

Titre: Effets des conditions climatiques et de la déposition sur le
Title: comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs

Auteur: Laetitia Audrey Ayang Nzame Ayang
Author:

Date: 2021

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Ayang Nzame Ayang, L. A. (2021). Effets des conditions climatiques et de la
Citation: déposition sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs
[Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/9976/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/9976/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Thomas Pabst, & Martin Vincent
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Effets des conditions climatiques et de la déposition sur le comportement
hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs**

LAETITIA AUDREY AYANG NZAME AYANG

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2021

© Laetitia Audrey AYANG NZAME AYANG, 2021.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

Effets des conditions climatiques et de la déposition sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs

présenté par **Laetitia Audrey AYANG NZAME AYANG**

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

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

Bruno BUSSIÈRE, président

Thomas PABST, membre et directeur de recherche

Vincent MARTIN, membre et codirecteur de recherche

Isabelle DEMERS, membre

DÉDICACE

« Quoi qu'un Homme ait tout perdu, il lui reste l'espoir, il lui reste Dieu »

REMERCIEMENTS

Mes plus grands remerciements vont à mon directeur de recherche, Monsieur Thomas Pabst pour l'opportunité qui m'a été donnée et l'expérience acquise. Je tiens également à le remercier pour sa disponibilité, son implication et son soutien.

J'adresse mes sincères remerciements à mon co-directeur, Monsieur Vincent Martin pour sa disponibilité, ses multiples qualités humaines et son enthousiasme.

J'aimerais aussi remercier les étudiants Karim Essayad, Laila Barfoud, Karine Sylvain et Chafana Sako pour leur assistance et leur soutien durant cette aventure. Ils ont su me partager le meilleur de leurs connaissances.

Je remercie Noura El Harrak et Patrick Berneche pour tout le soutien technique et l'aide au laboratoire mais aussi l'équipe de l'URSTM et particulièrement à Sylvette Awoh pour le suivi des nombreuses analyses chimiques

Merci à : Charyle De Abreu, Amelle Mboyi ; Hermine Nsa Moto, Karima Chikhi, Dalila Habchi et Marie, hier collègues de promo aujourd'hui amies. Mais aussi à Cleve Mboyi et Patrick ElleMBERG. Merci de me supporter

RÉSUMÉ

Les opérations minières génèrent d'importantes quantités de résidus qui doivent être entreposés en surface. Cependant les aires d'entreposage conventionnelles présentent de nombreux risques géotechniques et les ruptures de digues restent fréquentes. La densification des résidus miniers, et plus particulièrement l'utilisation de résidus filtrés, constitue une alternative de gestion de plus en plus considérée par les minières. En effet, la filtration comporte de nombreux avantages et contribue notamment à limiter les risques d'instabilités géotechniques, et à minimiser la nécessité de construire des digues et des bassins de décantation. Cependant, les résidus filtrés sont généralement aussi déposés à des degrés de saturation inférieurs à 80%. Dans ces conditions, ils sont susceptibles, s'ils contiennent des minéraux sulfureux, de s'oxyder et de générer du drainage minier acide (DMA).

L'objectif de ce projet de recherche consistait à évaluer l'effet des conditions climatiques et de la déposition sur la génération de DMA dans les parcs à résidus filtrés. De façon plus spécifique, les objectifs du projet visaient à : 1) caractériser le comportement hydrogéologiques et géochimique de résidus filtrés réactifs ; 2) déterminer le degré de saturation critique à partir duquel s'amorce la génération de DMA ; 3) évaluer l'effet de l'épaisseur des couches de déposition sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs et (4) tester différentes approches de suivi de la teneur en eau volumique (TEV) au sein des résidus filtrés.

Pour atteindre ces objectifs, un mélange de résidus filtrés provenant la mine LaRonde a été testé. Après la caractérisation des propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et hydrogéologiques des résidus, des essais en colonnes instrumentées et des essais en cellules humides ont été réalisés au laboratoire. Quatre colonnes instrumentées d'épaisseurs comprises entre 15 cm et 60 cm ont été montées. Les résidus ont été compactés en couches successives de 7,5 cm à une porosité similaire à celle attendue sur le terrain, et instrumentés de sondes de teneur en eau et de sondes de succion. Les 4 colonnes ont par la suite été installées sur des balances afin de suivre le bilan d'eau au cours de l'essai. Un total de 7 cycles de mouillage-séchage ont été réalisés. Le pH, la conductivité électrique et les concentrations en sulfates et autres éléments chimiques ont été mesurés. Des essais cinétiques en cellules humides ont également été réalisés. Une épaisseur de 5 cm de résidus a été compactée dans chacune des quatre cellules humides et chacune d'elle a été maintenue à un degré de saturation de 70%, 80%, 90% et 100%. Plusieurs rinçages ont été effectués et les lixiviat

recueillis ont été analysés afin de suivre l'évolution du pH, de la conductivité électrique, des sulfates et d'autres éléments chimiques au cours du temps. Les cellules humides ont ainsi été suivies pendant une durée totale de 160 jours.

Les résultats de ces investigations de laboratoire ont montré que la désaturation par drainage se produisait principalement au cours des 24 à 36 premières heures suivant l'épaisseur de la couche de résidus. Par la suite, la désaturation des résidus était due principalement à l'évaporation. Une augmentation de l'épaisseur des résidus contribuait à minimiser l'infiltration profonde (drainage) mais favorisait l'évaporation. L'ajout d'une couche supplémentaire de résidus tendait à protéger les couches sous-jacentes mais était elle-même fortement influencée par la variation des conditions climatiques. Le comportement hydrogéologique des résidus filtrés observé au laboratoire a par la suite été confirmé au moyen de simulations numériques 1D réalisées avec SEEP/W. Les modèles ont été extrapolés à des conditions de terrain et ont montré que le comportement hydrogéologique des résidus filtrés était fortement influencé par les conditions climatiques et que l'ajout de couches successives de résidus tendait à limiter l'évaporation. Toutefois les degrés de saturation en surface dépassaient rarement 90%.

Les essais cinétiques ont montré que le maintien des résidus à un degré de saturation supérieur à 90% permettait de limiter la génération de DMA contrairement aux résidus maintenus à un degré de saturation inférieurs à 90% pour lesquels la génération de DMA débutait après 56 jours d'exposition.

Cette étude a montré que la génération d'acide dans les parcs à résidus filtrés réactifs pouvait être contrôlée grâce au maintien d'un degré de saturation au-dessus de 90%. L'impact des conditions climatiques sur le degré de saturation des résidus en surface était ainsi primordial, mais il semblait difficile de compter sur les précipitations seules pour maintenir un degré de saturation élevé. L'ajout régulier de résidus en surface (au moins tous les mois d'après cette étude) permettrait ainsi de prévenir la génération de DMA, même dans le cas où ceux-ci ne se re-satureraient pas suffisamment.

Les résultats de cette étude devraient être utiles pour orienter les opérateurs dans la planification de la déposition de résidus filtrés réactifs. Ces recommandations devraient cependant être

confirmées, notamment à l'échelle du terrain et au moyen de simulations numériques de transport réactif, afin de proposer des solutions de gestion et de déposition des résidus filtrés réactifs plus générales et mieux adaptées au contexte de changements climatiques.

ABSTRACT

Mining operations generate large amounts of tailings that must be stored on the surface. However, conventional tailings storage facilities are exposed to numerous geotechnical risks, and dam failures remain frequent. The densification of mine tailings, and more specifically the use of filtered tailings, is an alternative to conventional tailings management and is increasingly considered by mining companies. Indeed, filtration has many benefits and contributes to decrease the risks of geotechnical instabilities, and to minimize (or even eliminate) the need to build dikes and settling ponds. However, filtered tailings are also deposited at degrees of saturation generally below 80%. Under these conditions, tailings may oxidize and generate acid mine drainage (AMD) if they contain sulfidic minerals.

The objective of this research project was to evaluate the effect of climatic conditions and deposition on AMD generation in filtered tailings storage facilities. More specifically, the objectives of the project were to: (1) characterize the hydrogeological and geochemical behaviour of reactive filtered tailings; (2) determine the critical degree of saturation from which AMD generation begins; (3) assess the effect of layer thickness during disposal on the hydrogeochemical behaviour of filtered reactive tailings and (4) test different approaches to monitoring filtered tailings' volumetric water content (VWC).

To reach these objectives, a mixture of filtered tailings from LaRonde mine was tested. Tailings physical, chemical, mineralogical and hydrogeological properties were first characterized. Instrumented columns and humidity cells tests were then conducted in the laboratory. Four 15 cm to 60 cm-thick instrumented columns were setup. The tailings were compacted in successive layers of 7.5 cm at a porosity similar to field conditions and instrumented with water content probes and suction probes. The 4 columns were placed on scales to monitor the water balance during the tests. Wetting and drying cycles were carried out. pH, electrical conductivity and sulfates and other chemical elements concentrations were regularly measured in the leachates. Kinetic tests in humidity cells were also carried out. Tailings (5 cm thick) were compacted in each of the four humidity cells and were maintained at a degree of saturation of 70%, 80%, 90% and 100%. Several rinses were conducted and the collected leachates were analyzed to monitor the evolution of pH, electrical conductivity, sulfates and other chemical elements. The humidity cells were followed for a total of 160 days.

Laboratory investigation results showed that desaturation by drainage occurred mainly during the first 24 to 36 hours depending on the thickness of the tailings. After that, the desaturation of tailings was mainly due to evaporation. An increase of tailings thickness contributed to minimize deep infiltration (drainage) but favoured evaporation. The addition of an additional layer of tailings tended to protect the underlying layers but was itself strongly influenced by climatic conditions. The hydrogeological behaviour of the filtered tailings observed in the laboratory was confirmed by the 1D numerical simulations performed with SEEP/W. The models were extrapolated to field conditions. Filtered tailings hydrogeological behaviour in the models was strongly influenced by climatic conditions and the addition of successive layers of tailings tended to limit evaporation. However, the degree of saturation at the surface of the tailings rarely exceeded 90%.

Kinetic tests showed that maintaining tailings degree of saturation above 90% could contribute to control the generation of AMD. However, when the degree of saturation was smaller than 90%, AMD generation started after 56 days of exposure.

This study showed that acid generation in reactive filtered tailings storage facilities could be controlled by maintaining the degree of saturation of tailings above 90%. The effect of climatic conditions on the degree of saturation was therefore critical, but it seems difficult to rely on precipitations only to maintain a high degree of saturation. The regular addition of tailings (at least every month based on this study) should contribute to prevent AMD generation in the case tailings may not re-saturate enough.

The results of this study should be useful to operators responsible to plan for reactive filtered tailings disposal. The outcome of this research should, however, be confirmed, in particular using field tests and reactive transport numerical simulations, to propose more general solutions to the management and deposition of filtered reactive tailings adapted to climate change.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs du projet de recherche.....	2
1.3 Contenu du mémoire	3
1.4 Retombées escomptées et originalité du projet.....	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Génération et gestion conventionnelle des résidus miniers	5
2.2 Densification des rejets miniers	6
2.2.1 Résidus épaisiss.....	7
2.2.2 Résidus en pâte.....	8
2.3 Résidus miniers filtrés.....	9
2.3.1 Propriétés des résidus filtrés.....	9
2.3.2 Méthodes de filtration	10
2.3.3 Défis de la méthode.....	11

2.4	Drainage minier acide	12
2.4.1	Formation	12
2.4.2	Prédiction du DMA et du DNC.....	15
2.4.3	Prévention du DMA	17
2.5	Écoulement de l'eau dans les résidus en milieux saturés et non saturés.....	19
2.5.1	Écoulements de l'eau dans les milieux poreux saturés	19
2.5.2	Écoulements de l'eau dans en milieu poreux non saturé	23
2.6	Mouvement de l'oxygène en milieu poreux.....	28
2.6.1	Lois de Fick.....	28
2.6.2	Coefficient de diffusion effectif D_e	30
2.6.3	Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux.....	30
2.7	Modélisation numérique.....	31
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE ET PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX		33
3.1	Échantillonnage et préparation des résidus	33
3.2	Caractérisation des résidus	33
3.2.1	Analyses granulométriques	33
3.2.2	Densité relative des grains.....	34
3.2.3	Courbe de rétention d'eau	34
3.2.4	Conductivité hydraulique saturée.....	36
3.2.5	Caractéristiques chimiques et minéralogiques	37
3.3	Essais en colonnes.....	38
3.3.1	Caractéristiques et montage des colonnes.....	38
3.3.2	Instrumentation des colonnes	40
3.3.3	Essai de mouillage-drainage.....	42

3.3.4	L'ajout d'une couche supplémentaire	43
3.3.5	Conditions atmosphériques au laboratoire	44
3.3.6	Caractéristiques au démontage des colonnes	44
3.3.7	Simulation numérique des essais en colonnes.....	45
3.4	Essais en cellules humides	48
3.5	Essais de consommation d'oxygène.....	50
CHAPITRE 4 RÉSULTATS DES ESSAIS DE LABORATOIRE.....		54
4.1	Propriétés des résidus	54
4.1.1	Granulométrie.....	54
4.1.2	Densité relative des grains.....	56
4.1.3	Courbe de rétention d'eau	56
4.1.4	Conductivité hydraulique	57
4.1.5	Propriétés chimiques et minéralogiques.....	58
4.1.6	Coefficient du taux de réaction	60
4.2	Résultats des essais en colonnes.....	64
4.2.1	Caractéristiques des essais en colonnes	64
4.2.2	Profils des teneurs en eau volumique dans les colonnes lors du démontage	66
4.2.3	Évolution des teneurs en eau volumique au cours du temps.....	69
4.2.4	Évolution des teneurs en eau volumique dans la couche supplémentaire au cours du temps	80
4.2.5	Bilan d'eau dans les colonnes	82
4.2.6	Effet de la durée des cycles sur l'évaporation.....	84
4.2.7	Observations au démontage des colonnes.....	84
4.2.8	Suivi géochimique des colonnes	86
4.3	Résultats des essais en cellules humides	92

4.3.1	Évolution du degré de saturation.....	92
4.3.2	Analyses des lixiviats	93
CHAPITRE 5 ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS.....		98
5.1	Comportement hydrogéologique des résidus filtrés déposés en couche.....	98
5.1.1	Comparaisons et incertitudes des 3 méthodes de mesures des TEV.....	98
5.1.2	Effets de l'épaisseur des couches sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés.....	102
5.1.3	Effets des fissures et de la couche de sels sur l'évaporation.....	105
5.2	Simulations numériques	107
5.2.1	Analyses des résultats des simulations numériques	107
5.2.2	Simulations numériques en conditions de terrain	111
5.3	Comportement géochimique	114
5.3.1	Degré de saturation critique	114
5.3.2	Vitesse d'apparition du DMA	116
5.3.3	Drainage neutre contaminé (DNC)	121
5.4	Implications des résultats de cette étude sur la déposition des résidus filtrés.....	121
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		125
6.1	Synthèse de l'étude et conclusions.....	125
6.2	Recommandations	127
RÉFÉRENCES.....		130
ANNEXES		158

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Classification des résidus miniers selon la densité de pulpe (P) et les principales caractéristiques (adapté de Demers & Pabst, 2021).....	9
Tableau 3.1 : Caractéristiques de chacune des colonnes au montage	39
Tableau 3.2 : Caractéristiques des différents cycles de mouillage séchage appliqués aux colonnes de laboratoire.....	43
Tableau 3.3 : Propriétés des résidus mesurées au laboratoire et du matériau fictif utilisés pour les simulations.	47
Tableau 3.4 : Caractéristiques des cellules humides au montage	49
Tableau 3.5 : Caractéristiques des essais de consommation d’oxygène (S_r , w et n).....	52
Tableau 4.1 : Paramètres granulométriques moyens des résidus LaRonde, LZ5 et du mélange de résidus. Les résultats de la présente étude sont comparés avec ceux de la littérature.	56
Tableau 4.2 : Composition minéralogique moyenne des résidus mesurée par DRX. Les teneurs minimales et maximales mesurées sont indiquées.	59
Tableau 4.3 : Potentiel de neutralisation (PN) et d’acidification (PA) estimé à partir des analyses LECO. Les résultats sont comparés à ceux de Kalonji-Kabambi (2020) et de la compagnie Agnico-Eagle.....	60
Tableau 4.4 : Coefficients du taux de réaction mesurés et prédits avec le modèle de Collin (1987).	64
Tableau 4.5 : Indice des vides et porosité au démontage des colonnes	66
Tableau 5.1 : Paramètres récapitulatifs du bilan d’eau au 210 ^e jour.....	114
Tableau 5.2 : Temps d’épuisement des sulfures et des minéraux neutralisants dans les cellules.	118

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Différentes techniques de densification des résidus allant d'un état liquide à solide (adapté de Demers & Pabst, 2021).....	9
Figure 2.2 : Phases d'oxydation de la pyrite (adapté de Kleinman et al., 1981 ; tiré de Aubertin et al., 2002a).....	13
Figure 2.3: Dispositifs expérimentaux régulièrement utilisés pour les essais cinétiques (tiré de Villeneuve, 2004). (a) : Essais en cellule humide. (b) : Essais en colonne.....	17
Figure 2.4 : Courbes de rétention d'eau conceptuelles pour un silt et un sable. θ_s : teneur en eau à saturation [-] ; θ_r : teneur en eau résiduelle [-] ; ψ_a : pression d'entrée d'air (ou AEV) [L] ; ψ_r : pression d'entrée d'eau ou succion résiduelle [L] (Aubertin et al., 2015).....	24
Figure 3.1: Extracteur à plaque de pression (Pressure plate extractor). (a) Échantillons de résidus placés sur une plaque céramique. (b) Cellule fermée avant application d'une pression pendant 48 h.....	35
Figure 3.2 : Schéma du montage et de l'instrumentation des grandes colonnes.....	39
Figure 3.3 : Montage de l'essai en colonne. (a) Plaque perforée. (b) Surface des résidus après compactage. (c) Scellage des colonnes avant essais. (d) Marteau de compactage.	40
Figure 3.4 : Installation des sondes de teneur en eau (EC5) et de succion (Watermark-Irrrometer).	41
Figure 3.5 : Courbe de calibration des sondes EC5	42
Figure 3.6 : Température et humidité relative mesurées au laboratoire à proximité des grandes colonnes.....	44
Figure 3.7 : Teneur en eau volumique (a) et porosité (b) au démontage des colonnes.....	45
Figure 3.8 : Modèle numérique utilisé pour interpréter les résultats des essais en colonnes.....	46
Figure 3.9 : (a) Courbes de rétention d'eau des matériaux (b) fonctions de perméabilité	47
Figure 3.10 : Montage des cellules humides. (a) Schéma descriptif de l'agencement au sein de chaque cellule. (b) le suivi du degré de saturation a été réalisé par bilan de masse. (c) récupération des lixiviats au bas des cellules humides	49

- Figure 3.11 : Dispositif de l'essai de consommation d'oxygène. (a) Après compactage des résidus, les cellules étaient scellées au moyen de ruban adhésif, mastic et de film plastique. (c) Interface d'enregistrement et de contrôle de l'oxymètre.51
- Figure 3.12 : (a) Modèle numérique utilisé pour interpréter les résultats des essais de consommation. (b) points d'ajustement des résultats des simulations.....53
- Figure 4.1 : (a) Courbes granulométriques des résidus de 6 récipients différents (identifiées LAR-1 à LAR-6) sélectionnées aléatoirement parmi les 30 récipients reçus au laboratoire. (b) Courbes granulométriques de 6 échantillons de résidus prélevés dans la même récipient (LAR-1). Les échantillons ont été nommés LAR-1a à LAR-1e. (c) Courbes granulométriques moyenne et lissée au moyen du modèle de Fredlund.....55
- Figure 4.2 : Courbes de rétention d'eau des résidus étudiés. Le modèle de van Genuchten (1980 ; rouge) a été ajusté ($R^2 = 0,93$) sur les résultats expérimentaux (points bleus).57
- Figure 4.3 : Conductivités hydrauliques saturées mesurées (points rouges) et prédites avec les modèles KC (Chapuis & Aubertin, 2003 ; trait plein) et KCM (Mbonimpa et al., 2002b ; trait pointillé). Pour rappel, l'indice des vides au montage des essais en colonnes était d'environ 0,78.....58
- Figure 4.4 : Courbes expérimentales de l'évolution de la concentration d'oxygène des résidus durant l'essai de consommation d'oxygène.61
- Figure 4.5 : Courbes mesurées et courbes simulées des différents essais de consommation d'oxygène. (a) Essai 1. (b) Essai 2. (c) Essai 3. (d) Essai 4. (e) Essai 562
- Figure 4.6 : Coefficients du taux de réaction mesurés (points)et prédits avec le modèle de Collin (1987, droites).63
- Figure 4.7 : Profils des indices des vides dans les colonnes au démontage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60. L'indice des vides moyen au montage est indiqué.....65
- Figure 4.8 : Profils de teneur en eau volumique dans les colonnes au démontage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60. Les valeurs moyennes au montage et au démontage ont également été représentés.68

Figure 4.9 : Évolution de la TEV dans les colonnes à différentes élévations (z) lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60.	72
Figure 4.10 : Comparaison de l'évolution de TEV des couches superficielles dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.....	73
Figure 4.11 : Comparaison de l'évolution de TEV des couches profondes dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.....	74
Figure 4.12 : Évolution des succions dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60	75
Figure 4.13 : Évolution de la TEV reconstituée à partir des données de succion dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60.....	77
Figure 4.14 : Évolution des masses des colonnes C15 à C60 au cours des essais en colonne. Les balances Adam GBK 260A utilisées ne possédaient pas d'enregistrement automatique des mesures ce qui explique l'absence de données entre le 2 ^e cycle et le 3 ^e cycle (confinement dû à la pandémie).	78
Figure 4.15 : Évolution de la TEV calculée à partir des bilans de masse des colonnes lors de l'essai en colonne.	79
Figure 4.16 : Évolution de la teneur en eau volumique dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage après l'ajout d'une couche supplémentaire de résidus. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45.	81
Figure 4.17 : Bilan d'eau des colonnes pour 7 cycles au cours de l'essai. (a) Quantité d'eau drainée. (b) Quantité d'eau retenue dans les pores (stockage). (c) Quantité d'eau évaporée. (d) Taux d'évaporation.....	83
Figure 4.18 : Effets de la durée des cycles l'évaporation.....	84
Figure 4.19 : Couche de sels à la surface des colonnes : (a) : fin du 1er cycle ; (b) : début du 3e cycle colonne C60.	85
Figure 4.20 : Effet de la salinité sur l'évolution des mesures de TEV des sondes EC5 (S1 à S4).85	

Figure 4.21 : (a) Fissurations à la surface des résidus. (b) Traces d'oxydation au démontage de la colonne C30.....	86
Figure 4.22 : Évolutions du pH dans le lixiviat des colonnes	87
Figure 4.23 : Évolutions des concentrations en (a) sulfates. (b) calcium. (c) Magnésium. (d) Manganèse. (e) Soufre et (f) Fer dans les lixiviats des colonnes.	89
Figure 4.24 : Évolutions des concentrations en (a) Cuivre. (b) Zinc. (c) Nickel et (d) Plomb dans les lixiviats au cours des essais en colonne.	91
Figure 4.25 : Évolution du degré de saturation au cours des essais en cellules humides.	92
Figure 4.26 : Évolutions du pH des lixiviats au cours des essais en cellules humides.	93
Figure 4.27 : Évolutions (a) du pH, (b) de la concentration en sulfates et (c) de la conductivité électrique dans les essais en cellules humides.	94
Figure 4.28 : Évolution des concentrations d'éléments chimiques dans les eaux de rinçages issues des cellules humides. (a) Cuivre (Cu). (b) Arsenic (As). (c) Fer. (Fe). (d) Zinc (Zn). (e) Nickel (Ni). (f) Plomb (Pb). En trait rouge les limites exigées par la Directive 019 ;.....	96
Figure 4.29 : Évolution des concentrations de (a) calcium et (b) magnésium dans les cellules humides.	97
Figure 5.1 : Courbe de calibration des sondes EC5 pour différentes conductivités électriques de l'eau interstitielle.....	99
Figure 5.2 : Évolution du degré de saturation au sein de la colonne C15 selon 3 méthodes de mesure de la TEV. EC5 : mesure directe de la TEV avec les sondes des teneurs en eau ; Masse : TEV obtenues à partir du bilan de masses; Succion : TEV issues des conversions des succions	102
Figure 5.3 : Comparaison de l'évolution de TEV reconstituées à l'aide des succions mesurées au sommet des colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.....	103
Figure 5.4 : Comparaison de l'évolution de TEV reconstituées à l'aide des succions des couches profondes dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.....	103

Figure 5.5 : Effet de l'épaisseur des couches sur le drainage et l'évaporation au cours des différents cycles (1 ^e cycle=rouge, 3 ^e cycle =vert ; 4 ^e cycle =noir ; 5 ^e cycle = bleu ; 6 ^e cycle = jaune ; 7 ^e cycle =mauve)	104
Figure 5.6 : Comparaison de la quantité d'eau évaporée en fonction du temps au 5 ^e cycle.	106
Figure 5.7 : Effet de l'ajout d'une couche supplémentaire sur les TEV des couches sous-jacentes pour la colonne C30	106
Figure 5.9 : Résultats des simulations numériques et comparaisons avec les TEV reconstituées à partir des données de succions. (a) Colonne C15 (z = 7,5 cm) et (b) Colonne C60 (z = 53,5 cm).	108
Figure 5.10 : Résultats des simulations numériques et comparaisons avec les TEV reconstituées à partir des données de succions. (a) 1 ^e cycle C15. (b) 5 ^e cycle C15. (c) 1 ^e cycle C60 (z=53,5cm). (d) 5 ^e cycle C60 (z=53,5cm). (e) 1 ^e cycle C60 (z=7,5cm).et (f) 5 ^e cycle C60 (z=7,5cm). Ces résultats sont extraits des simulations globales réalisées sur l'ensemble de la durée des essais en colonnes	110
Figure 5.11 : Évolution du degré de saturation après l'ajout d'une couche de 60 cm une fois par mois durant 6 mois à 10 cm et 30 cm sous la surface.	111
Figure 5.12 : Évolution du degré de saturation après l'ajout d'une couche de 30 cm tous les 15 jours durant 6 mois à 10 cm et 30 cm sous la surface.	112
Figure 5.13 : Évolution du degré de saturation au point fixe (z = 5,9 m) après l'ajout successif de couches de résidus de 60 cm d'épaisseur une fois par mois durant 6 mois.	113
Figure 5.14 : Évolution des charges cumulées en Ca + Mg + Mn en fonction des charges cumulées en sulfates dans les lixiviats des cellules humides. La droite 3 :1 représente le nombre de moles d'acide sulfurique neutralisé par une mole de dolomite en conditions stœchiométriques...	115
Figure 5.15 : Projection des courbes d'oxydation-neutralisation pour les cellules humides	116
Figure 5.16 : Évolution des épuisements en (a) S _{tot} et (b) des produits de neutralisation (Ca+Mg+Mn) dans les différentes cellules humides.	117

- Figure 5.17 : Consommation d'oxygène calculée à partir des concentrations de sulfates (méthode des sulfates ; Dagenais, 2005). Les lignes rouges indiquent les flux d'oxygène à la surface des résidus aux différents degrés de saturation. 120
- Figure 5.18 : Évolution du degré de saturation selon les deux taux de dépositions. Degré de saturation mesuré (a) à 10 cm de la surface 123
- Figure 5.19 : Effet des précipitations sur le degré de saturation de la couche superficielle ajoutée à 10 cm de la surface (Taux de déposition 60 cm/mois)..... 123

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Section de l'échantillon,
a	Surface de la burette
ABA	Acid Base Accounting
AEV ou ψ_a	pression d'entrée de l'air
ASTM	American Society for Testing Materials
C	Concentration d'oxygène
C_a	Concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre (≈ 280 mg/L).
C_c	le coefficient de courbure
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
C_G	Constante adimensionnelle du modèle
C_p	Masse de pyrite par masse de matériau sec
CRE	Courbe de rétention d'eau
C_U	Coefficient d'uniformité
C_w	Concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre
D	Drainage
D^*	Coefficient de diffusion apparent
D_{10}	Diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique
D_{30}	Diamètre des grains correspondant à 30% passant sur la courbe granulométrique
D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60 % passant de la courbe granulométrique
DC	Volume d'eau restée dans les pores des résidus
D_e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène pour le matériau ;
D_H	représente le diamètre équivalent des grains
DMA	Drainage minier acide

DNC	Drainage neutre contaminé
Dr	Densité relative des grains
DRX	Diffraction des rayons X (DRX)
e	Indice des vides
E	évaporation
EC5	Sonde de teneur en eau
F	Flux diffusif d'oxygène F
g	Accélération gravitationnelle (= 9,81 m/s ²),
G _s	Densité relative des grains solides
h	Charge hydraulique au point A [L];
H	Constante de Henry (~ 0,03 à 25°C)
h _{co}	Hauteur capillaire équivalente en cm
i	gradient hydraulique [-]
ICP	Inductively Coupled Plasma
ICP-AES	Spectroscopie d'émission atomique au plasma à couplage inductif
ICP-MS	Spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif
K'	Réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3\text{O}_2/\text{m}^2\text{FeS}_2/\text{s}$)
KC	Modèles de Kozeny-Carman (Chapuis et Aubertin, 2003)
KCM	Kozeny-Carman modifié (Mbonimpa et al., 2002)
K _r	coefficient effectif du taux de réaction
K _r	coefficient du taux de réaction
k _{sat}	Conductivité hydraulique saturée (cm/s).
k _u (ψ)	la conductivité hydraulique non saturée en fonction de la succion
L	Distance entre le point A et B [L].

M	Masse
MEND	Mine Environment Neutral Drainage
MK	modèle de Kovacs modifié (MK) (Aubertin et al., 1998, 2003)
m_{VG}	Paramètres d'ajustement du modèle de van Genuchten et al, 1980
n	Porosité (-)
n_{VG}	paramètres d'ajustement du modèle de van Genuchten et al, 1980
OP	Objectif principal
OS	Objectif secondaire
P	Volume d'eau total ajouté chaque cycle
P	Densité de pulpe (P), ou pourcentage de solides,
P_a et P_w	Paramètres reliés à la tortuosité.
PA	potentiel de production d'acide (PA)
PGA	potentiel de génération d'acide (PGA)
pH	Potentiel Hydrogène
PN	Potentiel de neutralisation (PN)
PNN	le potentiel net de neutralisation (PNN = PN - PA).
PPE	Extracteur à plaque de pression (ou <i>Pressure Plate Extractor</i> en anglais).
p_w	Pression du fluide [$MT^{-2}L^{-1}$];
q_w	Vitesse de Darcy ou débit spécifique [$L.T^{-1}$]
S_a	Saturation d'adhésion (-)
S_c	Saturation capillaire (-)
S_r	Degré de saturation (-)
S_{Sr}	Surface spécifique où se produit la réaction
S_{tot}	Soufre total

t	Temps
TEV	Teneur en eau volumique
URSTM	Unité de recherche en Sciences et Technologie Minérale
USCS	United soil classification system
v	Vitesse du fluide par rapport au solide [LT^{-1}]
w	teneur en eau massique (w)
WEV ou ψ_w	pression d'entrée d'eau
w_L	Limite de liquidité (%)
x	Paramètre qui tient compte de la tortuosité du matériau ($x = 2$)
Z	est l'élévation du point par rapport à une surface de référence [L].
α	Facteur de forme, (= 6 Pour des grains de forme sphérique),
α_{VG} ,	paramètres d'ajustement du modèle de Genuchten et al, 1985
γ_w	Poids volumique de l'eau (= 9,81 kN/m ³ à 20°C);
Δh	variation de charge hydraulique entre deux points
θ_w	: la teneur en eau volumique (-)
θ_a	Teneur en air volumique
θ_e	Teneur en eau effective
θ_{eq}	Teneur en air équivalente
θ_r :	Teneur en eau résiduelle [-] ;
θ_s	Teneur en eau à saturation [-] ;
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau ($\mu_w = 10^{-3}$ N.s/m ³ à 20°C)
ρ_d	Masse volumique sèche
ρ_h	Densité en place
ρ_{py}	Masse volumique des grains de pyrite (kg.m ⁻³).

- ρ_s Masse volumique moyenne de tous les grains solides (incluant les grains de pyrite).
- χ Constante égale à 1.5
- ψ succion matricielle (ψ).
- ψ_a Pression d'entrée d'air (ou AEV) [L]
- ψ_r Pression d'entrée d'eau ou succion résiduelle [L]
- ψ Succion liée à un degré de saturation (cm)
- ψ_r Succion correspondante aux conditions résiduelles (cm) ;

LISTE DES ANNEXES

Annexe A COMPOSITION MINÉRALOGIQUE ET CHIMIQUE DES 5 ÉCHANTILLONS ANALYSÉS EN DRX	158
Annexe B COURBES DE RETENTION D'EAU (CRE) UTILISEES POUR LA MODELISATION NUMERIQUE ET AJUSTEMENTS.....	159
Annexe C RÉSULTATS GEOCHIMIQUES DES ESSAIS EN COLONNES	160

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'industrie minière occupe une place importante dans l'économie du Québec et son apport en termes de revenus, de création d'infrastructures et d'emplois est indéniable. Cette industrie génère cependant d'importants volumes de rejets (par exemple, chaque gramme d'or produit peut nécessiter l'extraction de jusqu'à 1000 kg de minerai ; Eckart, 2015), dont la gestion à court, moyen et long terme peut être complexe et coûteuse. Les compagnies minières doivent ainsi faire face à plusieurs défis environnementaux liés à la gestion des rejets solides et liquides. Bien que les modes de gestion des rejets miniers se soient beaucoup améliorés au cours des vingt dernières années, notamment grâce aux nombreux travaux de recherche dans le domaine (Bussière & Guittonny, 2021), les risques d'instabilités géotechniques et géochimiques restent considérables (Aubertin et al., 2016 ; Demers & Pabst, 2021). Les récentes catastrophes de Mount Polley (2014, Canada), Mariana et Brumadinho (2015 et 2019, Brésil) indiquent que de meilleures pratiques de gestion doivent être adoptées afin de garantir une exploitation sécuritaire et responsable des ressources minérales (GISTM, 2020 ; ICMM, 2021).

La gestion intégrée vise ainsi à optimiser les stratégies de gestion des rejets miniers et à minimiser les impacts négatifs sur l'environnement par des actions qui doivent être menées à toutes les étapes du cycle de vie d'une mine. La gestion intégrée permet aussi de faciliter la restauration des aires d'accumulation de rejets miniers. Cette approche comprend le développement et l'utilisation de nouveaux d'outils et technologies comme le remblayage souterrain ou encore la désulfuration environnementale (Broadhurst & Harrison, 2015; Simms, 2017; Qi & Fourie, 2019)

La densification consiste à accroître le pourcentage solide (P) des résidus au-delà de 45% en procédant à un retrait d'eau au moyen d'épaississeurs et de filtres à presse (Robinsky, 1975 ; Ouattara, 2011). Elle permet ainsi d'améliorer les caractéristiques hydrogéotechniques des résidus tout en permettant un recyclage important de l'eau, ce qui constitue un avantage réel surtout dans les régions à climat aride ou froid.

Dans ces régions, les résidus filtrés (avec $P \geq 85\%$, ou $w \leq 20\%$) sont de plus en plus employés, comme par exemple dans les mines La Copa (Chili), Raglan (Québec, Canada), Green Creeks (Alaska, États-Unis), Casposo (Argentine) et Éléonore (Québec, Canada). L'utilisation des résidus filtrés présente de nombreux avantages. Ils permettent entre autres de réduire les risques de liquéfaction, les besoins en digues de retenues et en bassins de décantation. Les résidus filtrés permettent aussi de faire des économies d'eau et constituent une solution au transport des résidus en climat froid (Davies & Rice, 2001). Cependant, en dépit de ces avantages, l'utilisation de résidus filtrés est à l'origine de certains problèmes associés notamment à l'oxydation des sulfures souvent contenus dans les rejets. En effet, les résidus densifiés sont souvent déposés à un état non saturé et sont ainsi exposés aux conditions atmosphériques, et leur oxydation peut entraîner la contamination des eaux de drainage si aucune mesure de contrôle n'est entreprise. Il s'avère donc nécessaire d'empêcher l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers. La cinétique de cette oxydation étant contrôlée par plusieurs facteurs (p.ex. température, granulométrie, degré de libération des sulfures, accès à l'oxygène, pH de la solution interstitielle, activité bactérienne, minéralogie), l'approche de déposition et les conditions climatiques vont donc avoir un rôle critique sur les risques de contamination.

1.2 Objectifs du projet de recherche

L'objectif principal de la présente étude visait à évaluer les effets des conditions climatiques et de la déposition sur le comportement hydrogéologique et géochimique des résidus filtrés réactifs. Cet objectif principal a été divisé en quatre sous objectifs spécifiques (OS) :

- OS1 : Caractériser le comportement hydrogéologique des résidus filtrés réactifs en place;
- OS2 : Déterminer le degré de saturation critique à partir duquel s'amorce la génération de DMA;
- OS3 : Évaluer l'effet de l'épaisseur des couches lors de la déposition des résidus sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs;
- OS4 : Évaluer et comparer plusieurs approches de mesures du bilan hydrique dans des résidus au laboratoire.

1.3 Contenu du mémoire

Le présent mémoire est divisé en 6 chapitres. Après l'introduction, le chapitre 2 présente une revue de la littérature qui fait le point sur l'état des connaissances scientifiques actuelles en lien avec le présent projet. Les différents types de résidus miniers densifiés sont d'abord présentés avec un accent sur les résidus filtrés et les modes de filtration. Les étapes d'oxydation de la pyrite et les mécanismes de génération et de prévention de DMA / drainage neutre contaminé (DNC) sont également abordés. Les principes fondamentaux liés à l'écoulement de l'eau et des gaz en milieu poreux saturés et non saturés sont décrits en détail dans ce chapitre.

Le chapitre 3 décrit la méthodologie expérimentale développée pour mener cette étude. Le mode de préparation des échantillons, la description et la mise en place des essais en colonnes et en cellules humides sont détaillés ainsi que leur suivi (incluant notamment des analyses granulométriques, minéralogiques, géochimiques et hydrogéologiques). Enfin, les simulations numériques réalisées non seulement pour interpréter les essais de consommation d'oxygène mais aussi étudier le comportement hydrogéologique des résidus sont présentées dans ce chapitre.

Le chapitre 4 présente les résultats de l'ensemble des essais, en particulier les propriétés hydrogéologiques et chimiques des résidus, les résultats des essais en colonnes et des cellules humides.

Le chapitre 5 présente une discussion générale des résultats obtenus pour l'ensemble du projet de recherche. Les différents points abordés incluent : (i) les incertitudes en ce qui concerne les méthodes de mesure des teneurs en eau volumique au cours des essais en colonnes, (ii) ; les incertitudes sur les résultats et les interprétations des essais de consommation d'oxygène, (iii) la comparaison des résultats géochimiques des essais en cellules humides et des essais en colonnes ; et (iv) la validation du comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs déposés en couche au moyen de simulations numériques.

