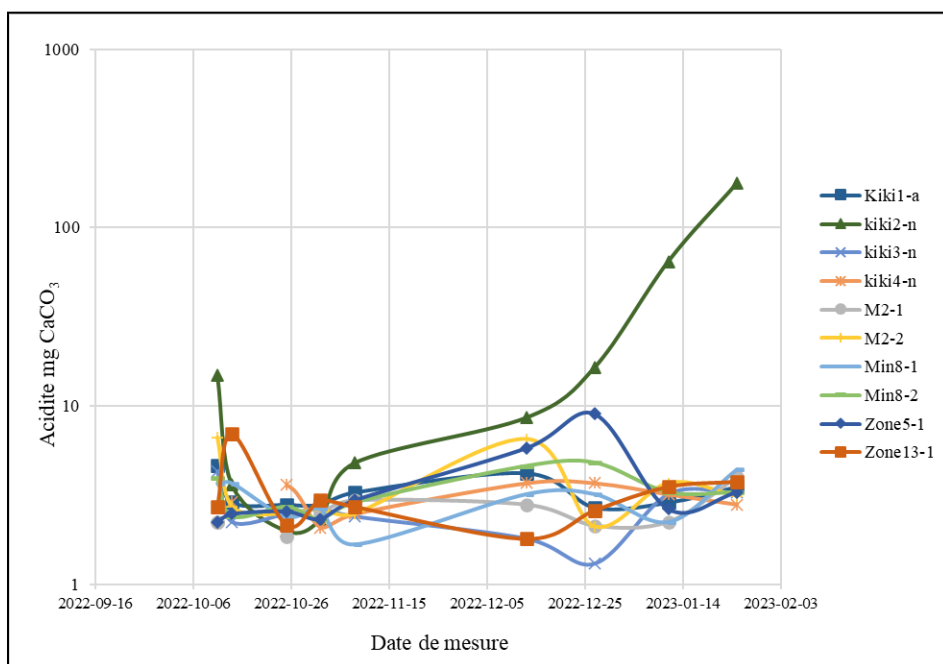


Figure 3.14 Génération de l'acide des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.

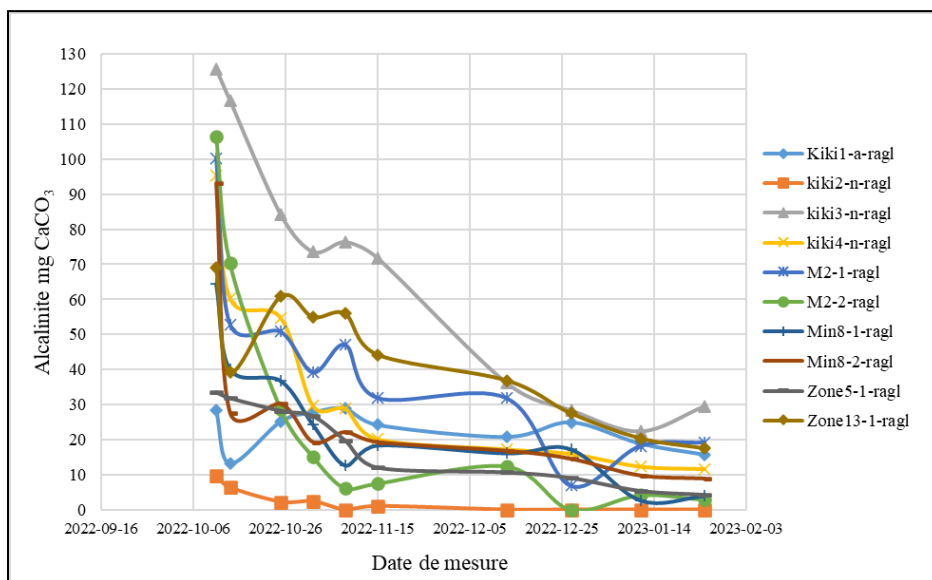


Figure 3.15 Alcalinité des échantillons de granulométrie typique des résidus Raglan.

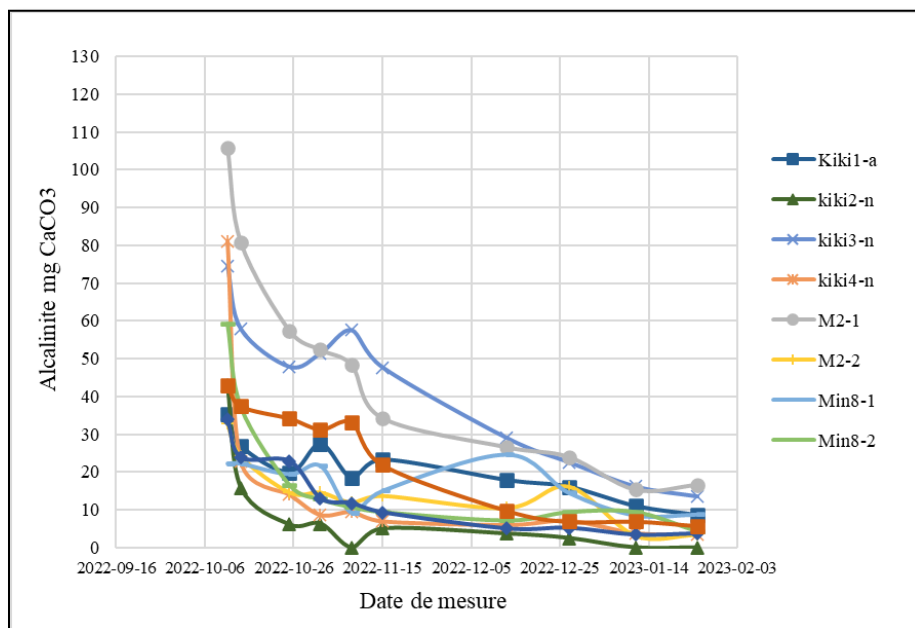


Figure 3.16 Alcalinité des échantillons de granulométrie obtenue après le premier concassage.

Concentrations des éléments d'intérêt

En prenant en compte les concentrations mensuelles autorisées par la Directive 019, on a porté une attention particulière aux éléments figurant dans le tableau 3.10 ci-dessous. (MELCC, 2012).

Tableau 3.10 Concentration maximale mensuelle des éléments contaminants dans lixiviats

Directive 019			
As	0.2 mg/L	Ni	0.5 mg/L
Cu	0.3 mg/L	Zn	0.5 mg/L
Fe	3 mg/L	Pb	0.2 mg/L

- Arsenic figure 3.17 et 3.18 : Au cours de l'essai, les concentrations de cet élément sont restées inférieures à 0,05 mg/l, bien en dessous de la limite maximale de 0,2 mg/l. Par conséquent, ces concentrations ne présentent aucun défi particulier pour la gestion et la restauration des résidus.

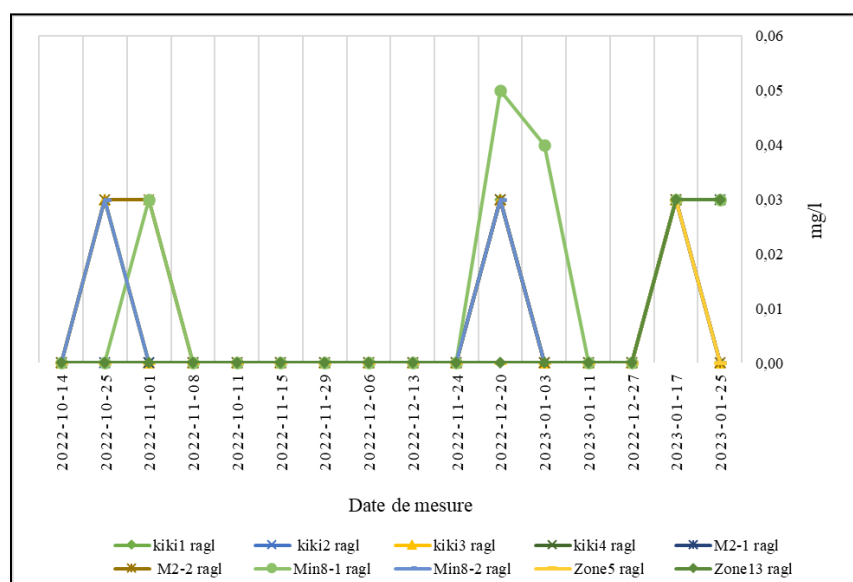


Figure 3.17 Concentration d'arsenic dans les lixiviats des échantillons de granulométrie typique des résidus de Raglan.

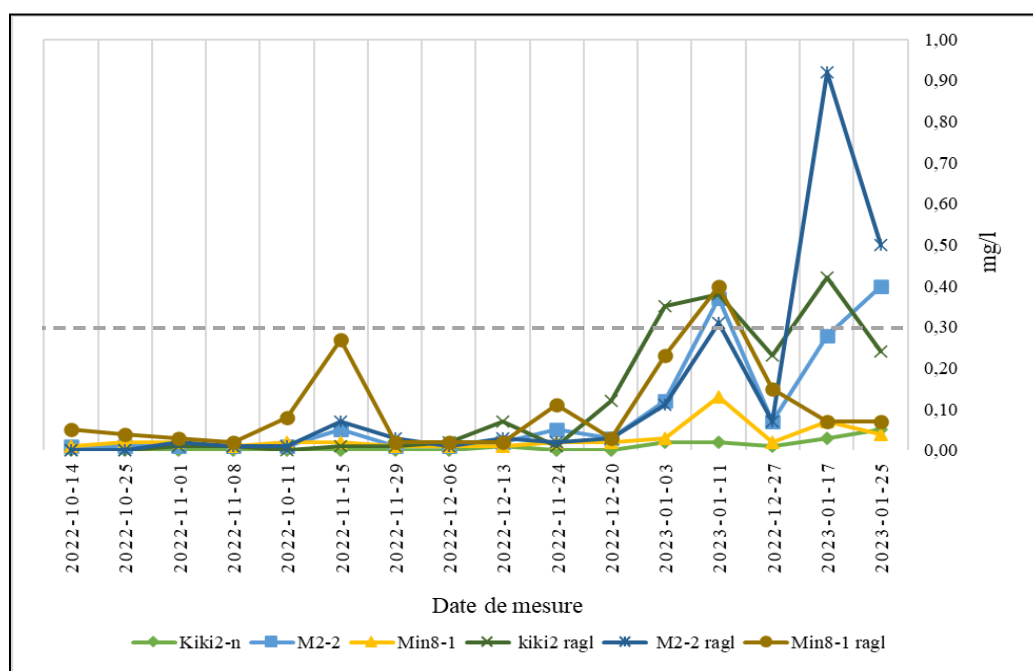


Figure 3.18 Concentration d'arsenic dans les lixiviats des échantillons de taille grande.

- Cuivre, figure 3.19 : Bien que la concentration de cet élément dans les lixiviats ait dépassé la limite maximale acceptée pour les échantillons Kiki2-rag, Min8-1-rag, M2-2-ragl et M2-2, il convient de rappeler que ces minéraux feront l'objet d'un traitement de récupération de cuivre et de nickel avant de devenir des résidus, ce qui réduira la quantité lixiviable. Aucune concentration de cuivre a été détectée dans les lixiviats des échantillons suivants : Kiki1-a, Kiki1rag, Kiki3-n, Kiki3 ragl, Kiki4-n, Kiki-4 Ragl, M2-1, M2-1 ragl, Min8-2, Min8-2 ragl, Zone5-1, Zone5 ragl, Zone13 et Zone13 ragl.

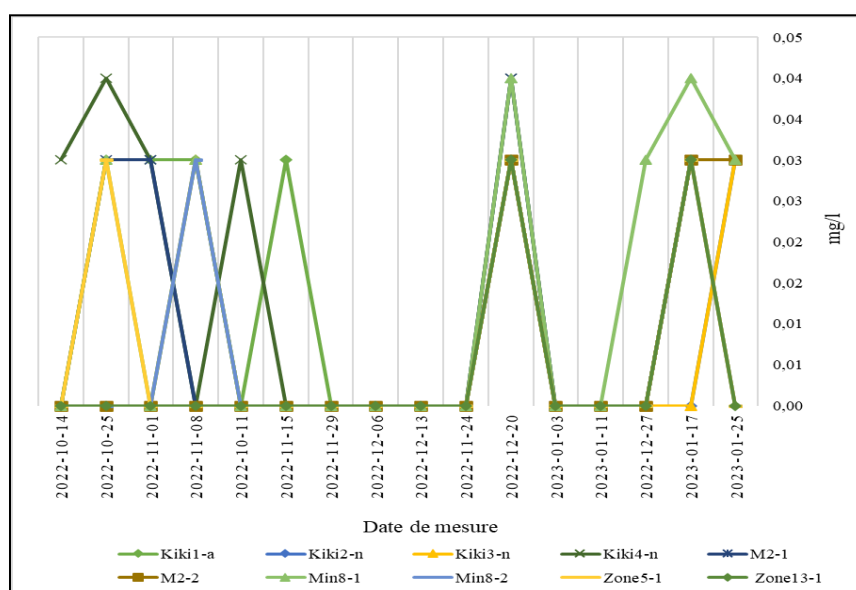


Figure 3.19 Concentration de cuivre dans les lixiviats des échantillons.

- Fer, figure 3.20 : La limite réglementaire de 3 mg/l a été dépassée pour les échantillons Kiki2-n et Kiki2-ragl, qui ont été les seuls à produire des lixiviats contenant du fer. La concentration de fer mesurée pour l'échantillon à granulométrie typique des résidus Raglan a atteint 80 mg/l, dépassant largement la limite autorisée

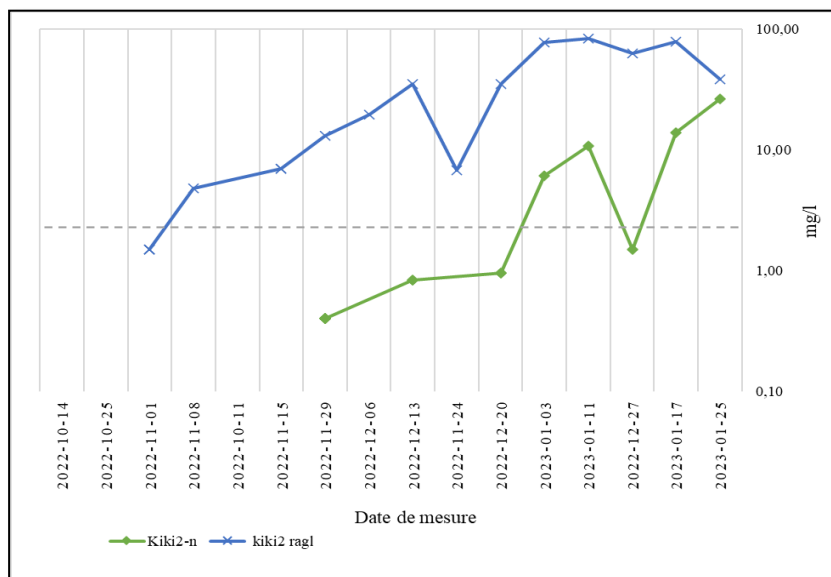


Figure 3.20 Échantillons contenant du fer dans les lixiviats.

- Nickel, figure 3.21 : Les échantillons ont été prélevés dans un gisement polymétallique de la mine Raglan, dont le principal élément de valeur est le nickel. Par conséquent, il était attendu que les concentrations de cet élément dans les lixiviats soient élevées. En particulier, les échantillons sulfureux provenant de la mine Kikialik, à savoir Kiki2-n et Kiki2ragl, ont présenté des concentrations élevées avec respectivement 40 mg/l et 500 mg/l de Ni. Toutefois, il est crucial d'étudier avec précision la quantité de nickel qui se retrouve dans les lixiviats après le processus de transformation du minerai. En effet, ce processus va réduire la quantité de nickel lixiviable.

Par ailleurs, les échantillons Kiki1-a, Kiki1 ragl, Kiki3-n, M2-1, M2-1 ragl, Zone5, Zone5 ragl, Zone13 et Zone 13 ragl n'ont pas produit de lixiviat contenant du nickel

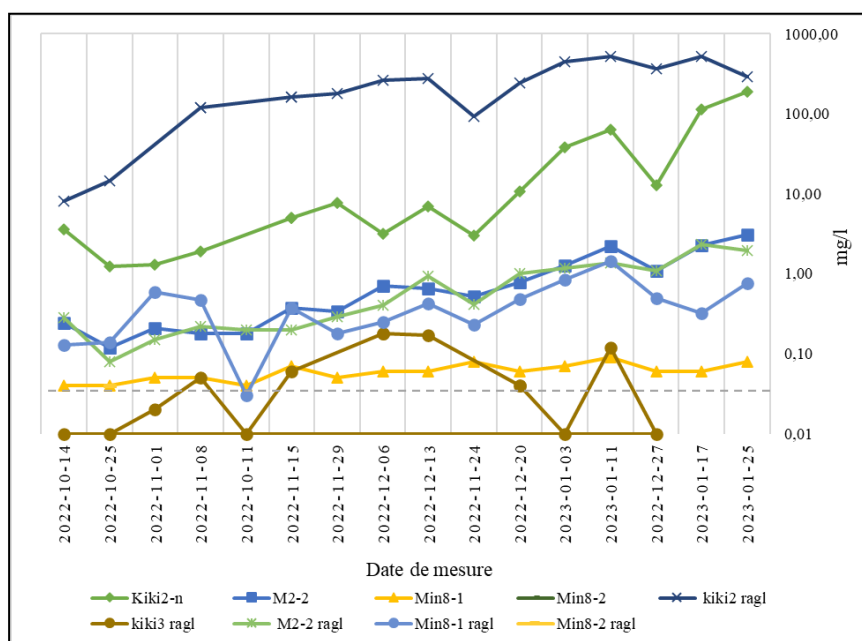


Figure 3.21 Concentration de nickel dans les lixiviats.

- Zinc, figure 3.22 : Seulement les échantillons kiki2 et Kiki2-Ragl ont produit lixiviat contenant du Zinc, Kiki2-Ragl a dépassé la limite en atteignant 2,7 mg/l, alors que la limite est de 0,5 mg/l.

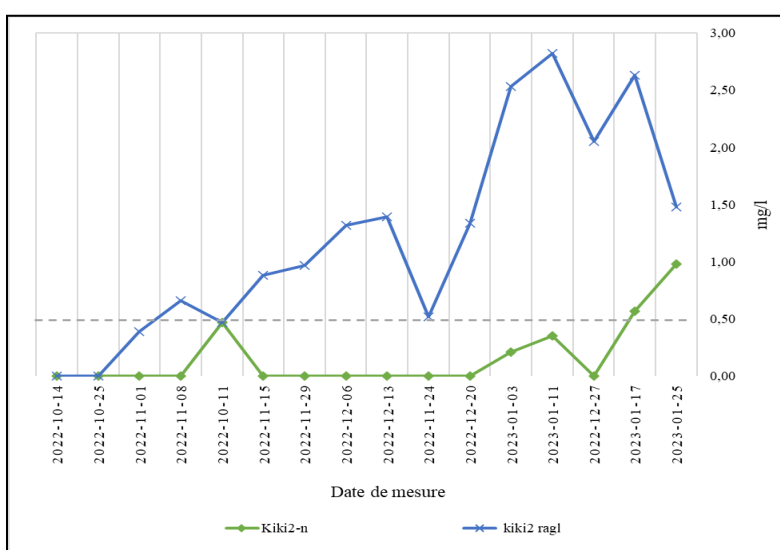


Figure 3.22 Concentration de zinc dans les lixiviats

- Plomb : Les concentrations de cet élément dans les lixiviats sont restées largement en deçà de la limite acceptée, ce qui suggère que le Pb ne représente pas un défi environnemental pour ce projet.

En conformité avec les résultats obtenus des mesures de pH, d'ORP et de conductivité électrique, l'échantillon le plus problématique en ce qui concerne les lixiviats est le spécimen Kiki2-n, qui a dépassé les limites acceptables de Fe et de Ni, ainsi que son homologue de granulométrie inférieure, Kiki2 ragl, qui a montré des concentrations largement supérieures de Fe, de Ni et de Zn.

CHAPITRE 4 ESTIMATION DES COÛTS

4.1 Estimation des coûts pour la gestion des résidus miniers

En raison de la quantité limitée d'information du domaine public sur les coûts associés à la gestion des résidus miniers, dans ce projet, une recherche bibliographique a été menée en fonction des étapes d'opération, restauration et surveillance post restauration. L'annexe B résumé l'ensemble des coûts unitaires utilisés pour l'application de la méthode du cycle de vie dans le chapitre suivant.

Pour l'étape d'exploitation, quatre études ont été analysées et comparées en ce qui concerne la densification et/ou la filtration des résidus en fonction de leurs coûts et leurs propriétés.

4.1.1 Description des cas

Cas 1: Ajax project, tailings disposal best available technology assessment (Kghm, 2015)

Le Projet Ajax implique la planification d'une mine à ciel ouvert pour l'extraction de cuivre et or en Colombie-Britannique. L'objectif est d'extraire 400 millions de tonnes de minerai sur une période de 20 ans, avec une capacité de traitement de 65 000 tonnes par jour dans l'usine de traitement. À l'origine, l'idée était de construire un grand bassin de rétention pour la gestion des résidus. Cependant, en raison du rapport du panel d'experts indépendants chargé d'enquêter sur la rupture de la digue à la mine de Mount Polley (Independent, 2015), Norwest Corporation a mené une étude comparative approfondie sur les options de densification des résidus pour le projet Ajax basé sur les paramètres récapitulés dans le tableau 4.1.

Dans le but de réaliser une évaluation complète prenant en compte les aspects sociaux, environnementaux, techniques et économiques du projet, l'étude a examiné la conception des installations de stockage, la consommation d'énergie et la récupération de l'eau. De plus, une comparaison économique des coûts en capital et d'exploitation a été effectuée, ainsi qu'une analyse technique et environnementale pour quatre alternatives de densification des résidus de l'usine de concentration résidus conventionnels, résidus épaissis, résidus en pâte, résidus filtrés.

La configuration des équipements pour développer la concentration des solides et le transport sont résumés sur le tableau 4.2.

Tableau 4.1 Cas 1 - Paramètres de base (Kghm, 2015).

Paramètre	Valeur
Distribution granulométrique des particules	80 % inférieur à 214 microns.
Densité spécifique des résidus (avant l'utilisation des techniques)	2.80
Teneur en solides attendue pour chaque alternative	• Conventionnels : 32% • Épaissis : 60% • Pâte : 75% • Filtres : 85%
Durée du projet	20 ans
Production de résidus en tonnes par jour	65,000

Tableau 4.2 Cas 1 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Kghm, 2015).