Enfin, le chapitre 6 présente les principales conclusions et recommandations issues des travaux présentés dans ce mémoire. Des informations complémentaires sont aussi fournies dans les annexes.

1.4 Retombées escomptées et originalité du projet

Cette étude s'inscrit dans le cadre de la gestion intégrée des rejets miniers et vise d'améliorer les connaissances actuelles sur la gestion et la déposition des résidus miniers réactifs sous forme filtrée. Les résultats obtenus permettront d'améliorer le processus de sélection du mode de gestion des résidus et d'optimiser la déposition des résidus afin d'améliorer leur stabilité géochimique et ainsi minimiser les risques de contamination environnementale. C'est sur ce dernier point que ce projet trouve son originalité notamment dans l'adaptation des essais cinétiques en cellules humides à des degrés de saturation constants afin de déterminer les conditions critiques de génération de DMA/DNC. La reconstitution des TEV à partir des données de succion et de la courbe de rétention d'eau (CRE) constitue également une retombée importante permettant de s'affranchir de l'effet de la salinité sur les mesures de TEV.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Génération et gestion conventionnelle des résidus miniers

Les opérations minières génèrent d'importants volumes de rejets liquides et solides. Les résidus miniers (ou rejets de concentrateur), produits lors de la concentration du minerai, représentent une fraction importante de ces rejets solides. Ils sont caractérisés par une granulométrie dominée par la fraction silteuse avec plus de 80% des grains ayant une taille inférieure à 80 μm (Aubertin et al., 2002a ; Bussière, 2007). Les valeurs du D_{10} et du D_{60} , qui correspondent respectivement au diamètre des particules correspondant à un passant de 10% et de 60% sur la courbe granulométrique, sont souvent comprises entre 0,001 mm et 0,01 mm, et entre 0,01 à 0,12 mm respectivement (Vick, 1990 ; Aubertin et al., 1996 ; Qiu & Segó, 2001). Le coefficient d'uniformité $C_U (= D_{60}/D_{10})$ des résidus est compris entre 8 et 12. Les résidus sont ainsi classifiés comme des silts sableux à faible plasticité (ML, selon le système USCS ; ASTM D2487, 2017). La densité relative des grains (D_r) in situ est comprise entre 2,6 et 4,0 (selon leur minéralogie ; Vick, 1990) et la valeur de l'indice des vides varie typiquement de 0,6 à 1,7 pour la fraction fine ($\leq 0,075$ mm), et de 0,6 à 0,9 pour la fraction grossière (Aubertin et al. 2002a ; Bussière, 2007 ; Aubertin et al., 2013). La conductivité hydraulique (k_{sat}) des résidus avant déposition peut varier entre 10^{-5} m/s à 10^{-7} m/s (Blight, 2010 ; Aubertin et al., 2013).

Les résidus miniers peuvent être déposés sous terre sous forme de remblais (De Souza et al., 2003) mais sont le plus généralement entreposés dans des parcs à résidus en surface. La hauteur de ces aires d'entreposage peut atteindre plus de 100 m et leur surface peut couvrir plusieurs kilomètres carrés (Aubertin et al., 2013). Le transport de ces résidus vers les aires d'entreposage s'effectue généralement sous forme de pulpe par pipeline (on parle aussi de transport hydraulique à un pourcentage solide typique compris entre 25% et 45% ; Essayad & Aubertin, 2021 ; Bussière, 2007). Ce mode de gestion, bien qu'efficace et peu coûteux, comporte des risques environnementaux majeurs. En effet, les parcs à résidus sont souvent ceinturés de digues de retenues (Vick, 1990 ; Spitz et al., 2009) construites avec des matériaux naturels disponibles localement (par exemple, du till), ou plus généralement avec des rejets miniers (Demers & Pabst, 2021). Des pressions interstitielles importantes peuvent se développer dans les résidus, en raison notamment de leur teneur en eau élevée lors de la déposition et de leur conductivité hydraulique

relativement faible, entraînant une réduction de leur résistance au cisaillement qui peut mener, dans le pire des cas, à la rupture des digues (Davies & Lighthall, 2001 ; Davies, 2002 ; Rico et al., 2008 ; Aubertin, et al., 2011 ; James et al., 2013). Les ruptures de digues peuvent également être causées par d'autres facteurs incluant : l'instabilité des fondations (Simeon & Lapointe, 2015 ; Morgenstern et al., 2015), l'érosion interne et/ou de surface (Alhaddad et al., 2008; Chapuis, 2009 ; 2016), les débordements en crête (Labonté-Raymond, 2020) et les dommages sismiques.

2.2 Densification des rejets miniers

Pour palier aux problèmes d'instabilités géotechniques, la densification des résidus miniers a été envisagée à partir des années 1975 (Robinsky, 1975) et est de plus en plus employée dans l'industrie (Davies, 2011; Al & Blowes, 2000 ; Kam et al., 2009, 2011 ; Martin et al., 2010 ; Verburg & Oliveira, 2016).

La réduction de la teneur en eau des résidus (ou densification) offre plusieurs avantages d'ordre économique, social et environnemental par rapport aux résidus conventionnels (Jewell et al., 2002 ; Martin, 2018 ; Hadimi, 2014). La densification permet ainsi de limiter le risque d'instabilité géotechnique (Robinsky, 1975 ; Fourie, 2012; Simms, 2017), mais aussi de minimiser le besoin de digues et d'éliminer la nécessité de construire un bassin de décantation (Robinsky, 1999 ; Deschamps et al., 2009). Aux avantages précédemment cités viennent s'ajouter la réduction de la demande de matériaux d'emprunt pour la construction de structures de retenue et des coûts liés à la leur construction (Thériault et al., 2003 ; Shuttleworth et al., 2005 ; Landriault et al., 2005; Simms et al., 2007 ; Fitton, 2017).

Les résidus miniers densifiés peuvent être classés en plusieurs catégories selon leur teneur en eau massique, leur densité de pulpe (massique ou volumique) ou encore leur porosité et la densité relative de la pulpe (Jewell et al., 2002 ; Crowder, 2004 ; Martin et al., 2006b, 2018). La densité de pulpe (P), ou pourcentage de solides, sera utilisée dans le présent projet comme caractéristique principale des résidus densifiés. La densité de pulpe représente la proportion de solides sur la masse totale des résidus et s'écrit (Jewell et al., 2002):

$$P = \frac{M_S}{M_T} \times 100 \quad (2.1)$$

Avec : P exprimée en %

M_S : masse de solides [M] ;

M_T : masse totale [M]

La densité de pulpe est reliée à la teneur en eau massique (w) et à la densité relative des grains (D_r) selon l'équation suivante :

$$P = \frac{M_S}{M_T} = \frac{1}{1+w} = \frac{D_r}{(e+D_r)} \quad (2.2)$$

Avec : w : Teneur en eau massique [-] ;

D_r : Densité relative des grains solides [-]

La densification des résidus consiste donc à augmenter la densité de pulpe (c'est-à-dire à réduire la teneur en eau) au-dessus de 45%. L'augmentation de la densité de pulpe entraîne une augmentation de la résistance au cisaillement. On distingue généralement trois catégories de résidus densifiés (voir aussi Tableau 2.1 et Figure 2.1) :

2.2.1 Résidus épaissis

Les résidus épaissis (ou *thickened tailings* en anglais) résultent de l'épaississement des résidus conventionnels et sont produits au moyen d'épaississeurs dont le diamètre varie de quelques mètres à plus de 100 m (Demers & Pabst, 2021). Les épaississeurs à grande vitesse ou à grande capacité permettent d'atteindre une densité de pulpe (P) de 60%, et les épaississeurs à haute densité ou à compression élevée permettant quant à eux d'atteindre une densité de pulpe jusqu'à 70% (Jewell & Fourie, 2015). Les résidus épaissis ont ainsi une teneur en eau (w) comprise entre 40% et 120%. Leur densité de pulpe (P) varie entre 45% et 70% (Figure 2.1). Ils présentent une vitesse d'écoulement critique ($v_{\text{écoulement critique}} > v_{\text{écoulement}}$) et sont généralement transportés sous forme de flux turbulent avec des pompes centrifuges afin d'éviter ou de minimiser la sédimentation dans les

pipelines (Simms, 2017). Le dépôt des rejets en surface se fait souvent à partir d'un point central pour former un empilement conique dont la pente moyenne est d'environ 1 à 2% (Simms, 2017). On peut observer de l'eau de suintement à la surface des résidus et la sédimentation se fait sans ségrégation des particules (Deschamps et al., 2009 ; Martin et al., 2006b). Les aires d'entreposage de résidus épaissis nécessitent tout de même des digues de confinement (MEND, 2017). Ce mode de déposition a été utilisé notamment pour la mine Kidd Creek depuis 1973 à Timmins en Ontario, où la densité de pulpe (P) était de 60% - 65% (Tisch, 1997) ainsi qu'à la mine Canadian Malartic (Doucet et al., 2015).

2.2.2 Résidus en pâte

Les résidus en pâte (ou *paste tailings* en anglais) sont habituellement définis comme un mélange dense et visqueux de résidus et d'eau (Bussière, 2007). La teneur en eau est comprise entre 20% et 40% et la densité de pulpe (P) est comprise entre 70% et 85% (Figure 2.1, Benzaazoua et al., 2004 ; Martin et al., 2006b, 2018). Cette densité de pulpe est atteinte grâce à des épaisseurs ultra haute densité qui ressemblent aux épaisseurs conventionnels mais ont un rapport hauteur/diamètre plus élevé afin d'améliorer la sédimentation des particules (Wills & Finch, 2015). Théoriquement, les résidus en pâte ne présentent pas de vitesse critique d'écoulement mais peuvent être pompés à l'aide de pompes volumétriques à condition que la contrainte appliquée dépasse la contrainte de cisaillement (entre 100 et 800 Pa ; Simms, 2017). Aucune ségrégation ni sédimentation n'est observée pendant le transport et aucune eau de suintement n'apparaît après la déposition. Les résidus sont généralement utilisés comme remblais souterrains (Deschamps et al., 2009) mais peuvent être déposés en surface à partir de points centraux (généralement des tours). La pente des résidus peut atteindre 4 à 6% près du point de dépôt (Daliri et al., 2014), mais des valeurs autour de 2% sont plus souvent observées en pratique (Demers & Pabst, 2021). Les résidus en pâte ont notamment été utilisés à la mine Bulyanhulu en Tanzanie qui était la première à utiliser ce mode de déposition en surface à grande échelle. (Simms et al., 2007 ; Deschamps, 2009 ; Martin et al., 2010).

La dernière catégorie de résidus densifiés est celle des résidus filtrés (ou *filtered tailings* en anglais) qui font l'objet du présent projet et qui sont présentés plus en détails dans la section suivante.

Tableau 2.1 : Classification des résidus miniers selon la densité de pulpe (P) et les principales caractéristiques (adapté de Demers & Pabst, 2021).

Paramètres	% Solides (w/w)	Yield stress	V.E.C (Vitesse d'écoulement critique)	Épaississement	Mode de transport
Résidus en pulpe	<45	<5-20 Pa	Oui	Conventionnel	Centrifuges
Résidus épaissis	45-70	20-100 Pa	Oui	HDS	Centrifuges ou volumétriques
Résidus en pâte	70-85	100-800 Pa	Non	UHDS	Volumétriques
Résidus filtrés	>85	>800 Pa	Non	Filtre à vide ou à pression	Convoyeur ou camions



Figure 2.1: Différentes techniques de densification des résidus allant d'un état liquide à solide (adapté de Demers & Pabst, 2021).

2.3 Résidus miniers filtrés

2.3.1 Propriétés des résidus filtrés

Les résidus filtrés (*filtered tailings* en anglais) ont une teneur en eau généralement inférieure à 20% pour une teneur en solide ou densité de pulpe supérieure ou égale à 85%. Les résidus filtrés sont presque secs, ce qui leur donne l'aspect d'un matériau granulaire compressé qui est à l'origine de leur dénomination en anglais (Simms, 2017). Les résidus filtrés ne peuvent pas être pompés et sont

donc transportés vers l'aire d'entreposage par des systèmes de convoyeurs à bandes, avec des camions ou par train (Gowan & Williams, 2002 ; Martin et al., 2006b ; 2018). Le choix de la méthode de transport des résidus filtrés dépend de plusieurs paramètres tels que la distance de transport, la transportabilité des résidus et les conditions climatiques. L'utilisation de convoyeurs ou de camions étant plus dispendieuse que les systèmes usuels de pompage (Bussière, 2007), ces coûts viennent s'ajouter à ceux de la densification des résidus rendant ainsi ce mode de déposition plus coûteux que les autres. En revanche, ces modes de transport peuvent aussi présenter certains avantages par rapport au transport hydraulique conventionnel des résidus, notamment sous certains types de climats. Par exemple, la déposition de résidus miniers sous forme filtrée a été adoptée à la mine Raglan au Québec afin d'éviter le gel des pipelines ainsi qu'à la mine Éléonore (Québec, Canada) pour tenir compte des préoccupations socio-environnementales et ainsi procéder à une restauration progressive.

La construction des parcs à résidus filtrés consiste généralement à déposer progressivement des couches de résidus sur d'anciennes couches. L'épaisseur de la couche de résidus dépend des propriétés du matériau, de la séquence de déposition définie par l'opérateur et du taux de production. L'objectif est de compacter adéquatement la couche fraîchement déposée avant de placer une autre couche par-dessus (Davies, 2011).

2.3.2 Méthodes de filtration

Plusieurs techniques permettent d'épaissir une suspension de solide dans un liquide (décantation, centrifugation et filtration ; Coulson & Richardson, 2002). La filtration des résidus est généralement réalisée en appliquant une pression élevée ou un vide. Les filtres à tambour, les plaques de compression (empilées verticalement ou horizontalement) et les bandes filtrantes permettent d'atteindre en plusieurs étapes des pourcentages solides compris entre 45% et 85%. Le système de filtre à bande sous vide convient à une variété de matériaux. (Davies, 2011). Le processus est divisé en plusieurs étapes et l'eau est progressivement retirée (Demers & Pabst, 2021)

– **Filtration sous vide** : Largement utilisée dans l'industrie, la filtration sous vide est basée sur l'application d'une pression négative visant à aspirer le liquide au travers du filtre

(Gravel, 2015). Différents systèmes de filtration sous vide peuvent être utilisés comme les filtres Nutsche (une extension de la filtration sur Buchner), les filtres à feuilles, les filtres à basculement, les filtres rotatifs à panneaux, les filtres horizontaux à courroie, les filtres à disques rotatifs et les filtres à tambour rotatif sous vide (Wakeman & Tarleton, 1999).

– **Filtration sous pression** : La filtration sous pression utilise une pression positive pour forcer le liquide à traverser le filtre. Cette technique de filtration peut être réalisée en batch ou en continu. Les équipements de filtration sous pression comprennent les filtres-presses à plaques et cadres, les filtres à cartouche et les filtres-presses à compression mécanique (Gravel, 2015). L'équipement de filtration en continu est plus souvent utilisé dans l'industrie car il limite les manipulations et augmente la capacité de traitement. Ces équipements comprennent des filtres à disques, des filtres à tambour, des filtres-presses à courroie horizontale, des filtres à compression continue et des filtres-presses à vis.

Les deux principaux avantages de la filtration sous pression sont le taux de filtration plus élevé et l'humidité résiduelle plus faible par rapport à la filtration sous vide. Une autre limite de la filtration sous vide par rapport à la filtration sous pression est la diminution de l'efficacité des filtres à des altitudes élevées (MEND, 2017).

2.3.3 Défis de la méthode

Bien que les résidus filtrés permettent de réduire les risques d'instabilités géotechniques, la méthode soulève d'autres problèmes, notamment concernant la stabilité géochimique des résidus. Ceux-ci contiennent souvent des minéraux sulfureux susceptibles de s'oxyder au contact de l'oxygène et de l'eau (Blowes et al., 2014). Or, la filtration des résidus entraîne une augmentation de l'exposition des résidus à l'air et donc un accroissement des risques de génération d'eaux contaminées. Certaines solutions temporaires permettent de contrôler les échanges avec l'atmosphère (Demers & Pabst, 2021), mais ces approches sont coûteuses et nécessitent une gestion réfléchie de l'espace. Une gestion spécifique de ces résidus est donc nécessaire afin d'empêcher la génération de drainage minier acide (DMA) ou drainage neutre contaminé (DNC). Par conséquent,

il est nécessaire de bien comprendre la réactivité et les taux d'oxydation de ces résidus pour une meilleure planification de la déposition dans les aires d'entreposage.

2.4 Drainage minier acide

2.4.1 Formation

Le drainage minier acide est produit par l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers (Aubertin et al., 2002a). L'acide généré entraîne une diminution du pH, augmentant ainsi la solubilité des métaux. Les eaux de lixiviation du DMA sont caractérisées par un pH acide ($\text{pH} < 3-4$) et des concentrations en métaux et en sulfates élevées (Lindsay et al., 2015 ; Nordstrom et al., 2015).

La pyrrhotite et la pyrite sont les principaux minéraux sulfureux à l'origine de la formation de drainage minier acide (Gunsinger et al., 2006 ; Aubertin et al., 2002a ; Blowes et al., 2003), et la pyrite (FeS_2) est souvent utilisée dans les équations (voir ci-dessous) car elle est le sulfure le plus abondant dans la gangue de la plupart des minerais exploités (Nicholson, 1994 ; Gray, 1996). La génération de DMA est un processus progressif et les différentes étapes de formation en présence de la pyrite sont présentées à la Figure 2.2.

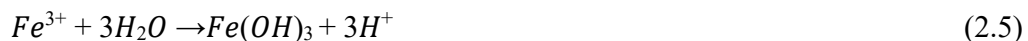
Oxydation directe :

La réaction d'oxydation directe se déroule à un pH proche de la neutralité ($5 < \text{pH} < 7$) (Aubertin et al., 2002a ; Bussière et al., 2005). L'oxydation directe de la pyrite (éq. 2.3) en présence d'oxygène et d'eau produit du fer ferreux (Fe^{2+}) qui, une fois en solution, est à son tour oxydé en fer ferrique (Fe^{3+}) (éq. 2.4) :



L'oxydation du Fe(II) en Fe(III) (équation 2.4) consomme de l'acide mais moins que la réaction d'oxydation directe en produit (équation 2.3), et le pH diminue donc progressivement.

Tant que le pH est supérieur à environ 3,5, le fer ferrique a tendance à précipiter sous forme d'hydroxydes de fer en libérant davantage d'acide dans l'eau (éq. 2.5) :



La réaction globale d'oxydation de la pyrite peut alors être exprimée comme suit :



Oxydation indirecte :

Lorsque le pH devient inférieur à 3,5, le fer ferrique reste majoritairement en solution et devient l'oxydant principal de la pyrite (éq. 2.7). Cette réaction d'oxydation, dite indirecte, est plus rapide que la réaction d'oxydation directe (Mylona et al., 2000) et produit plus de protons.

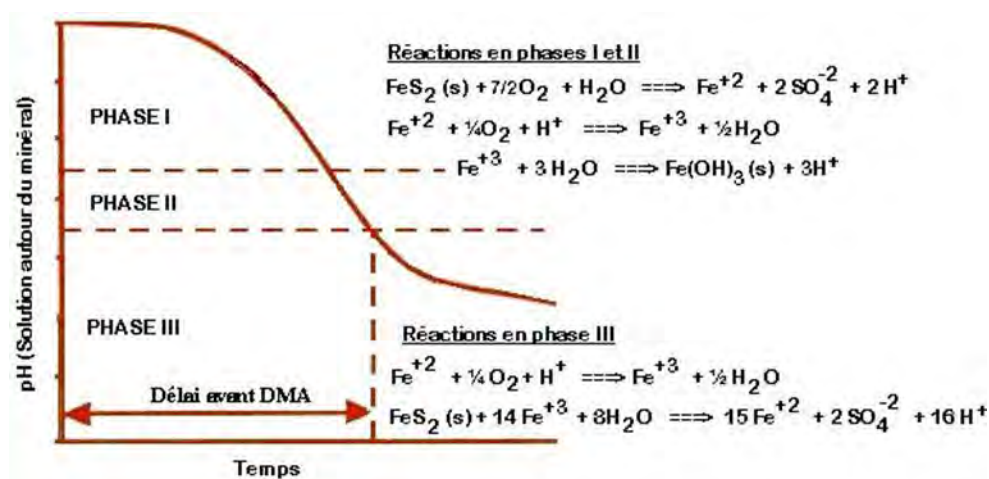
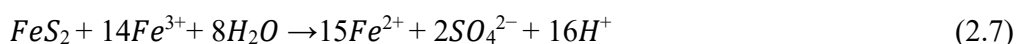


Figure 2.2 : Phases d'oxydation de la pyrite (adapté de Kleinman et al., 1981 ; tiré de Aubertin et al., 2002a).

L'oxydation de la pyrite et des minéraux sulfureux est ainsi fortement influencée par la disponibilité de l'oxygène dont la diffusion dans les résidus est contrôlée par le degré de saturation et la porosité (Bussière, 2007 ; plus de détails à la section 2.5). Il est donc important de ralentir l'oxydation des sulfures le plus tôt possible lorsque les résidus sont déposés en surface ou au moins durant le temps de latence avant que le DMA ne s'établisse clairement. Pour cela différentes méthodes de déposition et de restauration sont mises en œuvre (voir section 2.4.2).

La présence de minéraux neutralisants (tels que des carbonates) permet également de neutraliser l'acidité produit par la réaction d'oxydation ou de tamponner le pH (Cravotta III, 2008), en retardant ainsi la production de DMA tant que ces minéraux ne sont pas épuisés. Cependant, certains métaux comme le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn), l'arsenic (As) et l'antimoine (Sb) sont relativement solubles à pH neutre et peuvent se retrouver à des concentrations plus élevées que celles imposées par les normes environnementales, on parle alors de drainage neutre contaminé (DNC ; Plante, 2010).

Différents facteurs influencent la cinétique de génération de DMA et en premier lieu la composition minéralogique (présence des minéraux acidogènes et acidivores), la distribution granulométrique, la surface spécifique, le degré de libération, la conductivité hydraulique, la courbe de rétention d'eau (Parbhakar-Fox et al., 2013 ; Elghali et al., 2018, 2019). Des facteurs extrinsèques peuvent également avoir une influence significative sur les taux de réactions comme les conditions climatiques (la température, l'humidité relative de l'air), le pH, l'activité microbologique, le degré de saturation, les conditions redox, la disponibilité ou la concentration en oxygène (Demers et al., 2020).

L'influence de la température est particulièrement marquée puisqu'elle affecte également certains autres facteurs. L'oxydation des sulfures est une réaction exothermique et le taux d'oxydation augmente donc avec la température, ce qui entraîne une augmentation de la production de la chaleur et ainsi conduire à des températures élevées. Cette réaction en chaîne induit à son tour, des gradients de pressions, de concentrations en oxygène et de températures (comme cela a pu être montré dans les stériles par Amos et al., 2015). À l'inverse, l'abaissement de la température (jusqu'à la congélation) des rejets réduit considérablement la quantité d'eau liquide et, par conséquent, contrôle les processus de transport des contaminants et les processus microbiens impliqués dans l'oxydation des sulfures (Elberling, 2001, 2005). Les sulfures peuvent s'oxyder en dessous du point

de congélation (entre 0°C et -11°C) mais elle est significativement ralentie (Elberling, 2001, 2005 ; Meldrum et al., 2001 ; Coulombe et al., 2012). L'oxydation des sulfures doit ainsi être contrôlée le plus tôt possible lors du dépôt en surface ou au moins pendant le temps de latence avant que le DMA ne s'établisse clairement.

2.4.2 Prédiction du DMA et du DNC

Plusieurs outils permettent de prédire la génération de DMA et/ou de DNC et constituent des aides à la décision quant au choix des méthodes d'entreposage et de restauration. Ces approches sont classées en deux catégories : les essais statiques et les essais cinétiques (Aubertin et al., 2002b ; Benzaazoua et al., 2004 ; Villeneuve, 2004 ; Villeneuve et al., 2009 ; MEND, 2009 ; Plante et al., 2012).

Les essais statiques sont basés sur les propriétés chimiques et/ou minéralogiques des résidus (Benzaazoua et al., 2002 ; Plante, 2004). L'un des essais les plus utilisés dans l'industrie est la méthode Modified Acid Base Accounting ou ABA modifiée (Sobek et al., 1978 ; Lawrence & Wang, 1996), qui consiste à classer les rejets miniers selon leur potentiel de neutralisation (PN) de l'acide, et leur potentiel de production d'acide (PA). La différence entre ces deux paramètres permet de déterminer le potentiel net de neutralisation ($PNN = PN - PA$). Ainsi, si le PNN se situe sous -20 kg CaCO₃/t, le matériau est potentiellement générateur d'acidité. Le matériau est non générateur d'acidité au-dessus de 20 kg CaCO₃/t et se trouve dans une zone d'incertitude entre ces deux valeurs.

Le potentiel de neutralisation dépend principalement des carbonates contenus dans les résidus, notamment la calcite (CaCO₃) et la dolomite (CaMg (CO₃)₂). Le PN peut être déterminé à partir d'analyses chimiques, minéralogiques ou expérimentalement au laboratoire au moyen d'un essai de titrage (Plante et al., 2021). Le potentiel de génération d'acide (PA) est déterminé à partir de la teneur en soufre sulfure ($S_{\text{sulfures}} = S_{\text{tot}} - S_{\text{sulfates}}$). Les critères ABA sont couramment utilisés pour l'interprétation des résultats des essais statiques et évaluer le potentiel de génération d'acide (PGA) de résidus (Aubertin et al., 2002a).

Les essais cinétiques quant à eux peuvent être réalisés aussi bien au laboratoire (Benzaazoua et al., 2004; Ardaou et al., 2009; Bouzahzah et al., 2015; Plante et al., 2021) que sur le terrain (Aubertin et al., 1997; Bussière & Aubertin, 1999). L'objectif des essais cinétiques est de simuler l'altération naturelle des rejets miniers dans des conditions contrôlées (Bouzahzah, 2013). Les résultats servent généralement de données d'étalonnage pour les simulations numériques de transport réactif (Pabst et al., 2017 ; Wilson et al., 2018). Les échantillons sont soumis à des phases de mouillage-séchage périodiques, et le lixiviat est prélevé régulièrement pour analyse (Morin et al., 1995 ; Villeneuve 2004 ; Benzaazoua et al., 2004 ; MEND, 2009 ; Villeneuve et al., 2009 ; Parbhakar-Fox et al., 2013).

Les essais cinétiques sont généralement utilisés lorsque les essais statiques ne permettent pas de statuer clairement sur le PGA d'un matériau (Morin et al., 1995 ; Villeneuve, 2004 ; Benzaazoua et al., 2001, 2004b; MEND, 2009; Villeneuve et al., 2009). Ces essais permettent également de déterminer le taux d'oxydation des sulfures, le taux d'épuisement des carbonates, le délai avant le début de la génération de DMA et le taux de lixiviation des métaux lourds (Villeneuve, 2004). Les essais cinétiques fournissent ainsi une prédiction plus précise du DMA et constituent un outil de grande importance pour guider le choix des scénarios de restauration des sites miniers (Bouzahzah, 2013).

Les principaux essais cinétiques réalisés au cours de ce projet sont essentiellement des essais en colonnes et des essais en cellules humides (Figure 2.3). Les essais en colonnes sont régulièrement utilisés dans le domaine (Lawrence, 1990; Price, 1997; Lapakko & White, 2000; Frostad et al., 2002; Bowell et al., 2006; Sapsford et al., 2009; Plante, 2012, 2015) et sont généralement jugés plus représentatifs des conditions réelles que les autres essais cinétiques au laboratoire, notamment pour simuler des processus réels d'oxydation et de neutralisation qui ont lieu sur le terrain (Demers et al., 2011). Cependant, les processus d'oxydation peuvent être accélérés par les phases de mouillage et séchage répétées. Ce type d'essai permet cependant de renseigner sur la qualité du drainage du matériau, les taux des réactions d'oxydation-neutralisation, et éventuellement d'évaluer les phénomènes de précipitation secondaire qui ont une incidence directe sur la qualité des eaux (Villeneuve, 2004 ; Bouzahzah, 2013). Les essais en cellules humides pour leur part permettent d'obtenir des informations similaires avec une possibilité de reproduction plus

importante due aux quantités de matériaux utilisés nettement moins importantes. Ces essais sont aussi régulièrement utilisés dans le domaine minier (Benzaazoua et al., 2001, 2004 ; Villeneuve et al., 2003 ; 2009).



Figure 2.3: Dispositifs expérimentaux régulièrement utilisés pour les essais cinétiques (tiré de Villeneuve, 2004). (a) : Essais en cellule humide. (b) : Essais en colonne

2.4.3 Prévention du DMA

Les réactions d'oxydation à l'origine du DMA (éq 2.3 et 2.7) requièrent la présence d'oxygène et d'eau. Les principales techniques de restauration mises en place sur les sites miniers visent donc à limiter l'apport d'un ou de plusieurs des réactifs (Bussière & Guittonny, 2021).

Exclusion des sulfures : La technique s'applique principalement aux résidus miniers et consiste à les désulfurer (c'est-à-dire enlever les sulfures) au moyen de procédés minéralurgiques intervenant pendant ou à la fin du procédé minéralurgique d'enrichissement du minerai (Humber, 1995 ; Bussière et al., 1995 ; 1998a ; Mermillod-Blondin et al., 2005). Ce procédé génère deux fractions : d'une part un concentré riche en sulfures et fortement générateur d'acide, et de l'autre un résidu désulfuré, pauvre en sulfures et non générateur (Hesketh et al., 2010). Cette technique, bien qu'elle ne permette pas d'éliminer entièrement le problème de DMA, permet une gestion différente et plus

ciblée des deux produits. La fraction riche en sulfures peut être utilisée comme remblai minier, où elle pourra être stabilisée par enrobage dans les ciments (Benzaazoua et al., 2008). La fraction désulfurée quant à elle peut être valorisée comme matériau de recouvrement dans les CEBC (Bussière et al., 2004) ou les couvertures monocouches (Ethier et al., 2018).

Exclusion de l'eau : L'utilisation de recouvrements étanches permet de contrôler l'infiltration de l'eau vers les résidus réactifs (Aubertin et al., 2015). Cette technique est principalement utilisée dans les climats arides (Maqsood et al., 2021) mais peut être efficace pour des climats humides (Rarison et al., 2020). Différents matériaux peuvent être utilisés pour constituer ces recouvrements tels des sols naturels, des géosynthétiques, des mélanges de bentonite (Aubertin et al., 1995; 2002a). Les couvertures avec effet de barrière capillaire de type stockage et relargage (Store-and-Release) peuvent également permettre de limiter efficacement l'infiltration (Ross, 1990 ; Morris & Stomont, 1997 ; Zhan et al., 2001 ; Williams et al., 2003; Bussière & Wilson, 2021).

Exclusion de l'oxygène : La construction de barrières à l'oxygène est généralement considérée comme la méthode la plus efficace pour prévenir la génération du DMA dans les climats humides (MEND, 2001, Demers & Pabst, 2021 ; Awoh et al., 2021). Le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau libre étant 10 000 fois plus faible que le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air (Hillel, 1998), le phénomène de diffusion a essentiellement lieu dans la phase gazeuse (la quantité d'oxygène pouvant être dissoute dans l'eau est limitée par la constante d'équilibre des gaz de Henry qui à 20°C est égale à 0,03 pour O₂) (Mihelcic, 1998). Cette exclusion d'oxygène peut notamment être réalisée au moyen de recouvrements en eau, qui consistent à maintenir au sommet des rejets une épaisseur d'eau afin de limiter la diffusion de l'oxygène, ou de recouvrements en matériaux granulaires (CEBC, couvertures monocouches) qui consistent à superposer plusieurs couches de sols avec comme objectif de garder au moins une des couches proche de la saturation afin de contrôler la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs tout en limitant l'infiltration (Aubertin et al., 1995; 2002a). L'exclusion de l'oxygène peut également être réalisée au moyen de la technique de la nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche (Dagenais et al., 2006 ; Ouangrawa et al., 2007, 2010).

Le contrôle des degrés de saturation est donc primordial pour prévenir la génération de DMA. La compréhension de ces différents essais passe par une bonne appréhension des mouvements et processus de transport des fluides en milieux poreux. Il est donc utile, pour une meilleure compréhension et interprétation des résultats présentés dans les chapitres suivants de rappeler certaines notions d'hydrogéologie en milieu saturé et non saturé.

2.5 Écoulement de l'eau dans les résidus en milieux saturés et non saturés

2.5.1 Écoulements de l'eau dans les milieux poreux saturés

Le mouvement de l'eau dans un milieu poreux saturé peut être décrit par la loi de Darcy qui indique que la vitesse d'écoulement est proportionnelle au gradient hydraulique et à une constante du milieu appelée conductivité hydraulique saturée et généralement notée k_{sat} (Hillel, 1998). La loi de Darcy s'écrit, dans un milieu à une dimension (Hillel, 1998 ; Delleur, 1999 ; Miyazaki, 2006 ; Fredlund et al., 2012).

$$q = - k_{sat} \times i \quad (2.8)$$

avec : q : vitesse de Darcy ou débit spécifique [$L.T^{-1}$]

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [$L.T^{-1}$]

i : gradient hydraulique [-]

La direction de l'écoulement est contrôlée par le gradient (i) qui correspond à la variation de la charge hydraulique en fonction de la distance. Pour un écoulement 1D, le gradient peut être défini comme le rapport entre la variation de charge hydraulique (Δh) entre deux points A et B séparés d'une distance (L) (Hillel, 1998) :

$$i = \frac{h_A - h_B}{L} \quad (2.9)$$

avec : i : gradient hydraulique [-]

h_A : charge hydraulique au point A [L];

h_B : charge hydraulique au point B [L]; et

L : distance entre le point A et B [L].

L'écoulement d'un point A vers un point B est possible si la charge hydraulique h_A est plus grande que la charge hydraulique h_B . La charge hydraulique peut être déterminée à partir de l'équation de Bernoulli (Hillel, 1998):

$$h_{(x,y,z)} = \frac{v^2}{2g} + \frac{p_w}{\gamma_w} + Z \quad (2.10)$$

avec : v : vitesse du fluide par rapport au solide [LT^{-1}];

g : accélération gravitationnelle (= 9,81 m/s^2),

γ_w : poids volumique de l'eau (= 9,81 kN/m^3 à 20°C);

p_w : pression du fluide [$MT^{-2}L^{-1}$]; et

Z : élévation du point par rapport à une surface de référence [L].

La vitesse d'écoulement du fluide par rapport au solide étant très faible comparée à l'accélération gravitationnelle et à la pression de la charge hydraulique, le terme $v^2/2g$ est généralement négligé (Fredlund et al., 2012). La charge hydraulique s'écrit alors :

$$h_{(x,y,z)} = \frac{p_w}{\gamma_w} + Z \quad (2.11)$$

L'équation 2.8 peut être généralisée pour un milieu anisotrope sous la forme d'une matrice de second ordre (tenseur) :

$$q_w = \begin{pmatrix} q_{w,x} \\ q_{w,y} \\ q_{w,z} \end{pmatrix} = k_{w,sat,ij} \cdot \begin{bmatrix} i_{w,x} \\ i_{w,y} \\ i_{w,z} \end{bmatrix} \quad (2.12)$$

avec : $q_{w,xyz}$: vitesse de Darcy dans les directions x, y et z [LT^{-1}];

$k_{w,sat,ij}$: conductivité hydraulique saturée anisotrope [LT^{-1}];

$i_{w,xyz}$: gradient hydraulique dans les directions x, y et z [LT^{-1}];

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) d'un matériau peut être mesurée sur le terrain ou au laboratoire (perméamètres à parois rigides ou flexibles ; ASTM D5856-95, ASTM D5084-10).

La conductivité hydraulique saturée peut également être prédite au moyen de modèles mathématiques, comme celui de Kozeny-Carman Modifié (Mbonimpa et al., 2002b) qui s'écrit pour les matériaux granulaires :

$$k_{sat} = C_G \left[\frac{\gamma_w}{\mu_w} \right] \left[\frac{e^{3+x}}{1+e} \right] \left[C_U^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \right] \quad (2.13)$$

Avec : k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (cm/s).

C_U : coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$)

C_G : constante adimensionnelle du modèle ($\sim 0,1$).

γ_w : poids unitaire de l'eau ($\gamma_w = 9.8 \text{ kN/m}^3$)

μ_w : viscosité dynamique de l'eau ($\mu_w = 10^{-3} \text{ N.s/m}^3$ à 20°C)

D_{10} : diamètre des grains correspondant à 10% passant sur la courbe granulométrique

x : paramètre qui tient compte de la tortuosité du matériau (x = 2)

2.5.2 Écoulements de l'eau dans un milieu poreux non saturé

L'équation de Darcy suppose normalement que le milieu est parfaitement saturé, mais elle peut être étendue aux écoulements en milieux non saturés (Buckingham, 1904 ; Richards, 1931 ; Childs & Collis-George, 1950). Dans ce cas, la conductivité hydraulique n'est plus une constante mais varie en fonction de la succion et du degré de saturation (Hillel, 1998) :

$$q_w = -k_w(\psi).i \quad (2.15)$$

Ou dans un repère tridimensionnel cartésien :

$$q_w = -k_w(\psi).\nabla.h \quad (2.16)$$

L'équation de continuité et de conservation de masse étant :

$$\text{En 1D : } \frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\frac{\partial q_{w,x}}{\partial x} \quad (2.17)$$

$$\text{En 3D : } \frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\left(\frac{\partial q_{w,x}}{\partial x} + \frac{\partial q_{w,y}}{\partial y} + \frac{\partial q_{w,z}}{\partial z}\right) = -\nabla \cdot \mathbf{q}_w \quad (2.18)$$

En remplaçant la valeur du débit unitaire q_w par l'expression de l'équation (2.16) on obtient (Richards, 1931) :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \nabla \cdot (\mathbf{k}_w(\psi).\nabla.h) \quad (2.19)$$

La résolution de l'équation (2.19) nécessite la détermination de la conductivité hydraulique non saturée qui est habituellement déterminée à partir de la courbe de rétention d'eau.

– **Courbe de rétention d'eau**

La courbe de rétention d'eau (CRE) est la fonction qui décrit l'évolution de la teneur en eau volumique θ_w (ou du degré de saturation S_r) en fonction de la succion matricielle (ψ).

On distingue sur cette courbe, deux points importants : la pression d'entrée de l'air (AEV) ou ψ_a et la pression d'entrée d'eau (WEV) ou ψ_w , qui correspondent au début de la désaturation et à la succion résiduelle, respectivement (Figure 2.4).