Alternative	Type d'unité de densification.	Système de transport des résidus
Conventionnel	Aucune	Pompes centrifuges et pipeline
Épaissis	Épaississeur conventionnel	Pompes centrifuges et pipeline
Pâte	Épaississeur conventionnel + Épaississeur de haute densité (High-density thickener)	Pompes à déplacement positif
Filtres	Épaississeur conventionnel + Usine de filtration (Pressure filter)	Camions + bulldozer D10

La surface des structures de rétention détermine la dimension des couvertures pour la restauration des résidus générateurs d'acide, pour cette raison des données concernant les dimensions des

bassins de rétention ont été recompilées pour chaque cas dans ce document, le tableau 4.3 résume l'ensemble des surfaces des parc à résidus selon l'alternative de densification pour le cas 1.

Tableau 4.3 Cas 1 - Dimensions du parc à résidus par méthode de densification (Kghm, 2015).

Alternative de densification	Surface au parc des résidus minières		
	Surface de la plage (Ha)	Surface réservoir (Ha)	Surface totale (Ha)
Conventionnel	326	263	589
Épaissés	450	100	550
Pâte	411	50	461
Filtres		362	362

La disposition en pâte a été exclue de l'analyse économique en raison des difficultés rencontrées pour sa mise en œuvre dans le projet, principalement en raison de la grande quantité de résidus et des coûts élevés associés à son transport jusqu'au site de stockage.

Considérations économiques

Pour les coûts de capital, l'investissement nécessaire pour l'achat et l'installation de chaque alternative, ainsi que les coûts liés à l'eau additionnelle pour le traitement, ont été pris en compte.

Concernant les coûts d'exploitation, la main-d'œuvre, les réactifs et l'énergie ont été pris en compte (le tableau 4.4 montre les estimations de consommation d'énergie par alternative de densification), de même que les coûts énergétiques associés au pompage des volumes d'eau supplémentaires et aux flocculants.

Tableau 4.4 Cas 1 - Consommation énergétique des alternatives (Kghm, 2015).

Type de coût d'exploitation	Résidus conventionnels (kWh/An)	Résidus épaissis. (kWh/An)	Résidus filtrés (kWh/An)
Opération de l'usine	60.1M	39.3M	133.5M
Pompage de l'eau	26.1M	18.4M	8.8M

Les données financières pour le cas 1 ont été compilées dans les tableaux 4.5 et 4.6, incluant les coûts unitaires d'exploitation par tonne de minerai ainsi que les coûts totaux par étapes d'investissement, d'entretien, d'exploration et de restauration. Le tableau 4.7 met à jour les valeurs du tableau 4.6 en utilisant le calculateur d'inflation de la banque de la réserve de Minneapolis pour la période de 2015 à 2022.

Tableau 4.5 Cas 1 - Coûts d'opération par tonne de minerai, actualisés en USD 2022 (Kghm, 2015).

	Résidus conventionnels	Résidus épaissis	Résidus filtrés
USD (2015) /Tonne	0.257	0.28	0.977
<i>Actualisés en USD (2022) /Tonne (Banque de la réserve Minneapolis, 2023)</i>	0.316	0.344	1.202

Tableau 4.6 Cas 1 - Recompilation des coûts par alternative (Kghm, 2015).

	Résidus conventionnels	Résidus épaissis	Résidus filtrés
CAPEX, (USD, 2015)	87.8 M	91 M	354.6 M
Entretien CAPEX (USD, 2015)	134.9 M	134.9 M	86.9 M
Coûts d'opération OPEX (USD, 2015)	122.6 M	132 M	430.1 M
Restauration (USD, 2015)	75.6 M	75.6 M	46.9 M

Tableau 4.7 Cas 1 - Recompilation des coûts par alternative en USD 2022 (Kghm, 2015).

Coûts	Résidus conventionnels	Résidus épaissis	Résidus filtrés
CAPEX, (USD 2022)	108.41 M	112.02 M	437.84 M
Entretien CAPEX, (USD 2022)	166.57 M	166.57 M	107.30 M
Coûts d'opération OPEX (USD 2022)	151.38 M	U162.49 M	529.45 M
Restauration (USD 2022)	93.35 M	93.35 M	57.91 M

Cas 2: Dewatering options for management of fine gold tailings in Western Australian Goldfields (Moreno et al., 2018).

Ce travail consistait à déterminer la gestion optimale des résidus de l'usine de concentration produits pour un projet minier développé dans la région de Goldfield, en Australie, en évaluant deux alternatives différentes pour la densification et la disposition des résidus. La première option était le stockage des résidus filtrés et séchés, tandis que la deuxième option était la disposition centrale classique des résidus épaissis. Le tableau 4.8 résume les données considérées comme paramètres pour le dessin conceptuel des options, tandis que le tableau 4.9 présente la configuration finale des équipements pour chaque alternative, ainsi que la surface des parcs à résidus et le débit d'eau rejeté avec les résidus.

Tableau 4.8 Cas 2 - Paramètres de base (Moreno et al., 2018).

Paramètres	Valeurs
Distribution granulométrique des particules des résidus miniers avant densification.	75% - 80% inférieur à 80 microns
Densité spécifique des résidus avant l'utilisation des techniques	2.88-2.85
Teneur en solides attendue pour chaque alternative.	Conventionnel 40% Épaissis 65% Filtrés 85%
Durée du projet	6 ans
Production de résidus en tonnes par heure	175

Tableau 4.9 Cas 2 - Configuration des équipements et dimension du parc à résidus par alternatives (Moreno et al., 2018).

Type d'unité de densification.	Empreinte de surface en hectares.	Système de transport des résidus.	Débit d'eau rejeté avec les résidus. (T/hr)
Conventionnel	68	3 Pompes centrifuges et pipeline de grand diamètre.	263
Épaississeur de haute densité (High-density thickener)	64	3 pompes centrifuges et pipeline de petit diamètre pour disposition conique	94
Usine de filtration (Pressure filter)	56	Camions	31

En raison des conditions arides de l'emplacement du projet, les principaux paramètres fixés étaient les coûts en capital et les besoins supplémentaires en eau. L'analyse de ces derniers est compilée dans le tableau 4.10. Cependant, ce travail fournit également des données importantes, telles que les coûts opérationnels des méthodes de densification et la description des équipements nécessaires pour la mise en place des alternatives.

Tableau 4.10 Cas 2 - Décomposition de la supplémentation en eau pour chaque alternative de densification (Moreno et al., 2018).

	Besoin en eau supplémentaire (T/hr)	Pompage (énergie) de l'eau supplémentaire (kW)	Coûts totaux pour l'eau supplémentaire AUD (2018) /Tonne des résidus
Conventionnel 40%	263	234	1.07
Épaissis 65%	94	88	0.50
Filtrés 85%	31	14	0.1

Les valeurs unitaires correspondantes aux coûts de l'eau supplémentaire par tonne des résidus miniers, obtenues à partir de l'analyse du tableau 4.10, ont été actualisées à l'équivalent en dollars pour l'année 2022 en utilisant le calculateur d'inflation de la Banque de Réserve d'Australie, ainsi que le taux moyen de change récupéré de www.exchangerates.org.uk, 2023, voir le tableau 4.11.

Tableau 4.11 Cas 2 - Actualisation des coûts de supplémentation en eau (Moreno et al., 2018).

	Coûts totaux pour l'eau supplémentaire	
Type d'unité de densification.	Actualisation d'inflation de la monnaie à AUD (2022) par (Banque de la réserve Australie, 2023)	USD (2022) /Tonne de résidus, Taux de change moyen en (2022) 1 AUD → 0.6948 USD. (www.exchangerates.org.uk ,2023)
Conventionnel 40%	1.20	0.83
Épaissis 65%	0.56	0.39
Filtrés 85%	0.11	0.08

Considérations du projet de Moreno et al., (2018).

Pour la conception des bassins et des structures de rétention, une hauteur de 15 mètres a été fixée.

L'objectif est d'évaluer si la réduction des coûts liée à la récupération de l'eau pour le processus de traitement du minerai grâce aux techniques de densification exercerait une influence significative sur la construction des structures de disposition. L'estimation des coûts opérationnels et de capital a été élaborée en se basant sur des estimations de prix donnés par les fournisseurs. Les coûts de restauration et fermeture n'ont pas été pris en compte. L'ensemble de coûts ont été récupérés dans le tableau 4.12 et actualisées à l'équivalent en dollars pour l'année 2022 dans le tableau 4.13.

Tableau 4.12 Cas 2 - Résumé des coûts (Moreno et al., 2018).

Coûts	Alternative de densification		
	Conventionnel	Épaissis	Filtrés
CAPEX(AUD 2018)	0.74 M	3.75 M	4.78 M
OPEX (AUD 2018)	0.5 M	0.59 M	2.55 M
NPC OPEX 8%, (AUD 2018)	3.04 M	6.49 M	16.58 M
Total AUD/tonne	0.36	0.77	1.97
Coûts de disposition des résidus (relatifs à la construction des structures de rétention)			
	Conventionnel	Épaissis	Filtrés
Adaptation et travaux sur les terrains (m ³)	602,000	490,500	27,800
CAPEX (AUD 2018)	6.8 M	4.1 M	0.9 M
Entretien CAPEX (AUD 2018)	3.9 M	4.4 M	1,7 M
Total CAPEX (AUD 2018)	10.7 M	8.5 M	2.6 M
OPEX AUD/an	-	-	0.4 M
Total AUD/tonne	1.27	1.01	0.54
Coûts totaux par tonne			
Densification et transport (AUD 2018) /tonne	0.36	0.77	1.97
Ajout de l'eau (AUD 2018) /tonne	1.07	0.50	0.10
Disposition (AUD 2018) /tonne	1.27	1.01	0.54
Total AUD 2018 /tonne	2.70	2.29	2.61

Tableau 4.13 Cas 2 - Résumé des coûts actualisés par Banque de la réserve Australie, 2023 et en utilisant le taux de change moyen en 2022 1 AUD → 0.6948 USD. (www.exchangerates.org.uk,2023).

Coûts	Alternative de densification		
	Conventionnel	Épaissis	Filtrés
CAPEX (USD 2022)	0.58 M	2.92 M	3.72 M
OPEX (USD 2022)	0.39 M	0.46 M	1.98 M
NPC OPEX 8%, (USD 2022)	2.37 M	5.05 M	12.90 M
Total USD/tonne	0.28	0.60	1.53
Coûts de disposition (relatifs à la construction des structures de rétention des résidus miniers)			
	Conventionnel	Épaissis	Filtrés
Adaptation et travaux des terrains (m ³)	602,000	490,500	27,800
CAPEX (USD 2022)	5.29 M	3.19 M	0.70 M
Entretien CAPEX (USD 2022)	3.03 M	3.42 M	1.32 M
Total CAPEX (USD 2022)	8.33 M	6.61 M	2.02 M
OPEX USD/an	-	-	0.31 M
Total pour tonne	0.99 M	0.79 M	0.42 M
Coûts totaux par tonne			
Densification et transport (USD 2022) /tonne	0.28	0.60	1.53
Ajout de l'eau (USD 2022) tonne	0.83	0.39	0.08
Disposition (USD 2022) /tonne	0.99	0.79	0.42
Total par (USD 2022) /tonne	2.10	1.78	2.03

Cas 3 - Technical and Economical Evaluation of Tailings Dewatering Circuits in the Largest Copper Mines (Zamorano et al., 2020).

Zamorano et al., (2019) ont réalisé la comparaison de 5 alternatives de densification pour une production hypothétique de 100 ktpd de minerai, un taux de production typique des mines de cuivre à haute capacité. La sélection des équipements a été développée en prenant en compte ce tonnage massique.

La description et les paramètres par alternative sont décrits dans les tableaux 4.14 et 4.15.

Tableau 4.14 Cas 3 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Zamorano et al., 2020).

Alternative	Type d'unité de densification.	Système de transport des résidus.
Résidus conventionnel	Épaississeur conventionnel	4 pompes centrifuges et pipeline
Résidus épaissis	Épaississeur de haute capacité	4 pompes centrifuges et pipeline
Résidus en pâte	Épaississeur de cône profond ou pâte	12 pompes de déplacement positif
Résidus filtrés	Épaississeur de haute capacité, + usine de filtres à pression	4 pompes centrifuge + Camions
Séparation par cyclone, filtration des résidus grossiers et épaississement de la fraction fine	Hydrocyclone + Épaississeur de haute capacité + usine de filtres à pression	4 pompes centrifuge + Camions

Tableau 4.15 Cas 3 - Paramètres de base (Zamorano et al., 2020).

Paramètres	Valeur
Densité spécifique des résidus avant l'utilisation des techniques de densification	2.75
Teneur en solides attendue pour chaque alternative.	Conventionnel 55% Épaissis 62% Pâte 68% Filtrés 82% Épaissis + Filtration des particules grossières 85%
Durée du projet	20 ans
Production de résidus en tonnes par jour	100ktpj
Taux d'actualisation pour NCP OPEX	8%

Considérations économiques

Le tableau 4.16 résume les coûts totaux pour le cas 3, en prenant en compte les éléments suivants concernant les coûts d'investissement ou de capitaux : les coûts liés à l'installation et à l'achat de l'équipement pour le développement de la densification, ainsi que le transport et l'empilement des résidus secs pour les alternatives de filtration. De plus, pour les coûts opérationnels, des valeurs unitaires ont été considérées pour la main-d'œuvre, l'entretien et l'énergie requise pour la densification. Dans la catégorie "fournitures", ont été inclus les coûts supplémentaires en eau et les floculants. Il est important de noter que cette estimation ne prend pas en compte les coûts associés aux équipements auxiliaires, à la déposition des résidus et aux coûts administratifs.

Tableau 4.16 Cas 3 - Résumé des coûts par actualisés en USD 2022 (Banque de la réserve Minneapolis, 2023).

	Alternative 1	Alternative 2	Alternative 3	Alternative 4	Alternative 5
Travail	1.4 M	1.4 M	1.99 M	2.62 M	2.17 M
Énergie	0.75 M	0.93 M	13.05 M	9.48 M	4 M
Fournitures	57.51M	43.01 M	32.96 M	25.14 M	36.22 M
Entretien	1.3 M	1.4 M	5.57 M	22.77 M	11.99 M
OPEX USD 2022/ an	59.56 M	45.33 M	51.6 M	60.01 M	54.38 M
OPEX USD 2022/t	1.63	1.24	1.41	1.64	1.49

Cas 4 - *Assessing the impacts of uncertain future closure costs when evaluating strategies for tailings management* (Carneiro et Fourie, 2020).

Dans cette étude, les auteurs ont utilisé l'approche du " coût du cycle de vie ", également connue sous le sigle anglais "LCC" (Life Cycle Cost), pour évaluer trois alternatives de densification de résidus miniers : les résidus épaissis, filtrés et conventionnels. Ils ont pris en compte les caractéristiques et les paramètres associés à un gisement hypothétique d'or typique de Goldfields Western Australia. Deux scénarios ont été envisagés, le premier consistant à actualiser les coûts résultant de la comptabilisation des activités d'exploitation et de fermeture, en utilisant un taux annuel fixe.

Pour le deuxième scénario, les auteurs ont triplé les coûts de restauration et ont utilisé deux taux d'actualisation différents, l'un pour les coûts d'exploitation et l'autre pour ceux de la restauration et de la fermeture. L'évaluation de cette alternative a été réalisée en raison des difficultés à établir des estimations de coûts fiables pour la restauration et la fermeture sur de longues périodes. Les paramètres de base pour les deux scénarios sont résumés dans le tableau 4.17.

Tableau 4.17 Cas 4 - Paramètres de base (Carneiro et Fourie, 2020).

Paramètres	Valeurs
Distribution granulométrique des particules des résidus miniers avant densification.	75% - 80% inférieur à 75 microns.
Densité spécifique des résidus avant l'utilisation des techniques	2.79
Teneur en solides attendue pour chaque alternative.	Conventionnel 55% Épaissis 65% Filtrés 80%
Durée du projet	15 ans
Production de résidus en tonnes par an	2 M
Distance entre l'usine de densification et le terrain de disposition finale	1 km
Potentiel de génération d'acide:	Non générateur d'acide

La méthodologie du coût du cycle de vie permet d'intégrer dans l'analyse de faisabilité les étapes finales d'un projet, notamment la restauration et la fermeture. Cependant, dans cette étude, les résidus à produire n'ont pas été considérés comme réactifs, ce qui a restreint les options de restauration à l'installation de roches d'une taille supérieure à 4.75 mm sur les pentes pour réduire l'érosion. La zone perturbée sera recouverte d'un sol organique qui, par la suite, sera excavé en tranchées pour disperser des semences en vue de la revégétalisation.

Description des alternatives

Conventionnel : La construction du bassin de rétention est planifiée avec la méthode amont, avec une empreinte de surface de 94 ha. Par ailleurs, en raison de l'utilisation d'un équipement de densification (à haute capacité d'épaississement) ainsi qu'une teneur en solides de 55 %, cette alternative est considérée comme des résidus épaissis lors de la comparaison des projets. Voir tableau 4.18.

Épaissis : Pour cette méthode, une disposition conique centrale a été établie avec une pente de 2 % et un rayon de 1 kilomètre, ce qui représente une empreinte en surface des résidus supérieure aux autres alternatives de 324 ha, en raison de l'absence de construction de digue et de sa pente faible. Dans cette alternative, la teneur en solides est inférieure à 70 %, ce qui est caractéristique des résidus épaissis. Néanmoins, en raison de l'utilisation d'une pompe à déplacement positif et de la disposition conique, cette alternative est considérée comme générant des résidus en pâte lors de la comparaison des projets.

Tableau 4.18 Cas 4 - Configuration des alternatives pour la densification et la filtration (Carneiro et Fourie, 2020).

Alternative	Type d'unité de densification	Système de transport des résidus.	Empreinte de surface en hectares
Conventionnel	Épaississeur de haute capacité	10 pompes centrifuges et pipeline	94
Épaissis	Épaississeur de haute compression	1 pompes de déplacement positive 2 2 pompes de charge et pipeline	324
Filtrés	Usine des filtres sous pression	Chargeurs et camions.	48

Considérations économiques

Dans les travaux de (Carneiro et Fourie, 2020), des inventaires robustes et des comptabilisations des activités ont été développés pour chaque alternative de densification, l'ensemble de l'estimation des coûts pour le deux scénarios est récupéré dans le tableau 4.19. Les coûts en capital pris en compte comprenaient l'équipement pour la densification, le transport, la préparation du site, le coût initial de la digue de rétention, les structures de décantation et les coûts de supplémentation en eau. Pour les coûts opérationnels, l'énergie nécessaire pour le processus complet (densification et transport des résidus, ainsi que pour l'ajout d'eau supplémentaire), le coût de la consommation

des flocculants et des coûts associés à la construction séquentielle de la digue ont été pris en compte. Pour les résidus filtrés, les coûts liés au transport par camion et à l'empilement par bulldozers ont également été pris en compte.

Pour les coûts de fermeture, les valeurs unitaires pour la mise en place des roches grossières, la couverture du sol et la dispersion des semis pour rétablir la végétation ont été pris en compte, ainsi qu'un montant additionnel correspondant à 5 % du total de ces coûts, attribué aux activités de surveillance environnementale post-restauration

Tableau 4.19 Cas 4 - Coûts unitaires totaux par tonne de minerai traité (Carneiro et Fourie, 2020).

Alternative	Coûts totaux (AUD (2019) /t).	Coûts totaux (AUD (2022) /t). (Banque de la réserve Australie, 2023)	Coûts typiques totaux (USD (2022) /t). (www.exchangerates.org.uk,2023)
Scénario de base (taux fixe)			
Conventionnel	0.94	1.04	1.50
Épaissis	0.88	0.97	1.40
Filtrés	2.37	2.62	3.77
Scénario alternatif (taux différents)			
Conventionnel	1.66	1.84	2.65
Épaissis	1.89	2.09	3.01
Filtrés	2.54	2.81	4.04

4.1.2 Comparaison des cas

Le programme de NEDEM : Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, qui réunit des représentants de l'industrie minière, des gouvernements fédéral et provinciaux, ainsi que des organisations non gouvernementales, est une initiative visant à faire face aux problématiques environnementales liées à l'exploitation minière, telles que le drainage acide, le drainage contaminé à pH neutre et alcalin, la gestion des boues. De nombreux progrès ont été réalisés ces dernières années dans le domaine de l'environnement minier. Une partie des efforts du programme MEND consiste à fournir des rapports techniques de haute valeur sur les innovations et les technologies liées aux questions environnementales. (MEND, 2023)

Dans le rapport réalisé dans le cadre du programme (MEND, 2017), portant sur l'étude des technologies de gestion des résidus de l'usine de concentration (*Study of Tailings Management*

Technologies), une analyse ainsi qu'une compilation bibliographique des projets au Canada pour les différentes méthodologies de densification des résidus ont été effectuées. Ces informations comprennent des critères pour la sélection et l'application de ces technologies, les caractéristiques positives et négatives de chacune d'entre elles, ainsi que des exemples rapportés de leur utilisation au Canada, y compris une estimation des coûts opérationnels typiques. Ces données ont été actualisées en USD de 2022, et présentées dans le tableau 4.20.

Tableau 4.20 Coûts d'opération typiques tirés de MEND, (2017) et actualisés en USD 2022. (Banque de la réserve Minneapolis, 2023).

Technologie de densification	Coûts typiques de transport (\$ (2022) /t).	Coûts typiques de la gestion de l'eau et de la construction des digues (\$ (2022) /t).	Coûts opérationnels totaux typiques par tonne (\$ (2022) /t).	Plage des coûts par tonne (\$ (2022) /t).
Conventionnel	0.24	1.19	1.43	De 0.6 à 2.98
Épaissis	0.36	1.19	1.43	De 0.6 à 2.98
Épaissis de haute densité	0.6	1.07	1.79	De 0.9 à 2.98
Pâte	1.79	0.6	2.39	De 2.39 à 9.55
Filtres	5.97	0.24	6.21	De 4.78 à 14.33

Pour la comparaison des coûts opérationnels dans le tableau 4.21, toutes les données financières de chaque cas ont été actualisées à leur équivalent en dollars américains pour l'année 2022, en utilisant des calculateurs d'inflation fournis par la Réserve fédérale de Minneapolis et la Réserve de la Banque d'Australie. Pour les projets évalués en dollars australiens, ces derniers ont été convertis en utilisant le taux de change moyen de 1 AUD → 0,6948 USD pour l'année 2022.

Particularités :

Supplémentation en eau : La récupération de l'eau grâce à la densification des résidus est prise en compte dans tous les cas et exerce une influence importante sur toutes les estimations des coûts, que ce soit en raison de la consommation énergétique ou des coûts liés à l'utilisation de l'eau dans le processus de traitement du minerai. Selon le travail de Moreno et al. (2018), ces coûts varient

significativement entre les alternatives, allant de 0,08 USD 2022 pour les résidus filtrés, à 0,39 USD 2022 pour les résidus épaissis, jusqu'à 0,83 USD 2022 pour les résidus conventionnels. Ces coûts sont inversement proportionnels à la quantité d'eau récupérée par la méthode de densification.

Pour réaliser la comparaison des coûts opérationnels, les OPEX ont été ramenés à leur valeur unitaire en les divisant par le tonnage de minerai traité par an dans l'usine de concentration. Cependant, pour interpréter ces coûts, il est impératif d'identifier les éléments inclus dans l'estimation des coûts opérationnels pour chaque cas.

Toutes les études ont pris en compte les coûts liés à la main-d'œuvre, à la consommation de flocculants et à l'énergie, tant pour l'ensemble du processus incluant le transport des résidus miniers que pour le pompage de l'eau supplémentaire. Les coûts unitaires liés au transport et à la mise en place des résidus filtrés ont également été considérés. De plus, la conception des structures de stockage des résidus a été analysée dans la plupart des cas, à l'exception de l'étude réalisée dans le travail de Zamorano et al. (2019).

Les données fournies par le rapport MEND ont été utilisées pour comparer les coûts opérationnels unitaires. Il a été constaté que les coûts de production des résidus conventionnels ainsi que des résidus épaissis pour les cas 1 (Kghm, 2015) et 2 (Moreno et al., 2018) se situaient en dehors de la fourchette des coûts totaux typiques et étaient plus proches de ceux décrits dans le rapport, mais uniquement en ce qui concerne le transport. Les estimations des cas 3 (Zamorano et al., 2019) et 4 (Carneiro et Fourie, 2020) se situent dans la fourchette des coûts typiques des résidus conventionnels et épaissis.

En ce qui concerne les résidus en pâte, les estimations des cas 3 (Zamorano et al., 2019) et 4 (Carneiro et Fourie, 2020) sont inférieures aux valeurs indiquées dans le rapport MEND 2.50.1.

Pour les résidus filtrés, toutes les études ont montré des valeurs inférieures aux valeurs typiques; cependant, l'estimation la plus proche correspond à celle développée par (Carneiro et Fourie, 2020).

Bien que toutes les études aient utilisé des paramètres différents et aient été menées dans différents pays et régions, les coûts ont montré une tendance exponentielle à mesure que la quantité d'eau déposée avec les résidus diminuait. Ce comportement typique, tel que décrit dans la littérature (Jewell et al., 2006, *MEND*, 2017, Watson et al., 2010) a été observé dans l'ensemble des cas étudiés, à l'exception de l'étude de (Zamorano et al., 2019).

Tableau 4.21 Comparaison des coûts opératifs et rapport MEND Report 2.50.1

CAS	Production de résidus (kt/jour)	Conventionnel (\$/t)	Épaissis (\$/t)	Pâte (\$/t)	Filtrés (\$/t)
Cas 1 (Kghm, 2015).	65	0.316	0.344		1.2
Cas 2 (Moreno et al 2018)	4.2	0.25	0.304		1.309
Cas 3 (Zamorano et al., 2019).	100	1.63	1.24	1.41	1.64
Cas 4 scénario de base (Carneiro et Fourie, 2020).	5.5		1.59	1.99	4.77
MEND Report 2.50.1	Coûts typiques	1.43	1.43	2.39	6.21
	Plage des coûts par tonne	0.6 à 2.98	0.6 à 2.98	2.39 à 9.55	4.78 à 14.33

Cette compilation et comparaison des données ont mis en évidence les paramètres typiques pris en compte pour réaliser des études de faisabilité lors des premières étapes de gestion des résidus de l'usine de concentration (densification et déposition). De plus, cela souligne l'importance de prendre en compte la récupération de l'eau et les coûts de construction des structures de rétention lors des évaluations économiques correspondantes.

4.2 Coûts de la restauration.

Ce projet de recherche vise à développer une méthodologie pour concevoir la planification de la gestion des résidus miniers à partir des données récupérables dans les premières étapes d'un projet minier. Cependant, la revue de littérature a montré que le type de structure d'entreposage des résidus a un impact sur les coûts. On doit donc procéder à l'intégration des analyses techniques et dimensionnelles des structures de rétention des résidus, incluant la disponibilité des matériaux ayant des caractéristiques hydrogéologiques optimales, dans la planification de la restauration.

4.2.1 Cône tronqué

Dans le cadre de cette recherche, la conception des parcs à résidus miniers est restée hypothétique. Nous avons adapté les travaux de Porter et Bleiwas, (2003) pour représenter géométriquement les

dimensions du parc à résidus. Nous avons supposé que la disposition pour les résidus en pâte est réalisée de façon conique, sans digue périmétrale, pour les résidus filtrés, elle prend la forme de piles coniques, et pour les résidus épaissis et conventionnels, nous avons conçu des figures de cônes tronqués en choisissant des dimensions typiques pour les angles et les hauteurs des digues périmétrales (figure 4.1). L'objectif était de déterminer un coût approximatif des couvertures en fonction de la surface du parc pour chaque alternative de densification en vue de la restauration des résidus réactifs générateurs d'acide.

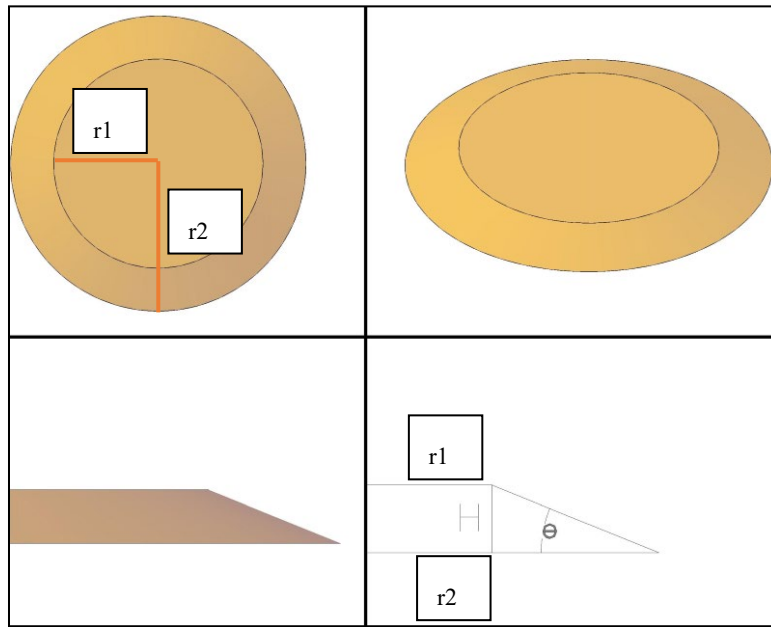


Figure 4.1 Géométrie d'un cône tronqué

Dimensions d'un cône tronqué

Le volume d'un cône tronqué en fonction de la hauteur (H) et des rayons inférieur (r_2) et supérieur (r_1) est donné par l'équation (4.1).

$$V = \left(h * \frac{\pi}{3} \right) * (r_1^2 + r_2^2 + r_1 * r_2) \quad (4.1)$$

En connaissant l'angle de plage attendu selon l'alternative de densification à évaluer, il est possible de représenter r_2 en fonction de r_1 , tel que décrit à l'équation 4.2.

$$r_2 = r_1 + \left(\frac{h}{\tan \theta} \right) \quad (4.2)$$

En remplaçant r_2 de l'équation 4.2 dans l'équation 4.1, il est possible d'obtenir une équation quadratique en termes de hauteur, volume et angle de la plage pour déterminer r_1 (le rayon supérieur du parc à résidus) (équations 4.3 et 4.4), et par conséquent, déterminer une surface approximative pour l'installation de la méthode de restauration équations 4.5 à 4.6.

$$0 = 3r_1^2 + \frac{3hr_1}{\tan \theta} + \left(\left(\frac{h}{\tan \theta} \right)^2 - \frac{3V}{h\pi} \right) \quad (4.3)$$

$$r_1 = \frac{-\frac{3h}{\tan \theta} + \sqrt{\left(\frac{3h}{\tan \theta} \right)^2 - 12 \left(\left(\frac{h}{\tan \theta} \right)^2 - \frac{3V}{h\pi} \right)}}{6} \quad (4.4)$$

$$\text{Surface supérieure} = \pi * r_1^2 \quad (4.5)$$

$$\text{Surface latérale} = \pi * a(r_1 + r_2) \text{ où } a = \frac{h}{\sin \theta} \quad (4.6)$$

4.2.2 Coûts unitaires des couvertures pour la restauration

L'analyse et la considération de l'utilisation d'une technique pour le contrôle du DMA dépendront en grande mesure des caractéristiques spécifiques du projet, ainsi que de la validation de son utilité en fonction des propriétés hydrogéologiques, géotechniques et géochimiques des matériaux à proximité, comme mentionné dans le chapitre 2. Cependant, il est possible de mener des études visant à valider les propriétés hydrogéologiques des matériaux à proximité dès le début de l'extraction minière.

Coûts unitaires de construction d'un recouvrement de type CEBC:

Pour la conception d'une barrière à l'oxygène, les coûts ont été calculés en supposant une distance de 2 kilomètres pour accéder à une réserve naturelle de sable ayant des caractéristiques hydrogéologiques optimales, et 1 kilomètre pour obtenir le silt. Les coûts ont été déterminés en utilisant les données des équipements de transport et les charges tirées du logiciel Reclaim 7.0, et les données du Caterpillar Performance Handbook (Caterpillar, 2018 ; Government of the Northwest Territories. 2022).

Ainsi, les coûts ont été calculés en fonction de la consommation en carburant de l'équipement de transport, des coûts unitaires en USD/m³ pour l'excavation et le chargement du sol, ainsi que pour l'étalement et le compactage. De plus, un coût unitaire en USD/ m² a été pris en compte pour la préparation de la surface en vue de l'extraction du sol (défrichage et débroussaillage)(voir annexe B).

Coûts unitaires pour l'installation de la végétation (voir annexe B) :

Des valeurs unitaires relatives à l'installation de la végétation ont également été extraites du logiciel Reclaim 7.0. Elles correspondent aux hydrosemis en surface plane et en pente par hectare, ainsi qu'à l'installation d'une couverture végétale pour contrôler l'érosion (Government of the Northwest Territories. 2022).

Autres données financières d'intérêt :

L'article développé par Bois et al., (2005) offre un aperçu des coûts des autres techniques de restauration des aires d'entreposage des résidus miniers, telles que l'élévation de la nappe phréatique et la désulfuration partielle ou complète des résidus acidogènes. Cependant, cette étude de faisabilité est basée sur des propriétés spécifiques du site et des résidus miniers en question, et par conséquent, ces méthodologies n'ont pas été prises en compte dans le cadre de cette recherche.

Coûts des barrières imperméables :

Le logiciel Reclaim permet également d'obtenir des informations sur les coûts d'achat et d'installation en valeurs unitaires par mètre carré des géotextiles, ainsi que par tonne de bentonite (voir annexe B) (Government of the Northwest Territories. 2022).

4.3 Coûts de surveillance environnementale.

Pour la détermination des coûts de surveillance environnementale, les informations provenant de 109 sites du bilan du plan de travail pour la restauration des sites miniers abandonnés (MRNF, 2022) ont été analysées afin de concevoir une matrice de coûts approximatifs. Dans cette optique, les dépenses réelles consacrées aux travaux de suivi post-restauration et d'entretien de 2007 à 2021, ainsi que les dépenses individuelles pour l'année 2020-2021, ont été utilisées pour estimer les valeurs de tendance centrale, permettant ainsi d'obtenir des coûts annuels approximatifs liés à la surveillance environnementale (Tableau 4.22, Annexe C).

Bien que la tendance des coûts se soit située dans la plage modale de 2 500 \$/an et la médiane de 5 100 \$/an, certains sites tels que Adermac, Barvue, Eustis, Suffield, Opémiska et New Calumet ont présenté des surcoûts importants, dépassant les 100 000 \$/an, voire atteignant plus de 2 500 000 \$/an pour le site de Barvue. Ces résultats suggèrent qu'il a été nécessaire d'effectuer des travaux d'entretien supplémentaires liés à la restauration, mettant en évidence l'importance de développer une planification et une validation du processus de restauration.

Tableau 4.22 Mesures de tendance centrale des coûts des dépenses par an en suivi après restauration (MRNF, 2022).

Mesures de tendance centrale	Moyenne annuel pendant 14 ans	Dépenses réelles en 2020- 2021
	(k\$)	(k\$)
Moyenne	48.63	2.87
Mode	0.25	0.40
Médiane	0.51	0.40

Des valeurs dans la plage formée par le mode et la médiane ont été utilisés pour développer la matrice des figures 4.2 et 4.3 en associant différentes combinaisons d'alternatives pour la construction de structures de rétention et de densification des résidus miniers, ainsi que le niveau de certitude concernant la nature contaminante de ces derniers, déterminée par les différents essais en laboratoire déjà mentionnés (chapitres 2 et 3).

Pour chaque combinaison, une valeur des coûts pour la surveillance environnementale a été suggérée en analysant le risque physique et chimique des résidus. En résultat, la disposition favorisant le maintien en permanence de la saturation des résidus miniers, tels que les résidus épaissis et conventionnels, présentera un avantage en empêchant l'oxydation des résidus réactifs, ce qui justifiera des coûts inférieurs à la médiane. Néanmoins, cet avantage économique peut disparaître en raison du risque physique des digues construites avec la méthode amont, ce qui entraînera de proposer des coûts plus élevés pour la surveillance.

Un raisonnement similaire a été utilisé en ce qui concerne la détermination du potentiel générateur d'acide, obtenu en fonction du type d'essais réalisés, comme cela a été mis en évidence dans le chapitre précédent. Bien que les essais minéralogiques et statiques aient fourni des informations

primordiales sur les résidus, la confirmation de la génération d'acide a été possible uniquement grâce aux essais cinétiques. Par conséquent, on propose qu'en fonction du type d'essai réalisé pour caractériser les minerais, le coût de la surveillance environnementale changera pour la méthodologie utilisée dans ce projet. Un code de couleurs, tel que le tableau 4.23 ci-dessus, a été mis en place pour faciliter la compréhension et l'utilisation des matrices des figures 4.2 et 4.3.

Tableau 4.23 Code de couleurs pour utiliser les figures 4.2 et 4.3 selon le type de digue, densification, analyses développées et potentiel acidogène.

Type de digue.	Amont
	Aval
	Axe central
Densification.	Conventionnel
	Épaissis
	Pâte
Analyses développées.	Essais minéralogiques
	Essais statiques
	Essais cinétiques
Potentiel acidogène.	DNA
	DNC
	NPAG

Type de digue.		Amont																										
Densification.	Conventionnel	x	x	x							x	x	x							x	x	x						
	Épais				x	x	x							x	x	x								x	x	x		
	Pâte							x	x	x								x	x	x							x	x
Analyses développées.	Essais minéralogiques	x	x	x	x	x	x	x	x	x																		
	Essais statiques										x	x	x	x	x	x	x	x	x									
	Essais cinétiques																			x	x	x	x	x	x	x	x	x
Potentiel acidogène.	DNA	x			x			x			x			x			x			x			x			x		
	DNC		x			x			x			x			x			x			x			x			x	
	NPAG			x				x			x			x			x				x			x			x	
Type de densification et des analyses menées		Conventionnel	Épaisses			Pâte			Conventionnel			Épaisses			Pâte			Conventionnel			Épaisses			Pâte				
		Minéralogique	Minéralogique			Minéralogique			Statiques			Statiques			Statiques			Cinétiques			Cinétiques			Cinétiques				
Coût recommandé de surveillance par an.		0.5	0.5	0.5	0.45	0.5	0.45	0.5	0.5	0.45	0.5	0.5	0.5	0.45	0.5	0.45	0.5	0.5	0.45	0.5	0.5	0.5	0.45	0.45	0.4	0.45	0.45	0.4
Temps ans		10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0
Type de digue.		Aval																										
Densification.	Conventionnel	x	x	x				x	x	x				x	x	x												
	Épais				x	x	x				x	x	x					x	x	x								
	Pâte																											
Analyses développées.	Essais minéralogiques	x	x	x	x	x	x																					
	Essais statiques							x	x	x	x	x	x															
	Essais cinétiques																x	x	x	x	x	x						
Potentiel acidogène.	DNA	x			x			x			x			x			x			x								
	DNC		x			x			x			x			x			x			x				x			
	NPAG			x				x			x			x				x							x			
Type de densification et des analyses menées		Conventionnel	Épaisses			Conventionnel			Épaisses			Conventionnel			Épaisses													
		Minéralogique	Minéralogique			Statiques			Statiques			Cinétiques			Cinétiques													
Coût recommandé de surveillance par an.		0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.43	0.43	0.38	0.43	0.43	0.38									
Temps ans		10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0									

Figure 4.2 Coût et temps en années pour la surveillance environnementale pour digues en amont et en aval.

Type de digue.		Axe central																												
Densification.	Conventionnel	x	x	x							x	x	x						x	x	x									
	Épais				x	x	x							x	x	x							x	x	x					
	Pâte								x	x	x						x	x	x								x	x	x	
Analyses développées.	Essais minéralogiques	x	x	x	x	x	x	x	x	x																				
	Essais statiques										x	x	x	x	x	x	x	x	x											
	Essais cinétiques																			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Potentiel acidogène.	DNA	x			x				x		x			x			x			x			x			x				
	DNC			x			x			x				x				x			x			x			x			
	NPAG				x				x				x			x			x			x			x			x		
Type de densification et des analyses menées		Conventionnel			Épaisses			Pâte			Conventionnel			Épaisses			Pâte			Conventionnel			Épaisses			Pâte				
		Minéralogique			Minéralogique			Minéralogique			Statiques			Statiques			Statiques			Cinetiques			Cinetiques			Cinetiques				
Coût recommandé de surveillance par an.		0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.45	0.4	0.5	0.5	0.5	0.43	0.43	0.38	0.45	0.43	0.38				
Temps ans		10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0		
Densification.		Filtre																												
Analyses développées.	Essais minéralogiques	x	x	x																										
	Essais statiques				x	x	x																							
	Essais cinétiques								x	x	x																			
Potentiel acidogène.	DNA	x			x				x																					
	DNC			x			x			x																				
	NPAG			x			x			x																				
Analyses menées		Minéralogique			Statiques			Cinetiques																						
Coût recommandé de surveillance par an.		0.45	0.45	0.4	0.43	0.43	0.4	0.43	0.43	0.3																				
Temps ans		10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0	10.0	10.0	5.0																				

Figure 4.3 Coût et temps en années pour la surveillance environnementale pour digue en axe central et résidus filtres.

CHAPITRE 5 APPLICATION DE L'ÉVALUATION DES COÛTS DU CYCLE DE VIE

Ce chapitre regroupe les paramètres et l'application de la méthodologie du cycle de vie d'un projet utilisée pour évaluer les coûts associés à 4 différents scénarios de gestion des résidus miniers, ainsi que la discussion des résultats obtenus lors de l'exercice.

5.1 Paramètres

L'estimation des coûts a été réalisée en supposant l'existence d'une mine hypothétique ayant une production de résidus, de minerai et de nickel similaire à celle de la mine Raglan. Pour l'exercice, le calcul de la production a été déterminé pour une durée de vie de mine de 20 ans, tableau 5.1.

Tableau 5.1 Production en masse solide des résidus, minerai et nickel.

Résidus	Tonnes/jour	4055.6	Tonnes /h	168,98
Minerai	Tonnes/an	1500.000	Tonnes minerai vie de mine	30.000.000
Nickel	Tonnes/an	40.000	Tonnes nickel vie de mine	800.000
Résidus	Tonnes/an	1460.000	Tonnes résidus vie de mine	29.200.000

Pour la prédiction des dimensions du parc à résidus, le volume des solides a été déterminé en utilisant la relation géotechnique entre la masse solide en tonnes des résidus (M_S), leur densité des grains (G_S) 2,97 en moyenne déterminée au laboratoire, chapitre 3, leur volume des solides (V_S) et la densité de l'eau (ρ_W) résumée dans l'équation (5.1). Une marge de sécurité de 5% a été prise en compte en augmentant la masse en tonnes solides.

$$V_S = \frac{M_S}{G_S \rho_W} \quad (5.1)$$

$$\rho_W = \frac{1 \text{ tonne}}{m^3} \quad (5.2)$$

La masse d'eau (M_W) a été estimée en tenant compte de la teneur des solides typique finale par alternative de densification mesurée sur les parcs à résidus recueillis dans le rapport du (MEND, 2017), ainsi que de la relation entre la teneur en solides (C_W), la masse solide (M_S) et la masse totale

(M_t) (équations 5.3 et 5.4). Ensuite, le volume d'eau à déposer a été calculé en utilisant la densité de l'eau (1 tonne/m³).

$$M_t = \frac{M_s}{C_w} \quad (5.3)$$

$$M_w = M_t - M_s \quad (5.4)$$

En considérant que les résidus étaient saturés, le volume total est déterminé en additionnant le volume du solide et le volume de l'eau.

Le résumé de ces calculs se trouve dans le tableau 5.1:

Tableau 5.2 Estimation du volume total au parc à résidus miniers.

Densification	Teneur solides dans les parcs à résidus après consolidation ((MEND, 2017))	(Mw) Masse d'eau tonne	Masse tonne solides 5%+	(Mt) Masse tonne total	Volume solides m3	Volume total m3
Filtré	0,83	7.739.759	30.660.000	36.939.759	10.340.640	18.080.399
Pâte	0,79	9.610.126	30.660.000	38.810.126	10.340.640	19.950.767
Épaissis	0,78	10.107.692	30.660.000	39.307.692	10.340.640	20.448.333
Conventionnel	0,76	11.142.105	30.660.000	40.342.105	10.340.640	21.482.746

La comparaison entre le volume total des résidus et le volume de rétention typique utilisé pour la classification des ouvrages de retenue (Aubertin et al., 2002), présentée au tableau 5.2, permet de concevoir une idée de la catégorie et des hauteurs typiques. Cependant, pour l'exercice, des hauteurs plutôt conservatrices ont été choisies pour la conception des cônes, voir le tableau 5.3.

Tableau 5.3 Classification des ouvrages de retenue tirée de (Aubertin et al., 2002).