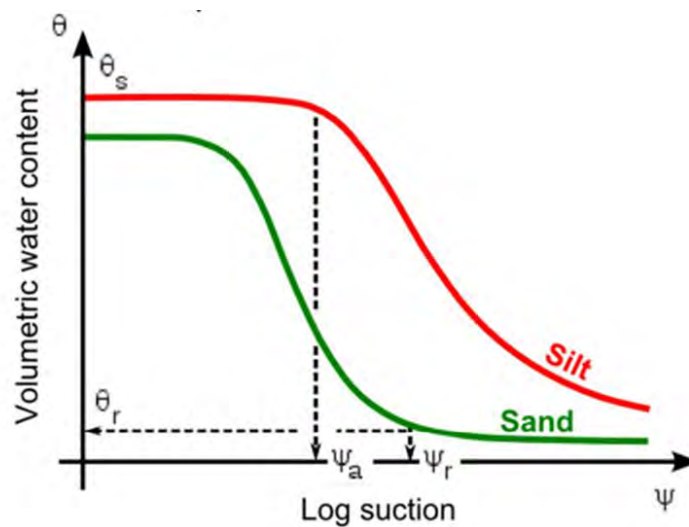


Figure 2.4 : Courbes de rétention d'eau conceptuelles pour un silt et un sable. θ_s : teneur en eau à saturation [-] ; θ_r : teneur en eau résiduelle [-] ; ψ_a : pression d'entrée d'air (ou AEV) [L] ; ψ_r : pression d'entrée d'eau ou succion résiduelle [L] (Aubertin et al., 2015).

La CRE peut être mesurée au laboratoire (Haines, 1927, Richards et al., 1956; Hilf, 1956) au moyen d'une cellule de pression (ASTM D3152) ou d'une cellule Tempe (ASTM D2325 et ASTM D3152) ou sur le terrain grâce à des mesures simultanées de la teneur en eau et de la succion à un même point. Les points expérimentaux peuvent être décrit au moyen de modèles descriptifs afin de représenter la CRE, comme ceux de Gardner (1958), Brooks et Corey (1964), van Genuchten (1980), et Fredlund et Xing (1994). Le modèle de van Genuchten a été utilisé au cours de ce projet.

- **Modèle de van Genuchten (1980)**

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)[1 + (\alpha_{VG}\psi)^{n_{VG}}]^{-m_{VG}} \quad (2.20)$$

Avec :

α_{VG} , n_{VG} , m_{VG} : paramètres d'ajustement du modèle

$[m_{VG} = 1 - 1/n_{VG}$ (Genuchten et al., 1985)]

Certains modèles permettent de prédire la courbe de rétention d'eau à partir des propriétés de base des matériaux. Ces modèles prennent en compte l'influence de la texture et de la structure du sol, la taille des grains et la porosité. Les modèles de Arya et Paris (1981), Kovács (1981), Haverkamp et Parlange (1986), Assouline et al., (1998), et Kovács Modifié (MK) (Aubertin et al., 1998, 2003) sont parmi les plus employés. Le modèle de Kovács Modifié (MK) a été utilisé dans le cadre de ce projet pour prédire les courbes de rétention d'eau des résidus miniers étudiés. Il peut être décrit de la façon suivante :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_a)(1 - S_c) \quad (2.22)$$

$$S_a = a_c [1 - (\ln(1 + \psi/\psi_r) / \ln(1 + \frac{\psi_o}{\psi_r}))] \times (\ln([h_{co}/\psi_n]^{\frac{2}{3}}) / [e^{\frac{1}{3}}(\psi/\psi_n)^{1/6}]) \quad (2.23)$$

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

$$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}} \quad (2.25)$$

$$b = \frac{0,75}{1,17 \log_{10} C_U + 1} \quad (2.26)$$

Avec : S_r : degré de saturation (-)

- S_c : saturation capillaire (-)
 S_a : saturation d'adhésion (-)
 θ : teneur en eau volumique (-)
 n : porosité (-)
 a_c : 0,01
 ψ : succion liée à un degré de saturation (cm)
 ψ_o : 10^7 cm ;
 ψ_r : succion correspondante aux conditions résiduelles (cm) ;
 m : $1/C_U$ (C_U est le coefficient d'uniformité)
 h_{co} : hauteur capillaire équivalente en cm

– **Fonction de perméabilité**

La mesure expérimentale de la conductivité hydraulique non saturée est complexe, et elle est habituellement déterminée à partir de la courbe de rétention d'eau (CRE) et de la conductivité hydraulique saturée au moyen de modèles prédictifs comme celui de Mualem, (1976a, 1976b). Les formes intégrales et analytique des équations permettant de passer de la CRE à la fonction de conductivité hydraulique sont les suivantes :

Forme intégrale

$$k_r = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^q \times \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\zeta) d\zeta}{\int_0^1 \psi^{-1}(\zeta) d\zeta} \right]^2 \quad (2.27)$$

Avec ζ une variable fictive d'intégration représentant la teneur en eau.

Forme analytique

$$k(\theta) = k_{sat} \theta^{1/2} * [1 - (1 - \theta^{1/m})^m]^2 \quad (2.28)$$

La forme analytique nécessite la connaissance des paramètres du modèle de van Genuchten (1980) de la CRE.

2.6 Mouvement de l'oxygène en milieu poreux

L'oxydation des sulfures dans les aires d'entreposage de rejets miniers est contrôlée par le transport de l'oxygène (Ritchie, 1994). Or, les mouvements de l'oxygène à travers un milieu poreux se produisent principalement par diffusion et/ou advection à travers les pores.

L'advection est causée par les gradients de pression et se produit essentiellement dans les haldes à stériles où la température augmente considérablement au centre (du fait des réactions d'oxydation exothermiques) et la perméabilité à l'air est élevée (Bennet et al., 1989 ; Morin et al., 1991 ; Lefebvre, 1994 ; Mbonimpa et al., 2003).

Le transport par advection dans les parcs à résidus est considéré comme négligeable en raison de la faible perméabilité à l'air du milieu et au faible gradient de pression. Cependant, dans certains cas (présence de nombreuses fissures) et sous certaines conditions particulières (régime transitoire) l'advection pourrait être non négligeable (Lundgren, 2001; Binning et al., 2007).

Le phénomène de diffusion prédomine dans les matériaux à grains fins comme les résidus miniers (Collin & Rasmuson, 1988, 1990 ; Mbonimpa & Aubertin, 2002 ; Aachib et al., 2004).

2.6.1 Lois de Fick

L'oxydation des résidus miniers réactifs (responsable de la génération de DMA) augmente généralement le gradient de concentration d'oxygène et donc le flux d'oxygène à la surface. Le flux d'oxygène est également influencé par le coefficient de diffusion d'oxygène (D_e) qui lui-même dépend du degré de saturation.

Le maintien d'un degré de saturation ($S_r \geq 85\%$) permet en général de minimiser le flux d'oxygène suffisamment pour éviter la génération de DMA (Aubertin et al., 2002a). Le flux d'oxygène peut être évalué au moyen de méthodes expérimentales, d'approches analytiques (Mbonimpa et al., 2003) ou de simulations numériques (Pollute et SEEP/W). Les méthodes expérimentales les plus utilisées sont les méthodes du gradient (Demers et al., 2008), la méthode de consommation d'oxygène (développée par Elberling et al., 1994 et adaptée par Mbonimpa et al., 2003, 2011) et la méthode des sulfates (Dagenais, 2005).

La première loi de Fick permet ainsi de calculer le flux diffusif d'oxygène selon la formule (Bear, 1972 ; Hillel, 1980, Aubertin et al., 2000) :

$$F = -D_e \times \frac{\partial C}{\partial z} = -\theta_{eq} \times D^* \times \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.29)$$

Avec : D_e : coefficient de diffusion effectif de l'oxygène pour le matériau ;

D^* : coefficient de diffusion apparent (avec $D_e = \theta_{eq} D^*$)

C : concentration d'oxygène ;

$\frac{\partial C}{\partial z}$: Gradient de concentration sur la distance z .

θ_{eq} : teneur en air équivalente

La teneur en air équivalente (θ_{eq}) est un paramètre qui permet de prendre en compte à la fois la diffusion de l'oxygène dans l'air du sol et la diffusion de l'oxygène dissout dans la phase aqueuse.

La teneur en air équivalente est calculée au moyen de l'équation suivante (Aubertin et al., 1999 ; Aubertin et al., 2000) :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.30)$$

La teneur en oxygène dissous dans l'eau est exprimée à l'aide de la constante de Henry (H), qui s'écrit à l'équilibre (Stumm & Morgan, 1996) :

$$H = \frac{C_w}{C_a} \quad (2.31)$$

Avec : H : constante de Henry. Pour l'oxygène à 20°C, $H \approx 0,03$.

C_w : concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre (≈ 9 mg/L) ;

C_a : concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre (≈ 280 mg/L).

2.6.2 Coefficient de diffusion effectif D_e

Le coefficient de diffusion effectif (D_e) dépend du degré de saturation et peut être déterminé au laboratoire selon la méthode décrite par Aubertin et al. (2000) et Mbonimpa et al. (2012) ou estimé au moyen de formules empiriques ou semi-empiriques, comme par exemple l'équation 2.32 (Aachib et al., 2002 ; 2004) :

$$D_e = \left(\frac{1}{n^2}\right) \times (D_a^0 \theta_a^{P_a} + H D_w^0 \theta_w^{P_w}) \quad (2.32)$$

Avec : n : porosité totale ;

θ_a : teneur en air volumique du matériau ;

θ_w : teneur en eau volumique du matériau ;

H : constante de Henry ($\approx 0,03$ à 25°C) ;

P_a et P_w : Paramètres reliés à la tortuosité.

$$P_a = 1,2010\theta_a^3 - 1,5150\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad (2.33)$$

$$P_w = 1,210\theta_w^3 - 1,5150\theta_w^2 + 0,987\theta_w + 3,119 \quad (2.34)$$

2.6.3 Coefficient du taux de réaction des minéraux sulfureux

Le coefficient effectif du taux de réaction (K_r) peut être déterminé au laboratoire au moyen d'essais en cellules de diffusion – consommation (Mbonimpa et al., 2002a, 2003, 2011 ; Gosselin, 2007) ou de façon semi-empirique (Collin, 1987).

Le modèle de Collin a été utilisé au cours de ce projet et comparé aux résultats des essais de consommation d'oxygène réalisés au laboratoire (Gosselin, 2007) :

$$K_r = K' S_{Sr} \quad (2.35)$$

Avec : K' : réactivité de la pyrite avec l'oxygène ($\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{O}_2 / \text{m}^2 \text{FeS}_2 / \text{s}$)

S_{sr} : surface spécifique où se produit la réaction

$$S_{sr} = \left(\frac{\alpha}{D_H} \right) \times (1 - n) \times C_p \left(\frac{\rho_s}{\rho_{py}} \right) \quad (2.36)$$

Avec : α : facteur de forme (= 6 pour des grains de forme sphérique),

ρ_{py} : masse volumique des grains de pyrite (kg/m).

ρ_s : masse volumique moyenne de tous les grains solides (incluant les grains de pyrite).

C_p : masse de pyrite par masse de matériau sec (kg/kg).

D_H représente le diamètre équivalent des grains et peut être estimé au moyen de l'équation suivante (Aubertin et al., 1998) :

$$D_H = (1 + 1,17 \log C_U) \times D_{10} \quad (2.37)$$

Lorsque la masse volumique des grains de pyrite est la même que celle des grains de résidus ($\rho_s / \rho_{py} = 1$), le modèle de Collin (1987) peut s'écrire :

$$K_r = K' \left(\frac{6}{D_H} \right) \times (1 - n) \times C_p \quad (2.38)$$

2.7 Modélisation numérique

Les simulations numériques sont complémentaires aux essais de laboratoire et/ou de terrain et permettent d'extrapoler les résultats expérimentaux à des échelles de temps et d'espace plus grandes (Dagenais, 2005 ; Pabst, 2011 ; Ethier et al., 2018). De nombreux codes numériques permettent d'étudier les problèmes hydrogéologiques.

Le code numérique SEEP/W de la suite GeoStudio 2021 (GeoSlope Inc.) a été utilisé dans la présente étude pour la réalisation des différents modèles numériques. SEEP/W permet de modéliser des écoulements 1D ou 2D en milieu non saturé, en utilisant la méthode des éléments finis et de simuler les mouvements de gaz (consommation et diffusion d'oxygène) en régimes permanent et transitoire. En ce qui concerne le mouvement de l'oxygène, SEEP/W (couplé à CTRAN/W) résout les équations de Fick. Le logiciel prend en compte directement une valeur du coefficient du taux de réaction, que l'on peut fixer, ainsi que la présence d'oxygène dans la phase gazeuse et dans la phase aqueuse (oxygène dissous). En ce qui concerne la modélisation des mouvements de l'eau en milieu saturé ou non saturé, SEEP/W résout l'équation de Richards (1931 ; voir aussi section 2.5.2). Les conditions climatiques, les interactions sol-climat peuvent être intégrées au logiciel et permettent des conditions proches de ce qui est observé sur le terrain (Hotton et al., 2020; Lieber et al., 2018). SEEP/W a été utilisé dans plusieurs travaux de recherche en lien avec la gestion et la restauration des sites miniers réactifs (Demers et al., 2009; Martin, 2018 ; Ethier et al., 2018b).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE ET PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX

3.1 Échantillonnage et préparation des résidus

Le mélange de résidus étudié provenait d'une mine partenaire située en Abitibi-Témiscamingue. Ce mélange était constitué de deux matériaux :

- les résidus de la mine LaRonde provenant de la phase III de l'exploitation, appelés par la suite résidus LaRonde
- les résidus de la fosse 5 du secteur Bousquet, appelés par la suite résidus LZ5.

Le mélange était constitué de 70% de résidus LaRonde et de 30% de résidus LZ5 (masses sèches). L'échantillonnage et le mélange des résidus ont été effectués par la compagnie minière Agnico-Eagle Limitée (AEM) et le mélange a été envoyé au laboratoire de Polytechnique dans des barils de 20 L. La teneur en eau massique initiale était de 18%. Celle-ci a été ajustée préalablement à l'envoi des matériaux afin qu'elle corresponde à la teneur en eau visée lors de la déposition.

3.2 Caractérisation des résidus

3.2.1 Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques par tamisage et sédimentométrie ont été réalisées respectivement selon les normes ASTM D6913 (2017) et ASTM D7928 (2017).

Au total, 3 essais par tamisage ont été réalisés sur des masses sèches de résidus de 400 g. Ces essais ont permis de déterminer la distribution granulométrique des particules de diamètre supérieur à 80 µm. Ces essais ont été complétés par 12 essais de sédimentométrie (aussi appelés essais à l'hydromètre). Dans ces essais, une masse d'échantillon de 50 g est mélangée à 125 mL d'une solution d'hexamétaphosphate de concentration 4 g/L et laissée au repos 24 h. Le mélange est ensuite malaxé et placé dans des cylindres gradués de 1 L et complété avec de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge. Après avoir effectué un mélange pendant une minute, une série de mesures à l'hydromètre est effectuée après 0,5 ; 1 ; 2 ; 4 ; 8 ; 15 ; 30 ; 60 ; 120 ; 240 ; 480 et 1440 minutes.

Un échantillon témoin est préparé pour chaque hydromètre utilisé (125 mL de solution d'hexmétaphosphate mélangée à 875 mL d'eau distillée).

Le résultat des analyses par tamisage et sédimentométrie ont permis d'obtenir la courbe granulométrique des résidus étudiés. Les paramètres suivants ont été déduits de la courbe granulométrique : D_{10} , D_{30} et D_{60} . Ces résultats ont permis de calculer le coefficient d'uniformité $C_U = D_{60}/D_{10}$ et le coefficient de courbure $C_c = (D_{30})^2 / (D_{10} \times D_{60})$.

3.2.2 Densité relative des grains

La densité relative des grains solides (D_r) a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à eau selon la norme ASTM D854 (2014). Au total, 3 essais ont été réalisés, chaque essai correspondant à trois mesures dans trois pycnomètres différents. Pour chaque pycnomètre (préalablement calibré), une masse de 80 g d'échantillon est mélangée à de l'eau distillée et laissée au repos. Par la suite, chaque pycnomètre de 500 mL est rempli jusqu'à environ 300 mL et placé sous vide sur un agitateur pendant 45 minutes. On complète ensuite avec de l'eau désaérée chaque pycnomètre jusqu'au trait de jauge. Puis, trois nouveaux cycles d'agitation de 15 minutes sous vide sont réalisés. Entre chaque cycle, les pycnomètres sont manuellement agités afin d'enlever l'air emprisonné dans l'échantillon ou dissous dans l'eau. Le but est de mesurer la masse et le volume correspondant uniquement à l'eau et à l'échantillon solide. La masse du pycnomètre comprenant l'échantillon et l'eau est mesurée et la température de l'eau notée. La densité relative des grains solides peut ensuite être calculée à partir de ces résultats. L'écart admissible pour des valeurs de densité relative des grains mesurées par un seul manipulateur varie entre 0,02 et 0,03 selon le type de matériaux et entre 0,02 et 0,08 pour des essais réalisés par différents utilisateurs et/ou laboratoires (ASTM D854, 2014). Si l'écart type entre trois mesures est inférieur à ces valeurs, l'essai est jugé acceptable, sinon, il est répété.

3.2.3 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau (CRE) a été mesurée au moyen d'un extracteur à plaque de pression (PPE ou *Pressure Plate Extractor* en anglais). L'extracteur à plaque de pression se compose d'une

chambre étanche sous pression pouvant contenir jusqu'à une quarantaine d'échantillons répartis sur quatre plaques en céramique (Figure 3.1). La procédure utilisée est basée sur la norme ASTM D6836 (2016). Les résidus sont compactés dans des anneaux en PVC (dimensions moyennes : hauteur = 2 cm et diamètre = 5 cm) dont les volumes et les masses sont connus. Chaque anneau est pesé après compactage pour connaître la masse initiale. Les anneaux sont par la suite placés sur des plaques en céramiques puis saturés ((Figure 3.1a). Les paliers de pression appliqués ont été choisis de sorte à avoir le maximum de points autour des valeurs caractéristiques de la CRE (AEV et WEV, voir aussi section 2.3.3).

La masse de l'anneau contenant l'échantillon de résidus est mesurée une fois l'équilibre atteint (usuellement après un palier de 48h), afin de déterminer la teneur en eau massique de l'échantillon. La teneur en eau volumique θ du matériau correspondant à chaque pression (suction ψ) appliquée est par la suite calculée. Au total, 40 points ont été mesurés pour 20 paliers de pression différents entre 0 et 1100 kPa (soit une CRE de 20 points réalisée en duplicata). La CRE mesurée expérimentalement a été décrite au moyen du modèle de van Genuchten (équation 2.20 section 2.5.2) et comparée à la CRE prédite avec le modèle de Kovacs modifié (MK) (Aubertin et al., 1998, 2003) (équation 2.22 section 2.5.2).

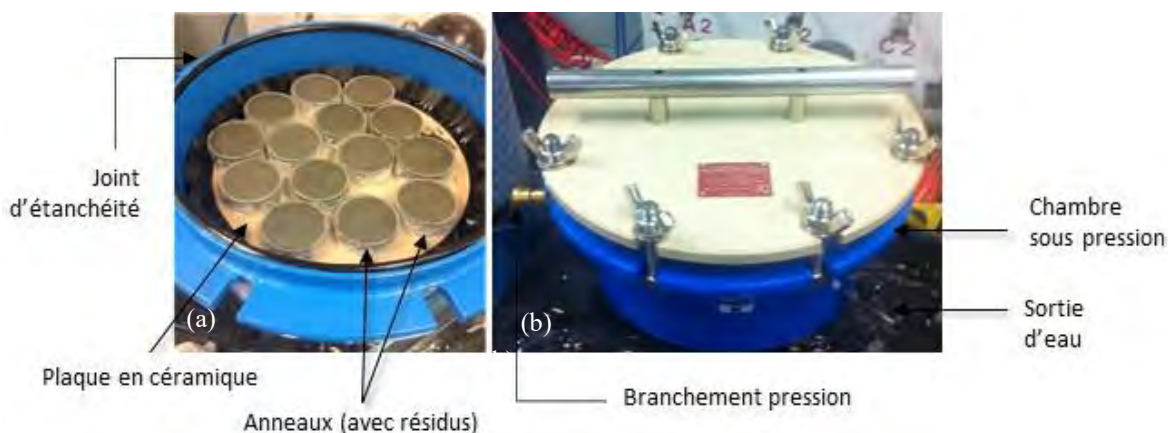


Figure 3.1: Extracteur à plaque de pression (Pressure plate extractor). (a) Échantillons de résidus placés sur une plaque céramique. (b) Cellule fermée avant application d'une pression pendant 48 h.

3.2.4 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) a été mesurée dans des perméamètres à paroi flexible au moyen d'essais à charges variables selon la norme ASTM D5084-10 (2000). Un échantillon cylindrique inséré dans une membrane imperméable est préparé et placé dans une cellule triaxiale entre deux géotextiles qui échangent avec une pierre poreuse et des réservoirs amont et aval. La cellule est remplie d'eau et fermée hermétiquement. Une contre-pression hydrostatique est appliquée afin de faciliter la saturation de l'échantillon (l'objectif est d'atteindre un degré de saturation supérieur à 95% ; ASTM D5084-10), et une surpression de confinement de 50 kPa permet de maintenir l'échantillon en place. La mise sous pression permet de comprimer et de dissoudre les bulles d'air emprisonnées dans le résidu. La mise sous pression de l'échantillon se fait par palier afin d'éviter d'appliquer une contrainte trop élevée trop brusquement (ASTM D5084-10).

Une fois l'échantillon saturé, un essai à charge variable est effectué. L'eau provenant d'une burette graduée circule à travers l'échantillon et ressort dans une autre burette graduée. Le flux d'eau à travers l'échantillon au cours de cet essai se fait de haut en bas (écoulement descendant) contrairement à la saturation qui a été faite du bas vers le haut (afin de favoriser l'évacuation des bulles d'air). Les variations de charge dans les burettes en fonction du temps sont notées. L'interprétation de l'essai à charge variable repose sur la formule suivante (Freeze & Cherry, 1979 ; ASTM5856-10) :

$$k_{sat} = \frac{a_{in}a_{out}L}{At(a_{in}+a_{out})} \times \ln\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (3.1)$$

Avec : a_{in} : section transversale du réservoir contenant le liquide affluent, [L²],

a_{out} : section transversale du réservoir contenant le liquide effluent, [L²],

L : hauteur de l'échantillon, [L]

A : section de l'échantillon, [L²]

h_1 : charge au temps t_1 , [L]

h_2 : charge au temps t_2 , [L]

t : temps entre deux mesures, [T]

Au total, 2 essais de perméabilité ont été réalisés sur les résidus étudiés. Les résultats ont été comparés aux valeurs prédites par les modèles de Kozeny-Carman (KC) (Chapuis & Aubertin, 2003) et Kozeny-Carman modifié (KCM ; Mbonimpa et al., 2002b) (voir section 2.3.1)

La fonction de perméabilité (qui décrit la variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion) a été estimée au moyen de la conductivité hydraulique saturée et de la courbe de rétention d'eau (décrite en utilisant le modèle proposé par van Genuchten (1980)) et à partir du modèle de Mualem (1976) exprimé par l'équation suivante :

$$k_u(\psi) = k_{sat} * [1 - (1 - \theta_e^{\frac{1}{m}})^m]^2 * (\theta_e)^{\frac{1}{2}} \quad (3.2)$$

Avec :

$k_u(\psi)$: la conductivité hydraulique non saturée en fonction de la succion

m : constante du modèle de van Genuchten [-]

θ_e : teneur en eau effective

3.2.5 Caractéristiques chimiques et minéralogiques

Des analyses minéralogiques (DRX) et chimiques (ICP et à la fournaise LECO) ont été effectuées aux laboratoires de l'URSTM.

Les analyses minéralogiques par diffraction des rayons X (DRX) ont été effectuées sur 5 échantillons au moyen d'un Bruker A.X.S Advance D8. Le principe de la méthode repose sur le fait que chaque minéral possède un ou plusieurs plans cristallographiques caractéristiques qui provoquent une diffraction des rayons X. Pour chaque minéral, on observe un ou des pics caractéristiques sur le diffractogramme dont la hauteur sera proportionnelle à l'intensité de la diffraction (Klein et Hurlburt, 1985). L'indexation de ces pics est réalisée à l'aide de bases de données spécifiques permettant l'identification des minéraux en présence. La limite de détection du diffractomètre utilisé est de 1%, mais elle peut varier selon les phases minérales présentes dans l'échantillon (Rietveld, 1993). Cette méthode dite « semi-quantitative », a une précision absolue d'environ 1% (Bouzahzah, 2013) et la réconciliation avec les analyses chimiques (LECO et ICP) est souvent nécessaire pour obtenir des valeurs plus précises.

Le soufre et le carbone totaux ont été déterminés à partir de 5 échantillons de résidus choisis aléatoirement parmi les 30 barils reçus. Le four à induction utilisé est de type Eltra CS2000. La méthode consiste à introduire dans le four quelques grammes de résidus qui sont chauffés à plus de 1650°C jusqu'à la volatilisation des solides, incluant le carbone et le soufre. Les gaz sont conduits vers une chambre permettant une analyse spectrométrique à infrarouge par adsorption des longueurs spécifiques du carbone et du soufre. La limite de détection de la méthode utilisée est de 0,05% pour le carbone et 0,009% pour le soufre.

Les analyses chimiques par ICP (*Inductively Coupled Plasma*) ont été effectuées sur 5 échantillons solides lors du montage des cellules. La combinaison de l'ICP-AES et de l'ICP-MS permet de déterminer un large éventail d'éléments chimiques avec une fiabilité et une précision de l'ordre du ppt au ppb. L'appareil utilisé était le modèle 65 Perkin Elmer Optima 3100 RL.

3.3 Essais en colonnes

Quatre essais en colonnes (diamètre interne de 36 cm et hauteur pouvant aller jusqu'à 80 cm) ont été réalisés afin d'étudier le comportement hydrogéologique des résidus filtrés et de mieux quantifier les processus d'évaporation et d'infiltration en fonction de l'épaisseur des couches de résidus. Les essais en colonne sont fréquemment utilisés dans le domaine minier pour évaluer le comportement hydrogéologique et géochimique des rejets (Bouzahzah, 2013) et/ou des systèmes de recouvrement (Bussière et al., 2004 ; Dagenais, 2005 ; Pabst, 2011 ; Awoh, 2012). L'essai a une bonne reproductibilité et représente relativement bien le comportement de terrain (Demers et al., 2010). Le montage et les principales caractéristiques des colonnes montées dans le cadre de la présente recherche sont décrits dans la section suivante.

3.3.1 Caractéristiques et montage des colonnes

Les résidus ont été compactés dans les colonnes en couches successives (7,5 cm d'épaisseur) au moyen d'un marteau de compactage conçu au laboratoire et dont la face circulaire plate mesure 15 cm de diamètre et la masse mobile pèse 5 kg. La porosité moyenne au montage était de 0,43. L'épaisseur finale des résidus dans les quatre colonnes C15, C30, C45 et C60 était de 15 cm, 30 cm,

45 cm et 60 cm, respectivement. La densité sèche des résidus en place était d'environ 1670 kg/m^3 , ce qui correspondait à la densité attendue sur le terrain (selon les données fournies par la compagnie minière).

Une plaque perforée a été placée au bas de chaque colonne. La plaque était recouverte d'un géotextile. Un espace de 10 cm entre la plaque perforée et la base de la colonne permettait de collecter les eaux de drainage (drainage libre). La sortie était reliée à un récipient de 4 litres permettant de récupérer l'eau de drainage et de mesurer les volumes de lixiviat (Figure 3.2). Les caractéristiques de chacune des colonnes sont présentées dans le tableau 3.1.

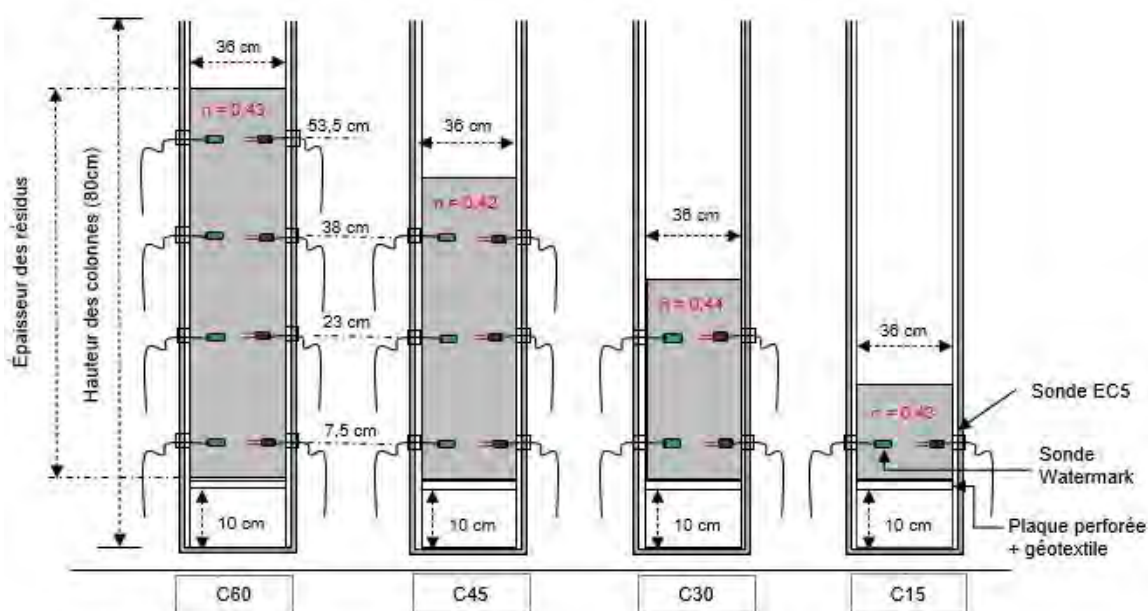


Figure 3.2 : Schéma du montage et de l'instrumentation des grandes colonnes.

Tableau 3.1 : Caractéristiques de chacune des colonnes au montage

Paramètres	C15	C30	C45	C60
Diamètre (cm)	36,0			
Hauteur colonne (cm)	70,0			85,0
Épaisseur de résidus (cm)	15,6	31,5	46,0	62,0
Masse totale de résidus humide (kg)	31,094	62,189	93,284	124,379
Porosité (-)	0,43	0,44	0,42	0,43
Teneur en eau volumique moyenne θ (-)	0,30	0,30	0,30	0,30
Teneur en eau massique moyenne w (%)	18,0			

Chaque colonne a été placée sur une balance industrielle de marque Adam GBK 260A de capacité maximale 150 kg et de précision 5 g afin de suivre l'évolution du bilan hydrique. La masse de chaque colonne était enregistrée automatiquement toutes les 5 minutes. Un ventilateur de marque Vivosun à 2300 tr/min a été placé au sommet de chacune des colonnes afin de contrôler et maintenir des conditions identiques pour l'ensemble des colonnes en évitant une accumulation d'air humide à la surface et/ou à l'intérieur des colonnes (ce qui aurait pu entraîner une diminution des taux d'évaporation) Figure 3.3. La distance entre la surface des résidus et le ventilateur était différente entre les colonnes (les ventilateurs étant pour des raisons techniques, fixés au sommet des colonnes) fixe durant tout l'essai.

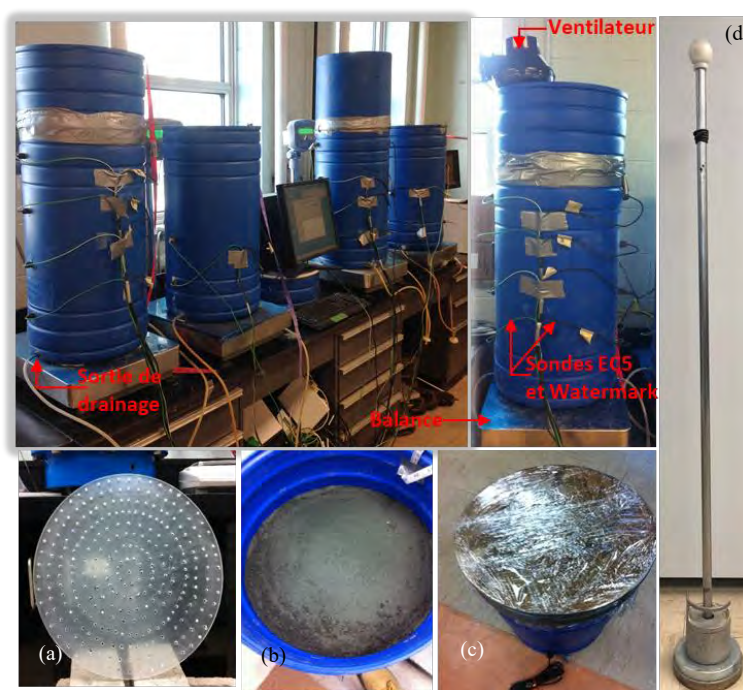


Figure 3.3 : Montage de l'essai en colonne. (a) Plaque perforée. (b) Surface des résidus après compactage. (c) Scellage des colonnes avant essais. (d) Marteau de compactage.

3.3.2 Instrumentation des colonnes

Les colonnes ont été instrumentées avec des sondes de teneur en eau EC5 Meter et des sondes de succion Watermark-Irrrometer. Le nombre total de sondes dépendait de l'épaisseur finale de résidus

compactés pour chaque colonne (Figure 3.2). Le premier couple de sondes était placé à 7,5 cm de la base des résidus pour l'ensemble des colonnes. Deux espaces de 1,5 cm de profondeur ; 2,5 cm de largeur et de 6 cm de longueur ont été creusés au centre de la couche à environ 11 cm des bords de la colonne afin d'y placer les sondes de succion et les sondes EC5 (Figure 3.4a et 3.4b). Une distance horizontale minimale de 5 cm séparait la sonde de succion et la sonde EC5 pour éviter qu'elles n'interfèrent entre elles (Figure 3.4c). Les couples de sondes suivants ont été placés tous les 15 cm au-dessus du premier couple de sondes (Figure 3.2). Le nombre total d'instruments dépendait de l'épaisseur finale de résidus compactés.



Figure 3.4 : Installation des sondes de teneur en eau (EC5) et de succion (Watermark-Irrrometer). (a) Espaces creusés au centre de la couche afin (b) d'y placer les sondes. (c) espacement de 5 cm entre les deux sondes.

Les sondes EC5 nécessitent d'être calibrées afin d'améliorer la précision des mesures de teneur en eau volumique (Pabst, 2011). La calibration a initialement été réalisée avec les résidus utilisés durant les essais de manière à pouvoir corréler les valeurs mesurées aux teneurs en eau volumique réelles. Pour cela, des cylindres de volume connus ont été utilisés. Au minimum 3 échantillons de teneurs en eau différentes ont été préparés pour cette calibration et 3 mesures par sonde ont été réalisées pour chacune des teneurs en eau, sur une plage de teneurs en eau allant de 0,02 à 0,56 (Figure 3.5).

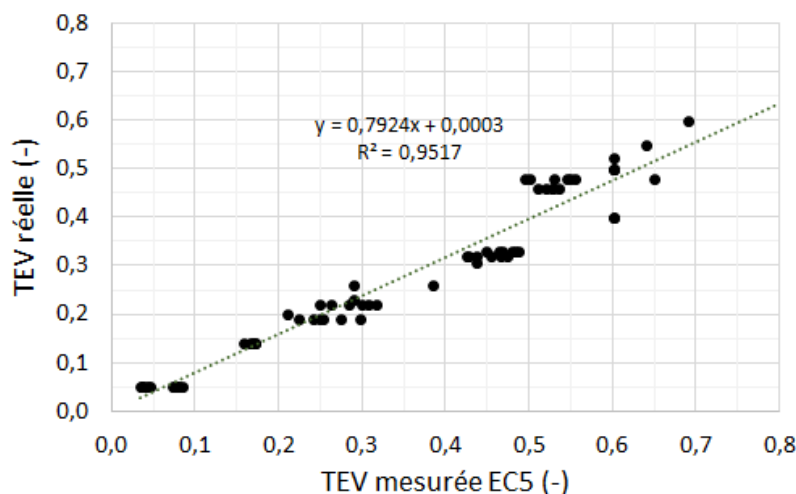


Figure 3.5 : Courbe de calibration des sondes EC5

Cette calibration s'est cependant avérée d'une utilité limitée pendant les essais en raison des variations importantes de conductivité électrique de l'eau interstitielle causées par les réactions d'oxydation. Les sondes Watermarks ne nécessitent pas d'être calibrées (plus de détails au chapitre 4, section 4.2.3).

3.3.3 Essai de mouillage-drainage

Un total de 7 cycles de mouillage et de séchage ont été réalisés sur chacune des colonnes. La durée de chaque cycle variait entre 9 jours et 35 jours. Au début de chaque cycle, un certain volume d'eau distillée était ajouté au sommet des colonnes afin de simuler un événement de précipitation. Ce volume était compris entre 1 et 18 L (soit 1 à 18 cm) et représentait environ deux mois de précipitations moyennes en Abitibi-Témiscamingue (Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques). Le taux de précipitation (ou d'arrosage) au cours des phases de mouillage variait et consistait tantôt à ajouter le volume d'eau en une fois, tantôt à le répartir sur plusieurs jours. Ainsi, à partir du 5^e cycle, les phases de mouillage ont été réalisées entre 2 jours et 9 jours. Par exemple, au cours du 5^e cycle, le volume de 10 L a été ajouté en 2 jours soit 5 L par jour à raison de 500 mL/h pendant 10 heures (Tableau 3.2). Les eaux de drainage étaient recueillies

à la base des colonnes. Le pH, la conductivité électrique et les concentrations en sulfates ainsi que d'autres éléments chimiques ont été mesurés à Polytechnique et à l'URSTM.

Tableau 3.2 : Caractéristiques des différents cycles de mouillage séchage appliqués aux colonnes de laboratoire

Cycles	Paramètres				
	Durée (jours)	Volume d'eau (L)	Hauteur d'eau (cm)	Ajout d'eau	Ventilation
1	21	10	9,8	1	Non
2	119 ¹	5	4,9	1	Oui
3	9	1	1,0	1	Non
4	21	10	9,8	1	Oui
5	35	10	9,8	2 fois 5L en 2 j	Oui
6	22	18	17,7	9 fois 2L en 12 j	Oui
7	10	14	13,8	2 fois 7L en 2 j	Oui

3.3.4 L'ajout d'une couche supplémentaire

Une couche supplémentaire de 15 cm d'épaisseur a été ajoutée aux colonnes C15, C30 et C45 à la fin du cycle 6 et deux mois avant le démontage (19 novembre 2020). Les caractéristiques (porosité, teneur en eau et indice des vides) étaient similaires à celles des couches précédentes. Cette couche a également été instrumentée d'une sonde de teneur en eau EC5 et d'une sonde de succion Watermark-Irrrometer. Les colonnes ont à nouveau été placées sur les balances pour le suivi hydrogéologique.

¹ Cycle réalisé durant la phase de confinement dû à la Covid19. Aucunes mesures des différents paramètres (TEV ; succion) n'ont été enregistrées en raison de la capacité d'enregistrement limitée de l'appareillage et de la fréquence d'enregistrement.

3.3.5 Conditions atmosphériques au laboratoire

La température et l'humidité relative du laboratoire ont été mesurées toutes les 30 minutes au moyen d'un hygromètre / thermomètre numérique de marque Larscar EL-USB-2-LC tout au long des essais en colonne. La température dans le laboratoire variait entre 18°C et 26°C avec une température moyenne autour de 20,9°C. L'humidité relative variait de 10% à 70% (humidité relative moyenne = 21%) (Figure 3.6). À partir du 2^e cycle de mouillage des ventilateurs ont été installés au sommet de chaque colonne (section 3.3.1).

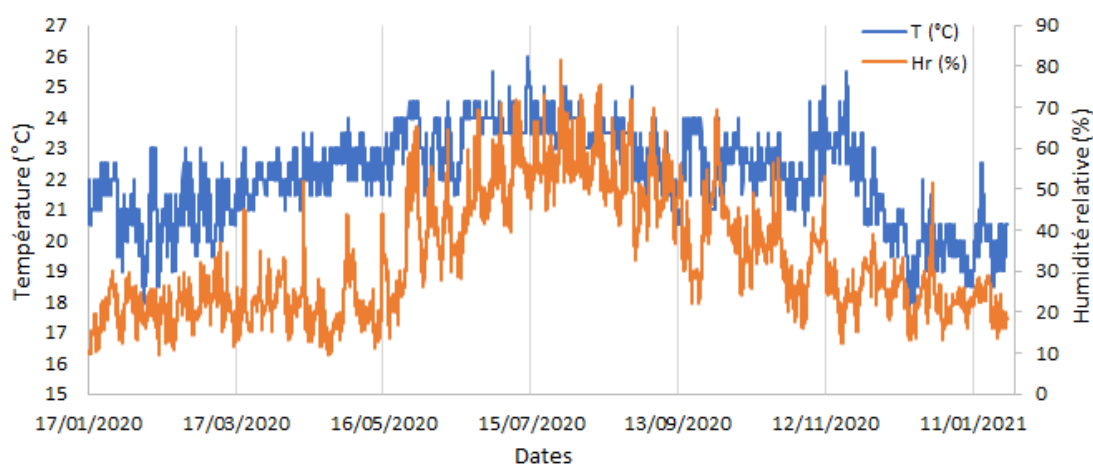


Figure 3.6 : Température et humidité relative mesurées au laboratoire à proximité des grandes colonnes.

3.3.6 Caractéristiques au démontage des colonnes

La porosité en place a été mesurée au démontage des colonnes au moyen d'anneaux métalliques calibrés (ou cylindre de *Kopecky*). La méthode consiste à prélever un échantillon au moyen d'un anneau de volume compris entre 70 cm³ et 100 cm³. Les masses avant et après séchage à 105°C sont mesurées, permettant ainsi de calculer la densité en place (ρ_h), la teneur en eau massique (w), l'indice des vides (e) ; la porosité (n) et la teneur en eau volumique (θ). Au total, 8 à 12 échantillons par colonne ont été prélevés au démontage soit un tous les 4 à 6 cm (profil vertical).

Les teneurs en eau volumiques et les porosités moyennes au montage étaient respectivement comprises entre 0,29 et 0,30 et entre 0,42 et 0,44. Au démontage, les teneurs en eau volumiques et les porosités étaient comprises entre 0,22 et 0,29 et entre 0,43 et 0,45 pour l'ensemble des colonnes (Figure 3.7). Aucun changement significatif dans les caractéristiques des colonnes n'a été observé entre le début et la fin des essais. Les écarts entre les porosités mesurées au montage et au démontage sur une même colonne étaient en général inférieurs à 5% mais pouvaient ponctuellement atteindre 10%. Ces différences pouvaient être dues à des hétérogénéités locales lors du compactage et/ou à l'imprécision de la méthode de mesure utilisée lors du démontage des colonnes. Les porosités mesurées au montage ont été utilisées pour l'interprétation des résultats (voir chapitre 4)

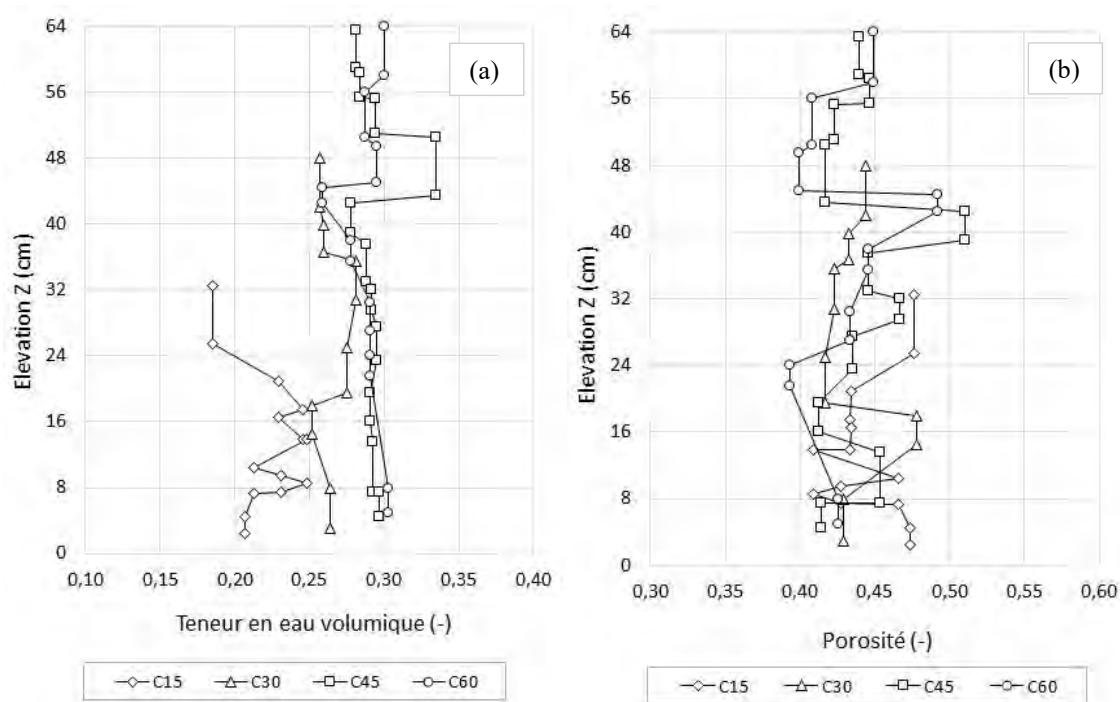


Figure 3.7 : Teneur en eau volumique (a) et porosité (b) au démontage des colonnes

3.3.7 Simulation numérique des essais en colonnes

Le comportement hydrogéologique des résidus au sein des grandes colonnes a été simulé au moyen du logiciel SEEP/W (version 2021 ; voir section 2.5). L'objectif était de valider les modèles

numériques, en reproduisant les essais en colonne réalisés en laboratoire avant de pouvoir les extrapoler pour des conditions plus réalistes du terrain.

Le modèle numérique des essais en colonne est défini en 1D. L'épaisseur de la couche de résidus à l'intérieur de la colonne variait entre 15 cm et 60 cm au-dessus duquel un matériau fictif représentait l'espace laissé vide (air). Le maillage était de 1/10 de l'AEV (minimum), soit d'environ 1 cm pour les résidus miniers et plus grossier pour le matériau fictif (soit 9 cm). Les parois verticales du modèle étaient considérées imperméables (écoulement 1D vertical uniquement).

Une nappe phréatique a été simulée à la base du modèle ($z = -3$ m) en régime permanent afin de représenter la teneur en eau initiale dans les résidus. En régime transitoire, une condition climatique a été imposée au sommet du modèle et une condition de type « seepage face review » (drainage libre) a été simulée à la base des résidus. La méthode d'évapotranspiration de Penman Wilson a été choisie. Les paramètres de la méthode (température, humidité relative, précipitations) étaient ceux qui mesuré au laboratoire au cours de l'essai en colonne (Figure 3.8)

Les propriétés des résidus étaient celles caractérisées au laboratoire (section 3.2 voir aussi 4.1) et au montage des colonnes (Tableau 3.3).

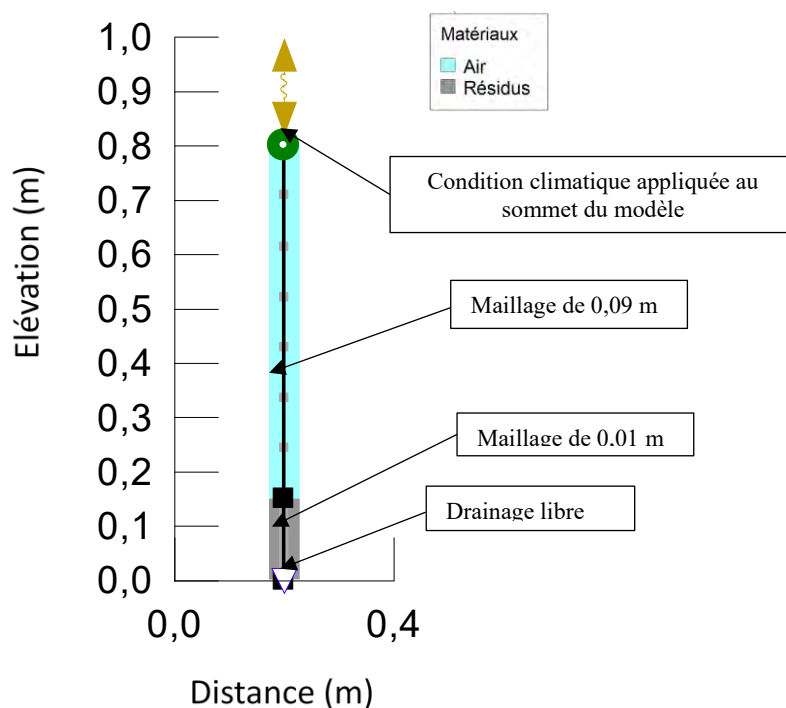


Figure 3.8 : Modèle numérique utilisé pour interpréter les résultats des essais en colonnes.

Tableau 3.3 : Propriétés des résidus mesurées au laboratoire et du matériau fictif utilisés pour les simulations.

Propriétés	Matériau		
	Résidus miniers		Air fictif
	Paramètres initiaux ²	Essais en colonne	
n (-)	0,46	0,43	1
θ_r (-)	0,08	0,08	0
AEV (kPa)	20	23	0,05
k_{sat} (m/s)	3×10^{-7}		1
Paramètres de van Genuchten			
a_{vG} (kPa)	55	75	0,1
n_{vG} (-)	1,9	1,9	3
m_{vG} (-)	0,473	0,473	0,7
θ_S (-)	0,46	0,43	1
θ_r (-)	0,08	0,08	0

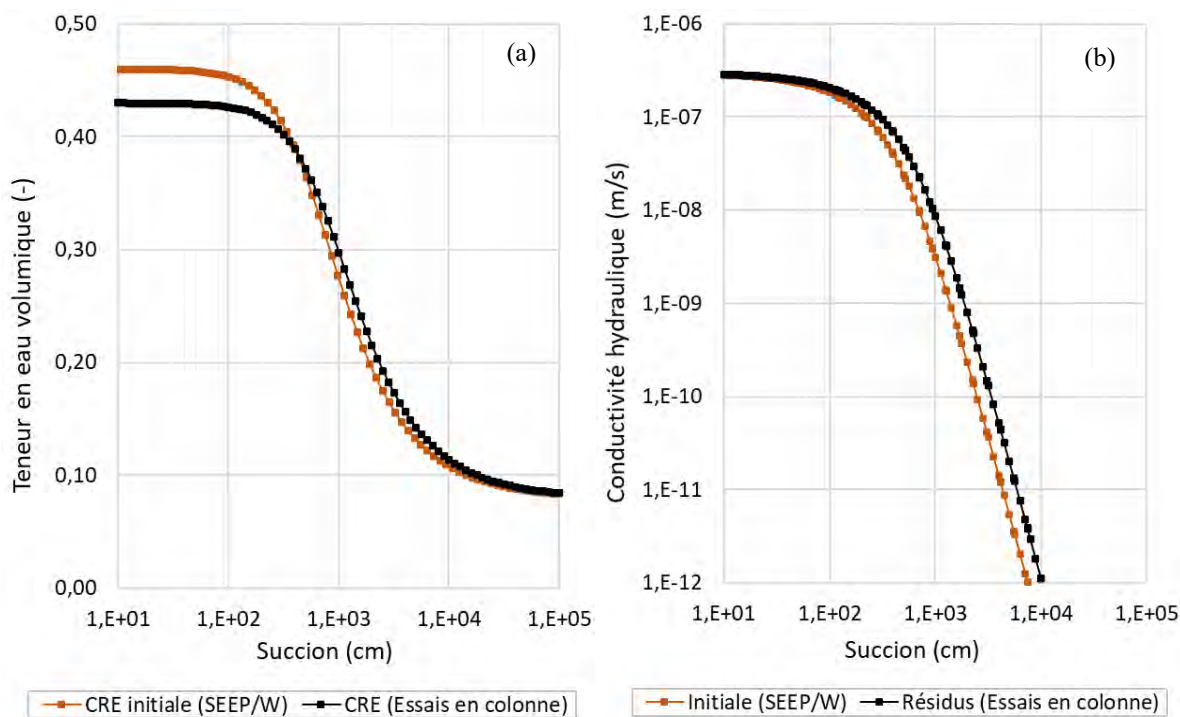


Figure 3.9 : (a) Courbes de rétention d'eau des matériaux (b) fonctions de perméabilité

² Paramètres issus de l'ajustement sous SEEP/W de la CRE obtenue à l'aide du Pressure plate (section 3.2.3). Plus de détails en Annexe B.

3.4 Essais en cellules humides

Le but des essais en cellules humides était d'évaluer l'effet du degré de saturation sur la réactivité des résidus filtrés. L'essai cinétique en cellule humide présenté ici est une adaptation de celui communément réalisé sur les rejets miniers (Villeneuve et al., 2009). Dans l'essai cinétique en cellule humide standardisé (ASTM D5744-07), l'échantillon est rincé une fois par semaine avec un volume d'eau déionisée de 500 mL ou 1 L. Au cours de l'essai, le rinçage a lieu le premier jour, puis la récupération de l'eau de rinçage est suivie par un cycle de 3 jours d'air sec puis de 3 jours d'air humidifié (Bouzahzah et al., 2014, 2015). Dans le protocole modifié développé dans le cadre de ce projet, les échantillons sont maintenus à des degrés de saturation fixes tout au long de l'essai et les cycles de rinçages sont effectués à intervalles plus longs de manière à maximiser les effets du degré de saturation sur la réactivité (car l'ajout d'eau lors du rinçage augmente temporairement le degré de saturation).

Quatre petites cellules cylindriques en plexiglas de 15 cm de hauteur et 8 cm de diamètre interne ont été montées (Figure 3.10 ; Tableau 3.5). Les résidus ont été compactés à une porosité moyenne de 0,45 sur une épaisseur de 4,2 cm (masse de résidus humide d'environ 370 g). Tous les échantillons ont été montés à un degré de saturation moyen de 62% afin d'avoir la même porosité dans les quatre cellules. Les degrés de saturation visés pour cet essai étaient de 70%, 80%, 90% et 100 % pour les cellules C70, C80, C90, et C100, respectivement. Les caractéristiques détaillées de chaque cellule sont présentées dans le tableau 3.4. La teneur en eau volumique a ensuite été ajustée et suivie tout au long de l'essai en réalisant un bilan de masse à l'aide d'une balance BEL S6501 de précision 0,1 g. Les degrés de saturation ont été maintenus aux valeurs visées ($\pm 2,5\%$) en ajoutant régulièrement de l'eau pour compenser les pertes par évaporation. Le reste de la cellule était laissé vide pour assurer les échanges avec l'atmosphère et l'ajout d'eau distillée à chaque rinçage (voir section 3.4.2. plus bas). Un couvercle perforé était placé au sommet des cellules afin de limiter l'évaporation tout en permettant un apport constant d'oxygène atmosphérique. Chaque cellule était équipée d'un robinet à sa base qui était maintenu fermé lors de l'essai et ouvert lors des phases de rinçage afin de recueillir le lixiviat dans des erlenmeyers de 250 mL (Figure 3.10).

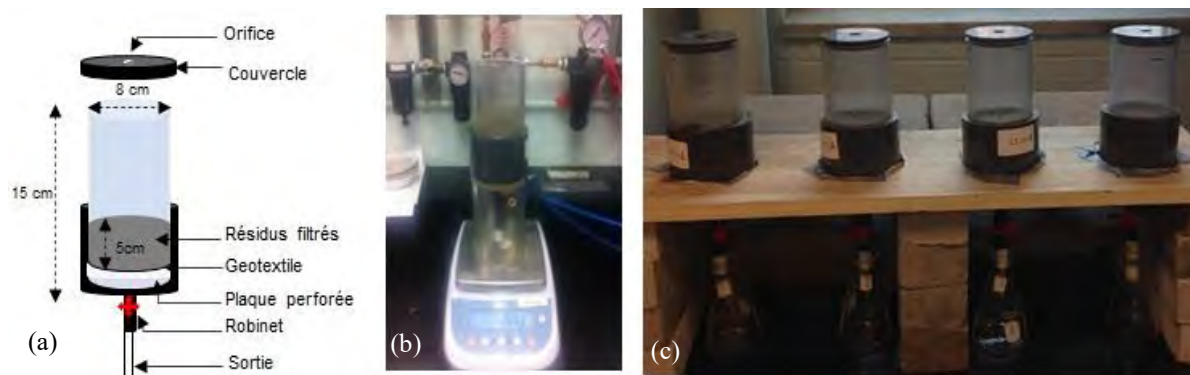


Figure 3.10 : Montage des cellules humides. (a) Schéma descriptif de l'agencement au sein de chaque cellule. (b) le suivi du degré de saturation a été réalisé par bilan de masse. (c) récupération des lixiviats au bas des cellules humides

Tableau 3.4 : Caractéristiques des cellules humides au montage

Paramètres	C70	C80	C90	C100
Diamètre interne (cm)	7,77	7,74	7,75	7,76
Hauteur cellule (cm)	14,69	14,70	14,83	14,68
Épaisseur de résidus (cm)	4,25	4,16	4,20	4,33
Masse sèche de résidus (g)	320,4	319,9	320,5	321,5
Masse résidus humide (g)	376,6	376,0	376,7	377,9
Porosité* n (-)	0,46	0,44	0,45	0,46
Teneur en eau volumique* θ (-)	0,28	0,29	0,28	0,28
Teneur en eau massique w (%)	17,54			

Des rinçages étaient effectués régulièrement sur les cellules humides en ajoutant 175 mL d'eau distillée au sommet des résidus après avoir ouvert la valve à la base des cellules. La fréquence des rinçages variait d'un par semaine à un par mois. Le temps de contact correspondait principalement à la durée de drainage permettant de ramener le degré de saturation à une valeur proche de celle visée. Le lixiviat était recueilli à la base de la cellule. Le pH, et la conductivité électrique étaient directement mesurés au laboratoire au moyen d'un pH-mètre et d'un conductivimètre de type HI5222 de marque HANNA Instruments. L'analyse des concentrations en sulfates ainsi que d'autres éléments chimiques comme l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le béryllium (Be), le bismuth (Bi), le calcium (Ca), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le

plomb (Pb), le soufre (S), l'antimoine (Sb), le sélénium (Se), l'étain (Sn), le titane (Ti) et le zinc (Zn) ont été mesurés à l'URSTM par ICP et spectrophotométrie.

Lorsque les degrés de saturation venaient à baisser, ceux-ci étaient maintenus par ajout d'eau à l'aide d'un vaporisateur. Les quantités d'eau permettant de rétablir les degrés de saturation visés étant faibles, et les parois des cellules humides étaient nettoyées et séchées afin de tenir compte uniquement du volume pulvérisé sur les résidus lors du calcul du bilan de masse.

3.5 Essais de consommation d'oxygène

Un total de 6 essais de consommation d'oxygène a été réalisé afin de déterminer le coefficient du taux de réaction (K_r) (section 2.4.3). La procédure de l'essai était inspirée des travaux de Mbonimpa et al., (2011). L'essai consiste à compacter des résidus humides dans une cellule à un réservoir. Les caractéristiques de la cellule (dimensions) et des résidus (teneur en eau, densité relative des grains, masse) permettaient de calculer l'indice des vides et le degré de saturation désirés après compactage. Le réservoir, doté d'un capteur d'oxygène, est ensuite rempli d'azote. La cellule est ensuite fermée hermétiquement durant 24 h, afin de vérifier l'absence de fuites, puis remplie d'air et refermée. La décroissance de la concentration en oxygène dans le réservoir d'air est mesurée et permet d'estimer la consommation d'oxygène par l'oxydation de la pyrite. (Toussaint, 2016).

La cellule en plexiglas habituellement utilisée (Toussaint, 2016) a ici été remplacée par un tube à centrifugeuse de 50 mL dans lequel les résidus ont été compactés. Le couvercle a été adapté afin de pouvoir introduire la sonde à oxygène (voir plus bas) et éviter toute fuite. L'ensemble a été étanchéifié en utilisant 3 couches de scellement successives incluant une couche de ruban adhésif électrique, une couche de mastic de plomberie et une couche de cellophane (film plastique alimentaire) (Figure 3.11a). Plusieurs séries d'essais ont été réalisées, pour des porosités et des degrés de saturation comprises entre 0,40 et 0,56 et entre 40% et 90%, respectivement (Tableau 3.5).

Des sondes OXYPro WR & WRM (Presens) ont été utilisées afin de mesurer les concentrations d'oxygène gazeux dans les tubes. Elles sont constituées d'un capteur optique de type PSt7 dont la plage de mesure maximale est comprise entre 0 à 100% d'oxygène avec une limite de détection de

0,03% d'oxygène (soit 20 ppb) et un module électro-optique. Ces sondes étaient reliées à un oxymètre OXY-10 mini, lui-même connecté à un ordinateur (Figure 3.11c). Les sondes ont préalablement été calibrées selon les recommandations du constructeur et au moyen de deux solutions. Une solution de sulfite de sodium de concentration 10 g/L permet de calibrer les sondes à 0% d'oxygène et une autre solution à 100% d'oxygène obtenue en faisant barboter de l'eau distillée dans un perméamètre durant une heure.

L'enregistrement des concentrations d'oxygène était effectué toutes les 15 secondes à 1 minute selon les essais. L'ensemble des cellules ont été conditionnées dans une boîte en carton afin de limiter les variations de température et les interférences dues aux manipulations.

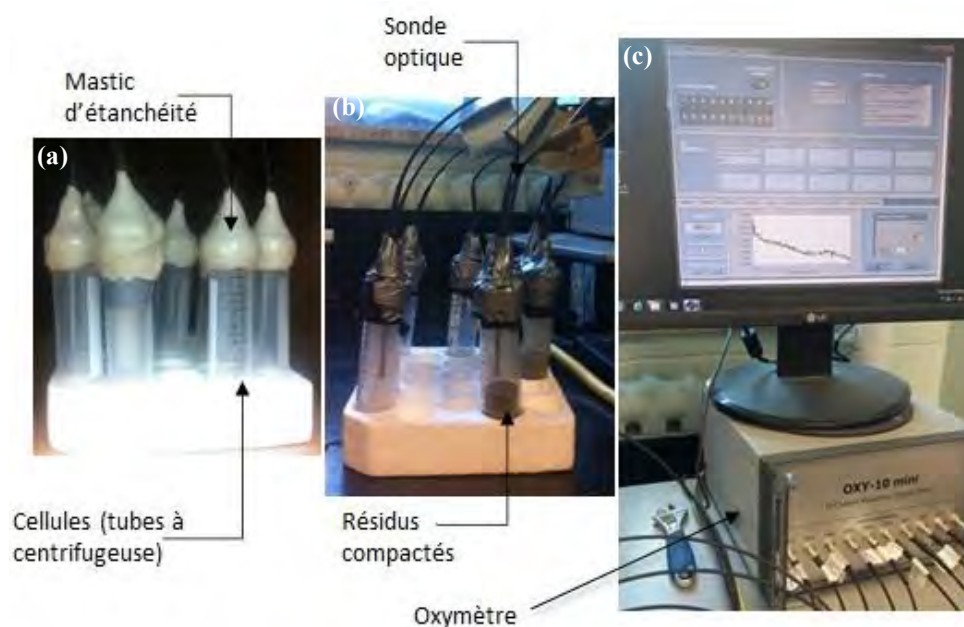


Figure 3.11 : Dispositif de l'essai de consommation d'oxygène. (a) Après compactage des résidus, les cellules étaient scellées au moyen de ruban adhésif, mastic et de film plastique. (c) Interface d'enregistrement et de contrôle de l'oxymètre.

Tableau 3.5 : Caractéristiques des essais de consommation d'oxygène (S_r , w et n)

Échantillons	Paramètres				
	Porosité (-)	S_r (%)	Masse sèche(g)	w (%)	Volume d'air (cm ³)
Essai 1	0,42	77,0	8,4	19,0	45
Essai 2	0,42	72,3	8,5	17,8	45
Essai 3	0,56	40,0	25,5	17,8	30
Essai 4	0,56	40,0	12,7	17,8	40
Essai 5	0,42	72,3	34,0	17,8	30
Essai 6	0,40	65,0	8,8	14,9	45

Les résultats des essais de consommation (c'est-à-dire la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir en fonction du temps) ont été interprétés au moyen du code SEEP/W (GeoSlope Inc. ; version 2021). L'essai a été simulé au moyen d'un modèle vertical 2D de 0,2 cm de largeur et 5 cm et hauteur, reproduisant les dimensions des cellules (Figure 3.12a). Une couche de résidus d'épaisseur variable (selon l'essai simulé) était recouverte d'une couche de matériau fictif représentant le réservoir d'air. La CRE des résidus utilisée dans les simulations était celle obtenue expérimentalement au laboratoire et lissée avec le modèle de van Genuchten (1980). Le modèle d'Aachib (2004) a été utilisé afin d'estimer les paramètres de diffusion de la fonction gaz introduite dans SEEP/W. Le coefficient du taux de réaction a été ajusté de manière itérative par essais-erreurs. Les résultats ont été jugés satisfaisants lorsque les différences de concentration au début de l'essai, au point maximum de la courbure et à la fin de l'essai entre les courbes expérimentales et les courbes simulées avec SEEP/W étaient minimales (ajustement visuel) (Figure 3.12b).

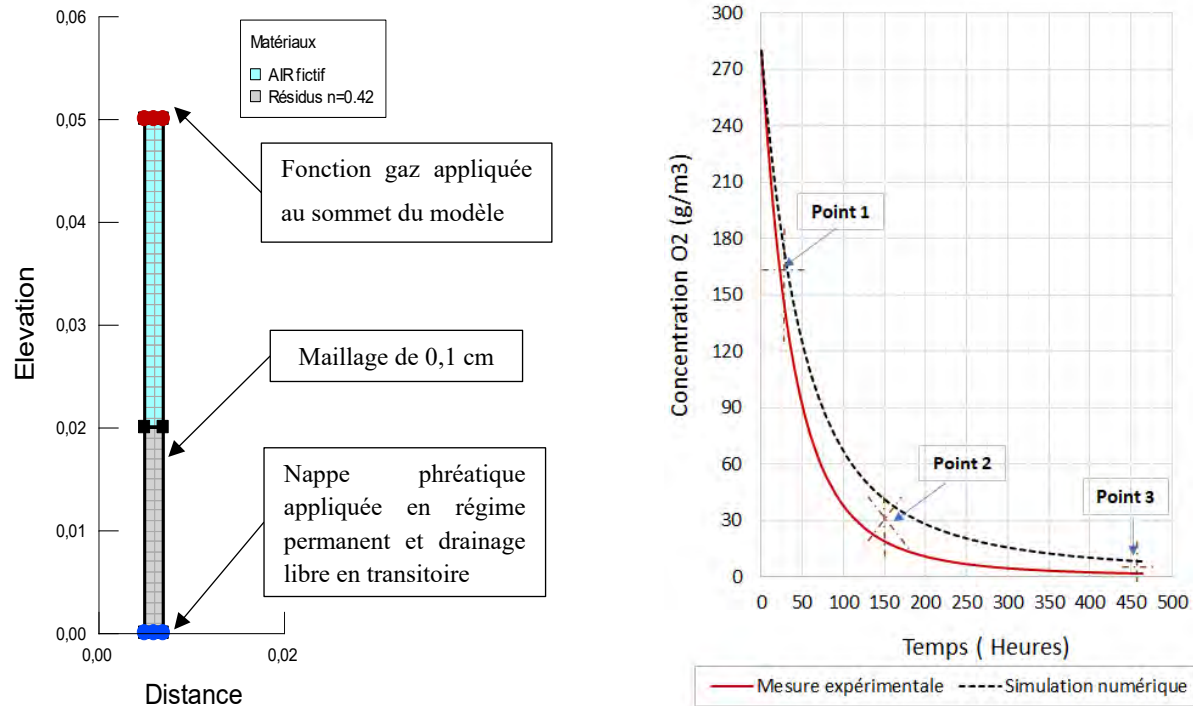


Figure 3.12 : (a) Modèle numérique utilisé pour interpréter les résultats des essais de consommation. (b) points d'ajustement des résultats des simulations.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DES ESSAIS DE LABORATOIRE

4.1 Propriétés des résidus

4.1.1 Granulométrie

L'homogénéité granulométrique du mélange de résidus étudié dans ce projet a été évaluée au moyen d'analyses granulométriques réalisées sur 6 des récipients reçus (barils de 20 L; Figure 4.1a) ainsi qu'au sein d'un même récipient (Figure 4.1b). Les résidus étaient relativement similaires et homogènes avec un écart-type maximal sur les passants de 1% entre les récipients (Figure 4.1a). Les analyses effectuées au sein d'un même récipient ont également montré une bonne homogénéité malgré quelques différences jugées non significatives (écart-type maximal de 1,9% pour un diamètre de 20 μm , mais un écart type moyen inférieur à 0,5%) (Figure 4.1b).

La courbe granulométrique moyenne et lissée au moyen du modèle de Fredlund (2000) (Figure 4.1c) du mélange de résidus (ci-après appelés simplement les résidus) a permis de déterminer un coefficient d'uniformité $C_U = 9,85$; un coefficient de courbure $C_C = 1,62$; un diamètre $D_{10} = 0,0035$ mm et un diamètre $D_{60} = 0,0345$ mm (Tableau 4.1). Les résidus ont ainsi été classifiés comme des silts peu plastiques (ML, selon la classification USCS ; ASTM D2487, 2017). La granulométrie était typique des résidus miniers de mines en roches dures au Québec (Aubertin et al., 2002a ; Bussière, 2007 ; Bolduc, 2012).

Les résultats ont été comparés aux analyses rapportées dans la littérature et en particulier dans Kalonji-Kabambi (2020). Sur la base de la composition du mélange, un calcul de la moyenne au prorata a été effectué en se basant sur les caractéristiques granulométriques des résidus LaRonde et LZ5 issues de Kalonji-Kabambi, (2020 ; Tableau 4.1). Le mélange utilisé dans la présente étude était sensiblement plus fin que celui prédit par les calculs.

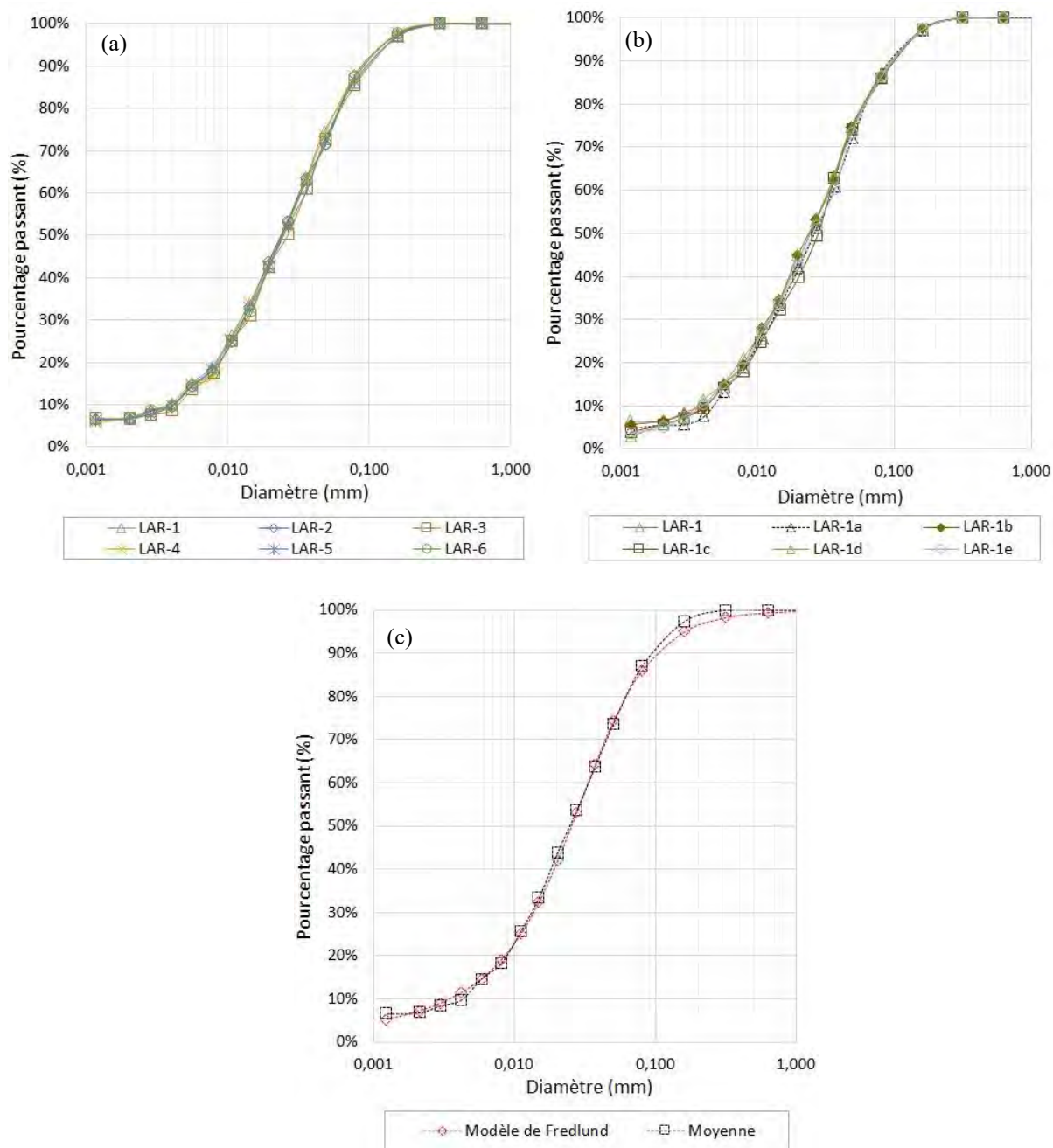


Figure 4.1 : (a) Courbes granulométriques des résidus de 6 récipients différents (identifiées LAR-1 à LAR-6) sélectionnées aléatoirement parmi les 30 récipients reçus au laboratoire. (b) Courbes granulométriques de 6 échantillons de résidus prélevés dans la même récipient (LAR-1). Les échantillons ont été nommés LAR-1a à LAR-1e. (c) Courbes granulométriques moyenne et lissée au moyen du modèle de Fredlund.

Tableau 4.1 : Paramètres granulométriques moyens des résidus LaRonde, LZ5 et du mélange de résidus. Les résultats de la présente étude sont comparés avec ceux de la littérature.

Paramètres	D ₁₀ (mm)	D ₃₀ (mm)	D ₆₀ (mm)	C _U	C _C	< 80µm (%)	< 2µm (%)
Mélange (cette étude)	0,0035	0,014	0,0345	9,8	1,62	86,92	6,84
LZ5*	0,0031	0,008	0,017	5,5	1,21		
LaRonde*	0,0065	0,025	0,060	9,2	1,60		
Mélange**	0,0054	0,019	0,047	8,6	1,53		

(*) Données extraites des courbes granulométriques présentées dans (Kalonji-Kabambi, 2020).

(**) Calcul au prorata des caractéristiques des résidus « purs » tirés de (Kalonji-Kabambi, 2020).

4.1.2 Densité relative des grains

Plusieurs essais de densité relative des grains ont été effectués au montage et au démontage des colonnes. Les valeurs de densité relative des grains étaient comprises entre 2,92 et 3,02 avec une valeur au montage de 2,94 ($\pm 0,02$) et au démontage de 3,01 ($\pm 0,01$). La différence maximale entre les valeurs moyennes au montage et au démontage était de 0,1. Cette différence a été attribuée aux incertitudes expérimentales et en particulier au fait que différentes calibrations des pycnomètres ont été utilisées. Ces résultats sont comparables aux valeurs de densité relative des grains typiquement mesurées pour des résidus de mines situées au Québec et qui sont généralement comprises entre 2,6 et 4,0 (Aubertin et al., 2002a).

4.1.3 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau des résidus a été mesurée au moyen de l'extracteur à plaque de pression (section 3.2.3) pour des succions comprises entre 0 et 11000 cm (soit ≈ 0 à 1100kPa) (Figure 4.2). La courbe de rétention d'eau obtenue expérimentalement présentait une valeur d'entrée d'air (AEV) de 200 cm selon l'estimation graphique par la méthode des tangentes. La teneur en eau volumique à saturation (θ_s) est de 0,46 dans ces essais. Cette courbe était typique des silts peu plastiques (e.g. Aubertin et al., 2003 ; Bussière, 2007).

La courbe de rétention d'eau mesurée a été lissée avec le modèle de van Genuchten (1980) puis comparée à la courbe prédite avec le modèle MK (Aubertin et al., 2003 ; voir aussi section 2.5.2). Les paramètres α_{vG} , n_{vG} et m_{vG} du modèle de van Genuchten étaient respectivement de $0,0043 \text{ cm}^{-1}$, 4 et 0,085. Le modèle MK prédisait relativement bien la courbe de rétention d'eau mesurée avec coefficient de corrélation $R^2 = 0,97$.