Classification des ouvrages de retenue (Aubertin,1995: Aubertin et al,2002)		
Catégorie	Hauteur (m)	Volume de rétention (m ³)
Petite	<12	<1.200.000
Moyenne	12 à 30	1.200.000 à 60.000.000
Grande	> 30	>60.000.000

Tableau 5.4 Hauteurs utilisées pour la conception des cônes.

Alternative	Hauteur supposée du parc à résidus	Classification
Résidus Filtrés	20	Moyenne
Résidus Pâte	8	Moyenne
Résidus Épaissis	8	Moyenne
Résidus Conventionnel	8	Moyenne

L'angle et la hauteur de la digue jouent un rôle critique dans leur stabilité physique. Cet étude ne cherche pas à sous-estimer l'importance du processus de construction, qui doit être basé sur l'expertise technique ainsi que les considérations géotechniques, hydrologiques et topographiques.

Les résidus filtrés, qui contiennent une concentration élevée en solides, peuvent être stockés en piles avec des pentes allant jusqu'à 22° (2,5H:1) (Foged et al., 2006). Pour estimer les coûts, un angle de 16° a été utilisé pour la conception hypothétique du parc à résidus filtrés.

Pour les résidus en pâte, il a été considéré que leur disposition se fait de manière conique à partir d'une tour, ce qui permet d'obtenir des angles compris entre 3 et 10° (Theriault et al., 2003). Un angle de 6° a été retenu pour la conception du parc à résidus en pâte.

Pour les parcs à résidus conventionnels et épaissis, la construction d'une digue périmétrale en amont avec un angle de pente de 11,31° (5H:1V) a été choisie pour l'analyse économique, en tenant compte d'un angle de pente favorisant la stabilité à long terme et la restauration (Vick, 1990).

Le tableau 5.4 présente un récapitulatif de la surface estimée en utilisant la méthodologie du cône tronqué (annexe D), ainsi que les détails des surfaces destinés à la restauration et ceux prévus pour l'installation de la végétation.

Tableau 5.5 Surface du parc à résidus estimée par type de résidus miniers.

	Résidus Filtrés	Résidus Pâte	Résidus Épaissis	Résidus Conventionnel
Surface supérieure (ha)	78,67	228,10	244,27	256,92
Surface inférieure (ha)	102,13	270,67	266,94	280,15
Surface latérale (ha)	24,40	42,81	23,11	23,69
Surface à restaurer par CEBC (ha)	103,08	270,90	244,27	256,92
Surface où placer la végétation (ha)	103,08	270,90	267,39	280,61

5.2 Coûts du cycle de vie du projet

Quatre scénarios ont été évalués à travers la méthodologie du cycle de vie du projet. Dans le premier scénario, tous les résidus produits sont potentiellement générateurs d'acide, déterminé par des essais cinétiques. Pour ce scénario, il a été décidé d'opter pour la construction d'une couverture barrière à l'oxygène de type CEBC pour la restauration. Cette couverture sera composée de trois couches d'épaisseurs typiques : 0,5 m de sable, 1 m de silt et une dernière couche de sable de 0,5 m, pour toutes les alternatives de densification.

Le deuxième scénario concerne des résidus non réactifs. Dans ce cas, les parcs à résidus produits par chaque alternative seront restaurés en installant de la végétation sur toute la surface du parc à résidus. Les coûts de restauration pour les deux premiers scénarios sont détaillés dans l'annexe E.

Le troisième scénario prend en compte les résidus produits à partir des échantillons de minerai caractérisés dans le chapitre 3. Pour ce cas, il est considéré que le matériau provenant de l'échantillon "kiki2" représente 10 % de la masse solide des résidus et est le seul potentiellement générateur d'acide. En conséquence, une ségrégation des matériaux est planifiée dans deux installations de contention de résidus construites par la méthode en amont pour les résidus conventionnels. La restauration du parc à résidus "PGA" sera réalisée en utilisant la même couverture barrière à l'oxygène de type CEBC, composée de trois couches d'épaisseurs typiques : 0,5 m de sable, 1 m de silt et une dernière couche de sable de 0,5 m. Quant à la restauration du parc à résidus non réactifs, elle sera effectuée en installant une couverture végétale et en procédant à la plantation d'arbres.

Le quatrième scénario prend également en compte les résidus produits à partir des échantillons de minerai caractérisés dans le chapitre 3. Le matériau provenant de l'échantillon "kiki2" représente 10 % du tonnage de la masse solide total des résidus et est le seul potentiellement générateur d'acide. En conséquence, il était prévu de construire un bassin de contention de résidus par la méthode en amont pour les résidus réactifs sans densification, ainsi que d'installer une usine de filtration pour les résidus non réactifs.

Pour la restauration du parc à résidus potentiellement générateurs d'acide, il est prévu de réaliser une couverture barrière à l'oxygène de type CEBC, composée de trois couches ayant des épaisseurs typiques : 0,5 m de sable, 1 m de silt et une dernière couche de sable de 0,5 m.

Quant à la restauration du parc à résidus filtrés, elle sera effectuée en installant une couverture végétale et en procédant à la plantation d'arbres.

Pour estimer les coûts en capital, la même configuration d'équipements décrite dans l'article de Carneiro et Fourie, (2020) a été utilisée, ce qui suggère une capacité du système de densification pour 2M tonnes par an. Cependant, pour obtenir une estimation des coûts plus précise, il serait nécessaire de prendre en compte la capacité des équipements ainsi que les propriétés rhéologiques des résidus.

En considérant la lente consolidation des alternatives de densification des résidus conventionnels et épaissis, ce qui empêche l'initiation immédiate des travaux de restauration (Franks et al., 2011; Vick, 1990), une période d'attente de 3 ans pour le drainage des résidus conventionnels a été envisagée. Cette période permettrait d'obtenir une consolidation suffisante pour entreprendre les travaux de restauration. Pendant ces années d'attente, les coûts liés à la surveillance ont également été pris en compte. De manière similaire, une période d'attente d'un an a été prévue pour la consolidation des résidus épaissis.

La durée de la surveillance environnementale a été prise en compte en fonction des exigences spécifiques pour chaque type de résidus conformément à la Directive 019 (10 ans pour résidus PGA et 5 ans pour résidus NPGA. (MELCC, 2012).

L'annexe G résume les coûts utilisés pour l'application de la méthodologie du cycle de vie, dont un taux d'actualisation de 8% a été fixé pour toutes les étapes (opération, restauration, surveillance environnementale).

5.3 Résultats et discussion scénarios 1 et 2

Les valeurs des coûts maximums et minimums estimés par scénario et alternative de densification sont compilées dans les figures 5.1 et 5.2 ci-dessous. Il est possible d'observer que pour les deux scénarios, il existe une tendance à l'augmentation des coûts de gestion à mesure que la disposition s'effectue avec une moindre quantité d'eau. Cette tendance exponentielle des coûts a été rapportée dans de nombreux documents (Carneiro et Fourie, 2020; Jewell et al., 2006; MEND, 2017; Watson et al., 2010).

La plage des valeurs montre que les coûts nets maximaux peuvent doubler ou tripler les minimums, ce qui suggère une incertitude importante dans les estimations, liée à la nécessité d'intégrer des données de consommation et d'achat précises des équipements pour développer la densification.

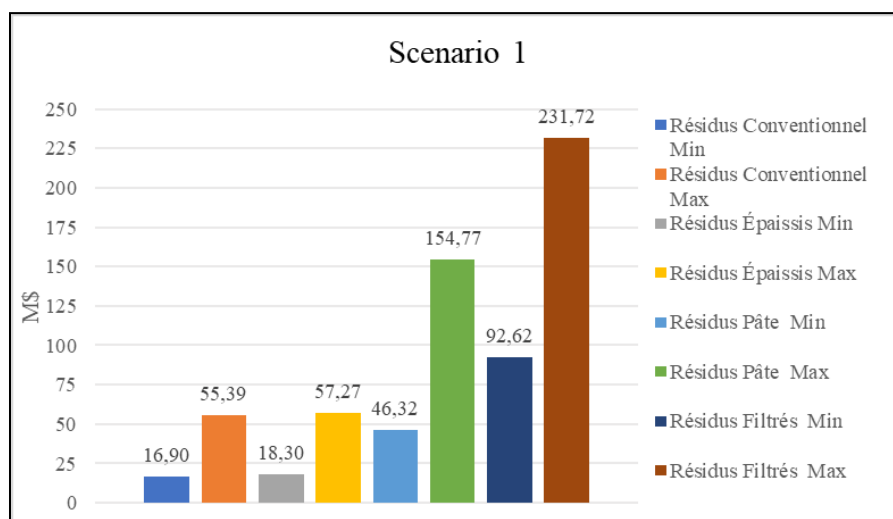


Figure 5.1 Résumé des coûts nets déterminés selon la méthodologie du cycle de vie du projet pour le scénario 1 (résidus générateurs d'acide).

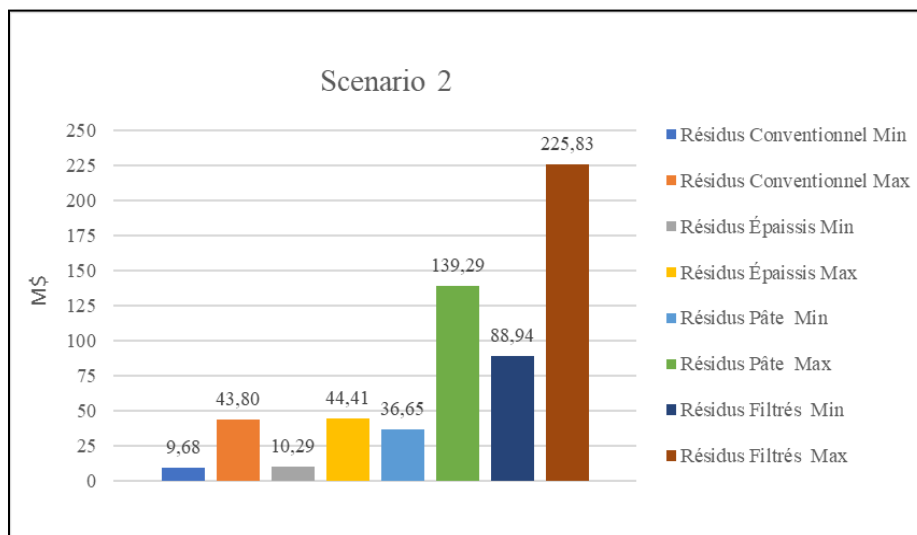


Figure 5.2 Résumé des coûts nets déterminés selon la méthodologie du cycle de vie du projet pour le scénario 2 (résidus non réactifs).

La différence des coûts nets entre les scénarios 1 et 2 est décrite dans la figure 5.3. Cette différence représente une moyenne de 7.15 M\$ pour les coûts nets minimaux et de 11.46 M\$ pour les coûts nets maximaux. Les valeurs supérieures du scénario 1 sont attribuables à la différence entre la restauration des résidus générateurs de drainage minier acide ou neutre contaminé et la restauration des résidus miniers non réactifs.

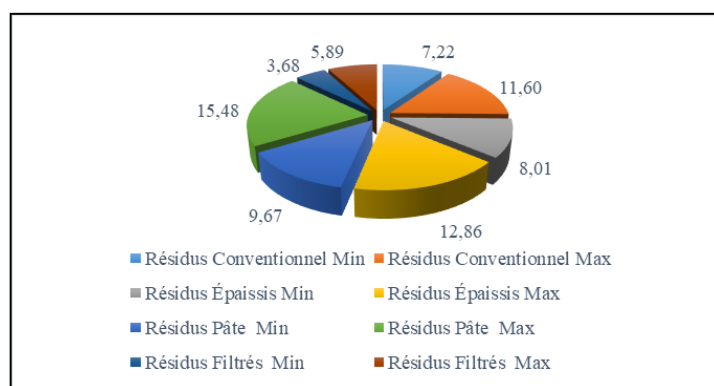


Figure 5.3 Différence des coûts nets entre le scénario 1 et le scénario 2 par type de résidu produits.

5.3.1 Distribution des coûts nets pour les scénarios 1 et 2 par alternative de densification.

Résidus conventionnels.

Les figures 5.5 et 5.4 présentent respectivement la répartition en pourcentage des différentes étapes des coûts nets minimaux et maximaux pour le scénario 1. Dans le cas des coûts minimaux, la restauration avec la CEBC représente 47 % du coût total de la gestion des résidus, tandis que pour les coûts maximaux, la restauration représente 22 % des coûts. Les coûts d'investissement représentent respectivement 2 % et 1 %. En ce qui concerne la surveillance environnementale, elle représente moins de 1 % du coût total estimé, que ce soit pour les coûts minimaux ou les coûts maximaux.

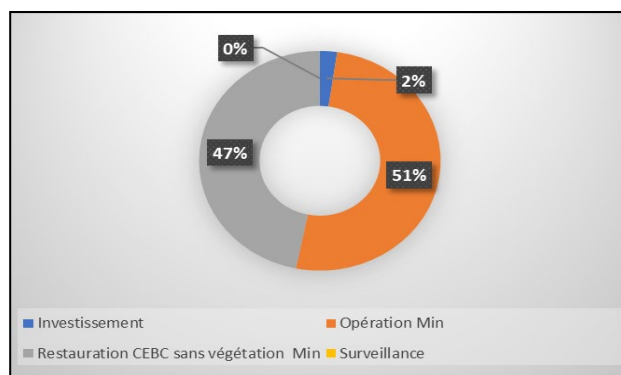


Figure 5.5 Distribution des coûts minimaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 1.

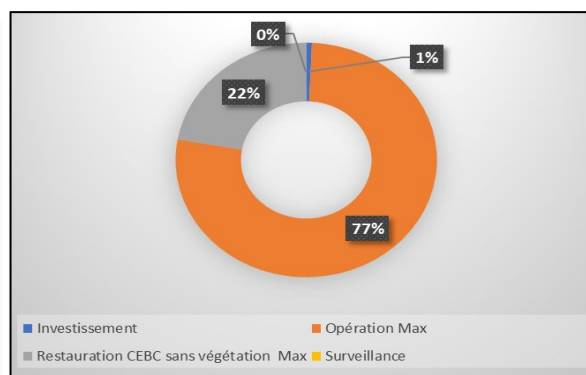


Figure 5.4 Distribution des coûts maximaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 1.

D'ailleurs, pour le scénario 2 (figure 5.7 et 5.6), les coûts nets pour l'étape d'opération ont été de 89% et de 97% pour les coûts minimaux et maximaux respectivement, tandis que la restauration a représenté 7% et 2 % des coûts totaux de gestion. Ces résultats démontrent une importante augmentation des coûts au niveau de la gestion des résidus conventionnels quand il s'agit des matériaux générateurs d'acide et/ou de lixiviats contaminants.

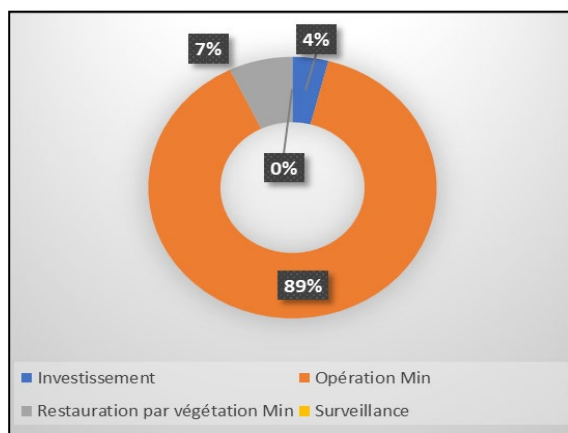


Figure 5.7 Distribution des coûts minimaux pour les résidus conventionnels dans le scénario 2.

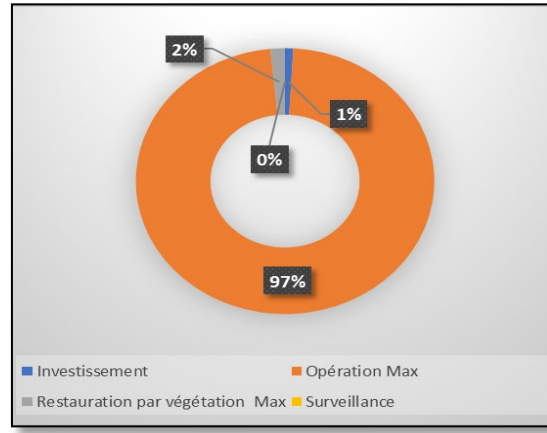


Figure 5.6 Distribution des coûts pour les maximaux résidus conventionnels dans le scénario 2.

Résidus épaissis.

Pour les résidus épaissis, la distribution en pourcentage de la restauration avec la couverture CEBC du scénario 1 a été de 48% pour les coûts minimaux totaux, ce qui représente la valeur plus élevée

des coûts de gestion, dépassant par 1% les coûts nets d'opération. En revanche, pour les coûts maximaux, la restauration a représenté 24% et les coûts d'opération ont atteint 74% (figure 5.9 et 5.8).

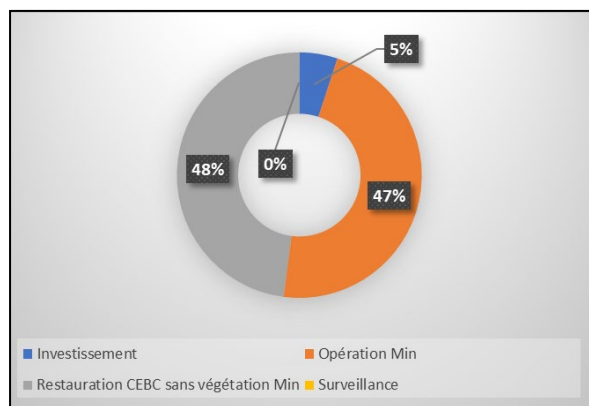


Figure 5.9 Distribution des coûts minimaux pour les résidus épaissis dans le scénario 1.

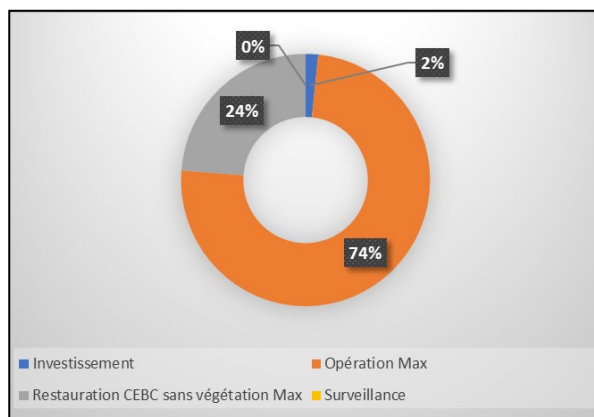


Figure 5.8 Distribution des coûts maximaux pour les résidus épaissis dans le scénario 1.

Pour le scénario 2 avec des résidus épaissis, les pourcentages correspondant à la restauration ont été maintenus à 7% et 2% pour les coûts minimaux et maximaux respectivement, avec une augmentation de la proportion des coûts d'investissement (figures 5.10 et 5.11). De manière similaire aux résidus conventionnels, cette méthodologie met en évidence le rôle crucial de la caractérisation de la nature géochimique des résidus dans les coûts totaux de la gestion des résidus.

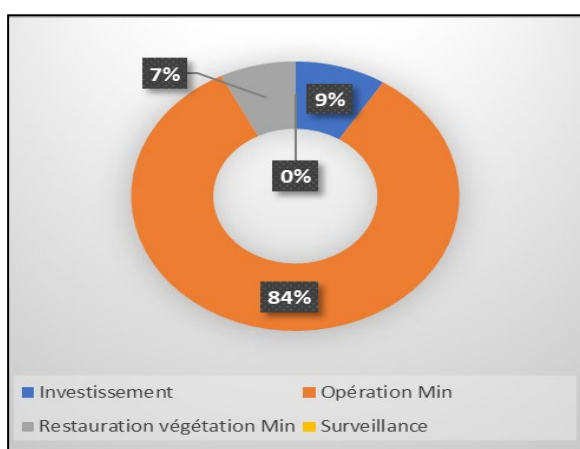


Figure 5.10 Distribution des coûts minimaux pour les résidus épaissis dans le scénario 2.

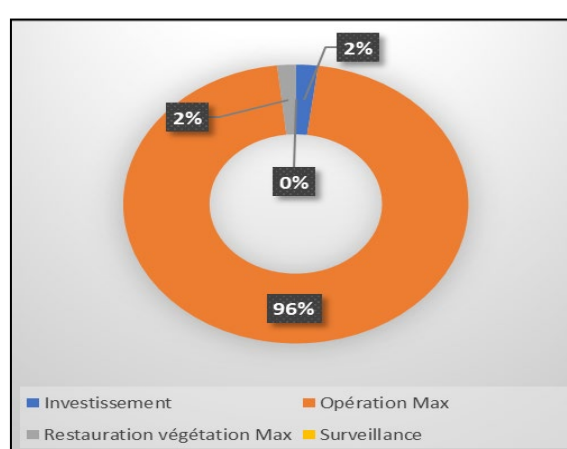


Figure 5.11 Distribution des coûts maximaux pour les résidus épaissis dans le scénario 2.

Bien qu'il soit possible d'analyser la répartition des étapes de gestion des résidus conventionnels et épaissis à travers l'évaluation des coûts par la méthodologie du cycle de vie du projet, il est remarquable que les valeurs des coûts minimaux et maximaux d'opération du rapport (MEND, 2017) utilisées pour l'exercice présentent une plage de différence considérable. Cette différence pourrait être attribuable aux différentes techniques de construction des structures de stockage et de configuration des équipements pour réaliser la densification.

Résidus en pâte.

Les coûts nets d'opération ont été de 74% pour les valeurs minimales et de 88% pour la plage maximale. Même si le volume de matériaux requis pour la construction de la CEBC a été supérieur en raison de la disposition conique sans digue périmétrale (ce qui implique une surface plus étendue des résidus à la superficie, annexe C), le pourcentage de coûts pour la restauration a été de 23% et de 11% pour les coûts minimaux et maximaux respectivement (figures 58 et 59).

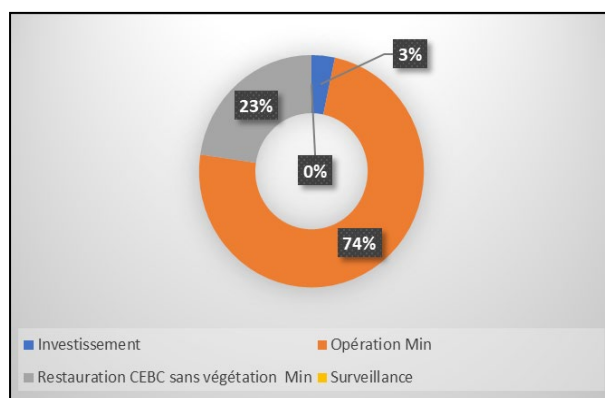


Figure 5.12 Distribution des coûts minimaux pour les résidus en pâte dans le scénario 1.

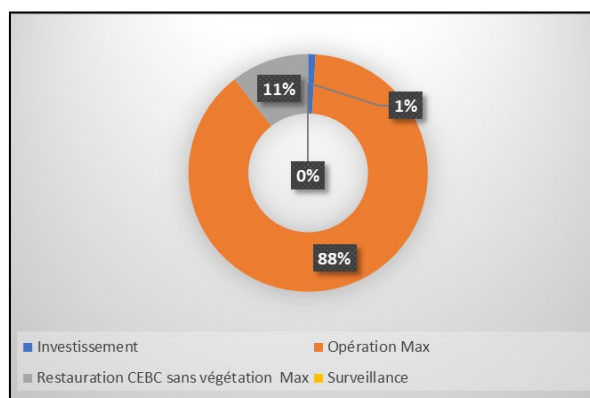


Figure 5.13 Distribution des coûts maximaux pour les résidus en pâte dans le scénario 1.

Pour le scénario 2, la restauration utilisant uniquement la végétation pour les résidus en pâte a connu une réduction significative de son impact sur les coûts totaux de gestion, représentant seulement 2% pour les coûts minimaux et 1% pour les coûts maximaux. Cependant, cette diminution de la part de la restauration dans le pourcentage total des coûts, que ce soit pour le

scénario 1 ou le scénario 2, est principalement due aux coûts opérationnels élevés plutôt qu'à des valeurs inférieures de coûts de restauration (figure 5.15 et figure 5.14).

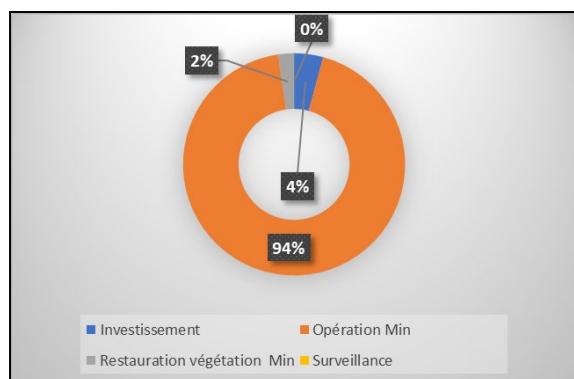


Figure 5.15 Distribution des coûts minimaux pour les résidus en pâte dans le scénario 2.

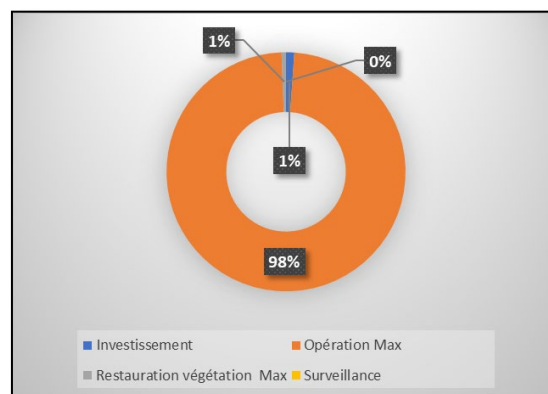


Figure 5.14 Distribution des coûts maximaux pour les résidus en pâte dans le scénario 2.

Résidus filtrés.

Pour le scénario 1, les coûts d'investissement ont eu une contribution supérieure sur les coûts totaux comparativement aux autres alternatives de densification. Pour cette méthode, les coûts représentent 22% et 9% pour les valeurs minimales et maximales, en revanche l'étape de restauration a eu une contribution réduite sur les coûts nets de la gestion, soit de 4% et 3 % (figure 5.17 et figure 5.16).

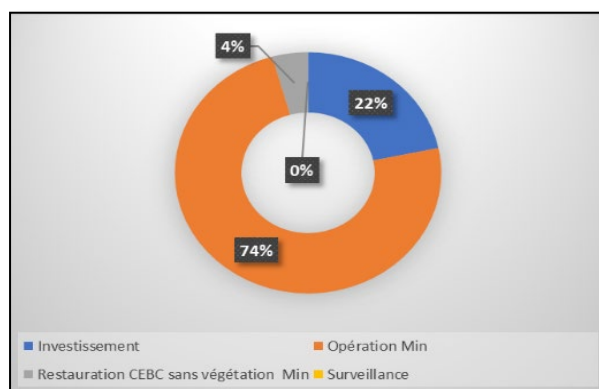


Figure 5.17 Distribution des coûts minimaux pour les résidus filtrés dans le scénario 1.

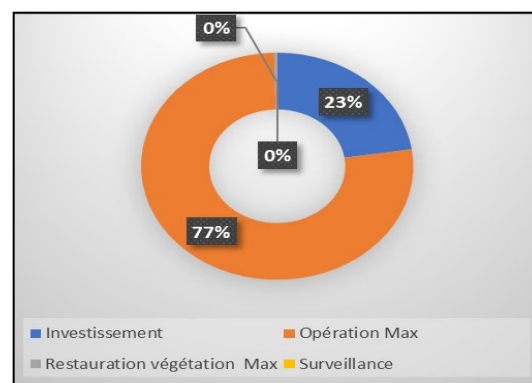


Figure 5.16 Distribution des coûts maximaux pour les résidus filtrés dans le scénario 1.

Dans le scénario 2 (figures 5.19 et 5.18), les coûts dominants ont été les coûts opérationnels et d'investissement. La restauration et la surveillance environnementale représentaient moins de 3% de la répartition totale des coûts. La surface à restaurer était inférieure comparativement aux autres alternatives, tandis que les coûts d'opération totaux étaient largement supérieurs aux autres méthodes de densification, ce qui explique la différence dans la répartition des coûts de gestion globale.

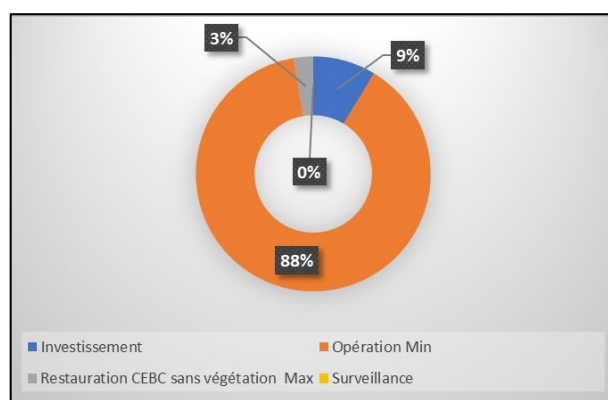


Figure 5.19 Distribution des coûts minimaux pour les résidus filtrés dans le scénario 2.

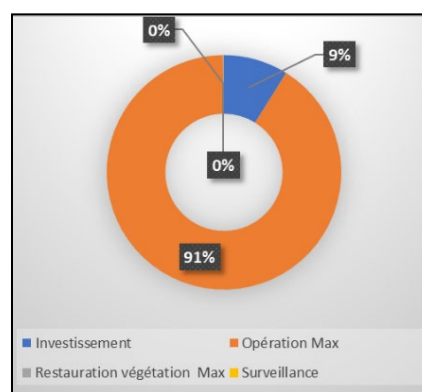


Figure 5.18 Distribution des coûts maximaux pour les résidus filtrés dans le scénario 2.

Alternatives de gestion associées aux matériaux étudiés scénarios 3 et 4.

Le scénario 3, qui envisage la ségrégation des résidus en deux parcs, l'un pour PGA et l'autre pour NPGA, a été comparé avec les alternatives des résidus conventionnels des scénarios 1 et 2 (figure 5.20). Les résultats montrent que les coûts nets minimaux de gestion du scénario 3 étaient inférieurs de 6.2 millions par rapport au scénario 1 et supérieurs de 1.02 million par rapport aux estimations du scénario 2. En ce qui concerne les coûts maximaux, ils étaient inférieurs de 12.99 millions et 1.4 million par rapport aux scénarios 1 et 2 respectivement. Ces résultats suggèrent que la séparation des matériaux dans ce cas est avantageuse pour les coûts nets totaux de gestion.

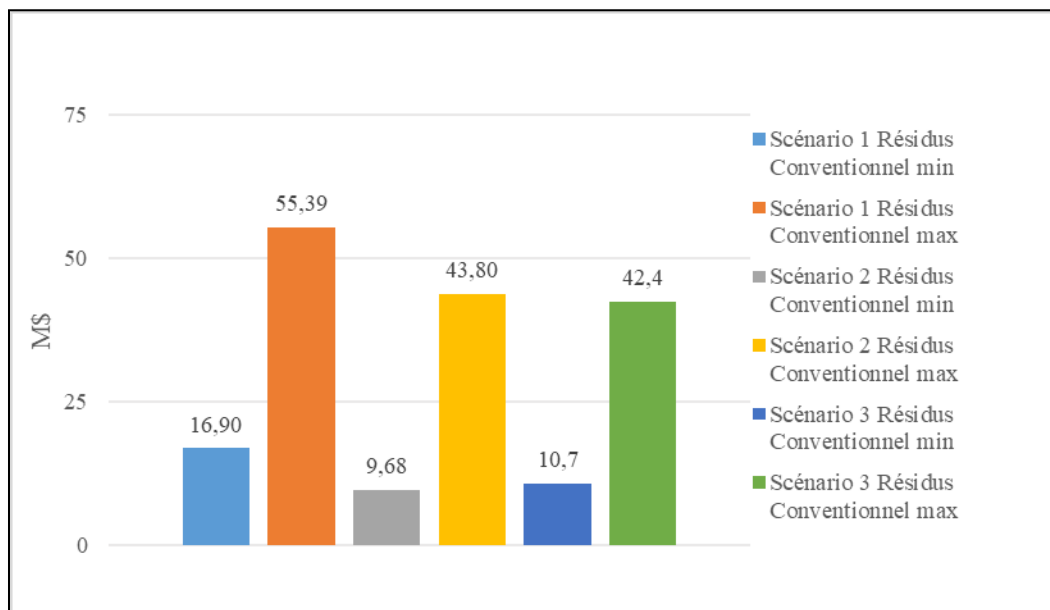


Figure 5.20 Comparaison des coûts nets pour la gestion des résidus conventionnels des scénarios 1, 2 et 3.

La figure 5.21 présente les coûts nets totaux pour la gestion de chaque groupe de résidus. La répartition par étapes de ces coûts est représentée dans les figures 5.22 et 5.23 pour les résidus non réactifs et potentiellement générateurs d'acide respectivement. De manière similaire aux scénarios 1 et 2, la restauration des résidus PGA joue un rôle très significatif dans les coûts totaux, représentant 39% du capital de la gestion. En revanche, pour les résidus NPGA, la restauration ne représente que 6% du total des coûts nets.

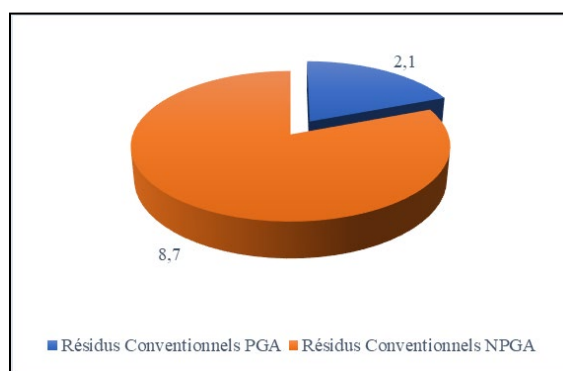


Figure 5.21 Coûts nets minimaux pour scénario 3.

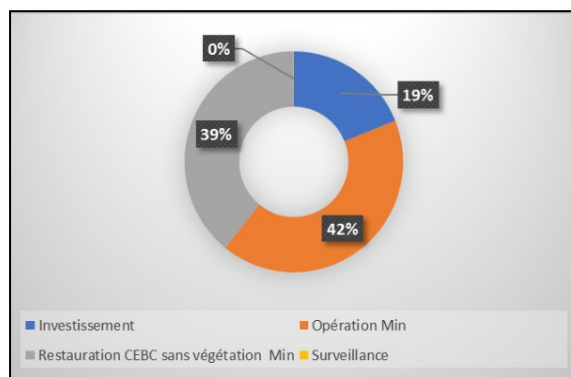


Figure 5.23 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus PGA du scénario 3.

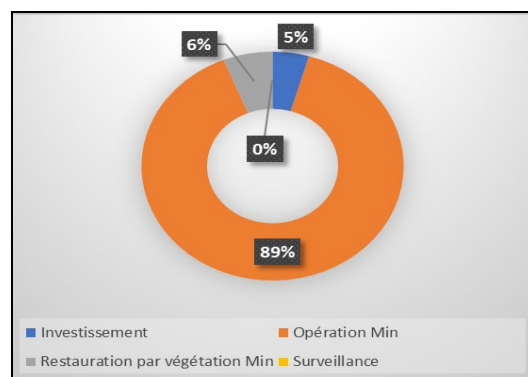


Figure 5.22 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus NPGA du scénario 3

La figure 5.24 présente les coûts maximaux, révélant une variabilité par rapport aux coûts minimaux de 1 M\$ pour le parc à résidus PGA et de 30.7 M\$ pour le parc à résidus NPGA. Cette augmentation considérable, bien supérieure pour les résidus NPGA, est directement liée au tonnage massif des résidus à produire. Les figures 5.25 et 5.26 montrent la répartition des coûts pour les résidus non réactifs et potentiellement générateurs d'acide respectivement.

Pour le parc à résidus PGA, la part de la restauration dans les coûts nets totaux de gestion reste significative, représentant 40% de la répartition. En revanche, pour le parc à résidus NPGA, la restauration ne représente plus que 1% des coûts de gestion, suggérant une augmentation significative des coûts opérationnels.

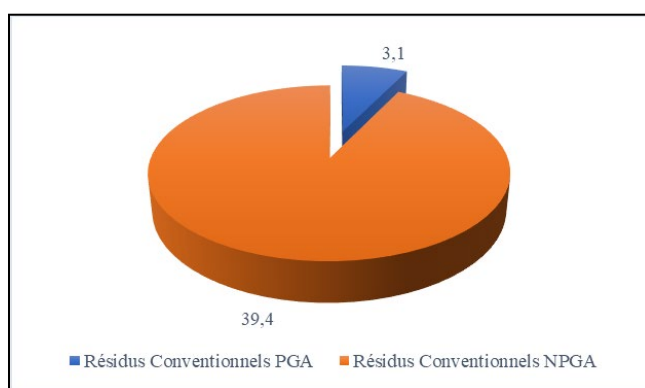


Figure 5.24 Coûts nets maximaux pour scénario 3

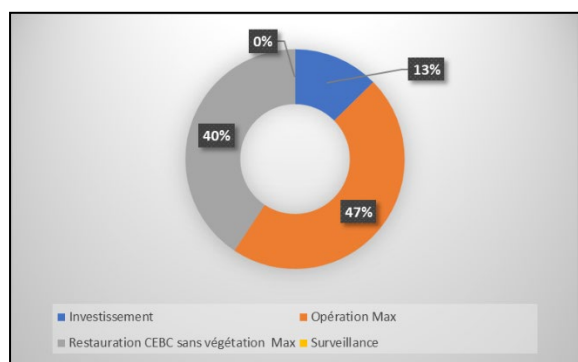


Figure 5.26 Analyse de la distribution des coûts nets maximaux pour le parc à résidus PGA du scénario 3.

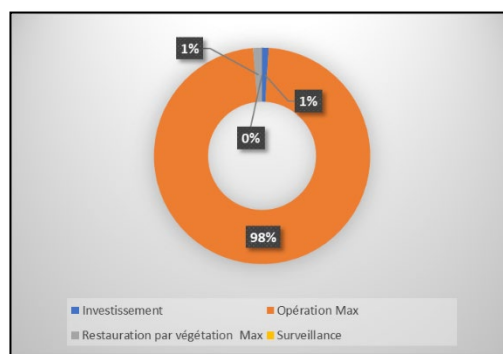


Figure 5.25 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus NPGA du scénario 3.

En comparant les coûts nets pour la gestion des résidus du scénario 4 avec ceux des scénarios 1 et 2 (figure 5.27), il est clairement démontré que la séparation des matériaux se révèle à nouveau avantageuse par rapport aux alternatives qui envisagent le mélange des résidus. Dans ce cas, la nette infériorité des coûts est évidente, tant pour les valeurs minimales que pour les valeurs maximales, en raison de la disposition partielle des résidus de manière conventionnelle, ce qui réduit considérablement les coûts opérationnels.

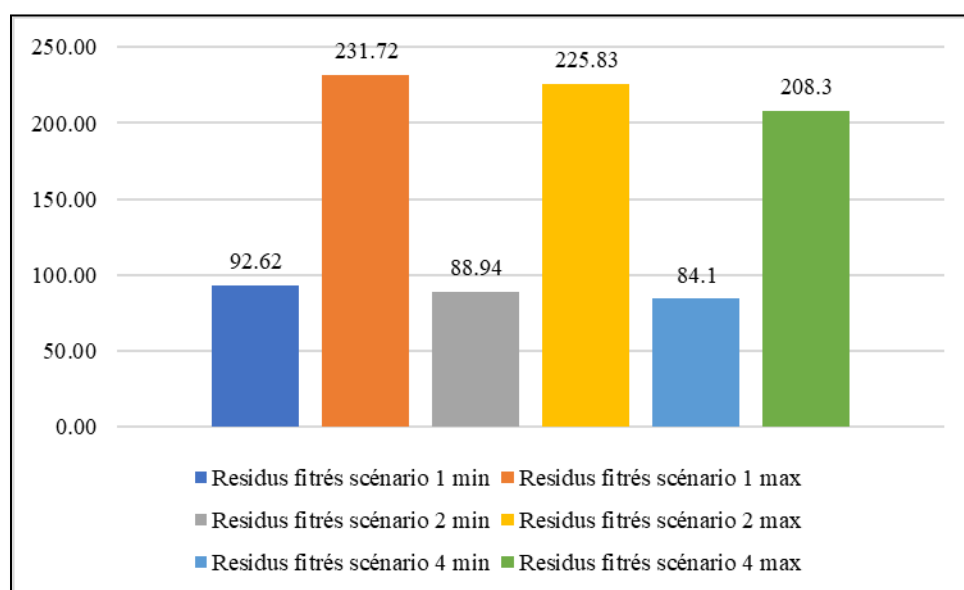


Figure 5.27 Comparaison des coûts nets pour la gestion des résidus des scénarios 1, 2 et 4.

Les figures 5.28 et 5.29 montrent la répartition des coûts de gestion, à la fois minimaux et maximaux, entre les installations de confinement de résidus conventionnels pour les résidus PGA et les parcs à résidus filtrés pour les résidus NPGA. On observe une plus grande amplitude de différence entre les valeurs minimales et maximales pour les parcs à résidus filtrés que pour les parcs à résidus conventionnels destinés aux résidus PGA.

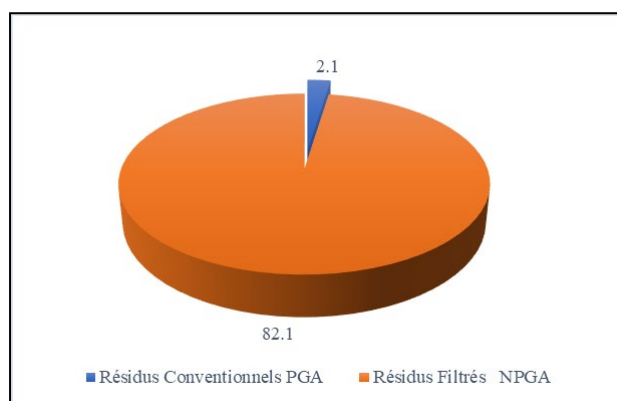


Figure 5.28 Coûts nets minimaux pour scénario 4

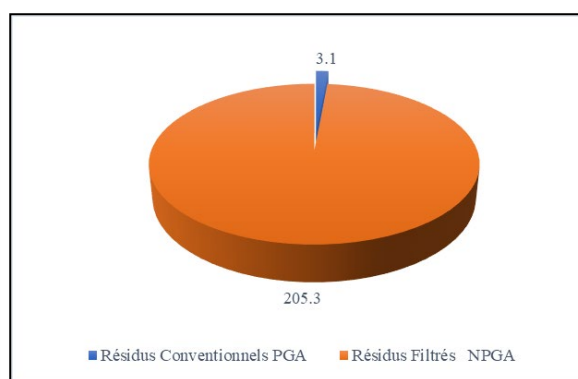


Figure 5.29 Coûts nets maximaux pour scénario 4

La répartition des coûts, tant pour les valeurs minimales que maximales, pour le parc à résidus conventionnels PGA a été similaire à celle du scénario 3 (figures 5.23 et 5.26). En revanche, pour les résidus filtrés NPGA, les coûts opérationnels ont représenté les pourcentages les plus significatifs parmi les coûts nets minimaux et maximaux. En outre, les coûts de restauration ont été réduits à moins de 1% des coûts totaux de gestion des résidus, voir les figures 5.31 et 5.30.

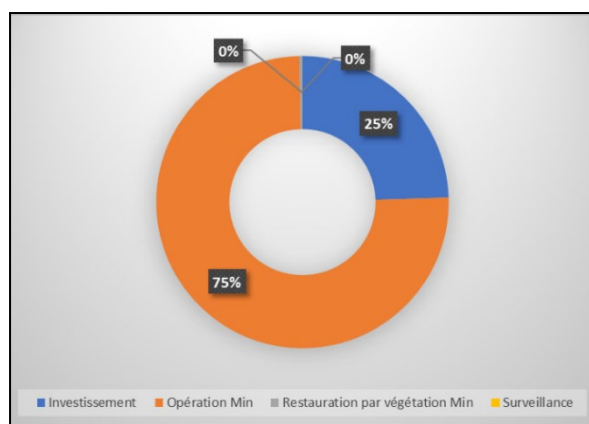


Figure 5.31 Analyse de la distribution des coûts nets minimaux pour le parc à résidus filtrés NPGA du scénario 4

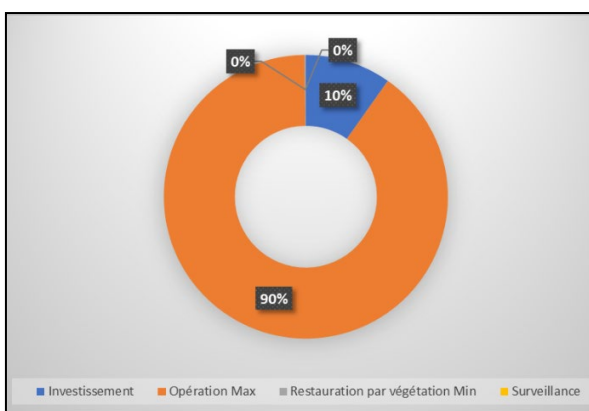


Figure 5.30 Analyse de la distribution des coûts nets maximaux pour le parc à résidus filtrés NPGA du scénario 4

5.3.2 Sommaire

D'après tous les scénarios et toutes les alternatives envisagées, la part de la surveillance environnementale dans les coûts totaux nets de la gestion des résidus n'a pas dépassé 1%. Par conséquent, l'utilisation des coûts de surveillance environnementale pour établir des marges de sécurité en raison des risques géophysiques et chimiques des différentes configurations de gestion intégrale des résidus, comme cela a été tenté dans le cadre de cette étude (voir figures 4.2 et 4.3), ne serait pas idéale. En effet, les différences en termes de coûts ne sont pas significatives lorsque l'on considère les montants totaux.