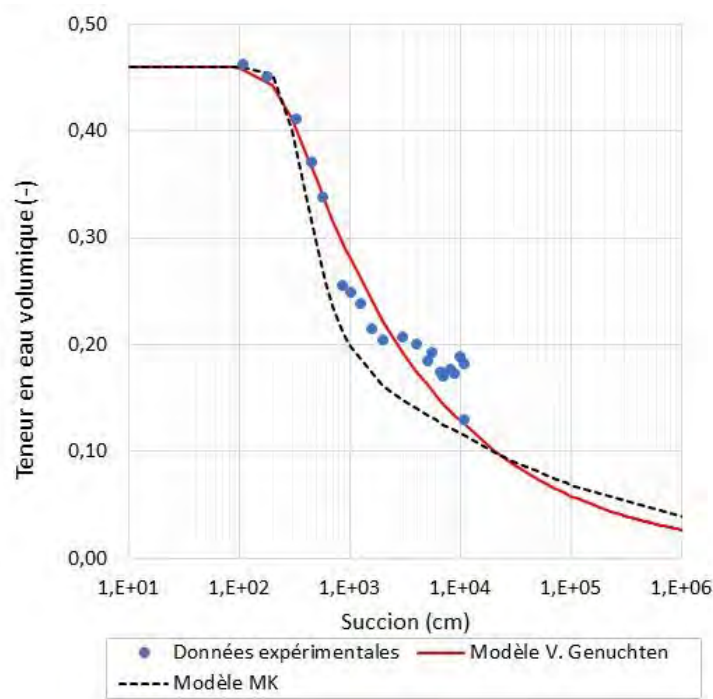


Figure 4.2 : Courbes de rétention d'eau des résidus étudiés. Le modèle de van Genuchten (1980 ; rouge) a été ajusté ($R^2 = 0,93$) sur les résultats expérimentaux (points bleus).

4.1.4 Conductivité hydraulique

Les conductivités hydrauliques saturées étaient comprises entre $2 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ et $3 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ pour un indice des vides de 0,78. Les résultats expérimentaux ont été comparés aux valeurs prédites avec les modèles KCM et KC (Figure 4.3 ; voir aussi section 2.3.1). Les résultats des prédictions étaient proches des valeurs mesurées (même ordre de grandeur avec KCM et un ordre de grandeur plus faible avec KC), et le modèle KCM semblait particulièrement précis. Les valeurs de conductivité hydraulique mesurées étaient comparables aux valeurs habituellement rapportées pour les résidus

miniers au Québec et qui sont généralement comprises entre 10^{-8} m/s et 10^{-5} m/s (Aubertin et al., 1996, 2002a ; Bussière, 2007).

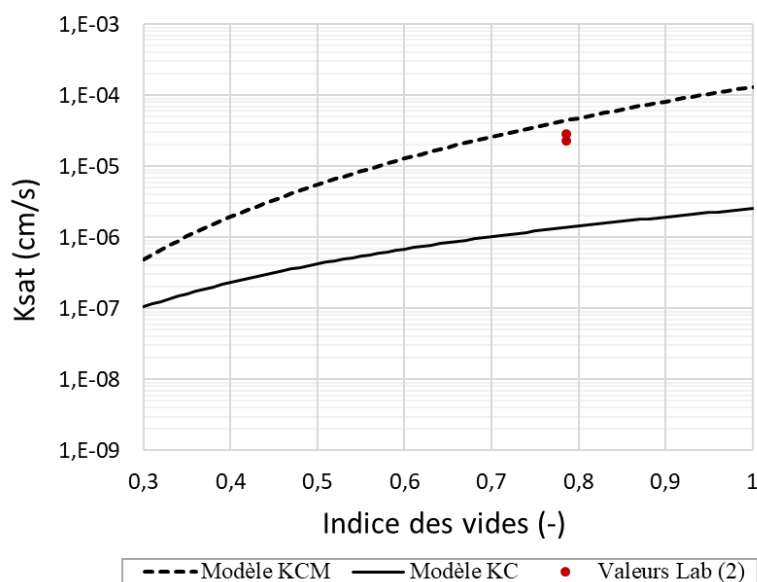


Figure 4.3 : Conductivités hydrauliques saturées mesurées (points rouges) et prédites avec les modèles KC (Chapuis & Aubertin, 2003 ; trait plein) et KCM (Mbonimpa et al., 2002b ; trait pointillé). Pour rappel, l'indice des vides au montage des essais en colonnes était d'environ 0,78

4.1.5 Propriétés chimiques et minéralogiques

La composition minéralogique du mélange initial a été déterminée par diffraction des rayons X (DRX ; section 3.2.5). Les résultats présentés sont des moyennes calculées sur quatre des cinq échantillons analysés (Tableau 4.2). Les résultats individuels des cinq échantillons sont présentés en annexe. Les résidus étaient majoritairement composés de silicates (81,2%) et de sulfures (14,3%). La pyrite était le principal minéral sulfureux (14,1%) et la dolomite l'unique carbonate détecté (2,3%).

Tableau 4.2 : Composition minéralogique moyenne des résidus mesurée par DRX. Les teneurs minimales et maximales mesurées sont indiquées.

Minéral	Formules	Teneur massique moyenne [min ; max]
Quartz	SiO ₂	50,18 [49,27 – 51,55]
Pyrite	FeS ₂	14,14 [13,35 - 14,80]
Anorthosite	CaAl ₂ Si ₂ O ₈	7,16 [6,62 - 7,46]
Albite	NaAlSi ₃ O ₈	0,59 [0,00 - 0,91]
Sanidine	(K, Na) (Si, Al) ₄ O ₈	1,34 [0,06 - 2,10]
Arsénopyrite	FeAsS	0,14 [0,10 – 0,20]
Muscovite	KAl ₂ (AlSi ₃ O ₁₀) (OH, F) ₂	18,23 [17,16 - 19,06]
Chlorite	(Fe, Mg, Al) ₆ (Si, Al) ₄ O ₁₀ (OH) ₈	3,70 [2,61 - 4,41]
Gypse	CaSO ₄ 2H ₂ O	2,23 [2,05 - 2,47]
Sphalérite	(Zn, Fe) S	0,05 [0,00 - 0,15]
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	2,27 [1,52 - 2,92]

Les analyses LECO (four à induction ; section 3.2.5) réalisées avant les essais en colonne ont permis de déterminer les teneurs en soufre et en carbone des résidus. Les teneurs moyennes en soufre et en carbone du mélange de résidus étudiés étaient de 9,1% et de 0,3%, ce qui correspond à une teneur en pyrite et de dolomite d'environ 17% (en considérant que tout le soufre est contenu dans la pyrite) et 2,3% respectivement. Le potentiel d'acidification (PA) et le potentiel de neutralisation étaient respectivement de 283 kg CaCO₃ eq/t et de 23 kg CaCO₃ eq/t (Tableau 4.3).

Ces résultats ont été comparés aux caractéristiques des résidus de la mine LaRonde et des résidus désulfurés LZ5 rapportées par Kalonji-Kabambi (2020). Le calcul au prorata du mélange étudié donnait des teneurs en soufre et en carbone de 11,9% et 0,4% soit des valeurs similaires à celles mesurées dans cette étude. De même, les analyses réalisées par la compagnie Agnico Eagle révélèrent des concentrations en soufre et carbone de 8,3% et de 0,6%, respectivement, pour un mélange de résidus LaRonde et de résidus LZ5 similaire à celui étudié. Ces résultats suggèrent une faible variabilité des caractéristiques minéralogiques des résidus LaRonde et LZ5 et confirme la représentativité des échantillons étudiés.

Le potentiel de génération d'acide (PGA) des résidus a été évalué au moyen d'essais statiques (section 2.2.3) et comparé aux critères de la Directive 019 (2012). Le PNN des résidus a été estimé à -260 kg CaCO₃ eq/t (Tableau 4.3) ce qui les classe comme générateurs d'acide selon le Guide de

caractérisation des résidus miniers et du minerai (MELCC, 2020). Ce résultat néanmoins nettement supérieur au PNN de $-342 \text{ kg CaCO}_3 \text{ eq/t}$ des résidus LaRonde purs (Kalonji-Kabambi, 2020). Le mélange 70% de résidus LaRonde et 30% de résidus LZ5 permet ainsi d'augmenter significativement le PNN et donc de réduire les risques de génération d'acide des résidus LaRonde bien que le mélange reste générateur d'acide.

Tableau 4.3 : Potentiel de neutralisation (PN) et d'acidification (PA) estimé à partir des analyses LECO. Les résultats sont comparés à ceux de Kalonji-Kabambi (2020) et de la compagnie Agnico-Eagle.

Paramètres	Polytechnique	Kalonji-Kabambi (2020)			Agnico-Eagle
	Mélange	LaRonde (LR)	LZ5	Mélange ³	Mélange
% Soufre total (S_{total})	9,1	17,0	0,2	11,9	8,3
% Carbone total (C_{total})	0,3	0,0	1,2	0,4	0,6
PA ($\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$)	283,4	531,0	5,6	372,8	236,0
PN ($\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$)	23,3	3,0	95,2	30,8	37,1
PNN (PN-PA) ($\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$)	-260,1	-528,0	89,5	-342,0	-199,2
RPN (PN/PA) ($\text{kgCaCO}_3 \text{ eq/t}$)	0,1	0,0	15,9	0,1	0,2

4.1.6 Coefficient du taux de réaction

Les échantillons de l'essai de consommation d'oxygène ont été préparés de manière à couvrir une plage de degré de saturation comprise entre 40% et 75% et des porosités comprises entre 0,40 et 0,56 (voir Chapitre 3, section 3.5). Au total 6 essais ont été réalisés. Les volumes d'échantillons variaient entre 5 cm^3 et 20 cm^3 . Les essais ont duré entre 100 heures et 500 heures. Les résultats expérimentaux de l'essai présentaient pour l'ensemble des courbes une allure type d'un essai de consommation d'oxygène : une diminution progressive de la concentration en oxygène selon une fonction de type exponentielle (Figure 4.4) (voir aussi Mbonimpa et al., 2003, 2011 et Gosselin, 2007). Les courbes expérimentales de l'essai montraient une évolution de la concentration d'oxygène qui était fonction du degré de saturation et de la masse de résidus (i.e. volume), à savoir

³ Valeurs calculées à partir des caractéristiques des résidus purs constituant le mélange.

que plus le volume occupé par les résidus dans la cellule était élevé plus la concentration d'oxygène baissait rapidement.

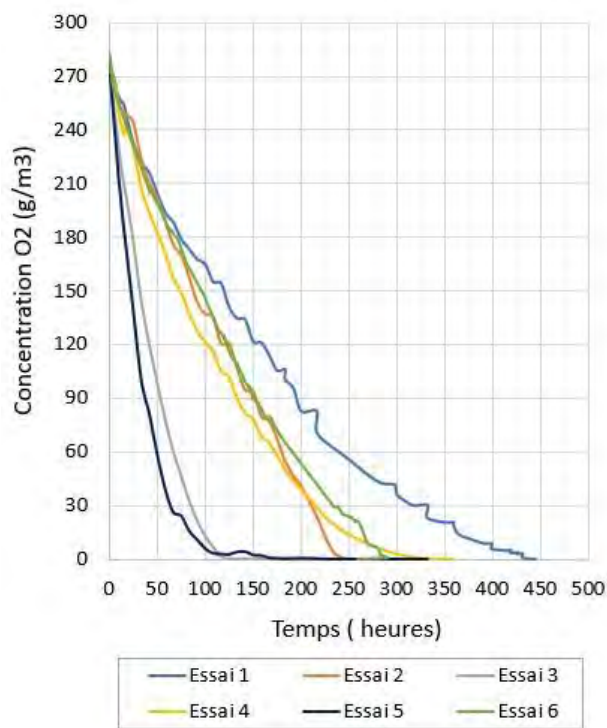


Figure 4.4 : Courbes expérimentales de l'évolution de la concentration d'oxygène des résidus durant l'essai de consommation d'oxygène.

Les résultats des essais ont été interprétés au moyen de simulations numériques réalisées avec SEEP/W. (Figure 4.5). Le coefficient du taux de réaction mesuré était compris entre 300 an^{-1} et 1200 an^{-1} . L'ajustement des courbes simulées était particulièrement bon pour les 50 premières heures de l'essai ou les courbes mesurées et simulées coïncidaient. Les différences entre courbes mesurées et simulées augmentaient après la 50^e heure. Les simulations semblaient donc simuler moins bien le comportement à long terme des résidus ce qui pourrait être attribué non seulement au comportement géochimique des résidus (i.e., type d'oxydation) mais aussi aux limites du modèle. Aussi, les courbes simulées représentaient généralement bien les résultats des essais avec des volumes d'air (i.e. volume de réservoir) plus faibles, mais la représentativité des simulations tendait à diminuer à mesure que le degré de saturation et le volume d'air dans la cellule augmentaient.

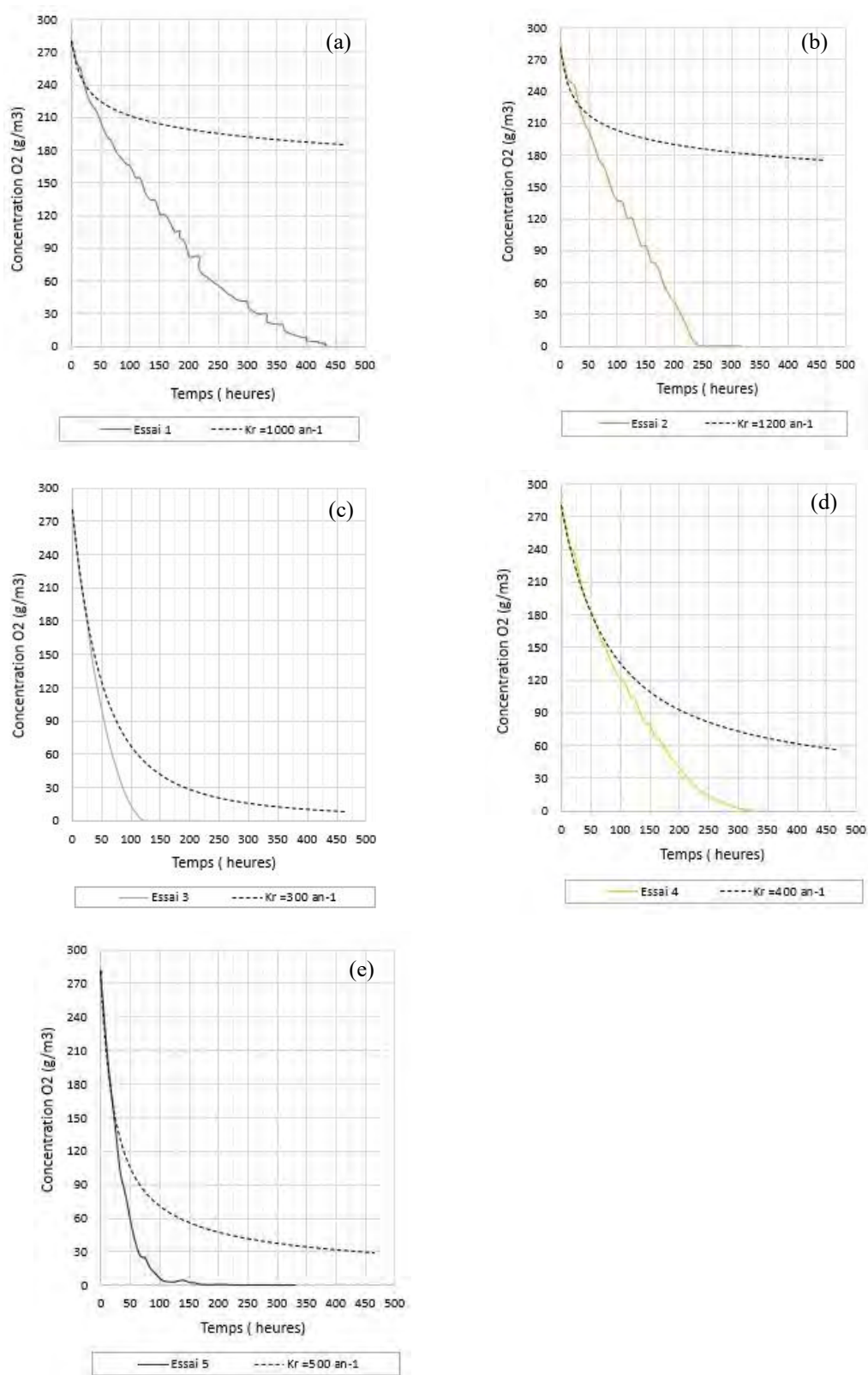


Figure 4.5 : Courbes mesurées et courbes simulées des différents essais de consommation d'oxygène. (a) Essai 1. (b) Essai 2. (c) Essai 3. (d) Essai 4. (e) Essai 5

Les coefficients du taux de réaction (K_r) mesurés et ajustés ont été comparés à ceux prédits avec le modèle de Collin (1987 ; section 2.4.3). Les teneurs en pyrite utilisées dans le modèle de Collin étaient basées sur les analyses DRX (C_p moyen = 14,14% avec un minimum de 13,3% et un maximum de 14,80%). Les coefficients du taux de réaction obtenus avec SEEP/W étaient pour l'ensemble inférieurs à ceux estimés avec le modèle de Collin (1987) à l'exception de l'Essai 1 et 2 qui étaient plus proches de l'intervalle des valeurs prédites (Figure 4.6 ; Tableau 4.4).

Le même constat a été fait par Martin et al. (2006a), Gosselin (2007), Ouangrawa (2007) et Toussaint (2016) pour lesquels les valeurs du taux de réaction K_r prédites à l'aide du modèle de Collin étaient surestimées par rapport aux valeurs obtenues des mesures expérimentales. Les écarts entre les valeurs prédites et mesurées étaient variables dans l'ensemble. Cependant, Toussaint (2016) considère que ces écarts pourraient être attribuables à la valeur de la réactivité intrinsèque K' , qui est considérée comme une valeur constante dans le modèle de Collin. Son étude complémentaire qui consistait à ajuster ce paramètre permettait de rapprocher la valeur prédite au moyen du modèle de Collin à celles obtenues expérimentalement.

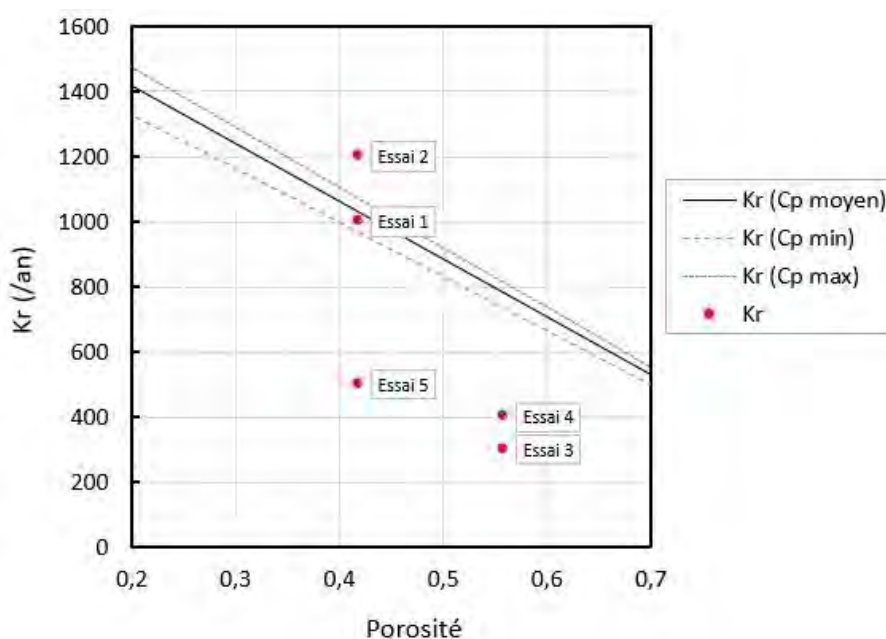


Figure 4.6 : Coefficients du taux de réaction mesurés (points) et prédits avec le modèle de Collin (1987, droites).

Tableau 4.4 : Coefficients du taux de réaction mesurés et prédits avec le modèle de Collin (1987).

Échantillon	Paramètres	
	K_r simulé (an^{-1})	K_r Collin (an^{-1}) (C_p moyen)
Essai 1	1000	1024
Essai 2	1200	1024
Essai 3	300	789
Essai 4	400	789
Essai 5	500	1024

4.2 Résultats des essais en colonnes

4.2.1 Caractéristiques des essais en colonnes

La masse volumique sèche (ρ_d), l'indice des vides (e) et la porosité (n) ont été mesurés à différentes élévations lors du montage et du démontage des colonnes. Les teneurs en eau volumiques (θ) et les degrés de saturation (S_r) correspondants ont par la suite été calculés.

Les valeurs moyennes des indices des vides au montage des colonnes étaient comprises entre 0,73 et 0,78 (voir section 3.3.1). Les valeurs mesurées au démontage des colonnes étaient similaires, bien que plus dispersées et comprises entre 0,65 et 0,90 (Figure 4.7). Au sein de la colonne C15, les indices des vides au démontage variaient entre 0,69 et 0,90 avec au sommet ($z = 24\text{-}32$ cm) et à la base ($z = 0\text{-}8$ cm) de la colonne les valeurs les plus élevées (entre +0,15 et +0,20) qu'au centre de la colonne ($e = [0,70 ; 0,75]$). L'indice des vides moyen au démontage était ainsi de 0,80 contre 0,75 au montage (Figure 4.7a).

Pour la colonne C30, les indices des vides étaient homogènes dans l'ensemble avec quelques fluctuations dont les plus importantes ($e = 0,90$) ont été observées entre $z = 8$ cm et $z = 18$ cm d'élévation. Les valeurs au sommet ($z = 41\text{-}48$ cm) et à la base ($z = 0\text{-}8$ cm) de la colonne étaient respectivement de 0,80 et 0,75. L'indice des vides moyen au démontage était ainsi de 0,78 contre 0,79 au montage (Figure 4.7b). Les colonnes C45 et C60 présentaient quant à elles des variations importantes entre $z = 38$ cm et $z = 44$ cm d'élévation avec des valeurs pouvant atteindre 0,95-1,05. Toutefois, les valeurs au sommet ($z = 56\text{-}64$ cm) et à la base ($z = 0\text{-}8$ cm) de la colonne étaient assez proches et comprises respectivement entre 0,77 et 0,81 (sommet) et entre 0,71 et 0,75 (base). Les valeurs moyennes des indices des vides au montage étaient de 0,73 et 0,75 respectivement pour

C45 et C60 contre 0,8 et 0,76 au démontage (Figure 4.7c et 4.7d). Les indices des vides au sein des colonnes C30, C45 et C60 étaient similaires dans l'ensemble à l'exception des quelques variations observées au sein de chaque colonne. Les valeurs des indices des vides moyens au montage et démontage des colonnes étaient homogènes et les variations avant et post-essais étaient comprises entre 0,01 et 0,07. Les fluctuations de ces valeurs ont été attribuées à l'imprécision de la méthode de mesure au démontage (Tableau 4.5).

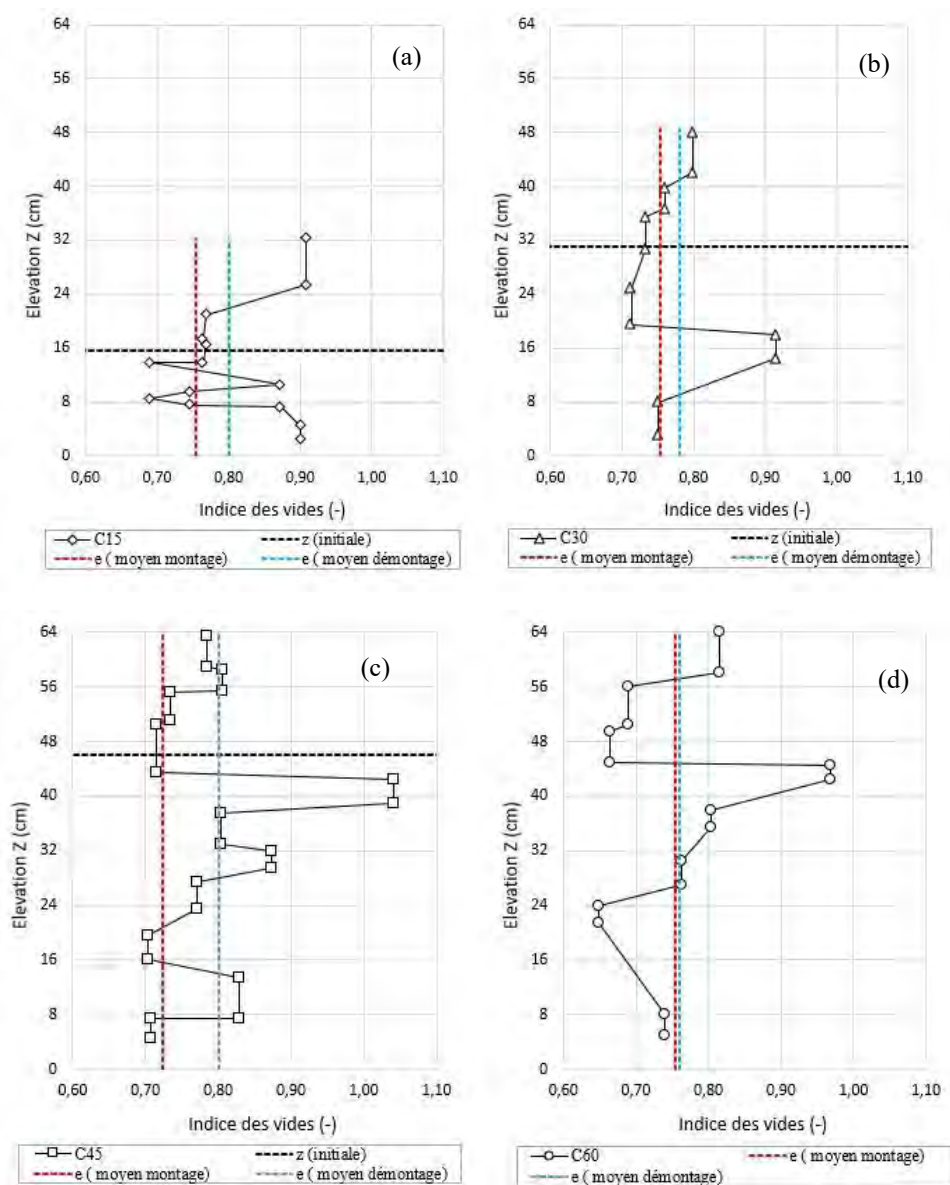


Figure 4.7 : Profils des indices des vides dans les colonnes au démontage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60. L'indice des vides moyen au montage est indiqué

Tableau 4.5 : Indice des vides et porosité au démontage des colonnes

Colonnes	Paramètres	
	e_{moyen} [min ; max]	$n_{moyenne}$ [min ; max]
C15	0,80 [0,69 ; 0,91]	0,44 [0,41 ; 0,48]
C30	0,78 [0,71 ; 0,91]	0,44 [0,42 ; 0,48]
C45	0,80 [0,70 ; 1,04]	0,44 [0,41 ; 0,51]
C60	0,76 [0,65 ; 0,97]	0,43 [0,39 ; 0,49]

4.2.2 Profils des teneurs en eau volumique dans les colonnes lors du démontage

Les colonnes ont été démontées 45 jours après le dernier cycle de mouillage et 35 jours après la fin de l'écoulement à la base de la dernière colonne. Les teneurs en eau massiques ont été mesurées par tranche de 4 à 6 cm (voir section 3.3.6) et les teneurs en eau volumiques ont été calculées à partir de l'indice des vides dans chaque colonne (Tableau 4.5)

Les TEV mesurées au sein de la colonne C15 étaient comprises entre 0,18 et 0,25 et étaient généralement plus élevées au centre de la colonne entre 8 et 24 cm d'élévation. Les TEV au sommet ($z = 25$ cm-34 cm) et à la base ($z = 0$ -8 cm) de la colonne étaient plus faibles et autour de 0,18 soit $S_r = 39\%$ (Figure 4.8a), sans doute sous l'effet de l'évaporation (sommet) et du drainage (bas). Les TEV mesurées dans la colonne C30 suivaient une tendance similaire à la colonne C15, bien que moins marquée, à savoir qu'elles étaient plus élevées (TEV = 0,28 soit $S_r = 65\%$) au centre ($z = 18$ -36 cm) qu'au sommet ($z = 36$ -48 cm) et à la base ($z = 0$ -18 cm) (TEV = 0,25 soit $S_r = 60\%$). Dans ce cas, les épaisseurs affectées par l'évaporation et le drainage semblaient plus importantes que pour la colonne C15 (entre 10 et 16 cm contre 5 cm dans le cas précédent) (Figure 4.8b).

Les colonnes C45 et C60 ne présentaient pas les mêmes tendances que les colonnes C15 et C30, et les TEV mesurées étaient globalement homogènes sur l'ensemble de la colonne avec des valeurs comprises entre 0,28 et 0,33 pour la colonne C45 et entre 0,25 et 0,30 pour la colonne C60. Les variations de TEV les plus importantes ont été observées à $z = 44$ cm-52 cm (TEV = 0,33 soit $S_r = 80\%$.) pour la colonne C45 et à $z = 38$ -44 cm (TEV = 0,25 soit $S_r = 52\%$) pour la colonne C60 (Figure 4.8c et 4.8d). Le sommet de la colonne C45 est comme les colonnes C15 et C30 affecté par l'évaporation sur une épaisseur de 15 cm. Globalement les TEV étaient assez uniformes et autour de 0,25-0,30 pour les colonnes C30, C45, C60 et autour de 0,20-0,25 pour la colonne C15. Pour la

plupart des colonnes, la TEV semblait un peu plus élevée au centre de la colonne ce qui pourrait indiquer que la surface était sensiblement plus affectée par évaporation et la base par le drainage libre (l'espace vide laissé à la base des colonnes aurait également pu contribuer à l'évaporation pas le bas). La colonne C15 présentait les variations les plus importantes, avec la différence de TEV maximale de 0,07% entre le haut et le centre de la colonne. L'épaisseur de la couche de résidus avait aussi un effet sur les TEV à la fin des essais. En effet, plus l'épaisseur de la couche était faible plus cette dernière présentait des valeurs de TEV faibles, indiquant ainsi une désaturation plus marquée et rapide des résidus. De même, les différences de TEV entre la valeur globale au montage et les valeurs moyennes au démontage tendaient à se réduire avec l'augmentation de l'épaisseur de la couche de résidus. Des variations similaires ont été observées pour les couches de résidus d'épaisseur 45 cm et 60 cm ce qui indiquait qu'une couche plus épaisse avait une meilleure rétention d'eau globale.

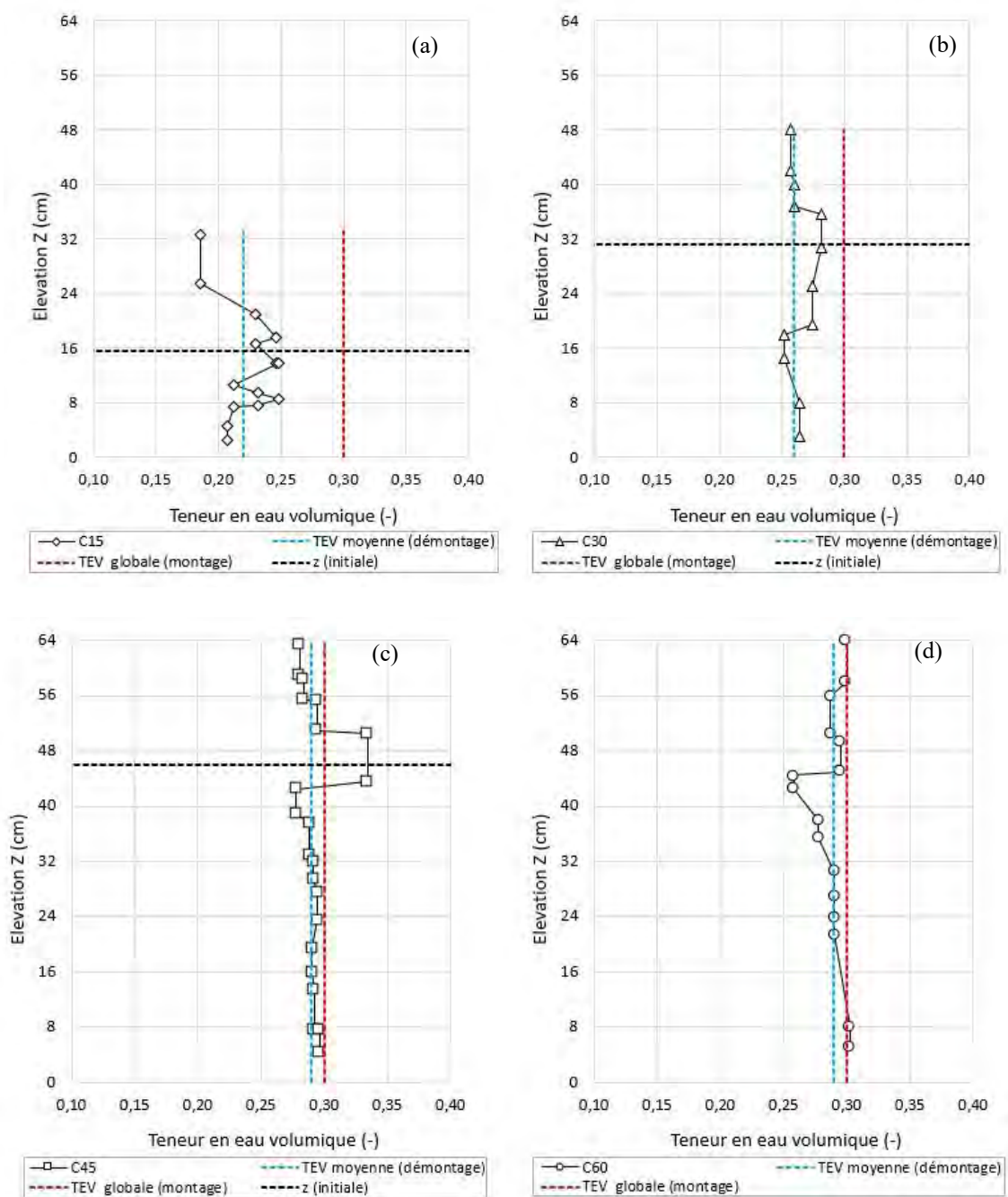


Figure 4.8 : Profils de teneur en eau volumique dans les colonnes au démontage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60. Les valeurs moyennes au montage et au démontage ont également été représentés.

4.2.3 Évolution des teneurs en eau volumique au cours du temps

Trois approches ont été utilisées pour suivre l'évolution de la TEV durant les essais de mouillage-séchage :

- (1) La mesure directe des TEV au moyen des sondes de teneur en eau volumique (EC5) ;
- (2) La mesure des succions (Watermark) et la conversion en TEV au moyen de la courbe de rétention d'eau (section 4.1.3)
- (3) L'estimation du bilan de masse au moyen des balances (voir aussi section 3.3).

Mesures directes de la teneur en eau volumique

Les données de teneurs en eau volumique brutes mesurées au moyen des sondes EC5 ont été corrigées de deux manières. D'abord, les mesures ont été corrigées en utilisant la calibration des sondes présentée à la section 3.3.2. Ensuite, les résultats ont été ajustés (*offset*) par rapport aux teneurs en eau volumiques mesurées lors du démontage des colonnes à l'emplacement des sondes. Une relation linéaire a donc été établie entre les TEV mesurées au démontage et celles enregistrées tout au long de l'essai. Les résultats obtenus par cette approche montrent des variations importantes de la teneur en eau volumique au cours des différents cycles de mouillage (Figure 4.9). Les phases de mouillage sont caractérisées par une augmentation de la TEV qui atteignait rapidement (quelques heures après le début du cycle de mouillage) des valeurs élevées, parfois plus élevées que la porosité (saturation). Après ces pics (qui pouvaient s'étaler sur quelques jours lorsque l'ajout d'eau était réalisé sur plusieurs jours), les TEV baissaient progressivement et continuellement sous l'effet combiné du drainage (1-3 premiers jours dépendant des cycles) et de l'évaporation, jusqu'au début du prochain cycle. La diminution de TEV était fonction de la durée du cycle, et plus le cycle était long plus la TEV diminuait.

Les TEV mesurées avec les sondes EC5 n'étaient pas réalistes ($S_r > 100\%$) à cause de la salinité de l'eau. Les valeurs de TEV augmentaient après quelques jours sous l'effet de l'augmentation de la concentration en sulfates et en métaux due à l'oxydation des minéraux sulfureux. Aucune correction additionnelle (autre que celles discutées plus haut) n'a été effectuée sur ces mesures (plus de détails Chapitre 5).

Au sein de la colonne C15, l'évolution des TEV était similaire pour les différents cycles (Figure 4.9a). Les TEV maximales atteintes étaient comprises entre 0,43 et 0,65 ($S_r = 100\% - 150\%$) et dépendaient de la TEV au début du cycle. Ces valeurs maximales de TEV étaient pour l'ensemble supérieures à la porosité au montage et indiquaient que la colonne se saturait lors de la phase de mouillage. Ce phénomène a été confirmé visuellement puisqu'une épaisseur d'eau était observée au-dessus des résidus durant les 24 à 38 premières heures de chaque cycle. Les TEV atteintes en fin de cycle étaient en général plus faibles que celles observées dans les autres colonnes, indiquant une désaturation plus marquée des résidus (parfois jusqu'à des degrés de saturation inférieurs à 20%, comme à la fin du 2^e cycle).

Une évolution similaire a été observée au sein de la colonne C30. Les TEV maximales atteintes étaient comprises entre 0,36 et 0,64 (soit $S_r = 83\% - 149\%$) pour la sonde placée à $z = 23$ cm et entre 0,28 et 0,64 (soit $S_r = 65\% - 149\%$) pour la sonde placée à $z = 7,5$ cm. Ces valeurs maximales de TEV étaient comme pour la colonne C15 supérieures à la porosité au montage à l'exception du 3^e cycle où l'ajout d'un litre d'eau n'a pas entraîné de variations significatives de la TEV au sein de la couche en profondeur ($z = 7,5$ cm ou pic $S_r = 65\%$) (Figure 4.9b). Les TEV au sein de la couche supérieure de la colonne ($z = 23$ cm) étaient en général plus faibles (environ -0,10) que celles de la couche inférieure durant les 7 cycles considérés.

L'évolution de TEV au sein de la colonne C45 restait similaire à celle observée dans les colonnes C15 et C30 avec des TEV maximales pour l'ensemble des cycles supérieures à la porosité. On observait cependant que les valeurs maximales de TEV étaient moins importantes au cours des 2 premiers cycles (comprises entre 0,48 et 0,60 pour les positions de sondes soit $S_r = 112\% - 140\%$) par rapport aux cycles 4 à 7 (comprises entre 0,42 et 0,69 pour les positions de sondes soit $S_r = 98\% - 160\%$). Cet écart tendait à se creuser au cours des cycles. Par exemple le haut de la colonne ($z = 38$ cm) retenait moins d'eau que les autres couches. En effet, une variation de TEV pouvant atteindre 0,3 a été observée entre la couche superficielle et celles en profondeur (Figure 4.9c), indiquant un effet prononcé de l'évaporation sur la couche superficielle ($z = 38$ cm). Cet effet semblait être plus important à partir du 4^e cycle où l'on observait une remontée en milieu de cycle de la TEV de cette couche après une valeur minimale atteinte 1 à 2 jours après le début du cycle qui pourrait être due à la fissuration.