La grande plage entre les valeurs minimales et maximales représente la limite majeure de la méthodologie appliquée, rendant nécessaire une estimation des coûts plus spécifique et inhérente à chaque projet.

Pour les scénarios 3 et 4, il a été déterminé que l'échantillon Kiki2 était la cause de la génération d'acide, comme mentionné dans le chapitre 3. Son attribution à 10 % du tonnage massique total des résidus a été faite en considérant qu'il représentait 1 échantillon sur 10. Cependant, dans la réalité, cette attribution devient une sélection aléatoire. L'intégration de la modélisation géologique des contaminants, telle que développée par (Toubri et al., 2021), permettra la comptabilisation réelle des matériaux contaminants ainsi que la facilitation de leur séparation.

Le développement d'études de faisabilité des méthodes donne un point d'appui pour la planification de la gestion des résidus, tandis que les études techniques serviront de base à la sélection et à l'utilisation. Par exemple, dans ce document, il est considéré que la méthode de restauration est efficace dès sa mise en place, impliquant pour les cas des résidus PGA la conservation de l'état saturé pendant toute l'opération. Cependant, les risques d'oxydation et des affectations environnementaux n'ont pas été réellement pris en compte.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de recherche a permis développer un modèle de prédiction des coûts, pour la gestion des résidus miniers à partir d'échantillons de forage de minerai. Pour atteindre cet objectif, une revue bibliographique exhaustive des activités et des étapes impliquées dans la gestion des résidus miniers a été effectuée. Ce travail a contribué ainsi à la compréhension des exigences de développement d'une gestion complète des résidus, en commençant par leur production jusqu'à la restauration finale et surveillance des sites et leur dépôt.

Par la suite, une caractérisation de dix échantillons de forage de minerai provenant de la mine Raglan a été réalisée à travers des essais minéralogiques, statiques et cinétiques. Les résultats de l'essai minéralogique DRX, effectué par le laboratoire Actlabs Ltd à Val-d'Or, Québec, Canada, ont révélé une importante quantité de silicates dans tous les échantillons, ainsi que des teneurs élevées en minéraux sulfureux pour les spécimens Kiki2-n et M2-2. Ces résultats ont permis de conclure qu'il existe une possibilité de production d'acide pour les échantillons Kiki2-n et M2-2, ainsi qu'une possibilité de réactions de neutralisation légères pour les échantillons Kiki1, Kiki3, Kiki4, M2-1, Min8-1, Min8-2, Zone5 et Zone 13.

Concernant les essais statiques, les analyses des teneurs en soufre et en carbone par fournaise à induction, ainsi que l'évaluation du potentiel de neutralisation selon la méthode modifiée de Lawrence et Wang (1997), ont été réalisées pour tous les échantillons. L'évaluation préliminaire du potentiel générateur d'acide a été effectuée en comparant le potentiel d'acidité (PA) et le potentiel neutralisant (PN) en kg de CaCO_3 (calcite) pour chaque échantillon. Les résultats ont indiqués que le matériau provenant de la mine Kikialik et de la Mine 8 est potentiellement générateur d'acide (PGA), tandis que celui de M2 et des Zones 5 et 13 est incertain quant à sa nature acide. Par conséquent, selon la réglementation québécoise en vigueur, l'ensemble des résidus à produire doit être considéré comme générateur d'acide, et des mesures pour empêcher leur oxydation doivent être envisagées.

Pour éliminer l'incertitude concernant la nature chimique des échantillons, des essais cinétiques ont été réalisés à l'aide de vingt mini cellules d'altération. Ces essais ont conduit à confirmer le potentiel générateur d'acide du spécimen Kiki2 et de génération des lixiviats contenant des concentrations élevées en fer, nickel, cuivre et zinc. En revanche, les neuf autres échantillons ont maintenu un pH neutre sans dépasser les limites de la Directive 019 en termes de lixiviation, témoignant de

l'obligation de la mise en place de mesures de restauration visant à empêcher l'oxydation du matériel kiki2. (MELCC, 2012).

Pour déterminer les coûts de gestion des résidus, une comparaison des données financières du programme ((MEND, 2017) concernant les coûts d'exploitation des méthodologies pour la densification des résidus a été réalisée avec les données financières de quatre cas d'étude d'alternatives pour la densification des résidus. Cela a permis de connaître les configurations typiques des équipements et les considérations liées aux coûts opérationnels de la gestion des résidus.

Pour la restauration, les coûts ont été déterminés en supposant la surface des parcs à résidus, en simulant les dimensions d'une figure de cône tronqué basée sur le volume de matériau à stocker, ainsi que les hauteurs et inclinaisons typiques des installations de stockage.

Les coûts de surveillance environnementale ont été établis en étudiant la tendance des coûts d'entretien et de surveillance environnementale après la restauration de 109 sites du bilan du plan de travail pour la restauration des sites miniers abandonnés (MRNF, 2022). Cela a permis de concevoir une matrice de coûts approximatifs basée sur les valeurs centrales.

La méthodologie du cycle de vie a permis d'estimer et d'évaluer les coûts nets associés à la gestion des résidus miniers, en prenant en compte toutes les activités liées à cette gestion, et en fournissant une fourchette de valeurs minimales et maximales pour quatre scénarios de configurations différentes. Cependant, la grande amplitude entre les valeurs minimales et maximales représente la limite majeure de la méthodologie appliquée, ce qui rend nécessaire une estimation plus spécifique et adaptée à chaque projet.

Le premier scénario considérait que l'ensemble des résidus produits était potentiellement générateur d'acide, tandis que le deuxième scénario envisageait la production de résidus non réactifs. La différence moyenne entre les deux scénarios a été de 7,15 M\$ pour les valeurs minimales et de 11,46 M\$ pour les valeurs maximales, démontrant ainsi des coûts de restauration considérablement plus élevés pour les résidus PGA.

Les scénarios 3 et 4 ont pris en compte la restauration des résidus présentés dans le chapitre 3. En attribuant 10 % du tonnage massique total des résidus à l'échantillon Kiki2, la disposition des résidus a été conçue avec deux installations de stockage de résidus différents. Pour le troisième scénario, deux parcs à résidus conventionnels ont été prévus, l'un pour le matériau PGA de

l'échantillon Kiki2 et l'autre pour le matériau NPGA des autres échantillons. Quant au scénario 4, un parc à résidus conventionnels et un parc à résidus filtrés ont été envisagés.

Dans les deux scénarios, la séparation des matériaux PGA et NPGA a montré un avantage économique par rapport à la restauration en considérant l'ensemble des résidus générateurs d'acide.

La connaissance des matériaux à proximité du site minier, de la topographie du site lui-même et la capacité des équipements de densification ont joué un rôle fondamental pour préparer la gestion des résidus de l'usine de concentration et valider sa faisabilité. Par conséquent, il est recommandé d'intégrer des logiciels topographiques et de modélisation des systèmes de stockage et de recouvrement des résidus dans les études de faisabilité préliminaires de l'activité minière.

L'analyse de la faisabilité des scénarios de gestion des résidus pour les échantillons caractérisés a permis de faciliter la planification intégrale de leur gestion. Cependant, pour des études de faisabilité plus réalistes, il est recommandé de valider les coûts et de préparer la configuration des alternatives de densification avec des données de fournisseurs adaptées au site d'étude. De plus, l'intégration de modèles géologiques des contaminants pourrait être avantageuse pour proposer des systèmes de gestion tels que la séparation des matériaux.

RÉFÉRENCES

- l-Abed, S. R., Hageman, P. L., Jegadeesan, G., Madhavan, N. et Allen, D. (2006). Comparative evaluation of short-term leach tests for heavy metal release from mineral processing waste. *Science of the total Environment*, 364(1-3), 14-23.
- Al-Abed, S. R., Jegadeesan, G., Purandare, J. et Allen, D. (2008). Leaching behavior of mineral processing waste: comparison of batch and column investigations. *Journal of hazardous materials*, 153(3), 1088-1092.
- ASTM. 2014. *Astm International D4874: Standard Test Method for Leaching Solid Material in a Column Apparatus*. ASTM International
- ASTM 2017. *Astm International D2487-17: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*. ASTM International.
- Aubertin, M. (1995). *Evaluation en laboratoire des barrières sèches construites à partir de résidus miniers : rapport final*. École polytechnique de Montréal.
- Aubertin, M., Aachib, M., Joanes, A., Monzon, M. et Authier, K. (1999). Evaluation du flux d'oxygene a travers les materiaux de recouvrement. Dans. *Proceedings Annual Conference of APGGQ, Rouyn-Noranda, Quebec*.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Presses Internationales Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M. et Mbonimpa, M. (2016). Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites. Dans *Geo-Chicago 2016* (p. 343-358).
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jolette, D., Bussière, B., Chapuis, R., James, M. et Riffon, O. (2002). Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle. Dans. *Défis & Perspectives: Symposium*.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et 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.
- Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R.-T., Iversen, E. R. et Banks, S. B. (1997). Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology : International Journal of Geosciences*, 32(3), 157-174. <https://doi.org/10.1007/s002540050204>
- Banque de la réserve Australie. (2023). *Inflation Calculator*. <https://www.rba.gov.au/calculator/>
- Banque de la réserve Minneapolis. (2023). *Inflation Calculator*. <https://www.minneapolisfed.org/about-us/monetary-policy/inflation-calculator>
- Blowes, D., Canada. Environment, C. et National Water Research, I. (2003). *The geochemistry of acid mine drainage*. Environment Canada. http://publications.gc.ca/collections/collection_2019/eccc/En13-5-03-170-eng.pdf
- Blowes, D. W. (1997). The environmental effects of mine wastes. Dans. *Proceedings of exploration*.

- Blowes, D. W., Ptacek, C. J. et Jambor, J. (2013). Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation. *Environmental Mineralogy II*: Vaughan, Wogelius (Eds), Europ. Mineral. Union Notes in Mineral, 13, 295-338.
- Blowes, D. W., Reardon, E. J., Jambor, J. L. et Cherry, J. A. (1991). The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochimica et cosmochimica acta*, 55(4), 965-978.
- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B. et Kongolo, M. (2005). A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. *CIM bulletin*, 98(1087), 74-74.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. (2020). Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage, Chapitre 9 Insulation covers.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B. et Côté, J. (2021). Insulation covers with capillary barrier effects to control sulfide oxidation in the Arctic. *Canadian Geotechnical Journal*, 58(4), 583-594.
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Plante, B. et Bussiere, B. (2015). A quantitative approach for the estimation of the “fizz rating” parameter in the acid-base accounting tests: A new adaptations of the Sobek test. *Journal of Geochemical Exploration*, 153, 53-65. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.03.003>
- Bussière, 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. <https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W. et 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.
- Bussière, B. et Guittonny, M. (2020). Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage. CRC Press.
- Burritt, R. L. et Christ, K. L. (2021). Full cost accounting: A missing consideration in global tailings dam management. *Journal of Cleaner Production*, 321. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129016>
- EMCBC (1998), Environmental Mining Council of British Columbia. Mining and the Environment Primer: Roads. <https://miningwatch.ca/blog/1998/3/30/emcbc-mining-and-environment-primer-roads>
- Calugaru, I. L. (2020). Caractérisation environnementale des rejets miniers du projet Authier aux fins de valorisation.
- Carneiro, A. et Fourie, A. (2020). Assessing the impacts of uncertain future closure costs when evaluating strategies for tailings management. *Journal of Cleaner Production*, 247. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119173>
- Caterpillar (2018), Caterpillar Performance Handbook 48, Caterpillar, Peoria, IL https://wheelercat.com/wp-content/uploads/2018/07/SEBD0351_ED48.pdf
- CIGB (2001). « Tailings dams. Risk of dangerous occurrences. Lessons learnt from practical experiences ». Bulletin 121, Commission Internationale des Grands Barrages, Paris.

- Concha Larrauri, P. et Lall, U. (2018). Tailings Dams Failures: Updated Statistical Model for Discharge Volume and Runout. *Environments*, 5(2), 28. <https://doi.org/10.3390/environments5020028>
- Crouch, S. R., Holler, F. J. et Skoog, D. A. (2014). *Fundamentals of analytical chemistry*, 9th edition : student solutions manual. Brooks/Cole Cengage Learning.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., Cyr, J. et Fontaine, R. (2002). Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec. Dans. *Défis & Perspectives: Symposium sur l'Environnement et les Mines*, Rouyn-Noranda.
- Daliri, F., Kim, H., Simms, P. et Sivathayalan, S. (2014). Impact of desiccation on monotonic and cyclic shear strength of thickened gold tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 140(9), 04014048.
- Deditius, A. P., Utsunomiya, S., Reich, M., Kesler, S. E., Ewing, R. C., Hough, R. et Walshe, J. (2011). Trace metal nanoparticles in pyrite. *Ore Geology Reviews*, 42(1), 32-46.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. et 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.
- Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M. et Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(4), 454-469.
- Demers, I., et Pabst, T. (2020) *Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage*, Chapitre 7, Cover with capillary barrier effects.
- Demers, I., et Pabst, T. (2020) *Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage*, Chapitre 13, Alternative and innovative integrated mine waste management approaches.
- Dietzel, M. (2000). Dissolution of silicates and the stability of polysilicic acid. *Geochimica et cosmochimica acta*, 64(19), 3275-3281.
- Feasby, D. G. (1991). The mine environment neutral program. MEND, CANMET.
- Ferguson, K. et Morin, K. (1991). The prediction of acid rock drainage—lessons from the database. Dans. *Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*.
- Foged, S., Vandekeybus, J. et Menthens, G. (2006). How to substantially improve the life of a 30 ha tailings pond at a Umicore zinc plant. Dans. *Proceeding Third International Symposium on Iron Control in Hydrometallurgy*.
- Franks, D. M., Boger, D. V., Côte, C. M. et Mulligan, D. R. (2011). Sustainable development principles for the disposal of mining and mineral processing wastes. *Resources policy*, 36(2), 114-122.
- Glencore (2022) Mine Raglan. Glencore Canada. <https://www.glencore.ca/fr/raglan/>
- Government of the Northwest Territories. (2017) RECLAIM 7.0 user manual mining version. https://www.gov.nt.ca/sites/ecc/files/resources/reclaim_user_manual_mining.pdf
- Government of the Northwest Territories. (2022) RECLAIM 7.0 mining version <https://www.gov.nt.ca/ecc/en/resources>.

- Gunsinger, M., Ptacek, C., Blowes, D., Jambor, J. et Moncur, M. (2006). Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 21(8), 1301-1321.
- Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel (2015). Report on Mount Polley Tailings Storage Facility Breach. Report prepared for Province of British Columbia (January 30).
- Jambor, J., Dutrizac, J., Groat, L. et Raudsepp, M. (2002). Static tests of neutralization potentials of silicate and aluminosilicate minerals. *Environmental Geology*, 43, 1-17.
- James, M. et Aubertin, M. (2012). The use of waste rock inclusions to improve the seismic stability of tailings impoundments. Dans *GeoCongress 2012: State of the art and practice in geotechnical engineering* (p. 4166-4175).
- James, M., Aubertin, M. et Bussière, B. (2013). On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments. Dans. *proceedings of the 18th international conference soil mechanics and geotechnical engineering*, Paris, France.
- Jamieson, H. E., Walker, S. R. et Parsons, M. B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. *Applied Geochemistry*, 57, 85-105.
- Jewell, R. J., Fourie, A. B. et Australian Centre for, G. (2006). *Paste and thickened tailings : a guide* (2nde éd.). Australian Centre for Geomechanics, The University of Western Australia.
- Johnson, D. B. (2003). Chemical and Microbiological Characteristics of Mineral Spoils and Drainage Waters at Abandoned Coal and Metal Mines. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 3(1), 47-66. <https://doi.org/10.1023/A:1022107520836>
- Jurjovec, J., Ptacek, C. J. et Blowes, D. W. (2002). Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings: a laboratory column experiment. *Geochimica et cosmochimica acta*, 66(9), 1511-1523.
- Kghm. (2015). Tailings Disposal Best Available Technology Assessment AJAX PROJECT. <https://iaac-aeic.gc.ca/050/documents/p62225/104590E.pdf>
- Kwong, Y. J. (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective.
- Lara, J. L., Pornillos, E. U. et Muñoz, H. E. (2013, 17-20 June). Geotechnical-geochemical and operational considerations for the application of dry stacking tailings deposits – state-of-the-art. *Paste 2013: Proceedings of the 16th International Seminar on Paste and Thickened Tailings*, Brazil. https://papers.acg.uwa.edu.au/p/1363_19_Munoz/
- Lawrence, R. W. et Wang, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. Dans. *Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC.
- Lindsay, M. B., Blowes, D. W., Condon, P. D. et Ptacek, C. J. (2009). Managing pore-water quality in mine tailings by inducing microbial sulfate reduction. *Environmental science & technology*, 43(18), 7086-7091.

- Lindsay, M. B., Condon, P. D., Jambor, J. L., Lear, K. G., Blowes, D. W. et Ptacek, C. J. (2009). Mineralogical, geochemical, and microbial investigation of a sulfide-rich tailings deposit characterized by neutral drainage. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2212-2221.
- Lindsay, M. B. J., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J. et Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*, 57, 157-177. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>
- McCarthy, D. F. (2014). *Essentials of soil mechanics and foundations : basic geotechnics* (Seventh edition ; Pearson new international edition.e éd.). Pearson Education Limited.
- MEND (2017). Study of tailings management technologies (MEND Report 2.50.1) (publication no 2.50.1).http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2.50.1Tailings_Management_TechnologiesL.pdf
- MELCC (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Québec, Canada.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. (2022). Bilan plan du travail 2020-2021: Restauration des sites miniers abandonnés. In Government of Quebec. https://mrnf.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/BI_plan_travail_2020-2021_restoration_sites_miniers_abandonnes_MERN.pdf
- Moreno, J., Kendall, S. et Ortiz, A. (2018). Dewatering options for management of fine gold tailings in Western Australian Goldfields. Dans. *Paste 2018: Proceedings of the 21st International Seminar on Paste and Thickened Tailings*.
- Morrison, K. F. (2022). *Tailings Management Handbook: A LifeCycle Approach*. Society for Mining, Metallurgy & Exploration.
- Nordstrom, D. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. *Acid sulfate weathering*, 10, 37-56.
- Nordstrom, D. K. et Archer, D. G. (2003). Arsenic thermodynamic data and environmental geochemistry: an evaluation of thermodynamic data for modeling the aqueous environmental geochemistry of arsenic. *Arsenic in Ground Water: Geochemistry and Occurrence*, 1-25.
- Nordstrom, D. K. et Southam, G. (1997). *Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation*.
- Pabst, T. (2011). Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés [École polytechnique de Montréal]. WorldCat.org. http://gateway.proquest.com/openurl?url_ver=Z39.88-2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:dissertation&res_dat=xri:pqdiss&rft_dat=xri:pqdiss:NR90926https://publications.polymtl.ca/673/
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. et Bussière, B. (2017). Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 78, 219-233.
- Paktunc, A. D. (1999). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. *Environmental impacts of mining activities: Emphasis on mitigation and remedial measures*, 19-40.

- Paktunc, D. (2008). Speciation of arsenic in pyrite by micro-X-ray absorption fine-structure spectroscopy (XAFS).
- Paktunc, D., Kingston, D., Pratt, A. et McMullen, J. (2006). Distribution of gold in pyrite and in products of its transformation resulting from roasting of refractory gold ore. *The Canadian Mineralogist*, 44(1), 213-227.
- Plante, B., Bussière, B., Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Demers, I. et Kandji, E.-H. B. (2015). Revue de littérature en vue de la mise à jour du guide de caractérisation des résidus miniers et du minéral.
- Plante, B., Schude, G., Benzaazoua, M. (2020) Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage, Chapitre 1 and 2 Generation of acid mine drainage.
- Porter et Bleiwas, (2003) Physical Aspects of Waste Storage From a Hypothetical Open Pit Porphyry Copper Operation , U.S. Department of the Interior <https://pubs.usgs.gov/publication/ofr03143>
- Poulter, S. R. (1998). Cleanup and restoration: who should pay. *J. Land Resources & Envtl. L.*, 18, 77.
- Price, W. (2009). Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials. Canadian MEND Report 1.20. 1, dated December 2009. Natural Resources Canada.
- Ptacek, C. et Blowes, D. W. (1994). Influence of siderite on the pore-water chemistry of inactive mine-tailings impoundments. Dans. ACS Publications.
- Rey, N. J., Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M. et Gagnon, M. (2020). A geochemical evaluation of a monolayer cover with an elevated water table for the reclamation of the Doyon-Westwood tailings ponds, Canada. *Environmental Earth Sciences*, 79(2), 58.
- Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A. R., Díez-Herrero, A. et Pereira, H. G. (2008). Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context. *Journal of hazardous materials*, 152(2), 846-852.
- Robinsky, E. I. (1999). Thickened tailings disposal in the mining industry. E.I. Robinsky Associates.
- Salmon, S. et Malmström, M. E. (2006). Quantification of mineral dissolution rates and applicability of rate laws: Laboratory studies of mill tailings. *Applied Geochemistry*, 21(2), 269-288.
- Shrestha, R. K. et Lal, R. (2011). Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, 161(3-4), 168-176.
- Singer, P. C. et Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science*, 167(3921), 1121-1123.
- Sobek, A. A. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research
- Steffen, R. (1989). Kirsten Inc.(SRK) Draft acid rock drainage technical guide, Volume I. Report prepared for British Columbia Acid Mine Drainage Task Force.

- Strachan, C. (2002). Tailings dam performance from USCOLD incident-survey date. *Mining engineering*, 54(1), 47-48.
- Strachan, C. et Goodwin, S. (2015). The role of water management in tailings dam incidents.
- Terry, B. (1983). The acid decomposition of silicate minerals part I. Reactivities and modes of dissolution of silicates. *Hydrometallurgy*, 10(2), 135-150.
- Theriault, J. A., Frostiak, J. et Welch, D. (2003). Surface disposal of past tailings at the Bulyanhulu gold mine, Tanzania. Dans. *Mining & the Environment III Conference*.
- Toubri, Y., Demers, I., Poirier, A., Pépin, G., Gosselin, M.-C. et Beier, N. A. (2021). Merging 3D geological modeling and stochastic simulation to foster waste rock upstream management. *Journal of Geochemical Exploration*, 224, 106739.
- Van Everdingen, R. O. (1998). Multi-language glossary of permafrost and related ground-ice terms in Chinese, English, French, German, Icelandic, Italian, Norwegian, polish, Romanian, Russian, Spanish, and Swedish. International Permafrost Association, Terminology Working Group.
- Vick, S. G. (1990). Planning, design, and analysis of tailings dams. BiTech.
- Watson, A., Corser, P., Garces Pardo, E., Lopez Christian, T. et Vandekeybus, J. (2010). A comparison of alternative tailings disposal methods—the promises and realities. Dans. *Mine Waste 2010: Proceedings of the First International Seminar on the Reduction of Risk in the Management of Tailings and Mine Waste*.
- Zamorano, C., Ramírez, S., Sánchez, I. et Garrido, C. (2020). Technical and Economic Evaluation of Tailings Dewatering Circuits in the Largest Copper Mines. Dans. *Paste 2020: 23rd International Conference on Paste, Thickened and Filtered Tailings*.

Annexe A ICP EN SOLIDES

Tableau A.1 ICP en solides.

		Kiki1-a	Kiki2-n	Kiki3-n	Kiki4-n	M2-1	M2-2	Min8-1	Min8-2	Zone5-1	Zone13-1
Sample ID		108234	108235	108236	108237	108238	108239	108240	108241	108242	108243
Silver	Units										
Aluminum	µg/g	< 0,5	2,9	< 0,5	< 0,5	< 0,5	4,3	2,4	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Gold	µg/g	94000	10000	19000	94000	14000	14000	5200	63000	74000	54000
Arsenic	µg/g	0,07	0,06	0,06	0,07	0,07	0,10	0,06	0,03	0,03	< 0,02
Barium	µg/g	1,5	1,7	0,7	< 0,5	0,9	3,5	1,2	0,8	1,2	< 0,5
Beryllium	µg/g	990	120	3	68	9	4	1	58	38	8
Bismuth	µg/g	2,2	0,41	0,21	1,1	0,13	0,09	0,04	0,74	0,65	0,17
Calcium	µg/g	0,23	2,4	0,27	0,14	0,31	1,8	0,51	< 0,09	< 0,09	< 0,09
Cadmium	µg/g	4300	11000	22000	4600	22000	11000	670	60000	74000	66000
Cobalt	µg/g	< 0,02	0,31	0,14	0,02	0,09	0,62	7,1	0,08	0,12	0,10
Chromium	µg/g	9,2	2700	170	5,4	150	860	500	55	47	65
Copper	µg/g	96	360	3500	220	2000	1100	2500	72	49	1400
Iron	µg/g	39	5100	1100	290	450	16000	15000	68	85	130
Potassium	µg/g	41000	450000	100000	9400	98000	210000	220000	120000	100000	86000
Lithium	µg/g	33000	470	160	650	350	170	36	2400	1400	320
Magnesium	µg/g	58	3,7	4,4	5,9	2,4	< 2	< 2	20	18	13
Manganese	µg/g	12000	4100	160000	4300	170000	120000	170000	34000	38000	87000
Molybdenum	µg/g	230	170	1000	65	1100	780	620	1500	1500	1300
Sodium	µg/g	0,9	1,4	1,0	3,4	1,0	0,7	0,6	1,6	1,1	0,6
Nickel	µg/g	16000	1900	770	79000	350	500	86	18000	20000	9600
Phosphorus	µg/g	67	120000	6100	200	2900	47000	20000	71	72	560
Lead	µg/g	230	40	110	230	84	67	24	340	330	200
Sulfur	µg/g	21	17	4,6	1,7	3,6	10	10	2,5	1,7	0,51
Antimony	µg/g	1100	190000	8900	51	8600	83000	46000	2300	2700	2800
Selenium	µg/g	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8	1,6	2,0	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8
Tin	µg/g	< 0,7	48	3,5	< 0,7	1,3	23	16	< 0,7	< 0,7	< 0,7
Strontium	µg/g	8,7	8,7	7,3	6,6	7,2	7,1	9,7	7,7	7,1	6,7
Tellurium	µg/g	113	95	11	83	23	8,5	0,81	126	106	87
Titanium	µg/g	< 0,1	7,8	0,3	< 0,1	0,1	3,0	3,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Thallium	µg/g	4700	920	2700	4500	2200	1400	590	13000	10000	5500
Uranium	µg/g	1,7	0,13	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,07	< 0,02	0,32	< 0,02	< 0,02
Vanadium	µg/g	3,5	0,50	0,099	1,9	0,16	0,054	0,041	0,44	0,35	0,054
Yttrium	µg/g	63	32	120	62	88	58	37	600	490	230
Zinc	µg/g	15,3	2,2	6,3	5,2	4,7	3,4	1,0	20,4	19,0	12,6
		74	21	52	6,2	41	42	297	103	63	69

Annexe B Coûts unitaires

Tableau B.1 Coûts unitaires

Coût en capital.	Tiré de.	Item	Min \$	Max \$
	Carneiro, et Fourie, 2020)	100 kw pompe centrifuge	38860	
	(Carneiro, et Fourie, 2020)	375 kw Pompe de déplacement positive	53600 0	
	Carneiro, et Fourie, 2020)	Épaisseur conventionnel high rate	53600 0	
	Carneiro, et Fourie, 2020)	Épaisseur high compression	93800 0	
	Carneiro, et Fourie, 2020)	Épaisseur pate	18760 00	
	Carneiro, et Fourie, 2020)	Usine des filtres a pression	20100 000	
		Diesel litre	1,252	
		Electricity cost kw/h	0,092	
Coût d'exploitation.				
	MEND Report 2.50.1	Coût opérationnel résidus conventionnels \$/ tonne	0,6	2,98
	MEND Report 2.50.1	Coût opérationnel résidus épais \$/ tonne	0,6	2,98
	MEND Report 2.50.1	Coût opérationnel résidus pâte \$/ tonne	2,39	9,55
	MEND Report 2.50.1	Coût opérationnel résidus filtrés \$/ tonne	4,78	14,3 3
Restauration coûts				
	Reclaim 7.0	Coûts pour l'excavation et charge de sol \$/m ³ courte distance	4,30	5,90
	Reclaim 7.0	Coûts pour l'excavation et charge de sol \$/m ³ large distance	4,60	7,30
	Reclaim 7.0	Étaler et compacter \$ /m ³	5,10	8,90
	Reclaim 7.0	Géotextile \$/ m ²	3,44	
	Reclaim 7.0	Installation de géo synthétiques \$/ m ²	3,16	14,0 0
	Reclaim 7.0	Amendement du sol à base de bentonite. \$/Tonne	308,30	348, 50
Végétation.	Reclaim 7.0	Hydrosemis, surface plane. \$/ Ha	4000	
	Reclaim 7.0	Hydrosemis, en pente. \$/ Ha	4500	
	Reclaim 7.0	Couverture végétale / natte d'érosion. \$/ Ha	13000	
	Reclaim 7.0	Plantation d'arbres. \$/ Ha	2600	
	Reclaim 7.0	Défrichage et débroussaillage \$/ m ²	3,4	5
Les taux d'équipement comprennent l'opérateur et le carburant.	Reclaim 7.0	Camion diesel \$/hr	150,00	

Annexe C Bilan Suivi post-restauration et entretien

Tableau C.1 Bilan suivi post-restauration et entretien (MRNF, 2022).

Suivi post-restauration et entretien						
NOM DU SITE	Région	Nombre de sites	Dépenses réelles de 2007 au 31 mars 2021 (k\$)	Moyenne annuel pendant les 14 ans (k\$)	Coût des travaux prévus en 2020-2021 (k\$)	Dépenses réelles en 2020-2021 (k\$)
Akasaba	Abitibi-Témiscamingue	1	9.8	0.7	1	0.4
Aldermac	Abitibi-Témiscamingue	1	8 961.50	640.1	1	25.8
Anglo-Rouyn	Abitibi-Témiscamingue	1	3.5	0.3	1	0.4
Ansil	Abitibi-Témiscamingue	1	4.7	0.3	1	0.4
Aumaque	Abitibi-Témiscamingue	1	4.2	0.3	1	0.4
Barnat	Abitibi-Témiscamingue	1	3.3	0.2	1	0.5
Barvue	Abitibi-Témiscamingue	1	35 275.20	2519.7	1	18.8
Bevcon	Abitibi-Témiscamingue	1	81.4	5.8	1	0.4
Blairdon	Abitibi-Témiscamingue	1	3.5	0.3	1	0.4
Bouscadillac	Abitibi-Témiscamingue	1	5.4	0.4	1	0.4
Canadian Malartic C	Abitibi-Témiscamingue	1	5.7	0.4	1	0.4
Chimo	Abitibi-Témiscamingue	1	5.2	0.4	1	0.1
Clavery	Abitibi-Témiscamingue	1	51	3.6	1	0.4
Donalda	Abitibi-Témiscamingue	1	4.8	0.3	1	0.4
East-Waite	Abitibi-Témiscamingue	1	3.5	0.3	1	0.5
Guinard	Abitibi-Témiscamingue	1	2.9	0.2	1	0.4
Halliwell	Abitibi-Témiscamingue	1	2.8	0.2	1	0.3
Joubi	Abitibi-Témiscamingue	1	3	0.2	1	0.4
Kewagama	Abitibi-Témiscamingue	1	42.2	3.0	1	0.4
Lacoma	Abitibi-Témiscamingue	1	10.9	0.8	1	0.8
Lorraine	Abitibi-Témiscamingue	1	286.3	20.5	1	2.7
Lucien Béliveau	Abitibi-Témiscamingue	1	11.8	0.8	1	0.8
New Bidlamaque	Abitibi-Témiscamingue	1	3.2	0.2	1	0.4
Normétal	Abitibi-Témiscamingue	1	75.9	5.4	1	20.4
Nortrac	Abitibi-Témiscamingue	1	5.4	0.4	1	0.5
Perron	Abitibi-Témiscamingue	1	4.2	0.3	1	0.4

Pierre Beauchemin	Abitibi-Témiscamingue	1	4.6	0.3	1	0.4
Powell (Rouyn)	Abitibi-Témiscamingue	1	6	0.4	1	0.5
Preissac	Abitibi-Témiscamingue	1	22.7	1.6	1	3.2
Québec Explorers	Abitibi-Témiscamingue	1	7.3	0.5	1	0.8
Québec Lithium (ancien parc)	Abitibi-Témiscamingue	1	5.6	0.4	1	0.4
Quésabé	Abitibi-Témiscamingue	1	4.4	0.3	1	0.4
Regcourt	Abitibi-Témiscamingue	1	6.3	0.5	1	0.4
Resenore	Abitibi-Témiscamingue	1	7.5	0.5	1	0.4
Rochette	Abitibi-Témiscamingue	1	4.2	0.3	1	0.4
Silidor	Abitibi-Témiscamingue	1	4	0.3	1	0.4
Simon Ouest	Abitibi-Témiscamingue	1	6	0.4	1	0.4
Siscoe Nord	Abitibi-Témiscamingue	1	1.7	0.1	1	0.4
Stadacona	Abitibi-Témiscamingue	1	23.3	1.7	1	1.7
Sullivan	Abitibi-Témiscamingue	1	25	1.8	1	0.4
Swanson	Abitibi-Témiscamingue	1	4.9	0.4	1	0.4
Terrains aurifères	Abitibi-Témiscamingue	1	33.8	2.4	1	2.4
Waite Ackerman	Abitibi-Témiscamingue	1	5.8	0.4	1	0.4
Wasamac 2	Abitibi-Témiscamingue	1	5.6	0.4	1	0.4
Wendell	Abitibi-Témiscamingue	1	39.1	2.8	1	0.4
Wood Cadillac	Abitibi-Témiscamingue	1	139.6	10.0	1	23.8
Wrightbar	Abitibi-Témiscamingue	1	3.4	0.2	1	0.4
Montréal (Coleraine)	Chaudière-Appalaches	1	132.6	9.5	1	1.4
Albert	Estrie	1	29.7	2.1	1	21.8
Clinton	Estrie	1	7.2	0.5	1	0.9
Cupra	Estrie	1	7.1	0.5	1	2.3
Eustis	Estrie	1	3 619.60	258.5	1	40
HighWater	Estrie	1	5.1	0.4	1	0.9
Marcoux	Estrie	1	6.6	0.5	1	0.9
Moulton Hill	Estrie	1	7.7	0.6	1	1.2
St-Robert-Metals	Estrie	1	4.5	0.3	1	0.8
Suffield	Estrie	1	2 818.00	201.3	1	9.8
Van Reet	Estrie	1	7.3	0.5	1	0.9
Weedon	Estrie	1	10.4	0.7	1	1.3
Candego	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	1	32.3	2.3	1	4.2
Federal 22B16	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	1	4.8	0.3	1	0.9
Mines Madeleine	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	1	260.2	18.6	1	57.7
Sullipek	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	1	4.5	0.3	1	0.8
Consumers Industrial	Lanaudière	1	23.4	1.7	1	0
Ashbury Graphite	Laurentides	1	12.6	0.9	1	2.5
Somex	Mauricie	1	30.4	2.2	1	4.4

Copper Cliff	Nord-du-Québec	1	5.7	0.4	1	1
Flordin	Nord-du-Québec	1	4.9	0.4	1	0.5
Kokko Creek	Nord-du-Québec	1	7.3	0.5	1	1.3
Lac Garon	Nord-du-Québec	1	3.9	0.3	1	0.4
Lemoine	Nord-du-Québec	1	10.4	0.7	1	2.3
Opémiska	Nord-du-Québec	1	5 313.80	379.6	1	8.3
Rollmac	Nord-du-Québec	1	6.1	0.4	1	0.4
Asselin	Outaouais	1	6.7	0.5	1	2.3
Back (Lac Smith)	Outaouais	1	444.1	31.7	1	5.9
Bertrand	Outaouais	1	13	0.9	1	2.2
Evans Cameron	Outaouais	1	34.1	2.4	1	0
Lac Jake	Outaouais	1	33	2.4	1	0.9
New Calumet	Outaouais	1	15 488.80	1106.3	1	18.6
Yale ³	Centre-du-Québec	1	2.5	0.2	1	0
Ascot Haskell ³	Etrie	1	2.7	0.2	1	0
Boudreau ³	Etrie	1	3.1	0.2	1	0
Copperstream ³	Etrie	1	2.7	0.2	1	0
Mine St-François ³	Etrie	1	4.6	0.3	1	0
Wilson ³	Etrie	1	2.3	0.2	1	0
Beaudry, G ³	Outaouais	1	5.7	0.4	1	0
Blackburn (North Hill) ³	Outaouais	1	79.2	5.7	1	0
Blackburn (Vavasour) ³	Outaouais	1	17.9	1.3	1	0
Charbonneau ³	Outaouais	1	4	0.3	1	0
David Hodgkin ³	Outaouais	1	2.8	0.2	1	0
Derry (Ceremco) ³	Outaouais	1	12.6	0.9	1	0
Gauthier ³	Outaouais	1	57.3	4.1	1	0
Gemmil ³	Outaouais	1	9.9	0.7	1	0
Horse Shoe ³	Outaouais	1	13.8	1.0	1	0
Kirkham ³	Outaouais	1	3.2	0.2	1	0
Lac Rhéaume ³	Outaouais	1	21.8	1.6	1	0
Mathewman (Green lakes) ³	Outaouais	1	11.2	0.8	1	0
McDonald ³	Outaouais	1	11.7	0.8	1	0
Mine McLemments ³	Outaouais	1	38.9	2.8	1	0
New York (Cameron) ³	Outaouais	1	45.2	3.2	1	0
North American ³	Outaouais	1	37.6	2.7	1	0
Ottawa Valley ³	Outaouais	1	6.1	0.4	1	0
Pednaud ³	Outaouais	1	98.5	7.0	1	0
Phosphate King ³	Outaouais	1	17.2	1.2	1	0
Pugh et Weart ³	Outaouais	1	22.3	1.6	1	0
Robitaille ³	Outaouais	1	3.6	0.3	1	0
Sarazzin ³	Outaouais	1	5.9	0.4	1	0
Stewart ³	Outaouais	1	5.3	0.4	1	0
Walker ³	Outaouais	1	28.5	2.0	1	0
TOTAL		109	74 206.20	5300.442857	109	312.8

Annexe D Dimensions calculées pour la méthodologie du cône tronqué.

Tableau D.1 Dimensions calculées pour la méthodologie du cône tronqué.

Résidus Filtrés			
h (m)	20,00		
v (m3)	18080399,85		
Θ	16,00		
R1	500,42		
R2	570,17		
Surface supérieure m2	786725,45	Surface supérieure Hectares	78,67
Surface inférieure m2	1021314,53	Surface inférieure Hectares	102,13
Surface latérale m2	244042,89	Surface latérale Hectares	24,40
Résidus Pâte			
h (m)	8,00		
v (m3)	19950767,39		
Θ	6,00		
R1	852,09		
R2	928,21		
Surface supérieure m2	2280991,37	Surface supérieure Hectares	228,10
Surface inférieure m2	2706700,48	Surface inférieure Hectares	270,67
Surface latérale m2	428054,04	Surface latérale Hectares	42,81
Résidus Épaissis			
h (m)	8,00		
v (m3)	20448333,12		
Θ	11,31		
R1	881,78		
R2	921,78		
Surface supérieure m2	2442720,89	Surface supérieure Hectares	244,27
Surface inférieure m2	2669362,39	Surface inférieure Hectares	266,94
Surface latérale m2	231129,94	Surface latérale Hectares	23,11
Résidus Conventionnel			
h (m)	8,00		
v (m3)	21482746,07		
Θ	11,31		
R1	904,32		
R2	944,32		
Surface supérieure m2	2569190,23	Surface supérieure Hectares	256,92
Surface inférieure m2	2801496,29	Surface inférieure Hectares	280,15
Surface latérale m2	236906,68	Surface latérale Hectares	23,69

Annexe E COÛTS DE RESTAURATION scénarios 1 et 2

Tableau E.1 Coûts de restauration scénarios 1 et 2.

Couvertures multicouches avec effet de barrière capillaire "CEBC"											
Configuration typique			Épaisseur (m)	Volume requis pour restaurer (m3)							
				Résidus Conventionnel		Résidus Épaissis		Résidus Pâte		Résidus Filtrés	
Première couche de sable			0,5	1284595,12		1221360,44		1354522,70		515384,17	
Première couche de silt			1	2569190,23		2442720,89		2709045,41		1030768,34	
Deuxième couche de sable			0,5	1284595,12		1221360,44		1354522,70		515384,17	
Total de sable requis (m3)				2569190,23		2442720,89		2709045,41		1030768,34	
Total de silt requis (m3)				2569190,23		2442720,89		2709045,41		1030768,34	
Densité typique sable ton/m3			1,6								
Densité typique silt ton/m3			1,4								
Distance supposée au dépôt naturel											
Silt (km)			2								
Sable (km)			1								
Transport											
Densité de charge du camion ton/m3 770G			1,72								
Volume de charge du camion m3			24,46								
Vitesse moyenne pour le calcul (km/hr)			50,4								
Charges nécessaires pour le sable 770G				105036,40		99865,94		110754,10		42140,98	
Charges nécessaires pour le silt 770G				105036,40		99865,94		110754,10		42140,98	
Distance aller et retour Silt (km)				420145,58		399463,76		443016,42		168563,92	
Distance aller et retour Sable (km)				210072,79		199731,88		221508,21		84281,96	
Temps heure requis pour récupérer le sable				4168,1		3962,9		4395,0		1672,3	
Temps heure requis pour récupérer le silt				8336,2		7925,9		8790,0		3344,5	
Temps totaux en heures				12504,3		11888,8		13185,0		5016,8	
Coûts				Coûts totaux							
				Résidus Conventionnel		Résidus Épaissis		Résidus Pâte		Résidus Filtrés	
	Valeur unitaire min	Valeur unitaire max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	
Main-d'œuvre et carburant équipement de camion \$/hr	150,00		1875649,9		1783320,4		1977751,9		752517,5		
Coûts pour l'excavation et charge sable \$/m3	4,30	5,90	11047518	15158222,37	10503699,82	14412053,24	11648895,2	15983367,9	4432303,9	6081533,21	
Coûts pour l'excavation et charge silt \$/m3	4,30	5,90	11047518	15158222,37	10503699,82	14412053,24	11648895,2	15983367,9	4432303,9	6081533,21	
Étaler et compacter sable \$ /m3	5,10	8,90	13102870,19	22865793,1	12457876,5	21740215,9	13816131,6	24110504,1	5256918,5	9173838,2	
Étaler et compacter silt \$ /m3	5,10	8,90	13102870,19	22865793,1	12457876,5	21740215,9	13816131,6	24110504,1	5256918,5	9173838,2	
Total sans végétation CEBC k\$			50176,4	77923,7	47706,5	74087,9	52907,8	82165,5	20131,0	31263,3	
Coûts végétation				Résidus Conventionnel		Résidus Épaissis		Résidus Pâte		Résidus Filtrés	
Couverture végétale \$/ Ha	13000		3647926,0		3476006,1		3521759,0		1339998,8		
Plantation d'arbres. \$/ Ha	2600		729585,2		695201,2		704351,8		267999,8		

Annexe F COÛTS DE RESTAURATION scénarios 3 et 4

Tableau F.1 Coûts de restauration scénarios 3 et 4.