L'évolution des TEV observée dans la colonne C60 était différente de celle des autres colonnes. Seules les TEV mesurées au sein de la couche superficielle ($z = 53,5$ cm) présentaient des valeurs maximales supérieures à la porosité. L'augmentation des TEV au début de chaque cycle de mouillage était généralement moins marquée que celle observée dans les autres colonnes. Ces valeurs maximales étaient comprises entre 0,42 et 0,54 (soit $S_r = 98\% - 126\%$). Les TEV mesurées dans le haut de la colonne ($z = 53,5$ cm) étaient plus élevées (+ 0,1 en moyenne) que celles des couches plus en profondeur. Les TEV au centre de la colonne ($z = 23$ cm et $z = 38$ cm) étaient similaires au cours des 2 premiers cycles et tendaient à se superposer à partir du 4^e cycle aux TEV enregistrées à $z = 7,5$ cm. À partir du 4^e cycle, le comportement de la couche supérieure des colonnes C60 et C45 était similaire, indiquant notamment une remontée de la TEV au milieu du cycle en raison de l'augmentation de la salinité de l'eau interstitielle (Figure 4.9c et Figure 4.9d).

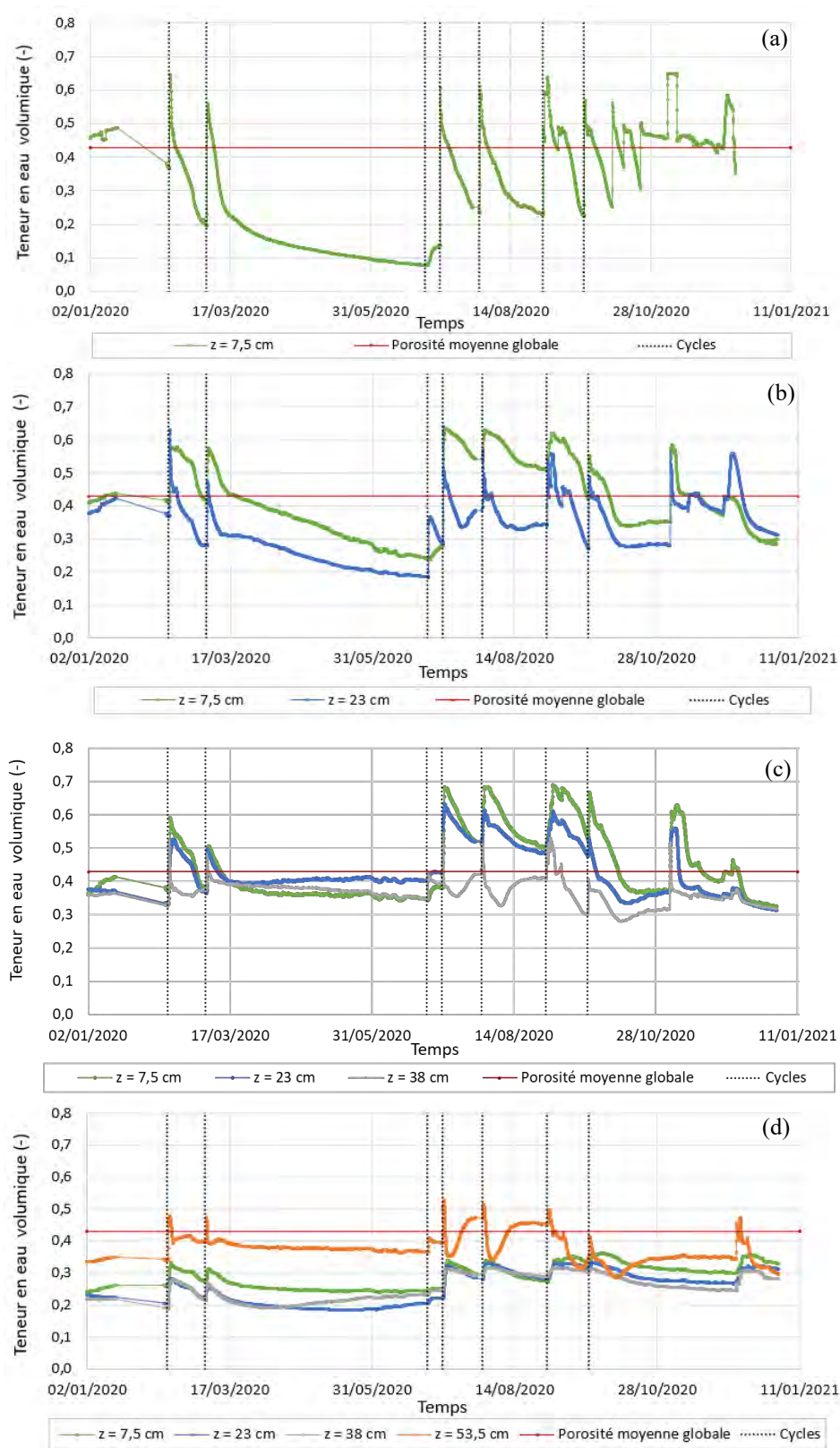


Figure 4.9 : Évolution de la TEV dans les colonnes à différentes élévations (z) lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60.

La comparaison des TEV au sein des couches superficielles des différentes colonnes confirme une évolution selon deux tendances. D'une part, les TEV sont plus élevées pour les couches des colonnes C45 et C60 et tendaient à se superposer entre le 2^e et le 3^e cycle (TEV \approx 0,4). A partir du 4^e cycle, l'évolution restait similaire cependant, les TEV mesurées au sein de la couche superficielle de la colonne C60 plus élevées. À l'inverse, les TEV des couches superficielles dans les colonnes C15 et C30 étaient plus faibles que celles observées pour les colonnes plus épaisses. Ces résultats semblaient donc indiquer que les couches de résidus plus épaisses permettaient de maintenir des TEV plus élevées en surface (Figure 4.10).

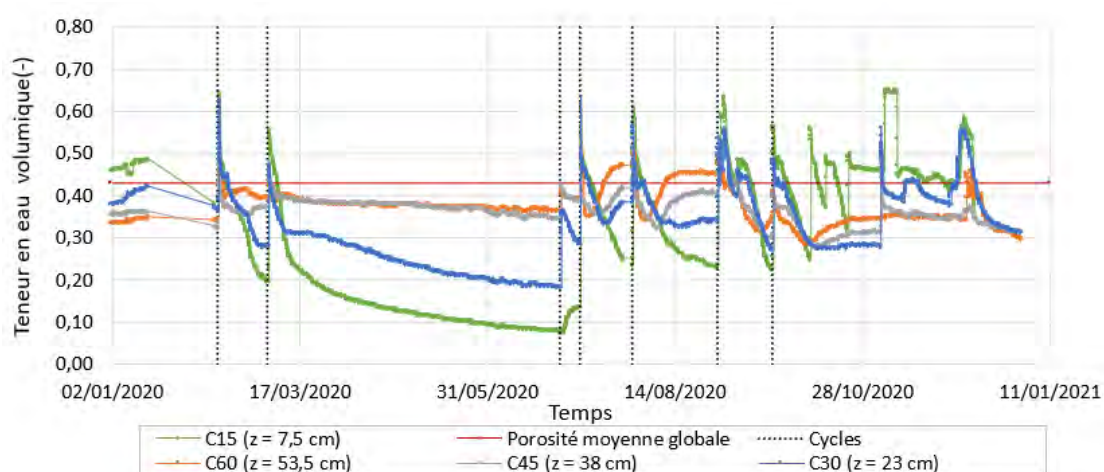


Figure 4.10 : Comparaison de l'évolution de TEV des couches superficielles dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.

L'évolution des TEV des couches les plus profondes des différentes colonnes a également été comparée (Figure 4.11). De façon générale, cette évolution était identique à celle précédemment décrite à savoir une augmentation de la TEV après le début de chaque cycle qui atteignait rapidement des valeurs élevées dont les maximums étaient compris entre 0,31 et 0,71 (soit $S_r = 72-165\%$). Après ces pics, les TEV baissaient progressivement jusqu'au début du prochain cycle. L'évolution de la TEV au bas des colonnes était fonction de l'épaisseur de la couche de résidus. Plus la couche de résidus était importante plus les variations de TEV tout au long de l'essai étaient faibles. Par exemple les variations de TEV observées au bas de la colonne C60 étaient de 0,15 (entre valeurs max et min observées) contre 0,60 pour la colonne C15. Les couches de résidus plus épaisses permettaient donc de maintenir des TEV plus élevées en profondeur.

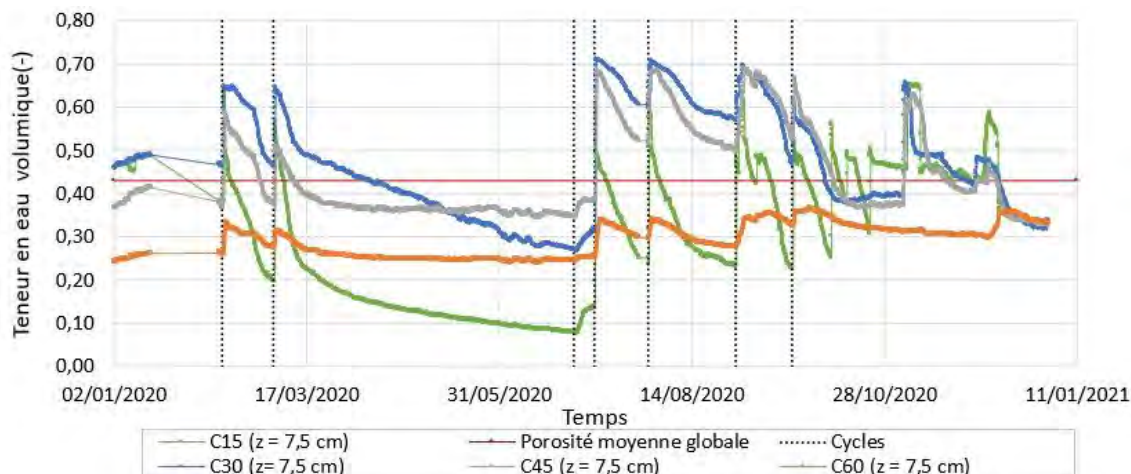


Figure 4.11 : Comparaison de l'évolution de TEV des couches profondes dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.

Mesure de la succion et évaluation des teneurs en eau

Les succions ont été mesurées tout au long de l'essai au moyen de sondes Watermarks (Figure 3.4). Les succions dans les colonnes montrent des variations importantes (entre 0 et 240 kPa) avec des baisses et des augmentations au cours des différents cycles de mouillage-séchage. (Figure 4.12). Ainsi, les succions diminuaient pendant les phases de mouillage jusqu'à devenir nulles puis augmentent progressivement durant la phase de séchage pour atteindre des succions maximales avant le début du prochain cycle (A noter que la valeur maximale de mesure des sondes Watermarks était de 240 kPa). Au sein de la colonne C15, les succions étaient inférieures à 100 kPa au cours des deux premiers cycles. Les valeurs maximales (>250 kPa) ont principalement été atteintes durant la phase de séchage maximale comprise entre le 2^e cycle et le 3^e cycle. À partir du 4^e cycle, les succions maximales ont progressivement augmenté jusqu'à des valeurs maximales de 240 kPa (Figure 4.12a). Une évolution similaire a été observée au sein de la colonne C30. Les succions maximales avant chaque cycle de mouillage étaient comprises entre 25 kPa et 240 kPa pour la sonde à $z = 23$ cm et entre 25 kPa et 75 kPa pour la sonde à $z = 7,5$ cm bien que quelques pics de succion aient été observés quelques heures après les phases de mouillage pour les cycles 4, 5 et 6 (Figure 4.12b). L'évolution des succions au sein des colonnes C45 et C60 était similaire à celle des colonnes C15 et C30. Cependant les valeurs maximales de succions au cours des différents cycles étaient moins importantes que celles de la colonne C30 avec des maximums qui dépassaient rarement 125 kPa (Figure 4.12c et Figure 4.12d)

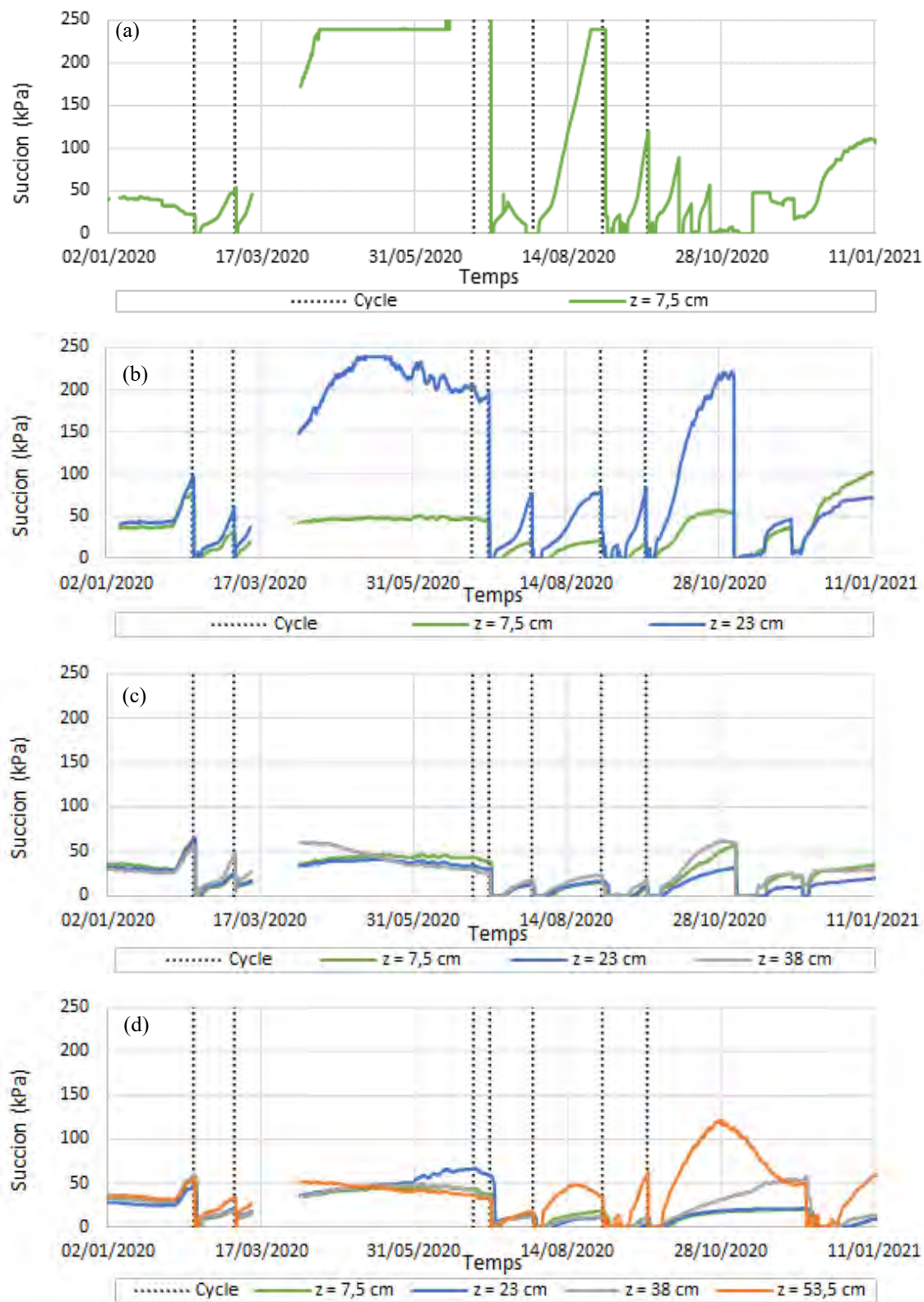


Figure 4.12 : Évolution des succions dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60

Les succions ont été utilisées afin de reconstituer les variations de teneurs en eau volumiques à partir de la courbe de rétention d'eau des résidus mesurée au laboratoire et lissée avec le modèle de van Genuchten (section 4.1.3).

Les résultats de cette approche présentaient des variations plus ou moins importantes de la TEV avec pour l'ensemble des colonnes des TEV maximales qui restaient, par construction, inférieures ou égales à la porosité au montage soit 0,43 (Figure 4.13). Les phases de mouillage étaient caractérisées par une augmentation de la TEV qui atteignait rapidement des valeurs maximales égales à la porosité puis les TEV baissaient progressivement sous l'effet combiné du drainage (premiers jours) et de l'évaporation jusqu'au début du prochain cycle. Les TEV maximales observées se présentaient plus sous la forme d'un plateau ($S_r = 100\%$). La diminution de TEV était fonction de la durée du cycle. Plus le cycle était long plus la TEV diminuait. Le 3^e cycle n'était pas clairement identifiable, en raison du faible volume d'eau ajouté (1 L), insuffisant pour modifier significativement les succions.

Les sondes Watermarks sont limitées à des mesures de succions maximales de 240 kPa cependant, certaines mesures de TEV semblaient donc demeurer constantes (comme par exemple au cours du 2^e cycle ou un plateau a été observé) alors qu'elles diminuaient certainement en pratique.

Au sein de la colonne C15, l'évolution des TEV était très similaire entre les différents cycles. On observait notamment, une augmentation de la TEV qui atteignait rapidement la valeur maximale (0,43) au début de la phase de mouillage suivi d'un plateau dont la durée variait en fonction du cycle entre 3 jours et 8 jours. Les TEV minimales atteintes étaient de 0,21 (Figure 4.13a).

Le comportement de la colonne C30 était similaire à celui de la colonne C15. Les TEV au cours du 1^e et du 2^e cycle tendaient à se confondre durant la phase de séchage maximale (entre le 2^e et le 3^e cycle). Les TEV en profondeur ($z = 7,5$ cm) étaient plus élevées (environ +0,10) que celles en surface ($z = 23$ cm). L'écart entre les TEV en surface et profondeur demeurait à peu près constant après le 3^e cycle (Figure 4.13b).

L'évolution des TEV dans les colonnes C45 et C60 était similaire à la colonne C30. De façon générale, les teneurs en eau en profondeur ($z = 7,5$ cm, $z = 23$ cm et $z = 38$ cm pour C60) demeuraient proches de la porosité ($S_r = 100\%$) au cours des cycles de mouillage/séchage. Seules les couches superficielles présentaient des baisses significatives d'environ 0,12 (Figure 4.13c et Figure 4.13d).

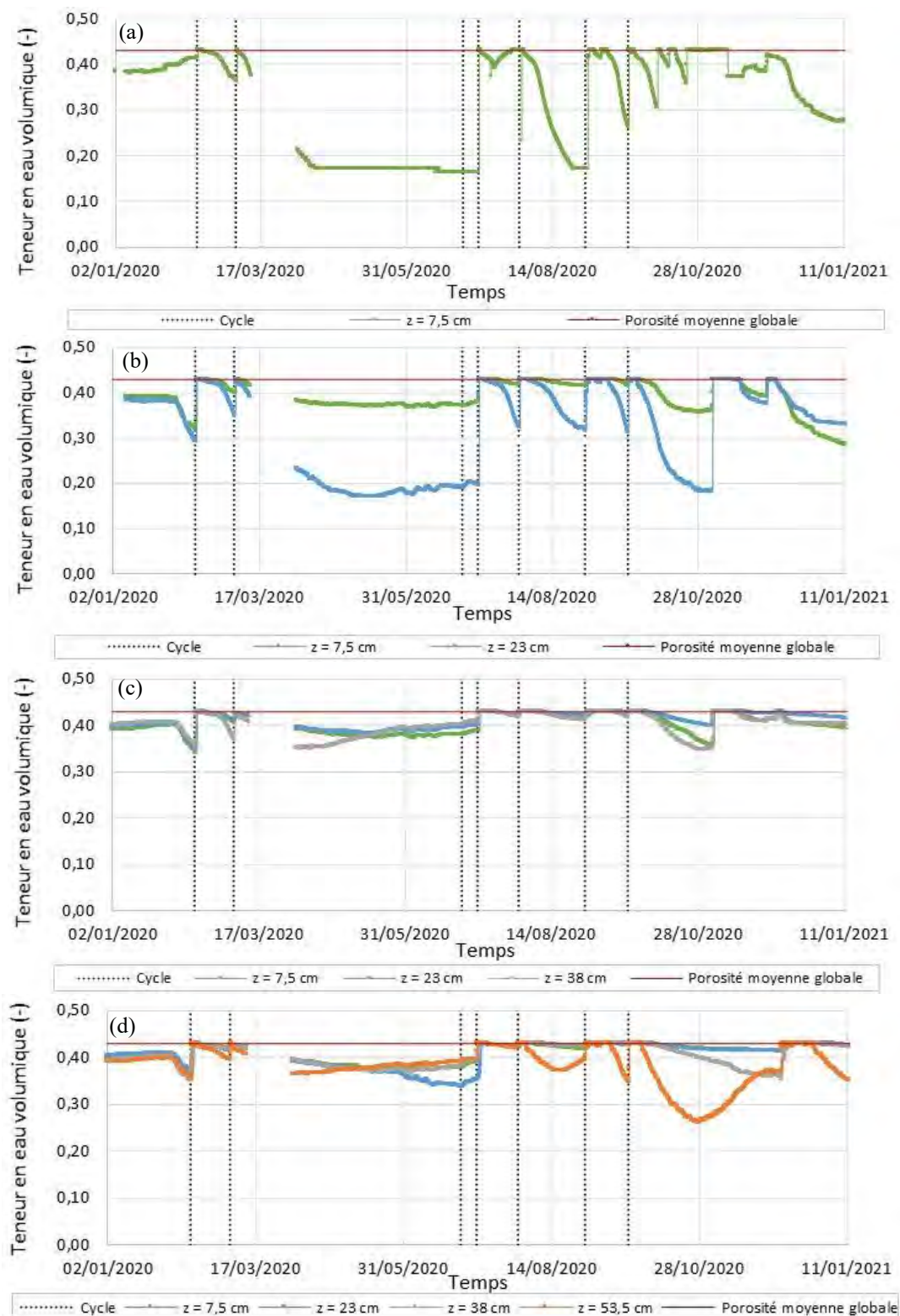


Figure 4.13 : Évolution de la TEV reconstituée à partir des données de succion dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45. (d) Colonne C60.

L'un des avantages de cette reconstitution par rapport à la méthode de mesure directe de la TEV était l'élimination des pics de TEV marquant l'effet de la salinité. La reconstitution permettait ainsi d'obtenir des TEV dont les valeurs maximales correspondaient à la porosité au montage des colonnes. Elle permettait également d'observer un comportement similaire de la couche superficielle sur l'ensemble des colonnes, c'est-à-dire des TEV plus faibles que sur le reste de la colonne correspondant aux effets de l'évaporation.

Les faibles valeurs de TEV mesurées au démontage des colonnes (mesure directe) étaient similaires à celles observées avec cette approche. Par exemple, au démontage de la colonne C15, la TEV mesurée à $z = 7,5$ cm était de 0,25 contre 0,29 pour les TEV reconstituées. Une différence inférieure à 0,04 a également été observée pour les faibles valeurs de TEV entre mesures directes et reconstituées pour les colonnes C30 et C60, une différence plus élevée (allant jusqu'à 0,1) était observée pour la colonne C45.

Évolution des masses et évaluation de la teneur en eau par bilan hydrique

Les masses des colonnes ont été mesurées tout au long de l'essai au moyen de balances. Les résultats des mesures montrent une augmentation des masses au début de chaque cycle de mouillage suivie d'une diminution progressive (Figure 4.14).

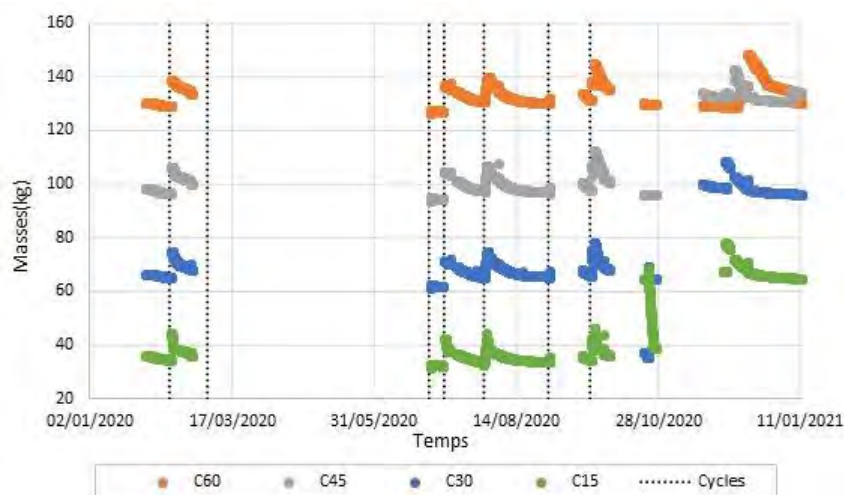


Figure 4.14 : Évolution des masses des colonnes C15 à C60 au cours des essais en colonne. Les balances Adam GBK 260A utilisées ne possédaient pas d'enregistrement automatique des mesures ce qui explique l'absence de données entre le 2^e cycle et le 3^e cycle (confinement dû à la pandémie).

Le suivi continu des masses réalisé au cours des essais de mouillage-séchage a également permis de recalculer les TEV à partir du bilan de masse et des caractéristiques des colonnes (section 4.2.1). Les TEV obtenues représentaient la moyenne des teneurs en eau sur l'ensemble de chaque colonne et ne permettaient donc pas de distinguer l'évolution des TEV à différentes élévations comme les autres senseurs (sections précédentes).

L'évolution des TEV était très similaire entre les différentes colonnes (Figure 4.15). Les variations de TEV étaient plus marquées (entre 0,05 et 0,35) au sein de la colonne C15. Les valeurs maximales des TEV étaient parfois supérieures à la porosité au montage (0,43) en raison de la quantité d'eau ajoutée au sommet des colonnes et du calcul effectué pour transformer les masses en TEV. En effet, considérant les caractéristiques de la colonne C15, le volume des vides au montage des colonnes était équivalent à 6 L, de ce fait un cycle de mouillage effectué avec 10 L d'eau entraînerait une sursaturation de la colonne avec un accumulation d'eau au sommet de celle-ci.

Entre le 3^e cycle et le 4^e cycle, la succession des TEV des différentes colonnes permettait de statuer sur l'effet de l'épaisseur des couches sur l'évolution des TEV après un cycle de 119 jours. Ainsi, la colonne C15 se désaturait plus rapidement, suivie des colonnes C30, C45 et finalement C60. À partir du 5^e cycle, la rétention d'eau était plus élevée dans les couches plus épaisses. Par exemple à la fin du cycle les TEV étaient de comprises entre 0,26 et 0,30 pour les colonnes C30 à C60 contre 0,16 pour la colonne C15.

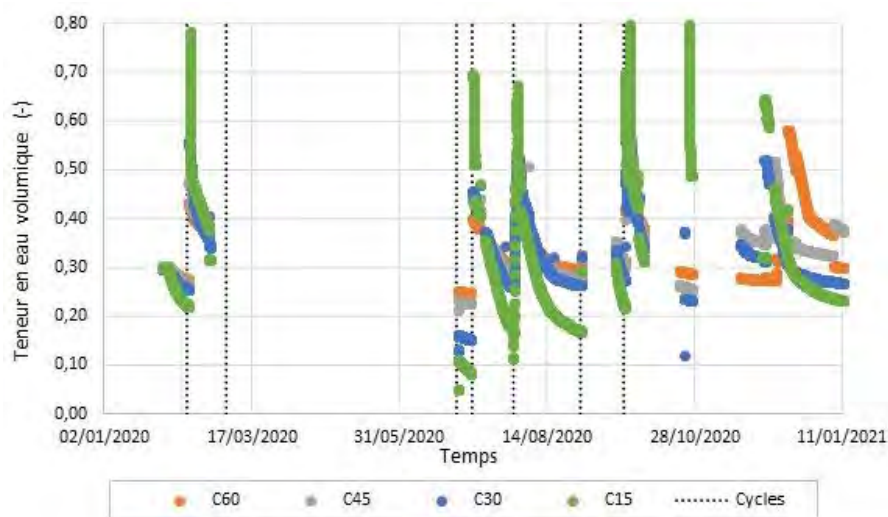


Figure 4.15 : Évolution de la TEV calculée à partir des bilans de masse des colonnes lors de l'essai en colonne.

Globalement, avec cette approche, l'évolution des TEV était similaire dans toutes les colonnes. Toutefois, les TEV dépassaient la porosité au montage et la méthode ne permet pas le suivi des TEV à différentes élévations. Le principal avantage de la méthode reposait cependant sur le fait qu'elle n'était pas affectée par la salinité (qui tendait à surestimer les TEV mesurées avec les sondes EC5 ; voir section 4.2.7).

4.2.4 Évolution des teneurs en eau volumique dans la couche supplémentaire au cours du temps

Une couche supplémentaire de 15 cm d'épaisseur a été ajoutée aux colonnes C15, C30 et C45 à la fin du cycle 6 et deux mois avant leur démontage (19 novembre 2020). Un cycle supplémentaire a été effectué (10 L d'eau), correspondant au dernier pic de TEV observé pour l'ensemble des colonnes (Figure 4.16). Les TEV au sein de cette couche étaient pour l'ensemble des colonnes inférieures à la porosité et comprises entre 0,20 et 0,35 (soit $S_r = 47\%-81\%$), et inférieure à celle des couches sous-jacentes. L'écart des TEV entre la nouvelle surface et les couches plus profondes se réduisait avec l'augmentation de l'épaisseur totale de résidus dans la colonne. Ainsi, la différence maximale était de 0,26 pour la colonne C15, et de 0,1 pour la colonne C60. Cette observation est similaire à celle réalisée précédemment en comparant les TEV des couches les plus profondes des différentes colonnes (voir section 4.2.3).

L'ajout de cette couche permettait de maintenir la TEV des couches inférieures à des valeurs plus élevées. Par exemple, dans la colonne C30, la TEV de la couche à $z = 23$ cm a augmenté de +0,10 à +0,20 (soit de +23% à +46% en termes de degrés de saturation) suite à l'ajout d'une couche en surface. Cette couche supplémentaire semblait ainsi permettre de limiter la désaturation (sans doute par évaporation) de la couche sous-jacente.

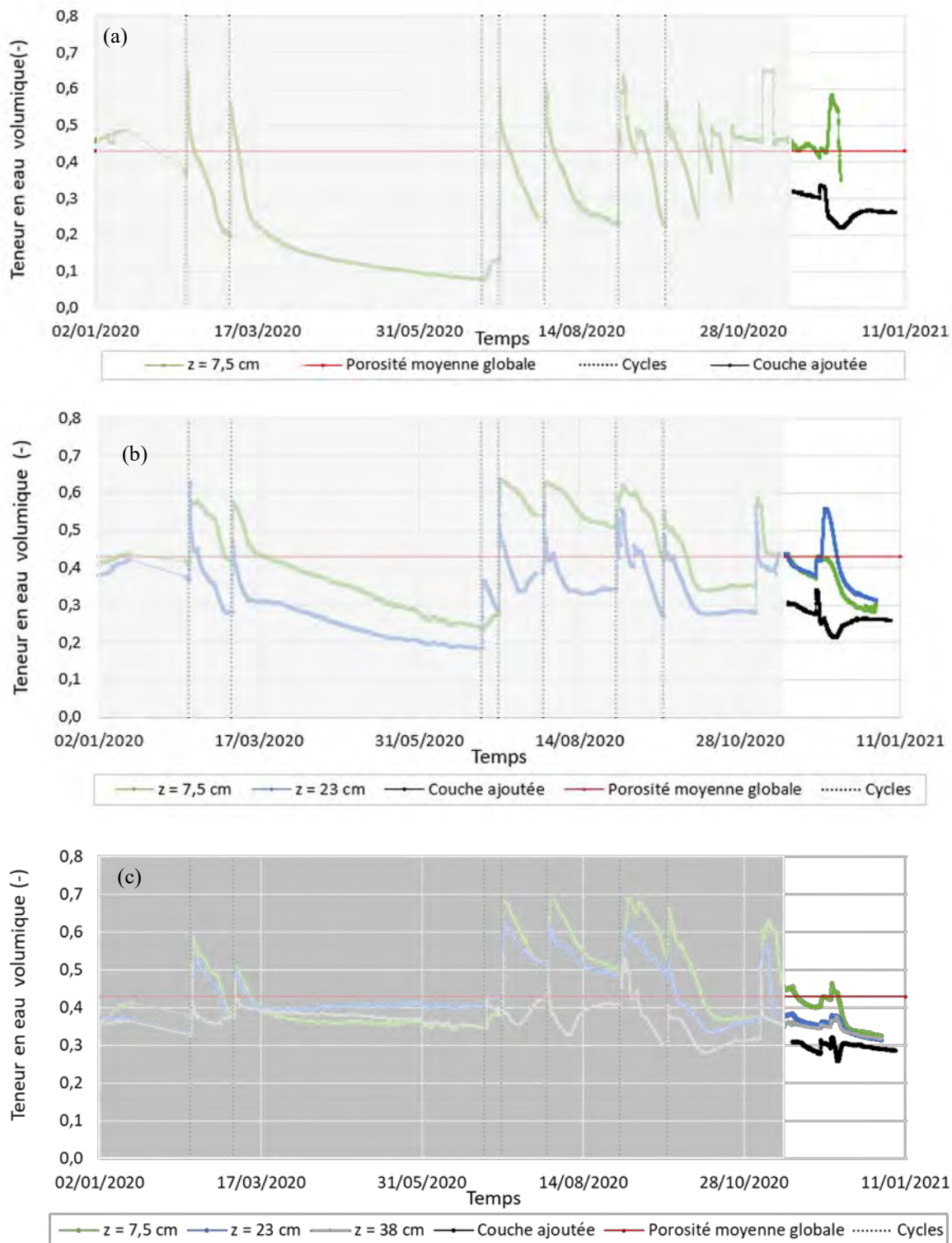


Figure 4.16 : Évolution de la teneur en eau volumique dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage après l'ajout d'une couche supplémentaire de résidus. (a) Colonne C15. (b) Colonne C30. (c) Colonne C45.

4.2.5 Bilan d'eau dans les colonnes

Le bilan hydrique au sein des colonnes pouvait s'écrire :

$$\Delta C = P - D - E \quad \text{ou} \quad E = P - \Delta C - D \quad (4.1)$$

Avec ΔC : variation du volume d'eau

P : volume d'eau total ajouté chaque cycle

D : drainage correspondant au volume d'eau récupéré à la base de chaque colonne

E : évaporation

Le bilan hydrique a été réalisé tout au long de l'essai selon l'équation 4.1 par bilan de masse. Les résultats ont été exprimés en pourcentage de la quantité d'eau ajoutée au sommet des colonnes au début de chaque cycle (Figure 4.17).

Les résultats obtenus pour les quantités d'eau drainée montrent des variations en fonction de l'épaisseur des couches pour l'ensemble des cycles (Figure 4.17a). Par exemple, les volumes d'eau recueillis au bas de la colonne C15 correspondaient de 40% à 70% du volume initialement introduit entre les cycles 1 à 7 alors qu'ils ne représentaient que 2% à 38% dans la colonne C60. En d'autres termes, plus les résidus sont déposés en couches fines, plus les quantités d'eau drainées sont importantes. À noter qu'au cours du 3^e cycle, plus de la moitié de la quantité d'eau ajoutée (> 50%) est restée dans les pores et l'autre partie a été évaporée (drainage $D = 0$). Cette observation s'expliquait par la durée du 2^e cycle (119 jours) et à la très faible teneur en eau (ou S_r) au début du 3^e cycle, ainsi que par la faible quantité d'eau ajoutée au début du cycle (soit 1 L).

De même, les quantités d'eau retenues dans les pores (stockage) augmentaient avec l'épaisseur des couches de résidus. (Figure 4.17b). Par exemple, l'eau retenue dans la colonne C60 variait entre 5% et 70% pour les cycles 1 à 7, alors que dans la colonne C15, l'eau retenue représentait entre 5% et 55%. En d'autres termes, plus les résidus sont déposés en couches fines, plus la rétention d'eau est faible.

Les volumes d'eau évaporés étaient fonction de la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle mais dépendaient également de l'épaisseur des couches (Figure 4.17c). À partir du 4^e cycle, l'évaporation était ainsi plus importante pour la colonne C60 et comprise entre 30% et 65% que

pour la colonne C15 (entre 21% et 48%). Cette observation avait des conséquences sur les taux d'évaporation qui étaient plus élevés pour la colonne C60 (entre 0,5-5,3 mm/j) que pour la colonne C15 (0,5-3,6 mm/j) (Figure 4.17d). Autrement dit, plus les résidus sont déposés en couches fines, plus les quantités d'eau évaporées et conséquemment les taux d'évaporations sont faibles (à noter néanmoins que ces faibles variations avaient malgré tout un effet important sur la TEV). Le suivi du bilan hydrique a ainsi démontré que l'épaisseur des couches de déposition jouait un rôle important sur les processus de transfert. Ainsi, une couche de résidus de 60 cm d'épaisseur aura tendance à retenir davantage l'eau dans les pores qu'une couche de 15 cm d'épaisseur.