Couvertures multicouches avec effet de barrière capillaire "CEBC"									
Configuration typique			Épaisseur (m)	Volume requis pour restaurer (m3)					
				Résidus Conventionnel PGA					
Première couche de sable			0,5	130473,60					
Première couche de silt			1	260947,20					
Deuxième couche de sable			0,5	130473,60					
Total de sable requis (m3)				260947,20					
Total de silt requis (m3)				260947,20					
Densité typique sable ton/m3			1,6						
Densité typique silt ton/m3			1,4						
Distance supposée au dépôt naturel									
Silt (km)			2						
Sable (km)			1						
Transport				Résidus Conventionnels PGA					
Densité de charge du camion ton/m3 770G			1,72						
Volume de charge du camion m3			24,46						
Vitesse moyenne pour le calcul (km/hr)			50,4						
Charges nécessaires pour le sable 770G				10668,32					
Charges nécessaires pour le silt 770G				10668,32					
Distance aller et retour Silt (km)				42673,30					
Distance aller et retour Sable (km)				21336,65					
Temps heure requis pour récupérer le sable				423,3					
Temps heure requis pour récupérer le silt				846,7					
Temps totale en heures				1270,0					
Coûts					Coûts totaux				
					Résidus Conventionnel PGA		Résidus Conventionnel NPGA	Résidus Pâte	Résidus Filtrés NPGA
	Valeur unitaire min	Valeur unitaire max	Min	Max					
Main-d'œuvre et carburant équipement de camion \$/hr			150,00		190505,8				
Coûts pour l'excavation et charge sable \$/m3			4,30	5,90	1122072,964	1539588,485			
Coûts pour l'excavation et charge silt \$/m3			4,30	5,90	1122072,964	1539588,485			
Étaler et compacter sable \$ /m3			5,10	8,90	1330830,724	2322430,1			
Étaler et compacter silt \$ /m3			5,10	8,90	1330830,724	2322430,1			
Total sans végétation CEBC k\$					5096,3	7914,5			
					Scénario 3		Scénario 4		
Coûts végétation					Résidus Conventionnel PGA		Résidus Conventionnel NPGA	Résidus Conventionnel PGA	Résidus Filtrés NPGA
Couverture végétale \$/ Ha			13000		339231,4	2780871,3	339231,4	1213983,8	
Plantation d'arbres. \$/ Ha			2600		67846,3	556174,3	67846,3	242796,8	
Total végétation					407077,6	3337045,5	407077,6	1456780,5	

Annexe G Coûts par scénario.

Tableau G.1 Coûts pour résidus conventionnels du scénario 1.

Résidus Conventionnels scénario 1			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix \$	Total \$
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	876000,0	4350800,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		50176426,29	77923680,80
Installation de végétation		4377511,18	4377511,18
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			500

Tableau G.2 Coûts pour résidus conventionnels du scénario 2.

Résidus Conventionnels scénario 2			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	876000,0	4350800,0
Coûts de restauration			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		4377511,18	4377511,18
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			500

Tableau G.3 Coûts pour résidus épaissis du scénario 1.

Résidus Épaissis scénario 1			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Épaiseur conventionnel high rate	1	536000	536000
Total			924600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	876000,0	4350800,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		47706473,05	74087858,64
Installation de végétation		4171207,30	4171207,30
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			450

Tableau G.4 Coûts pour résidus épaissis du scénario 2.

Résidus Épaissis scénario 2			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Épaiseur conventionnel high rate	1	536000	
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	876000,0	4350800,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		4171207,30	4171207,30
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			400

Tableau G.5 Coûts pour résidus en pâte du scénario 1.

Résidus Pâte scénario 1			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	2	38860	77720
375 kw Pompe de déplacement positive	1	536000	536000
Épaisseur high compression	1	938000	938000
	Total		1551720
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
2,39	9,55	3489400,0	13943000,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		52907805,52	82165495,91
Installation de végétation		4226110,83	4226110,83
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			450

Tableau G.6 Coûts pour résidus en pâte du scénario 2.

Résidus Pâte scénario 2			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	2	38860	77720
375 kw Pompe de déplacement positive	1	536000	536000
Épaisseur high compression	1	938000	938000
	Total		1551720
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
2,39	9,55	3489400,0	13943000,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		4226110,83	4226110,83
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			400

Tableau G.7 Coûts pour résidus filtrés du scénario 1.

Résidus Filtrés scénario 1			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
Usine des filtres a pression	1	20100000	20100000
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
4,78	14,33	6978800,0	20921800,0
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		20130962,27	31263260,35
Installation de végétation		1607998,61	1607998,61
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			430

Tableau G.8 Coûts pour résidus filtrés du scénario 2.

Résidus Filtrés scénario 2			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
Usine des filtres a pression	1	20100000	20100000
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
4,78	14,33	6978800,0	20921800,0
Coûts de restauration			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		1607998,61	1607998,61
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			300

Tableau G.9 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 3.

Résidus Conventionnels PGA scénario 3			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix \$	Total \$
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	87600	146000
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		5096313	7914542
Installation de végétation		407077	407077
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			500

Tableau G.10 Coûts pour résidus conventionnels NPGA du scénario 3.

Résidu Conventionnels NPGA scénario 3			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	788400,0	3915720,0
Coûts de restauration			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		3337045,55	3337045,55
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			500

Tableau G.11 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 4.

Résidus Conventionnels PGA scénario 4			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix \$	Total \$
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	87600	146000
Coûts de restauration CEBC 50 cm sable 1m silt 50 cm sable			
		Total \$ min	Total \$ max
Construction de CEBC		5096313	7914542
Installation de végétation		407077	407077
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale, génération de DMA vérifiée pour des essais cinétiques \$ par an			500

Tableau G.12 Coûts pour résidus conventionnels PGA du scénario 4.

Résidu Conventionnels NPGA scénario 3			
Coûts du capital			
Item	Quantité	Prix	Total
100 kw pompe centrifuge	10	38860	388600
Coûts d'exploitation			
Valeur unitaire min \$/ton	Valeur unitaire max	Total \$/an min	Total \$/an max
0,6	2,98	788400,0	3915720,0
Coûts de restauration			
		Total \$ min	Total \$ max
Installation de végétation		3337045,55	3337045,55
Coûts de surveillance environnementale			
Coûts de surveillance environnementale des résidus non réactifs vérifiés pour des essais cinétiques, en \$ par an			500

Annexe H ANALYSE CYCLE DU VIE DU PROJET PAR SCENARIO

Tableau H.1 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels scenario 1.

Résidus conventionnel scenario 1		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	388600	388600
Opération	1	811111,1	4028518,5
Opération	2	751028,8	3730109,7
Opération	3	695397,0	3453805,3
Opération	4	643886,2	3197967,9
Opération	5	596190,9	2961081,4
Opération	6	552028,6	2741742,0
Opération	7	511137,6	2538650,0
Opération	8	473275,5	2350601,9
Opération	9	438218,1	2176483,2
Opération	10	405757,5	2015262,2
Opération	11	375701,4	1865983,5
Opération	12	347871,7	1727762,5
Opération	13	322103,4	1599780,1
Opération	14	298243,9	1481277,9
Opération	15	276151,7	1371553,6
Opération	16	255696,0	1269957,0
Opération	17	236755,6	1175886,2
Opération	18	219218,1	1088783,5
Opération	19	202979,8	1008132,8
Opération	20	187944,2	933456,3
Surveillance	21	99,3	99,3
Surveillance	22	92,0	92,0
Surveillance	23	85,2	85,2
Restauration CEBC sans végétation	24	7912789,2	12288512,8
Surveillance	25	73,0	73,0
Surveillance	26	67,6	67,6
Surveillance	27	62,6	62,6
Surveillance	28	58,0	58,0
Surveillance	29	53,7	53,7
Surveillance	30	49,7	49,7
Surveillance	31	46,0	46,0
Surveillance	32	42,6	42,6
Surveillance	33	39,4	39,4
Surveillance	34	36,5	36,5
Total M\$		16,9	55,4

Tableau H.2 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels scenario 2.

Résidus conventionnel scenario 2		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	388600	388600
Opération	1	811111,1	4028518,5
Opération	2	751028,8	3730109,7
Opération	3	695397,0	3453805,3
Opération	4	643886,2	3197967,9
Opération	5	596190,9	2961081,4
Opération	6	552028,6	2741742,0
Opération	7	511137,6	2538650,0
Opération	8	473275,5	2350601,9
Opération	9	438218,1	2176483,2
Opération	10	405757,5	2015262,2
Opération	11	375701,4	1865983,5
Opération	12	347871,7	1727762,5
Opération	13	322103,4	1599780,1
Opération	14	298243,9	1481277,9
Opération	15	276151,7	1371553,6
Opération	16	255696,0	1269957,0
Opération	17	236755,6	1175886,2
Opération	18	219218,1	1088783,5
Opération	19	202979,8	1008132,8
Opération	20	187944,2	933456,3
Surveillance	21	99,3	99,3
Surveillance	22	92,0	92,0
Surveillance	23	85,2	85,2
Restauration végétation	24	690330,612	690330,612
Surveillance	25	73,0	73,0
Surveillance	26	67,6	67,6
Surveillance	27	62,6	62,6
Surveillance	28	58,0	58,0
Surveillance	29	53,7	53,7
Total M\$		9,7	43,8

Tableau H.3 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus épaissis scenario 1.

Résidus épaissis scenario 1		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	924600	924600
Opération	1	811111,1	4028518,5
Opération	2	751028,8	3730109,7
Opération	3	695397,0	3453805,3
Opération	4	643886,2	3197967,9
Opération	5	596190,9	2961081,4
Opération	6	552028,6	2741742,0
Opération	7	511137,6	2538650,0
Opération	8	473275,5	2350601,9
Opération	9	438218,1	2176483,2
Opération	10	405757,5	2015262,2
Opération	11	375701,4	1865983,5
Opération	12	347871,7	1727762,5
Opération	13	322103,4	1599780,1
Opération	14	298243,9	1481277,9
Opération	15	276151,7	1371553,6
Opération	16	255696,0	1269957,0
Opération	17	236755,6	1175886,2
Opération	18	219218,1	1088783,5
Opération	19	202979,8	1008132,8
Opération	20	187944,2	933456,3
Surveillance	21	89,4	89,4
Restauration CEBC sans végétation	22	8775152,8	13627758,3
Surveillance	23	76,6	76,6
Surveillance	24	71,0	71,0
Surveillance	25	65,7	65,7
Surveillance	26	60,8	60,8
Surveillance	27	56,3	56,3
Surveillance	28	52,2	52,2
Surveillance	29	48,3	48,3
Surveillance	30	44,7	44,7
Surveillance	31	41,4	41,4
Surveillance	32	38,3	38,3
Total M\$		18,3	57,3

Tableau H.4 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus épaissis scenario 2.

Résidus épaissis scenario 2		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	924600	924600,0
Opération	1	811111,1	4028518,5
Opération	2	751028,8	3730109,7
Opération	3	695397,0	3453805,3
Opération	4	643886,2	3197967,9
Opération	5	596190,9	2961081,4
Opération	6	552028,6	2741742,0
Opération	7	511137,6	2538650,0
Opération	8	473275,5	2350601,9
Opération	9	438218,1	2176483,2
Opération	10	405757,5	2015262,2
Opération	11	375701,4	1865983,5
Opération	12	347871,7	1727762,5
Opération	13	322103,4	1599780,1
Opération	14	298243,9	1481277,9
Opération	15	276151,7	1371553,6
Opération	16	255696,0	1269957,0
Opération	17	236755,6	1175886,2
Opération	18	219218,1	1088783,5
Opération	19	202979,8	1008132,8
Opération	20	187944,2	933456,3
Surveillance	21	79,5	79,5
Restauration végétation	22	767254,0	767254,0
Surveillance	23	68,1	68,1
Surveillance	24	71,0	71,0
Surveillance	25	65,7	65,7
Surveillance	26	60,8	60,8
Surveillance	27	56,3	56,3
Total M\$		10,3	44,4

Tableau H.5 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus en pâte scenario 1.

Résidus pâte scenario 1		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	1551720	1551720
Opération	1	3230925,9	12910185,2
Opération	2	2991598,1	11953875,2
Opération	3	2769998,2	11068402,9
Opération	4	2564813,2	10248521,2
Opération	5	2374827,0	9489371,5
Opération	6	2198913,9	8786455,1
Opération	7	2036031,4	8135606,6
Opération	8	1885214,2	7532969,1
Opération	9	1745568,7	6974971,3
Opération	10	1616267,4	6458306,8
Opération	11	1496543,8	5979913,7
Opération	12	1385688,7	5536957,1
Opération	13	1283045,1	5126812,2
Opération	14	1188004,8	4747048,3
Opération	15	1100004,4	4395415,1
Opération	16	1018522,6	4069828,8
Opération	17	943076,5	3768360,0
Opération	18	873219,0	3489222,2
Opération	19	808536,1	3230761,3
Opération	20	748644,5	2991445,7
Restauration CEBC sans végétation	21	10510439,7	16322648,0
Surveillance	22	82,8	82,8
Surveillance	23	76,6	76,6
Surveillance	24	71,0	71,0
Surveillance	25	65,7	65,7
Surveillance	26	60,8	60,8
Surveillance	27	56,3	56,3
Surveillance	28	52,2	52,2
Surveillance	29	48,3	48,3
Surveillance	30	44,7	44,7
Surveillance	31	41,4	41,4
Total M\$		46,3	154,8

Tableau H.6 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus en pâte scenario 2.

Résidus pâte scenario 2		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	1551720	1551720
Opération	1	3230925,9	12910185,2
Opération	2	2991598,1	11953875,2
Opération	3	2769998,2	11068402,9
Opération	4	2564813,2	10248521,2
Opération	5	2374827,0	9489371,5
Opération	6	2198913,9	8786455,1
Opération	7	2036031,4	8135606,6
Opération	8	1885214,2	7532969,1
Opération	9	1745568,7	6974971,3
Opération	10	1616267,4	6458306,8
Opération	11	1496543,8	5979913,7
Opération	12	1385688,7	5536957,1
Opération	13	1283045,1	5126812,2
Opération	14	1188004,8	4747048,3
Opération	15	1100004,4	4395415,1
Opération	16	1018522,6	4069828,8
Opération	17	943076,5	3768360,0
Opération	18	873219,0	3489222,2
Opération	19	808536,1	3230761,3
Opération	20	748644,5	2991445,7
Restauration végétation	21	839541,2	839541,2
Surveillance	22	82,8	82,8
Surveillance	23	76,6	76,6
Surveillance	24	71,0	71,0
Surveillance	25	65,7	65,7
Surveillance	26	60,8	60,8
Total M\$		36,7	139,3

Tableau H.7 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus filtrés scenario 1.

Résidus filtrés scenario 1		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	20100000	20100000
Opération	1	6461851,9	19372037,0
Opération	2	5983196,2	17937071,3
Opération	3	5539996,4	16608399,4
Opération	4	5129626,3	15378147,6
Opération	5	4749654,0	14239025,5
Opération	6	4397827,8	13184282,9
Opération	7	4072062,8	12207669,4
Opération	8	3770428,5	11303397,5
Opération	9	3491137,5	10466108,8
Opération	10	3232534,7	9690841,5
Opération	11	2993087,7	8973001,4
Opération	12	2771377,5	8308334,6
Opération	13	2566090,3	7692902,4
Opération	14	2376009,5	7123057,8
Opération	15	2200008,8	6595423,9
Opération	16	2037045,2	6106874,0
Opération	17	1886153,0	5654512,9
Opération	18	1746437,9	5235660,1
Opération	19	1617072,2	4847833,5
Opération	20	1497289,0	4488734,7
Restauration CEBC sans végétation	21	3999131,4	6210626,4
Surveillance	22	79,1	79,1
Surveillance	23	73,2	73,2
Surveillance	24	67,8	67,8
Surveillance	25	62,8	62,8
Surveillance	26	58,1	58,1
Surveillance	27	53,8	53,8
Surveillance	28	49,8	49,8
Surveillance	29	46,2	46,2
Surveillance	30	42,7	42,7
Surveillance	31	39,6	39,6
Total M\$		92,6	231,7

Tableau H.8 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus filtrés scenario 2.

Résidus filtrés scenario 2		Coûts	
Étape	An	Min \$	Max \$
Investissement	0	20100000	20100000
Opération	1	6461851,9	19372037,0
Opération	2	5983196,2	17937071,3
Opération	3	5539996,4	16608399,4
Opération	4	5129626,3	15378147,6
Opération	5	4749654,0	14239025,5
Opération	6	4397827,8	13184282,9
Opération	7	4072062,8	12207669,4
Opération	8	3770428,5	11303397,5
Opération	9	3491137,5	10466108,8
Opération	10	3232534,7	9690841,5
Opération	11	2993087,7	8973001,4
Opération	12	2771377,5	8308334,6
Opération	13	2566090,3	7692902,4
Opération	14	2376009,5	7123057,8
Opération	15	2200008,8	6595423,9
Opération	16	2037045,2	6106874,0
Opération	17	1886153,0	5654512,9
Opération	18	1746437,9	5235660,1
Opération	19	1617072,2	4847833,5
Opération	20	1497289,0	4488734,7
Restauration végétation	21	319438,2	319438,2
Surveillance	22	55,2	55,2
Surveillance	23	51,1	51,1
Surveillance	24	47,3	47,3
Surveillance	25	43,8	43,8
Surveillance	26	40,6	40,6
Total M\$		88,9	225,8

Tableau H.9 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels PGA scenario 3.

Résidus Conventionnels PGA scénario 3		Coûts	
Étape	An	Min	Max
Investissement	0	388600	388600
Opération	1	81111,1	135185,2
Opération	2	75102,9	125171,5
Opération	3	69539,7	115899,5
Opération	4	64388,6	107314,4
Opération	5	59619,1	99365,1
Opération	6	55202,9	92004,8
Opération	7	51113,8	85189,6
Opération	8	47327,6	78879,3
Opération	9	43821,8	73036,3
Opération	10	40575,7	67626,2
Opération	11	37570,1	62616,9
Opération	12	34787,2	57978,6
Opération	13	32210,3	53683,9
Opération	14	29824,4	49707,3
Opération	15	27615,2	46025,3
Opération	16	25569,6	42616,0
Opération	17	23675,6	39459,3
Opération	18	21921,8	36536,4
Opération	19	20298,0	33830,0
Opération	20	18794,4	31324,0
Surveillance	21	99,3	99,3
Surveillance	22	92,0	92,0
Surveillance	23	85,2	85,2
Restauration CEBC sans végétation	24	803685,2	1248118,2
Surveillance	25	73,0	73,0
Surveillance	26	67,6	67,6
Surveillance	27	62,6	62,6
Surveillance	28	58,0	58,0
Surveillance	29	53,7	53,7
Surveillance	30	49,7	49,7
Surveillance	31	46,0	46,0
Surveillance	32	42,6	42,6
Surveillance	33	39,4	39,4
Surveillance	34	36,5	36,5
Total M\$		2,1	3,1

Tableau H.10 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels NPGA scénario 3.

Résidus Conventionnels NPGA scénario 3		Coûts	
Étape	An	Min	Max
Investissement	0	388600	388600
Opération	1	730000,0	3625666,7
Opération	2	675925,9	3357098,8
Opération	3	625857,3	3108424,8
Opération	4	579497,5	2878171,1
Opération	5	536571,8	2664973,2
Opération	6	496825,7	2467567,8
Opération	7	460023,8	2284785,0
Opération	8	425948,0	2115541,7
Opération	9	394396,3	1958834,9
Opération	10	365181,7	1813736,0
Opération	11	338131,2	1679385,2
Opération	12	313084,5	1554986,3
Opération	13	289893,0	1439802,1
Opération	14	268419,5	1333150,1
Opération	15	248536,6	1234398,2
Opération	16	230126,4	1142961,3
Opération	17	213080,0	1058297,5
Opération	18	197296,3	979905,1
Opération	19	182681,8	907319,6
Opération	20	169149,8	840110,7
Surveillance	21	99,3	99,3
Surveillance	22	92,0	92,0
Surveillance	23	85,2	85,2
Restauration végétation	24	526249,872	526249,872
Surveillance	25	73,0	73,0
Surveillance	26	67,6	67,6
Surveillance	27	62,6	62,6
Surveillance	28	58,0	58,0
Surveillance	29	53,7	53,7
Total M\$		8,7	39,4

Tableau H.11 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels PGA scénario 4.

Résidus Conventionnels PGA scénario 4		Couts	
Étape	An	Min	Max
Investissement	0	388600	388600
Opération	1	81111,1	135185,2
Opération	2	75102,9	125171,5
Opération	3	69539,7	115899,5
Opération	4	64388,6	107314,4
Opération	5	59619,1	99365,1
Opération	6	55202,9	92004,8
Opération	7	51113,8	85189,6
Opération	8	47327,6	78879,3
Opération	9	43821,8	73036,3
Opération	10	40575,7	67626,2
Opération	11	37570,1	62616,9
Opération	12	34787,2	57978,6
Opération	13	32210,3	53683,9
Opération	14	29824,4	49707,3
Opération	15	27615,2	46025,3
Opération	16	25569,6	42616,0
Opération	17	23675,6	39459,3
Opération	18	21921,8	36536,4
Opération	19	20298,0	33830,0
Opération	20	18794,4	31324,0
Surveillance	21	99,3	99,3
Surveillance	22	92,0	92,0
Surveillance	23	85,2	85,2
Restauration CEBC sans végétation	24	803685,2	1248118,2
Surveillance	25	73,0	73,0
Surveillance	26	67,6	67,6
Surveillance	27	62,6	62,6
Surveillance	28	58,0	58,0
Surveillance	29	53,7	53,7
Surveillance	30	49,7	49,7
Surveillance	31	46,0	46,0
Surveillance	32	42,6	42,6
Surveillance	33	39,4	39,4
Surveillance	34	36,5	36,5
Total M\$		2,1	3,1

Tableau H.12 Analyse cycle de la vie du projet pour résidus conventionnels NPGA scénario 4.

Résidus Filtrés NPGA scénario 4		Couts	
Étape	An	Min	Max
Investissement	0	20100000	20100000
Opération	1	5815666,7	17434833,3
Opération	2	5384876,5	16143364,2
Opération	3	4985996,8	14947559,4
Opération	4	4616663,7	13840332,8
Opération	5	4274688,6	12815123,0
Opération	6	3958045,0	11865854,6
Opération	7	3664856,5	10986902,4
Opération	8	3393385,6	10173057,8
Opération	9	3142023,7	9419498,0
Opération	10	2909281,2	8721757,4
Opération	11	2693778,9	8075701,3
Opération	12	2494239,7	7477501,2
Opération	13	2309481,2	6923612,2
Opération	14	2138408,6	6410752,0
Opération	15	1980007,9	5935881,5
Opération	16	1833340,7	5496186,6
Opération	17	1697537,7	5089061,7
Opération	18	1571794,1	4712094,1
Opération	19	1455364,9	4363050,1
Opération	20	1347560,1	4039861,2
Restauration végétation	21	289397,8	289397,8
Surveillance	22	55,2	55,2
Surveillance	23	51,1	51,1
Surveillance	24	47,3	47,3
Surveillance	25	43,8	43,8
Surveillance	26	40,6	40,6
Total M\$		82,1	205,3