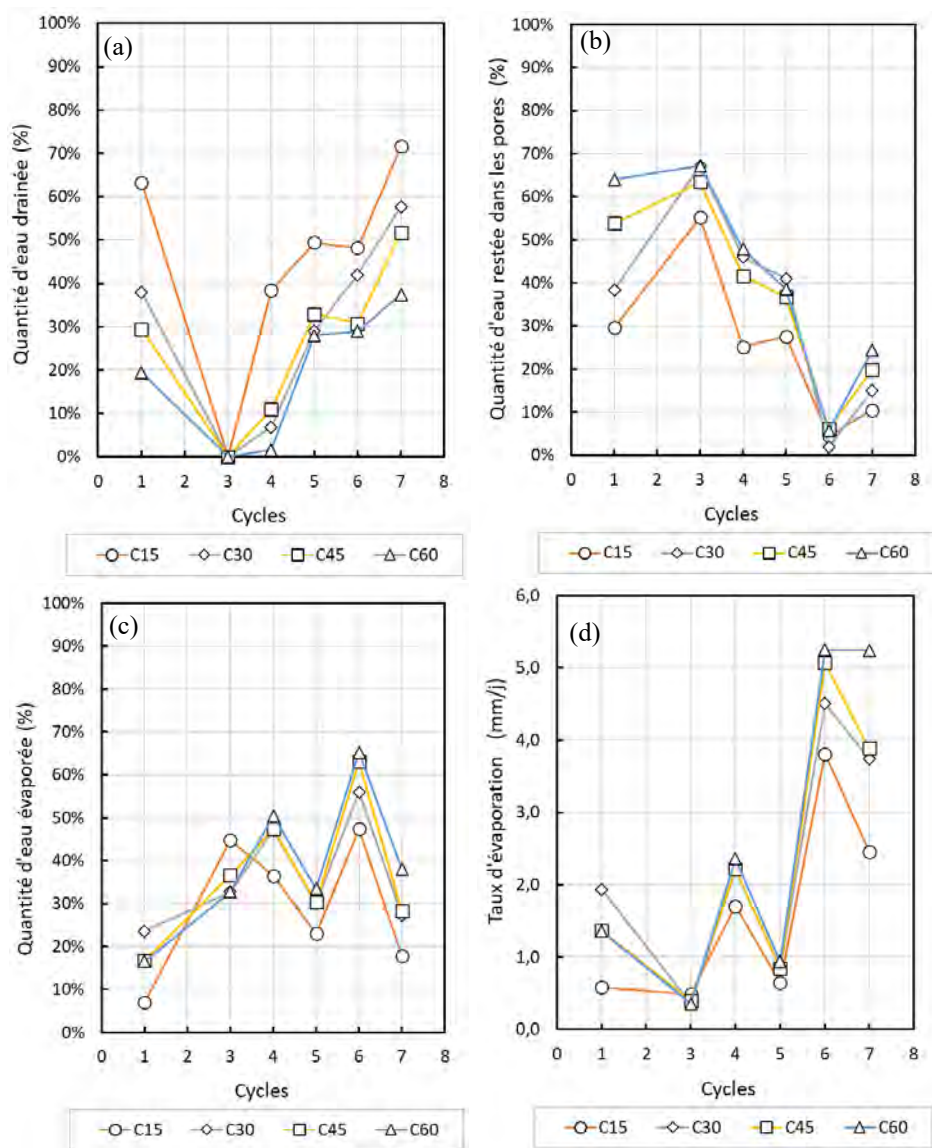


Figure 4.17 : Bilan d'eau des colonnes pour 7 cycles au cours de l'essai. (a) Quantité d'eau drainée. (b) Quantité d'eau retenue dans les pores (stockage). (c) Quantité d'eau évaporée. (d) Taux d'évaporation.

4.2.6 Effet de la durée des cycles sur l'évaporation

Les effets de la durée du cycle sur l'évaporation ont également été évalués au moyen du bilan hydrique (Figure 4.18). Aucune tendance claire n'a été observée entre la durée des cycles et la quantité d'eau évaporée (Figure 4.18). L'évolution de la quantité d'eau évaporée au cours du 5^e cycle ayant duré 35 jours est détaillée dans le chapitre 5 pour les 4 colonnes (section 5.1.3).

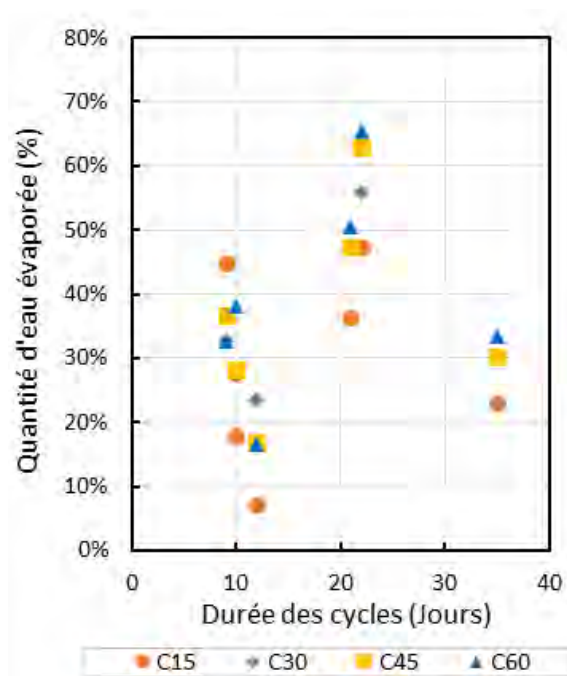


Figure 4.18 : Effets de la durée des cycles l'évaporation

4.2.7 Observations au démontage des colonnes

À la fin de chaque cycle, une couche de sel a été observée à la surface de chaque colonne. L'épaisseur de cette couche variait entre les différentes colonnes et selon la durée de la phase de séchage (Figure 4.19). Cette couche de sels n'a pas été retirée au début de chaque cycle et s'est dissoute lors de l'ajout d'eau.



Figure 4.19 : Couche de sels à la surface des colonnes : (a) : fin du 1er cycle ; (b) : début du 3e cycle colonne C60.

Cette couche de sel a pu influencer le taux d'évaporation (voir chapitre 5) mais surtout elle indique la forte salinité de l'eau interstitielle dans les colonnes. Les valeurs de TEV mesurées par les sondes EC5 peuvent être influencées par la salinité. En effet, cette hypothèse a pu être validée en réalisant un test de calibration des sondes EC5 en utilisant des solutions salines. Les résidus ont été compactés dans un perméamètre de diamètre interne 8 cm et de hauteur 15 cm à une porosité de 0,42. L'ensemble a été instrumenté de 4 sondes EC5 (S1 à S4).

Les résidus ont été saturés au cours des différents rinçages et la valeur de TEV indiquée devait donc être égale à la porosité (Saleh-Mbemba & Aubertin, 2018). Le premier rinçage a été effectué avec de l'eau distillée. Les rinçages suivants ont été effectués avec une solution saline dont la conductivité électrique variait entre 20 mS/cm ; 42 mS/cm et 68 mS/cm. Les résultats des mesures brutes (Figure 4.20) ont montré une variation de la TEV de 0,60 à 0,68 (soit +0,08) entre l'ajout des solutions de conductivité électrique 20 mS/cm à 68 mS/cm.

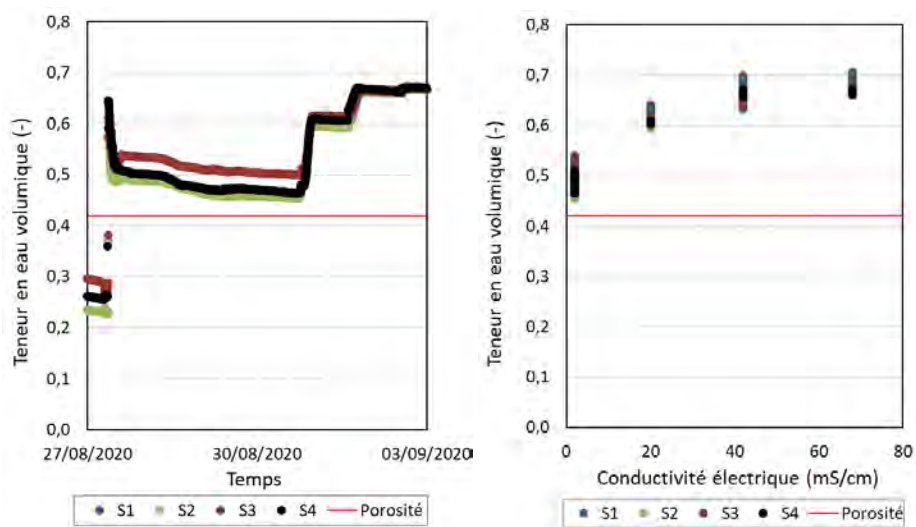


Figure 4.20 : Effet de la salinité sur l'évolution des mesures de TEV des sondes EC5 (S1 à S4).

Quelques jours (1-2 jours) après l'infiltration de l'eau accumulée à la surface de la colonne au début de chaque cycle, des fissures ont également été observées à la surface des résidus sur l'ensemble des colonnes (Figure 4.21a). Ces fissures ont pu être des chemins préférentiels pour l'infiltration de l'eau lors des cycles de mouillage mais aussi pour l'évaporation. Cependant, bien que l'évaporation augmente temporairement avec la fissuration (Rozina et al., 2015 ; Simms et al., 2019) celle-ci est limitée par l'accumulation de sels en surface (Fujiyasu et al., 2000). En plus de favoriser l'infiltration de l'eau, les fissures peuvent également favoriser l'infiltration de l'oxygène ce qui a un effet direct sur le comportement hydrogéologique des résidus (augmentation de la porosité) et indirect sur leur comportement géochimique (oxydation plus profonde).

Au démontage des colonnes, un état d'oxydation très avancé des résidus a été observé : on note notamment une différenciation de couleur assez marquée entre les couches de résidus initialement compactées dans chacune des colonnes et la couche ajoutée deux mois avant le démontage des colonnes (Figure 4.21b).

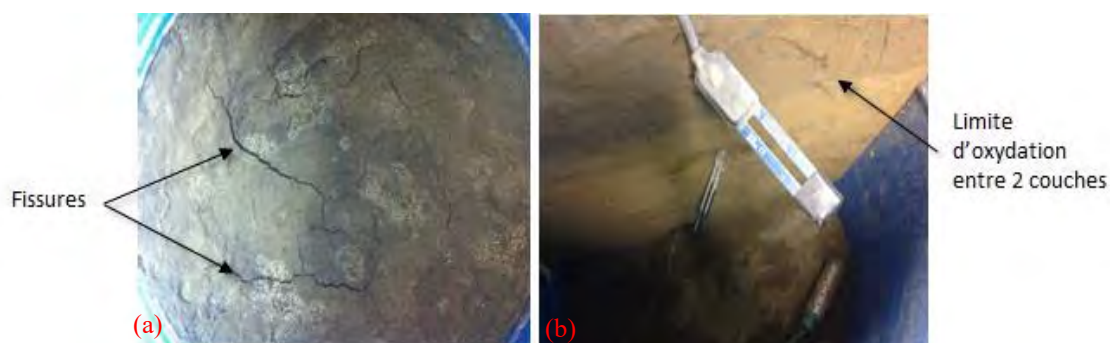


Figure 4.21 : (a) Fissurations à la surface des résidus. (b) Traces d'oxydation au démontage de la colonne C30.

4.2.8 Suivi géochimique des colonnes

Le pH a été suivi tout au long des essais en colonnes (Figure 4.22). Une baisse générale et progressive a été observée entre le 1^{er} et le 7^e cycle sur l'ensemble des colonnes. Les pH initialement compris entre 6 et 6,5 ont ainsi progressivement diminué pour atteindre des valeurs comprises entre 2,5 et 4 au bout de 229 jours. L'évolution du pH dans les lixiviats des colonnes semblait être fonction de l'épaisseur des couches. Par exemple, les lixiviats issus de la couche de

résidus de 15 cm d'épaisseur présentaient un pH plus faible que les lixiviats recueillis pour une couche de résidus plus épaisse. Les couches de résidus plus épaisses semblaient donc en partie tamponner le pH de l'eau de drainage (ou encore réduire l'oxydation des résidus du fait de la TEV plus élevée au sein des colonnes).

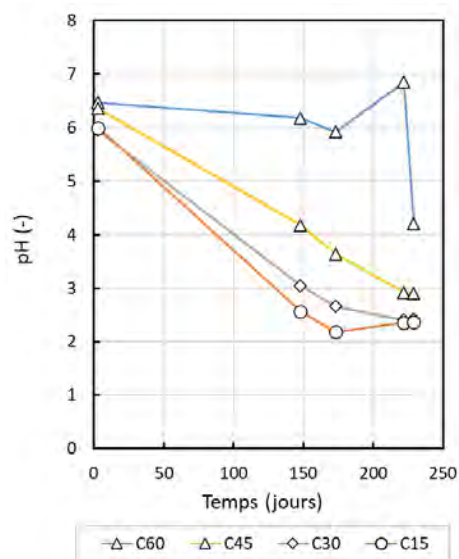


Figure 4.22 : Évolutions du pH dans le lixiviat des colonnes

Les concentrations de sulfates étaient initialement comprises entre 20 000 mg/L et 65 000 mg/L au cours du premier cycle, puis ont progressivement augmenté, atteignant des pics après 173 jours pour de nouveau baisser et atteindre des valeurs comprises entre 20 000 mg/L et 30000 mg/L après 222 jours (Figure 4.23a). Les concentrations en calcium étaient initialement comprises entre 300 mg/L et 400 mg/L dans toutes les colonnes (Figure 4.23b). Elles ont légèrement augmenté au cours de l'essai sans toutefois dépasser 450 mg/L dans toutes les colonnes.

L'évolution des concentrations en magnésium, manganèse et soufre étaient similaires tout au long de l'essai (Figures 4.23c à 4.23e). Les concentrations au 1^{er} cycle étaient de 4000 mg/L, 500 mg/L et 6700 mg/L respectivement. Ces concentrations ont progressivement augmenté atteignant des pics entre 165 jours et 173 jours, puis ont par la suite baissé pour C15 et C30 contrairement aux colonnes C45 et C60 où elles ont continué à (légèrement) augmenter. Le magnésium, le manganèse tout comme le calcium provenaient de la dissolution de la dolomite lors de la neutralisation de

l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Les faibles concentrations de calcium par rapport au magnésium et au manganèse dans les lixiviats étaient peut-être attribuables à la précipitation de gypse dans les colonnes (Alakangas et al., 2012; Lindsay et al., 2015). Aussi, les concentrations (Ca+Mg+Mn) étaient faibles comparativement aux concentrations en S_{tot} (S+SO₄), ce qui indiquait que les minéraux neutralisants ne permettaient pas de neutraliser l'acidité produite dans les colonnes C15, C30 et C45 contrairement à la colonne C60.

Les concentrations en fer demeuraient faibles pendant 150 jours (entre les 1^e et le 4^e cycles) avec une valeur maximale de 250 mg/L atteinte pour la colonne C15 au cours du 4^e cycle. Ces concentrations ont ensuite augmenté en fonction de l'épaisseur de la couche des résidus pour atteindre progressivement : 6000 mg/L, 8000 mg/L et 1400 mg/L respectivement pour les colonnes C15, C30 et C45. Les concentrations de fer dans les lixiviats de la colonne C60 ont peu varié au cours des différents cycles et étaient proches de 0 mg/L (Figures 4.23f).

Ces faibles concentrations de fer dans les lixiviats de la colonne C60 tout au long de l'essai et jusqu'à 150 jours pour les lixiviats des autres colonnes démontrent la rétention de cet élément sous forme de précipités d'(oxy)hydroxydes de fer à des pH > 3,5-4. À un pH inférieur à 3, le fer ne précipite plus et demeure en solution (d'où les concentrations mesurées à partir de 165 jours dans les colonnes C15, C30 et C45).

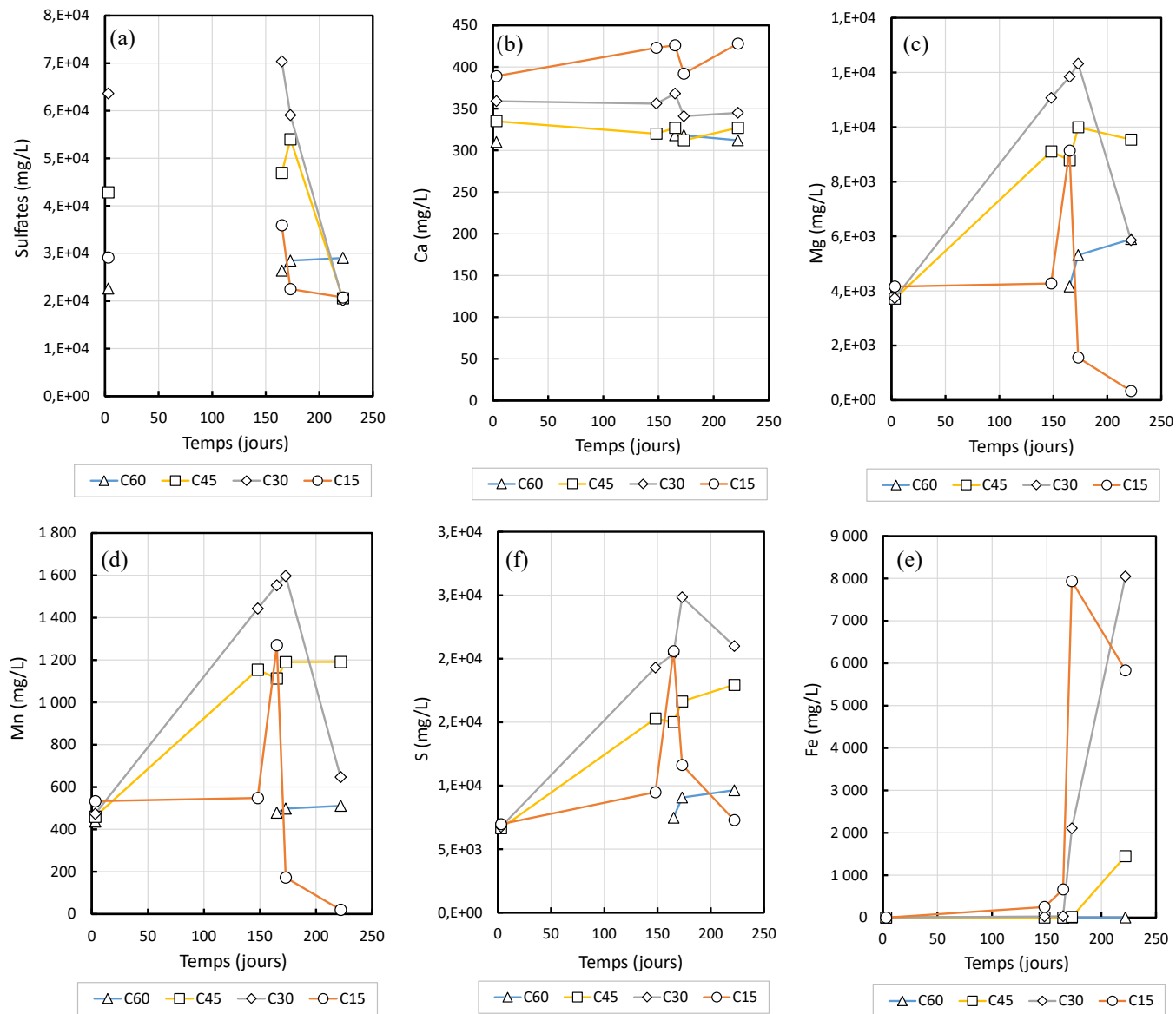


Figure 4.23 : Évolutions des concentrations en (a) sulfates. (b) calcium. (c) Magnésium. (d) Manganèse. (e) Soufre et (f) Fer dans les lixiviats des colonnes.

Les produits de la neutralisation (Ca; Mg; Mn) présents dans les eaux de lixiviation suivaient les mêmes tendances que pour les produits de l'oxydation ($S_{\text{tot}} = S$ et SO_4) signifiant que l'oxydation des sulfures et la neutralisation se produisaient simultanément dans les colonnes et que la dissolution des carbonates se faisait en réponse à la production d'acide.

L'évolution des concentrations des autres métaux tels que le cuivre, le zinc, le nickel et le plomb a également été suivie. Les variations de concentrations en cuivre, zinc et nickel étaient globalement similaires avec des valeurs initialement très faibles (proches de 0 mg/L) durant le 1^{er} cycle (Figures 4.23a, 4.23b et 4.23c). Ces concentrations ont progressivement augmenté atteignant des pics entre 150 jours et 165 jours pour les colonnes C15, C30 et C45 et par la suite baissé. Les concentrations de ces éléments sont restées proches de 0 mg/L pour la colonne C60 durant l'essai. Tous ces éléments présentaient des concentrations supérieures aux limites exigées par la Directive 019 (0,3 mg/L pour le cuivre, 0,5 mg/L pour le zinc et le nickel), et les concentrations en zinc étaient les plus importantes avec des valeurs atteignant jusqu'à 5000 mg/L pour les lixiviats de la colonne C15. Les concentrations en plomb sont quant à elles restées faibles avec quelques valeurs dépassant les limites (0,2 mg/L) exigées par la Directive 019 uniquement après 150 jours pour les colonnes C15 et C30 (Figures 4.23d).

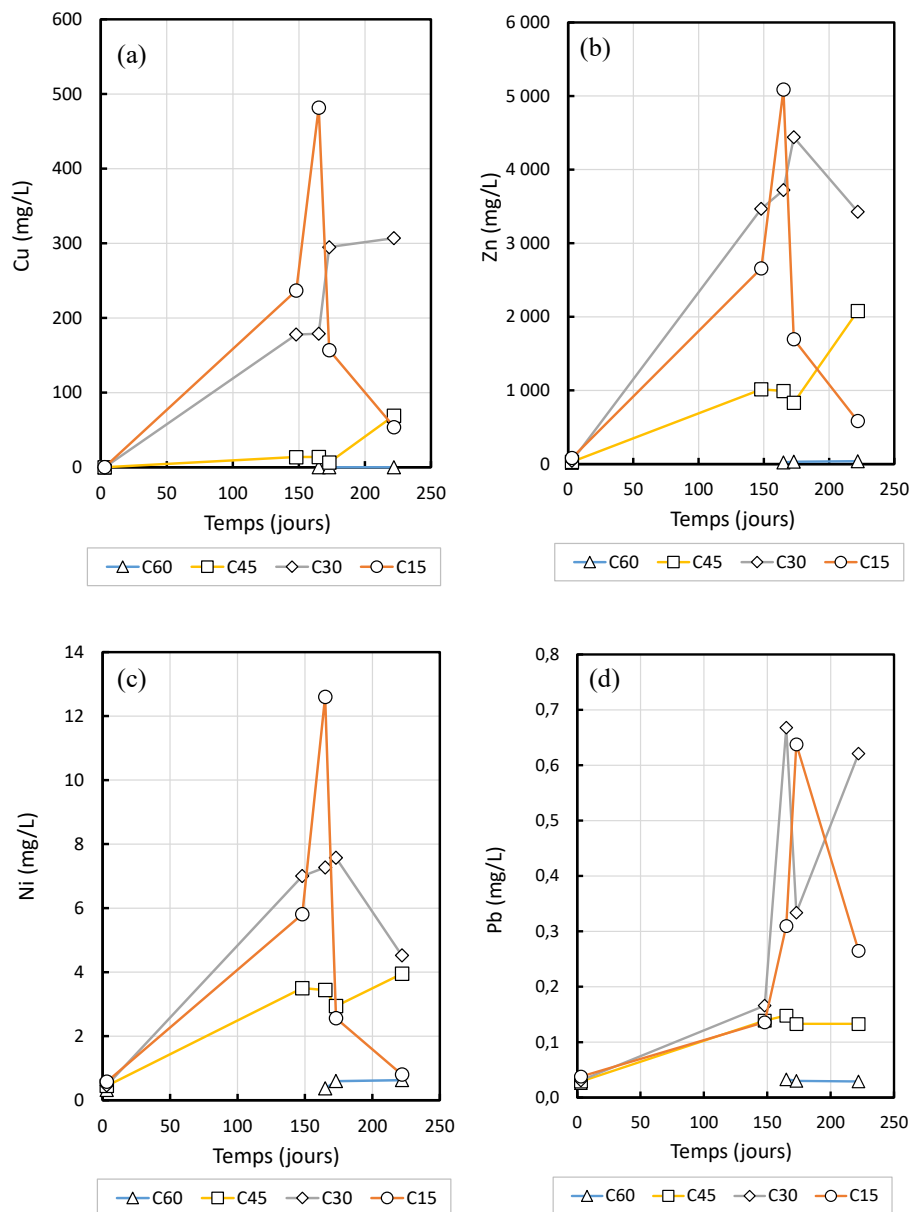


Figure 4.24 : Évolutions des concentrations en (a) Cuivre. (b) Zinc. (c) Nickel et (d) Plomb dans les lixiviats au cours des essais en colonne.

4.3 Résultats des essais en cellules humides

4.3.1 Évolution du degré de saturation

L'objectif des essais en cellules humides était de suivre le comportement des résidus au cours du temps à un degré de saturation constant (70%, 80%, 90% et 100%). Le suivi du degré de saturation a été réalisé au moyen d'un bilan de masse régulier : la masse de chaque cellule était pesée trois à quatre fois par semaine et une petite quantité d'eau était ajoutée si le degré de saturation diminuait sous la cible. Ainsi, les degrés de saturation ont pu être maintenus dans un intervalle de $\pm 2,5\%$ autour du degré de saturation visé (Figure 4.24) (à l'exception des phases de rinçage où les S_r atteignaient tous 100%). Ces ajouts n'ont pas eu d'impact significatif sur la qualité d'eau du lixiviat (i.e. pas de dilution) car les degrés de saturation étaient à peu près constants durant l'essai. Les quantités d'eau perdues par évaporation étaient ainsi inférieures à 5 mL pour l'ensemble des cellules humides au long de l'essai. Les différents rinçages ont été effectués avec 175 mL d'eau distillée et les lixiviats récupérés dans un béccher au bas de chaque cellule.

Initialement, le degré de saturation diminuait progressivement après la phase de rinçage pour atteindre la valeur visée en 4 jours environ. Cette durée a cependant été jugée trop longue et il a donc été décidé de placer un ventilateur au sommet de chaque cellule humide afin d'augmenter le taux d'évaporation et atteindre le degré de saturation souhaité plus rapidement (entre 1 h30 et 5 h, selon les cellules).

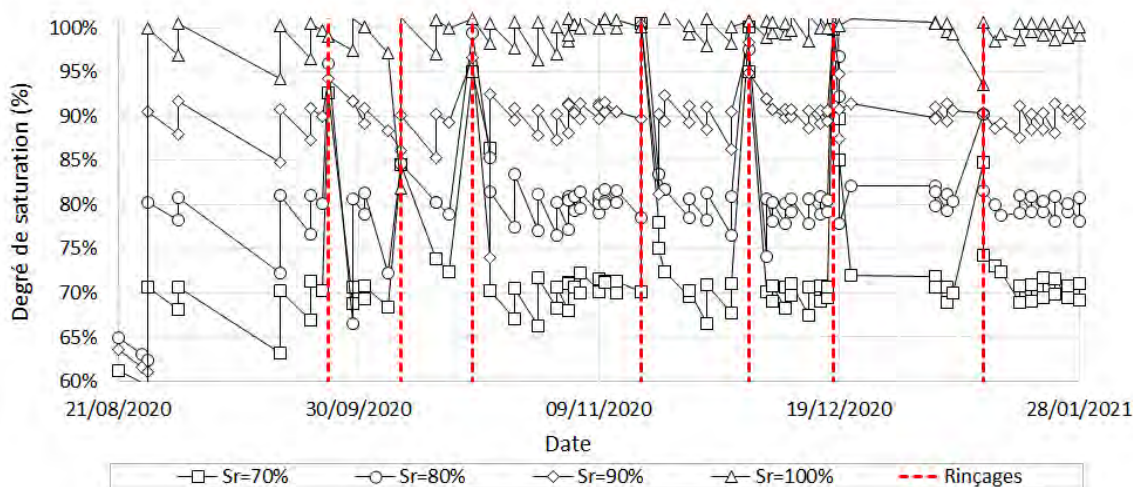


Figure 4.25 : Évolution du degré de saturation au cours des essais en cellules humides.

4.3.2 Analyses des lixiviats

Les pH étaient initialement similaires et au-dessus de 6 dans toutes les cellules humides pour les trois premiers rinçages (Figure 4.26). Le pH est resté autour la neutralité tout au long de l'essai pour les cellules humides maintenues à des degrés de saturation de 90% et 100% mais a progressivement diminué jusqu'à des valeurs de 2 pour des degrés de saturation de 80% et 70%.

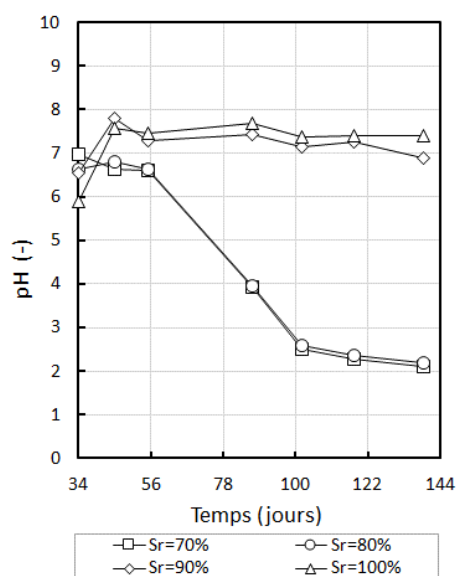


Figure 4.26 : Évolutions du pH des lixiviats au cours des essais en cellules humides.

Les concentrations en sulfates étaient initialement comprises entre 11000 mg/L et 16000 mg/L au cours du premier rinçage, puis ont fortement baissé autour de 1500 mg/L à 2000 mg/L après 45 jours (Figure 4.27a). L'ajout d'eau lors des rinçages représentait un volume équivalent à environ 2 fois le volume des pores. Le premier rinçage a donc contribué à lixivier l'eau contenue initialement dans les résidus et impactés par le montage des cellules humides. Les rinçages subséquents sont donc considérés plus représentatifs des réactions dans les résidus pendant l'essai. Deux tendances ont été observées à partir du 87^e jour. D'un côté, les concentrations en sulfates des cellules humides maintenues à des degrés de saturation de 90% et 100% sont restées stables autour de 2000 mg/L jusqu'au 139^e jour. De l'autre, les concentrations en sulfates dans les cellules humides maintenues à des degrés de saturation de 70% et 80% ont progressivement augmenté et ont atteint des valeurs de 13000 mg/L et 11000 mg/L, respectivement, après 139 jours. La provenance du sulfate est double : il provient à la fois de la dissolution de sulfates solubles déjà

présents initialement dans les résidus, ainsi que de l'oxydation des sulfures de l'échantillon, générant des sulfates. En effet, l'analyse DRX initiale a révélé la présence de sulfates de calcium (Gypse) produits de l'oxydation des sulfures, ce qui suggère qu'une partie du soufre était initialement présent sous forme de sulfates et ce qui explique les concentrations initialement élevées mesurées dans les lixiviats en début d'essai. L'oxydation des sulfures à quant à elle contribué à générer des sulfates pendant l'essai.

La conductivité électrique suivait une évolution similaire aux concentrations de sulfates (Figure 4.27b) : d'une part les cellules à un degré de saturation supérieur ou égal à 90% d'autre part celles inférieures à ce degré de saturation. Les cellules maintenues à 90% et 100% restaient à des valeurs comprises entre 2 mS/cm et 4 mS/cm. Les cellules maintenues à des degrés de saturation de 70% et 80% présentaient des conductivités qui augmentaient progressivement après 56 jours pour atteindre des valeurs qui autour de 12 mS/cm après 139 jours.

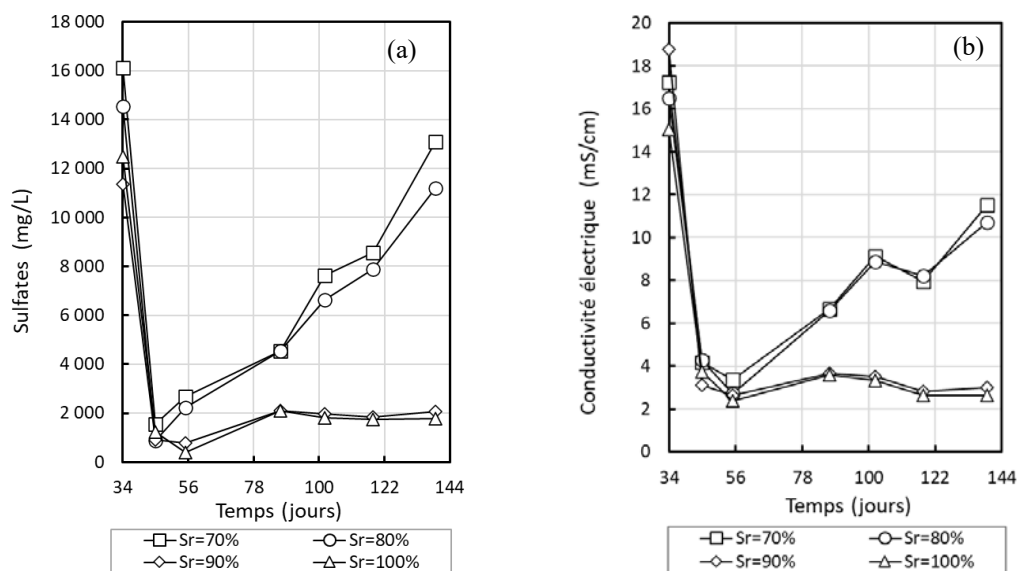


Figure 4.27 : Évolutions (a) du pH, (b) de la concentration en sulfates et (c) de la conductivité électrique dans les essais en cellules humides.

L'évolution des concentrations en métaux dissous dans les lixiviats a également été suivie au cours des essais en cellules humides. Les métaux d'intérêt ont été sélectionnés en se référant aux critères de la Directive 019 (arsenic, cuivre, fer, nickel, plomb et zinc). Les concentrations en cuivre étaient inférieures à 100 $\mu\text{g/L}$ pour les 3 premiers rinçages dans les 4 cellules humides (Figure 4.28a). Les

concentrations sont demeurées faibles dans les cellules humides maintenues à des degrés de saturation de 90% et 100%, mais ont fortement augmenté dans les résidus maintenus à des degrés de saturation plus faibles ($\leq 80\%$). Les concentrations en cuivre ont augmenté au 4^e et au 5^e rinçages jusqu'à des valeurs maximales de 45 mg/L pour la cellule humide à 70% et de 40 mg/L pour celle à 80%. Les concentrations en cuivre ont ensuite progressivement diminué après le 6^e rinçage pour atteindre des valeurs de 12 mg/L à la fin de l'essai. Ces concentrations étaient au-dessus des 0,3 mg/L permis par la Directive 019. Les concentrations en cuivre étaient légèrement plus importantes dans la cellule humide à 70% tout au long de l'essai.

Les concentrations en arsenic étaient initialement autour de 0,4-1,1 $\mu\text{g/L}$, dans toutes les cellules humides (limite de détection 0,2 $\mu\text{g/L}$) (Figure 4.28b). Ces concentrations ont progressivement augmenté dans les cellules humides à des degrés de saturation de 70% et 80% et ont atteint respectivement des valeurs maximales de 300 $\mu\text{g/L}$ et 220 $\mu\text{g/L}$ après 139 jours. Les concentrations d'arsenic ont continuellement augmenté au cours de l'essai. Les concentrations en arsenic des deux autres cellules humides ($S_r = 90\%$ et $S_r = 100\%$) sont demeurées constantes et proches de la limite de détection (0,2 $\mu\text{g/L}$) tout au long de l'essai.

Les concentrations en fer et en zinc étaient initialement proches de la limite de détection, dans toutes les cellules humides (0,006 mg/L pour le fer et 0,005 mg/L pour le zinc) (Figure 4.28c et Figure 4.28d). Ces concentrations sont demeurées constantes et proches de la limite de détection pour les cellules humides maintenues à $S_r = 90\%$ et $S_r = 100\%$. Par contre, les deux autres cellules humides ($S_r = 70\%$ et $S_r = 80\%$) ont vu les concentrations en fer et en zinc progressivement augmenter à partir du 87^e jour atteignant respectivement des valeurs comprises entre 3000 mg/L et 3700 mg/L pour le fer et 3100 mg/L et 2700 mg/L pour le zinc au 7^e rinçage après 139 jours. Les concentrations en zinc et en fer dans ces deux cellules humides étaient toutes au-dessus de la limite de 0,5 mg/L et 3 mg/L, respectivement prescrite par la Directive 019.

Les concentrations en nickel et en plomb (Figure 4.28e et Figure 4.28f), étaient en dessous des limites dictées par Directive 019 (0,5 mg/L et 0,2 mg/L respectivement) dans toutes les cellules humides. L'évolution des concentrations de ces deux éléments présentait un pic important après 102 jours (1,7 mg/L et 0,6-0,9 mg/L) mais uniquement pour les cellules humides maintenues à des degrés de saturation de 70% et de 80%.

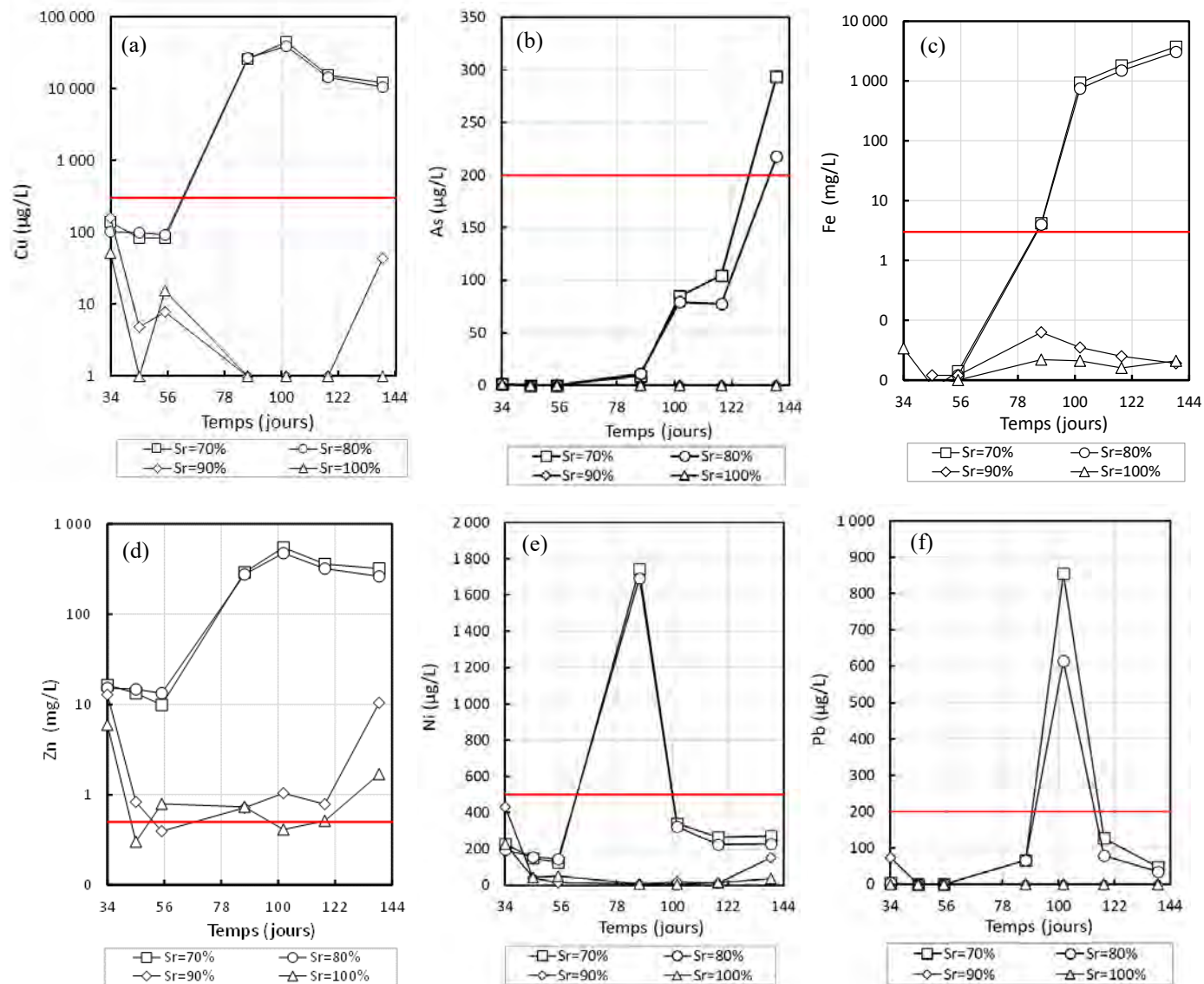


Figure 4.28 : Évolution des concentrations d'éléments chimiques dans les eaux de rinçages issues des cellules humides. (a) Cuivre (Cu). (b) Arsenic (As). (c) Fer. (Fe). (d) Zinc (Zn). (e) Nickel (Ni). (f) Plomb (Pb). En trait rouge les limites exigées par la Directive 019 ;

Les concentrations de calcium et de magnésium ont également été mesurées à chaque rinçage. Ces deux éléments sont associés aux minéraux neutralisants présents dans les résidus à savoir la dolomite comme identifiée par DRX (section 4.1.5). Les concentrations en calcium étaient initialement autour de 400 mg/L dans toutes les cellules humides (Figure 4.29a). Elles ont progressivement augmenté pour atteindre entre 460 mg/L et 600 mg/L dans toutes les cellules humides. Les concentrations en magnésium (Figure 4.29b) étaient comprises entre 3000 mg/L et 3500 mg/L au cours du premier rinçage (soit le 34^e jour après le lancement de l'essai) et ont diminué au 2^e rinçage pour atteindre des valeurs inférieures à 500 mg/L et elles sont restées relativement constantes par la suite. Après 102 jours, ces concentrations étaient toutes inférieures à 100 mg/L.

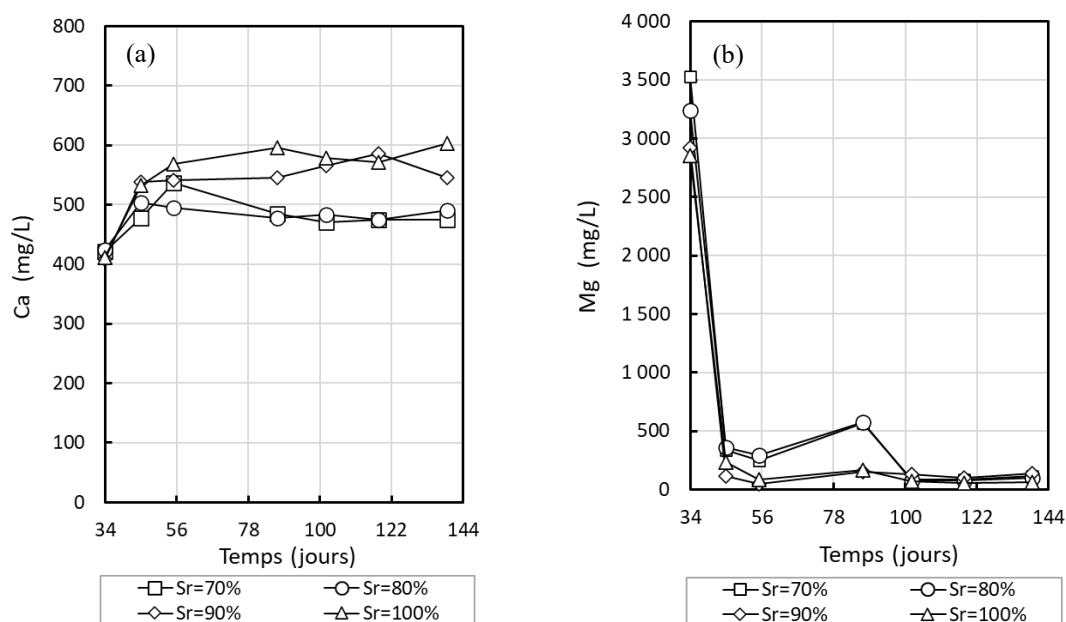


Figure 4.29 : Évolution des concentrations de (a) calcium et (b) magnésium dans les cellules humides.

L'évolution des concentrations en Ca, Mg et SO_4 indiquaient que les résidus s'oxydaient peu lorsqu'ils étaient maintenus à des degrés de saturation de 90% et 100%. Par contre lorsque le degré de saturation était inférieur ou égal à 80% l'oxydation des résidus était plus importante.

CHAPITRE 5 ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

5.1 Comportement hydrogéologique des résidus filtrés déposés en couche

5.1.1 Comparaisons et incertitudes des 3 méthodes de mesures des TEV

Trois méthodes ont été utilisées pour suivre le comportement hydrogéologique (et en particulier les bilans d'eau) des résidus filtrés lors des essais en colonne (voir aussi section 4.2.3) :

- (1) La mesure directe des TEV au moyen de sondes EC5 ;
- (2) La mesure des succions (Watermark) et la conversion en TEV au moyen de la CRE
- (3) L'estimation des TEV à l'aide du bilan de masse (balances)

Ces trois méthodes utilisées pour mesurer et corriger les TEV dans les résidus ont permis d'estimer l'effet de plusieurs paramètres d'influence. Ainsi, les résultats des mesures directes de TEV au sein des résidus au moyen de sondes EC5 ont été principalement impactés par la conductivité électrique de l'eau interstitielle, elle-même liée à la teneur en soufre élevée dans les résidus ($C_p = 9,1\%$). Par conséquent, les TEV dans les résidus pourraient avoir été (parfois significativement) surestimées.

Pour évaluer l'effet de la salinité sur les mesures de TEV au moyen des sondes EC5, un essai de calibration avec différentes solutions salines en conditions saturées a été réalisé (voir section 4.2.5). Les résultats de cet essai ont été comparés à la courbe de calibration initiale des sondes EC5 (Figure 5.1). Deux tendances ont été observées. D'une part, les points de calibration avec l'eau distillée et la solution saline de conductivité électrique (CE) égale à 21 mS/cm tendaient à se superposer et restaient inférieurs à 0,65. D'autre part, les points de calibration des solutions salines avec CE = 48 mS/cm et CE = 68 mS/cm étaient supérieurs à 0,65. Ces résultats suggèrent que les mesures réalisées avec les sondes EC5 surestimeraient les TEV réelles de 0,17 à 0,22 pour des conductivités électriques comprises entre 6 et 21 mS/cm et de 0,23 à 0,29 pour des conductivités électriques supérieures à 48 mS/cm. Cependant, la CE de l'eau interstitielle dans la colonne n'a pas pu être mesurée pendant les essais en colonnes (absence de pores d'échantillonnage), ne permettant donc pas de corriger les TEV obtenues avec les sondes EC5.

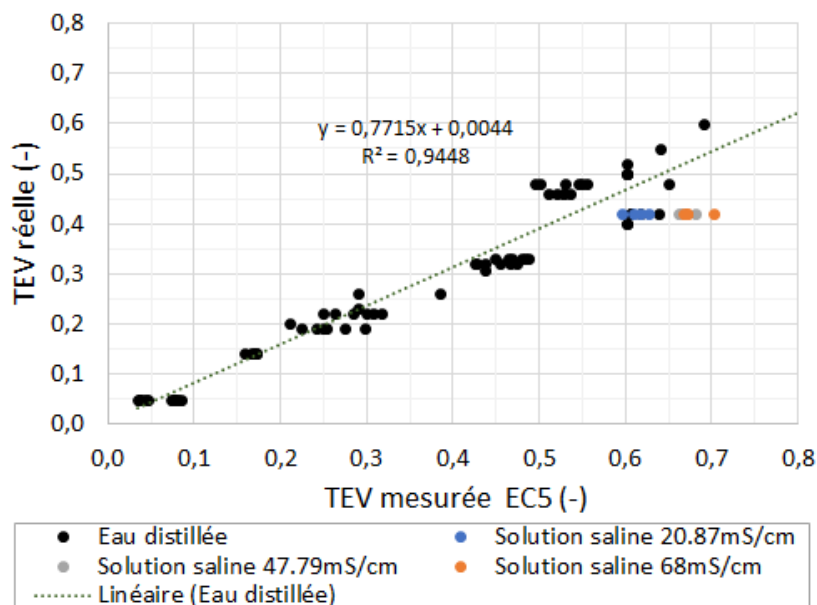


Figure 5.1 : Courbe de calibration des sondes EC5 pour différentes conductivités électriques de l'eau interstitielle.

L'effet de la salinité sur les mesures des sondes de TEV au fonctionnement similaire (par exemple 5TM, GS3 et TDR) a été largement discuté dans la littérature. Dans tous les cas, les valeurs mesurées étaient systématiquement supérieures aux TEV réelles obtenues par la méthode gravimétrique ou par nucléodensimètre. Par exemple, un écart de 0,16 a été observé entre les TEV mesurées avec les sondes GS3 et celles mesurées par nucléodensimètre sur le site de la mine Tio (Dubuc, 2018). Une autre difficulté dans le cadre du présent projet était que les conductivités électriques variaient au cours du temps. En effet, les résidus filtrés dans les colonnes étaient essentiellement désaturés, et leur oxydation rapide (surtout près de la surface) a entraîné une augmentation progressive de la salinité de l'eau interstitielle. L'évaporation aurait pu contribuer à concentrer davantage les ions en solution en surface (phénomène d'évapoconcentration). Ainsi, la conductivité pourrait avoir tendance à augmenter au cours d'un cycle et varier avec la profondeur, ce qui rendrait encore plus complexe la correction des valeurs de TEV estimées avec les sondes. D'autres auteurs ont également rapporté que la précision des mesures de TEV avec des sondes pouvait être affectée par plusieurs autres facteurs comme la porosité ou le poids volumique (Bouksila et al., 2008, Maqsoud et al., 2017 ; Dubuc, 2018).

La méthode de reconstitution des TEV à partir des données de succion avait pour principal avantage de ne pas tenir compte de l'effet de salinité (bien que cette dernière puisse également affecter dans une moindre mesure les sondes Watermarks, Irrometer, 2021). Ainsi, les TEV obtenues étaient pour l'ensemble représentatives de l'évolution au sein des colonnes avec des valeurs à saturation (au cours des phases de mouillage) égales à 100%. Cependant, une limite de la méthode reste l'imprécision des sondes Watermarks pour la mesure des succions plus élevées (et accessoirement leur limite maximale autour de 240 kPa). Cette limitation a été mentionnée par Martin (2018) qui a comparé les mesures de succion avec deux sondes différentes : les Watermarks et les sondes MPS-1 (Meter). Les valeurs mesurées par ces dernières au sein d'un même matériau se sont avérées beaucoup plus élevées que celles mesurées avec les sondes Watermarks. Ainsi, les faibles variations de TEV ne sont pas toujours détectées par les sondes de succion, rendant ainsi difficile l'étude de l'évolution du front de mouillage suite à de faibles précipitations. A cela s'ajoutent les limitations causées par la précision ou l'estimation de la CRE et de la porosité au sein des colonnes.

La méthode de reconstitution des TEV par bilan de masse présentait une évolution similaire à celle par mesure directe de TEV. Cependant, la méthode ne permettait pas de suivre l'évolution de la TEV au sein des différentes couches de résidus. Elle reste ainsi une approche permettant d'observer l'évolution moyenne de la TEV au sein des différentes colonnes. Un autre inconvénient de la méthode demeurait la prise en compte de la quantité d'eau accumulée à la surface des résidus durant la phase de mouillage. Celle-ci peut tout de même être corrigée mais de manière relativement imprécise (mesure de l'épaisseur de la couche d'eau) ou au prix de certaines hypothèses simplificatrices (p.ex. taux d'infiltration linéaire).

Les résultats des trois méthodes de suivi de la TEV ont été comparés pour la colonne C15. Les résultats suivaient globalement les mêmes tendances, à savoir une augmentation rapide des TEV après l'ajout d'eau puis une diminution sous l'effet combiné du drainage et de l'évaporation. Cependant, des différences notables étaient observables entre les trois approches (Figure 5.2)

Le degré de saturation maximal atteint au cours de l'essai était ainsi compris entre 100% et 200%. Les valeurs supérieures à 100% étaient principalement liées aux méthodes de mesure directe de TEV (en raison de la conductivité électrique de l'eau interstitielle) et de bilan de masse (en raison de l'accumulation d'eau en surface lors du mouillage).

Au cours des différents cycles, les TEV estimées avec les 3 méthodes se superposaient avec un léger décalage en fonction des cycles. Ainsi, au cours du 1^e cycle, les TEV mesurées avec les sondes EC5 et l'approche par bilan de masse se superposaient, alors que les TEV issues des succions présentaient un léger décalage de quelques heures au cours de la phase de désaturation (drainage). Lors du 2^e cycle, les TEV obtenues avec les sondes EC5 et par correction des succions concordaient uniquement durant les 4 premiers jours après quoi elles présentaient des variations comprises entre 0,01 et 0,15. Le 3^e cycle n'était pas visible avec les TEV corrigées à partir des succions mais était clairement identifiable pour les résultats de TEV issues des masses avec un pic à 0,11 (soit $S_r = 26\%$) et une baisse progressive jusqu'à 0,08 (soit $S_r = 18\%$) avant le 4^e cycle. Les TEV des sondes EC5 montraient quant à elles une augmentation progressive jusqu'au 4^e cycle, sans doute liée à une augmentation de la conductivité électrique (rien ne peut expliquer une augmentation de la TEV au cours du cycle). Les valeurs maximales de S_r pour les cycles 4, 5 et 6 étaient proches (entre 150 et 160%) pour la méthode de mesure directe (EC5) et pour la méthode par bilan de masse (balances ; Figure 5.2)

Les taux de diminution du degré de saturation étaient variables selon les méthodes mais aussi en fonction des cycles. Ainsi, la diminution des degrés de saturation entre le début et la fin de chaque cycle était comprise entre 62% et 68% (méthodes des TEV), entre 19% et 48% (méthodes des succions) et entre 74% et 76% (méthode par bilan de masse).

Le degré de saturation minimal atteint au cours de l'essai était compris entre 18% et 55% (soit $TEV = 0,08 - 0,24$). Ces valeurs ont principalement été atteintes durant le 2^e cycle, le plus long de tous les essais en colonnes. Le degré de saturation minimal variait ainsi en fonction de la méthode mais aussi de la durée du cycle.

Pour la méthode des TEV et la méthode des succions, les degrés de saturation à la fin des cycles 4, 6 et 7 étaient similaires alors que ceux estimés à partir de la méthode par bilan de masse étaient dans l'ensemble 20% à 30% plus faibles (Figure 5.2).

Dans la suite du chapitre, et sauf mention contraire, les TEV reconstituées à partir des mesures de succions ont été utilisées pour l'analyse des résultats des essais en colonnes.

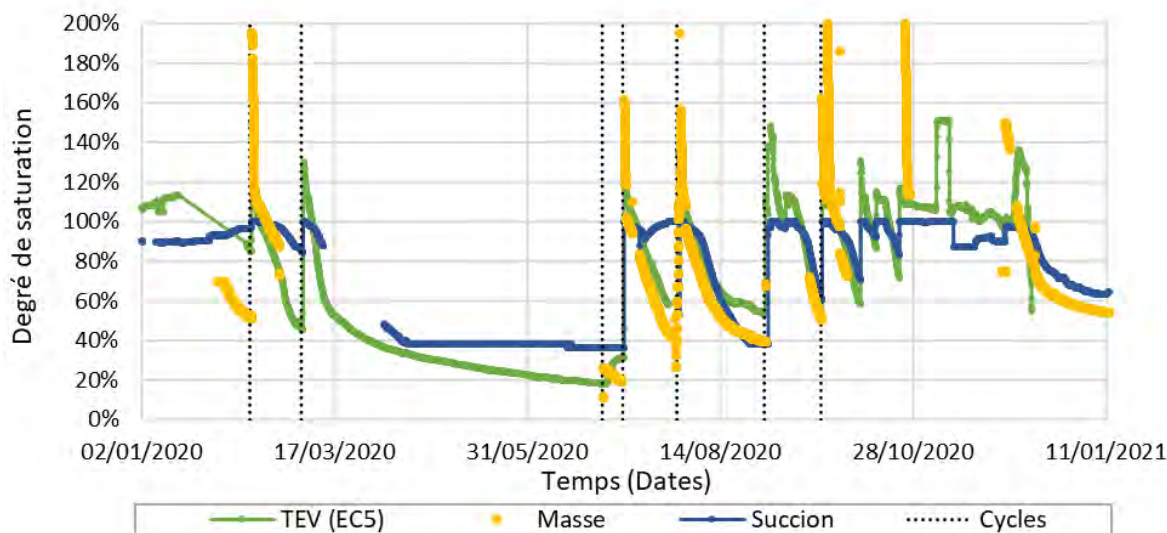


Figure 5.2 : Évolution du degré de saturation au sein de la colonne C15 selon 3 méthodes de mesure de la TEV. EC5 : mesure directe de la TEV avec les sondes des teneurs en eau ; Masse : TEV obtenues à partir du bilan de masses; Succion : TEV issues des conversions des succions

5.1.2 Effets de l'épaisseur des couches sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés

La comparaison des TEV au sein des couches superficielles des différentes colonnes montrait une évolution selon deux tendances. D'une part, les colonnes C45 et C60, et de l'autre les deux autres colonnes C15 et C30. Les TEV en surface étaient plus élevées pour les couches des colonnes C45 et C60 tout au long des cycles de séchage. Par exemple, à la fin du 2^e cycle, qui présentait la phase de séchage la plus longue d'une durée de 119 jours, les TEV étaient entre 0,31 et 0,4 (soit $S_r = 72\%$ à 93%) au sommet des colonnes C45 et C60, contre une TEV d'environ 0,16 (soit $S_r = 37\%$) dans les colonnes C15 et C30. Certaines différences pouvaient être observées lors de certains cycles, mais la tendance se répétait pour les cycles 4, 5 et 7. Les couches de résidus plus épaisses semblaient donc permettre de maintenir des TEV (et donc des degrés de saturation) plus élevées en surface (Figure 5.3).

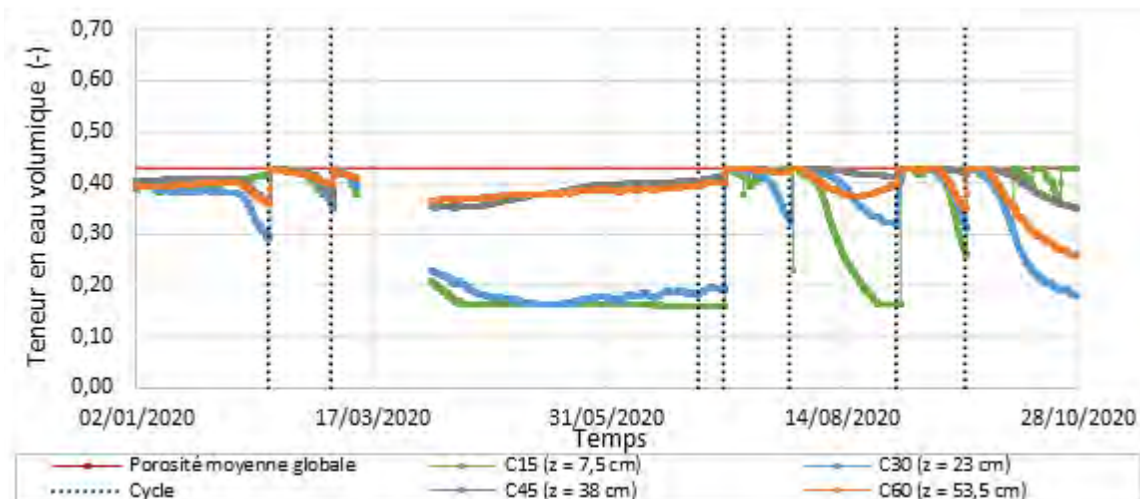


Figure 5.3 : Comparaison de l'évolution de TEV reconstituées à l'aide des succions mesurées au sommet des colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.

L'évolution des TEV des couches les plus profondes des différentes colonnes a également été comparée (Figure 5.4). De façon générale, cette évolution était identique à celle précédemment décrite avec également deux tendances. L'évolution des TEV des couches en profondeur des colonnes C30, C45 et C60 était similaire et présentait des valeurs proches de la saturation durant tout l'essai (à l'exception de 2^e cycle à la fin duquel les TEV étaient de 0,37 ; soit $S_r = 86\%$). Les couches de résidus plus épaisses permettaient donc de maintenir des TEV plus élevées en profondeur.

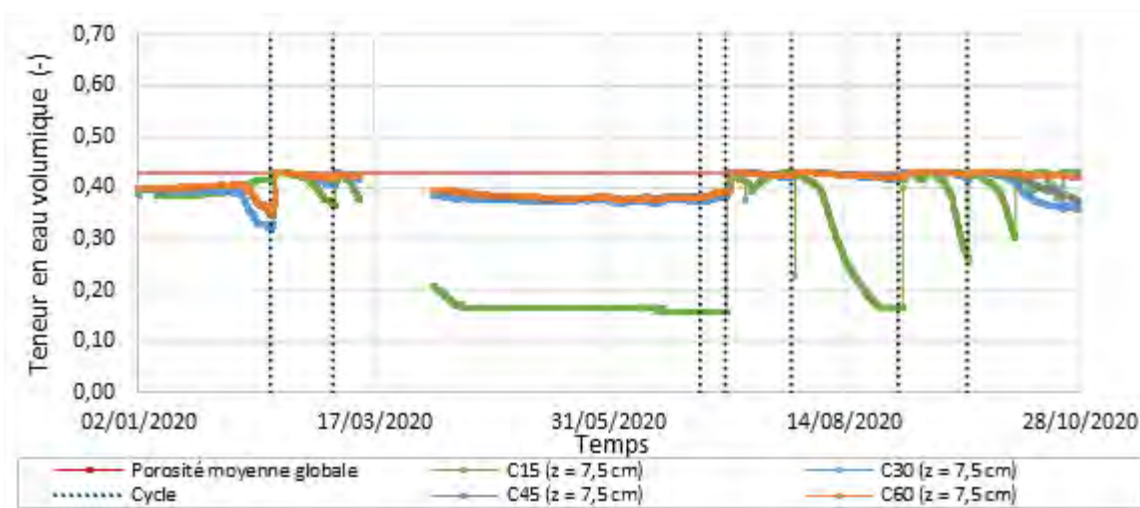


Figure 5.4 : Comparaison de l'évolution de TEV reconstituées à l'aide des succions des couches profondes dans les colonnes lors des cycles de mouillage-séchage.

L'effet de l'épaisseur des couches sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés a également été évalué en comparant l'effet de l'épaisseur des couches sur le drainage et l'évaporation au cours des différents cycles (Figure 5.5). De manière générale, plus l'épaisseur de la couche de résidus était importante, plus la proportion d'eau drainée était faible et plus la proportion d'eau évaporée était élevée (principalement mise en évidence pour les colonnes C15 et C60 pour l'ensemble des cycles). La tendance était moins nette pour les colonnes C30 et C45 à l'exception des cycles 6 et 7 (voir aussi chapitre 4, section 4.2.6). Ces résultats confirment à leur tour qu'une augmentation de l'épaisseur des couches de résidus contribue à minimiser l'infiltration profonde (drainage) mais favorise l'évaporation.

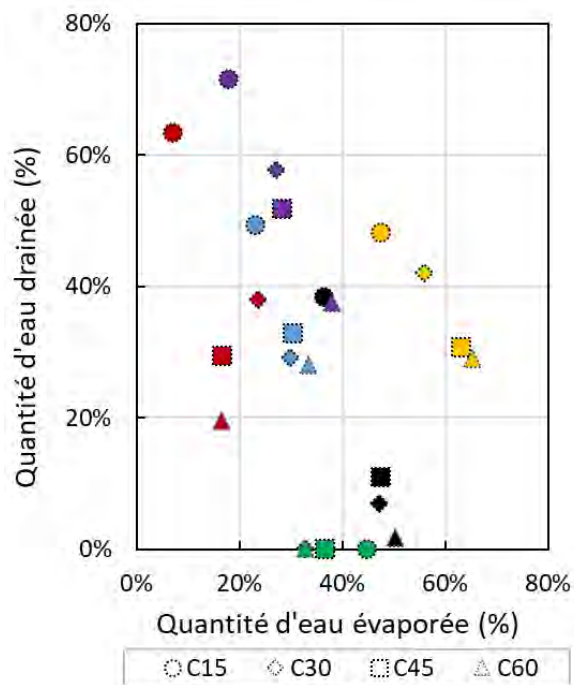


Figure 5.5 : Effet de l'épaisseur des couches sur le drainage et l'évaporation au cours des différents cycles (1^e cycle=rouge, 3^e cycle =vert ; 4^e cycle =noir ; 5^e cycle = bleu ; 6^e cycle = jaune ; 7^e cycle =mauve)

5.1.3 Effets des fissures et de la couche de sels sur l'évaporation

Au cours des essais en colonnes, des fissures ont été observées peu de temps après la fin de l'infiltration (en général 4 à 5 jours après l'ajout d'eau en surface) suivies du développement de précipités de sels à la surface des résidus. L'augmentation de la durée de la phase d'évaporation tendait à augmenter l'épaisseur de la couche de sels.

Les fissures et la précipitation de sels influencent l'évaporation (Simms et al., 2007). Les fissures de dessiccation peuvent ainsi diminuer la porosité des résidus et conséquemment leur perméabilité. Ces fissures entraînent également l'augmentation du flux d'oxygène puisqu'elles contribuent à (1) augmenter la surface d'exposition des rejets et (2) créer des passages préférentiels pour l'oxygène, ce qui conduit à une accélération de l'oxydation des résidus et une génération du DMA (Gosselin, 2007 ; Martin, 2018).

Les travaux effectués par Hatano et al., (1988) ont révélé l'influence des fissures sur la perte d'eau par le sol ou les résidus. Cette influence est plus accentuée quand la surface supérieure du sol devient sèche, l'évaporation par les fissures peut constituer une contribution significative à la perte d'eau par le sol. Les travaux de Fujiyasu et al., (2000) et de Fujiyasu & Fahey (2000), ont quant à eux montré que la formation des fissures ainsi que le dépôt de la croûte de sel en surface du sol influençaient directement l'évaporation. Comme mentionnée précédemment, la fissuration tend à augmenter temporairement l'évaporation tandis que l'accumulation des sels à la surface bloque le processus d'évaporation.

La quantité d'eau évaporée au cours du 5^e cycle a été calculée pour les 4 colonnes. Les valeurs obtenues représentent la phase du cycle uniquement dominée par l'évaporation. L'évolution de la quantité d'eau perdue par évaporation augmentait progressivement jusqu'à la fin du cycle (Figure 5.6). Les colonnes C30 et C45 évoluaient similairement tout au long du cycle tandis que les quantités d'eau évaporées pour les colonnes C15 et C60 étaient respectivement en dessous et au-dessus de celles des colonnes C30 et C45. Un léger fléchissement a été observé après le 21 août 2020 sur la colonne C45 mais les tendances des différentes courbes restaient similaires.

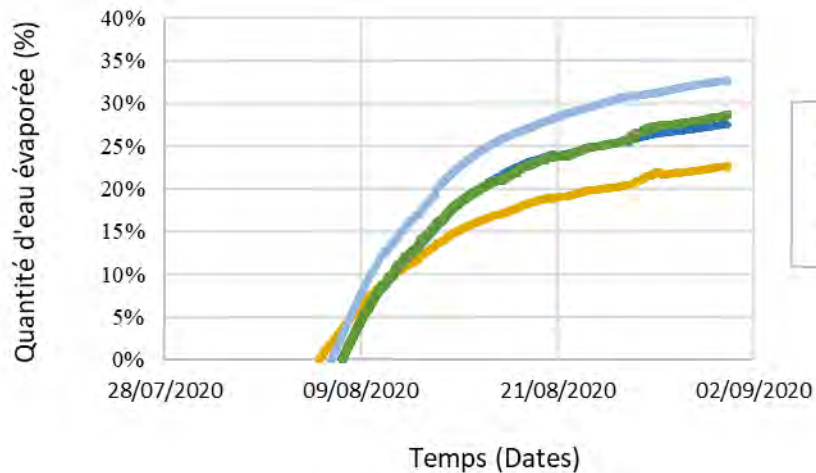


Figure 5.6 : Comparaison de la quantité d'eau évaporée en fonction du temps au 5^e cycle.

L'ajout d'une couche supplémentaire au sommet de résidus déjà exposés aux conditions climatiques et préoxydés a eu un effet sur le comportement hydrogéologique des couches sous-jacentes (Figure 5.7). En effet, cette dernière joue le rôle de protection et permet de maintenir des degrés de saturation plus importants (de 6% à 10%) mais surtout de limiter l'évaporation qui affectait cette dernière avant l'ajout de la nouvelle couche. Martin (2018), mentionne l'effet d'un ajout de couche sur des résidus déjà exposé. Cependant la couche ajoutée se désaturait moins que ce qui était attendu. La mise en place d'une couche fraîche, plus récente 11 mois après le début de l'essai pourrait avoir un comportement différent de celui observé au cycle précédent (développement de la salinité, fissuration, évolution de TEV).

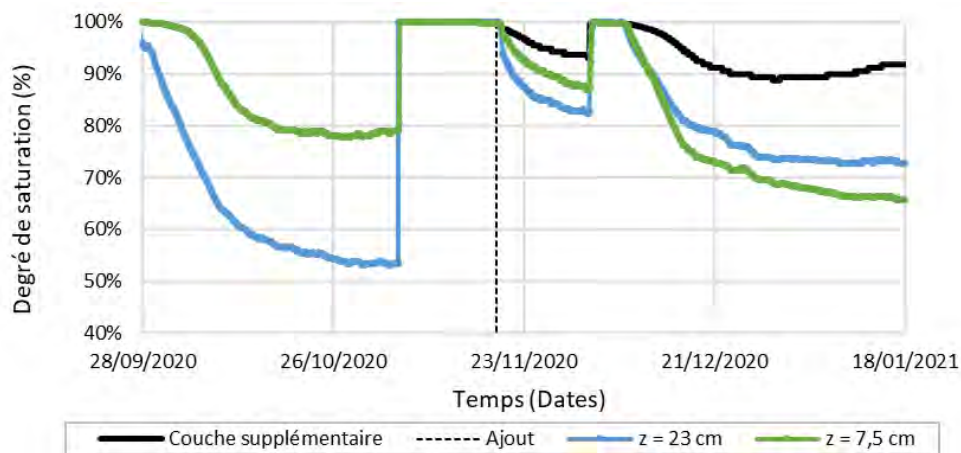


Figure 5.7 : Effet de l'ajout d'une couche supplémentaire sur les TEV des couches sous-jacentes pour la colonne C30

5.2 Simulations numériques

Le comportement hydrogéologique des résidus au sein des grandes colonnes a été simulé au moyen du logiciel SEEP/W (version 2021 ; voir section 2.5). L'objectif était de valider les modèles numériques, en reproduisant les essais en colonnes réalisés en laboratoire avant de pouvoir les extrapoler pour des conditions plus réalistes du terrain. À noter que les simulations n'ont pas été calibrées et que les propriétés des matériaux étaient basées sur les caractérisations de laboratoire uniquement (sections 3.3.7 et 4.1). L'objectif n'était pas non plus de réaliser une étude numérique poussée du comportement des résidus, mais avant tout de compléter et confirmer les observations dans les colonnes et d'évaluer le potentiel des simulations à reproduire le comportement de résidus filtrés exposés à des conditions climatiques. Par conséquent, seuls quelques résultats sélectionnés sont présentés dans ce qui suit.

5.2.1 Analyses des résultats des simulations numériques

Les résultats des simulations numériques⁴ ont été comparés aux résultats de la reconstitution des TEV à partir des données de succion. Les TEV simulées des couches en surface ($z = 53,5$ cm pour la colonne C60 et $z = 7,5$ cm pour la colonne C15) reproduisaient, de manière générale, assez bien le comportement observé au laboratoire (Figure 5.9), à savoir une augmentation rapide de la TEV durant la phase de mouillage suivi d'une baisse progressive jusqu'à la prochaine phase de mouillage. Quelques différences ont été observées principalement au sein de la colonne C60. Par exemple, entre le 2^e et le 3^e cycle, les TEV simulées étaient nettement plus faibles que celles obtenues expérimentalement au moyen de la méthode des succions (0,08 contre 0,36) (Figure 5.9b). Par contre les TEV mesurées et simulées dans la colonne C15 étaient plus proches avec une différence de TEV inférieure à 0,1. Le taux de diminution de la TEV simulé (après le passage du front de mouillage) était également très proche des valeurs mesurées au laboratoire. Globalement, les simulations numériques avec SEEP/W reproduisaient donc de manière satisfaisante le comportement des colonnes de laboratoire.

⁴ La CRE utilisée pour la modélisation était le même que celle utilisée lors de la reconstitution des TEV.

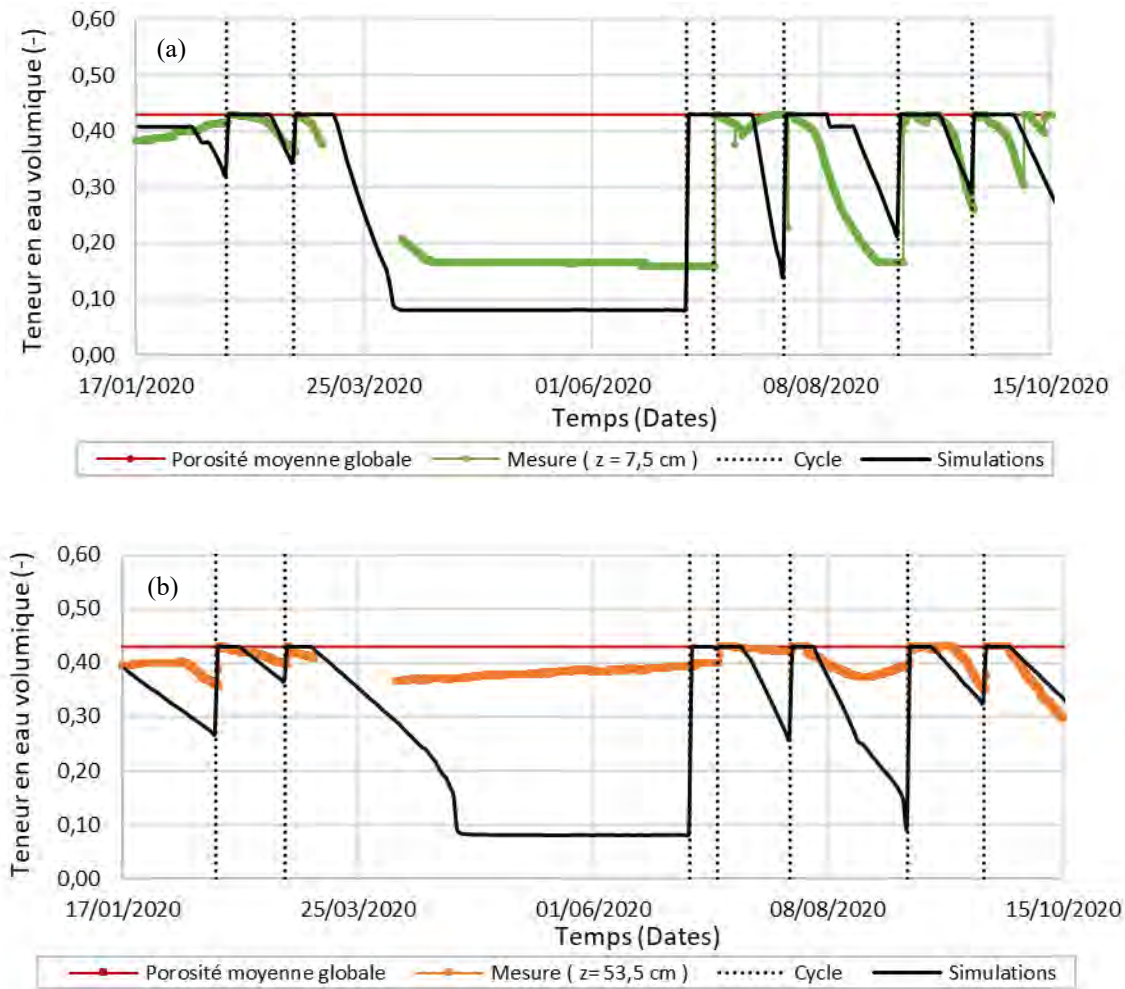


Figure 5.8 : Résultats des simulations numériques et comparaisons avec les TEV reconstituées à partir des données de succions. (a) Colonne C15 ($z = 7,5$ cm) et (b) Colonne C60 ($z = 53,5$ cm).

Les 1^{er} cycle et 5^{ème} cycle ont été choisis afin de comparer de manière plus détaillée l'évolution des TEV simulées et mesurées (Figure 5.10). La TEV mesurée au bas de la colonne C60 ($z = 7,5$ cm) a également été comparée à celle simulée.

L'évolution des TEV simulées était très proche de celle mesurée au laboratoire. Le modèle reproduisait plus fidèlement le 1^{er} cycle que le 5^{ème} cycle. Par exemple, bien que les TEV initiales simulées et mesurées pour la colonne C15 aient été différentes (respectivement 0,31 et 0,40), le pic de TEV (0,43) a été atteint simultanément et la pente lors des phases de drainage et d'évaporation était identique (i.e., taux de diminution de la TEV similaires) (Figure 5.10a). La même observation

a été faite pour les couches superficielles ($z = 53,5$ cm) et profondes ($z = 7,5$ cm) de la colonne C60 (Figure 5.10c et Figure 5.10e)

Quelques différences plus marquées entre TEV simulées et mesurées ont été observées pour le 5^e cycle. Ces différences étaient principalement observées au niveau de la pente de diminution des TEV qui était plus accentuée pour les simulations. Par exemple, pour la couche superficielle ($z = 53,5$ cm) de la colonne C60, une variation de TEV de 0,34 était observée entre les valeurs maximale et minimale au cours du cycle lors des simulations contre 0,05 au laboratoire (Figure 5.10d). De même, les TEV mesurées au bas de la colonne ($z = 7,5$ cm) étaient relativement constantes et proches de la saturation pendant l'ensemble du cycle contrairement aux simulations où la TEV baissait de 0,43 jusqu'à 0,2 (soit $S_r = 54\%$) (Figure 5.10f). En d'autres termes, il semblerait que les simulations tendent à surestimer la profondeur de la couche active (i.e. l'épaisseur de résidus affectée par l'évaporation).

Une autre raison pourrait être que le 1^{er} cycle a été réalisé sans ventilation contrairement au 5^e cycle et que la vitesse du vent dans le modèle de Penman Wilson a été considérée égale à 1m/s durant toute la simulation. Ce paramètre a donc pu affecter les résultats des simulations numériques. L'accumulation de sels à la surface des résidus a aussi pu limiter l'évaporation en surface, mais elle n'a pas été prise en compte dans les simulations numériques. Les quelques différences observées entre les résultats simulés et mesurés indiquent qu'il serait nécessaire de calibrer le modèle (et en particulier la vitesse du vent et l'effet des altérations de surface – croûte de sels et fissures) pour améliorer la précision des calculs. Malgré ces quelques différences, les tendances étaient bien respectées et les modèles ont été extrapolés afin d'évaluer le comportement des résidus testés en conditions de terrain.

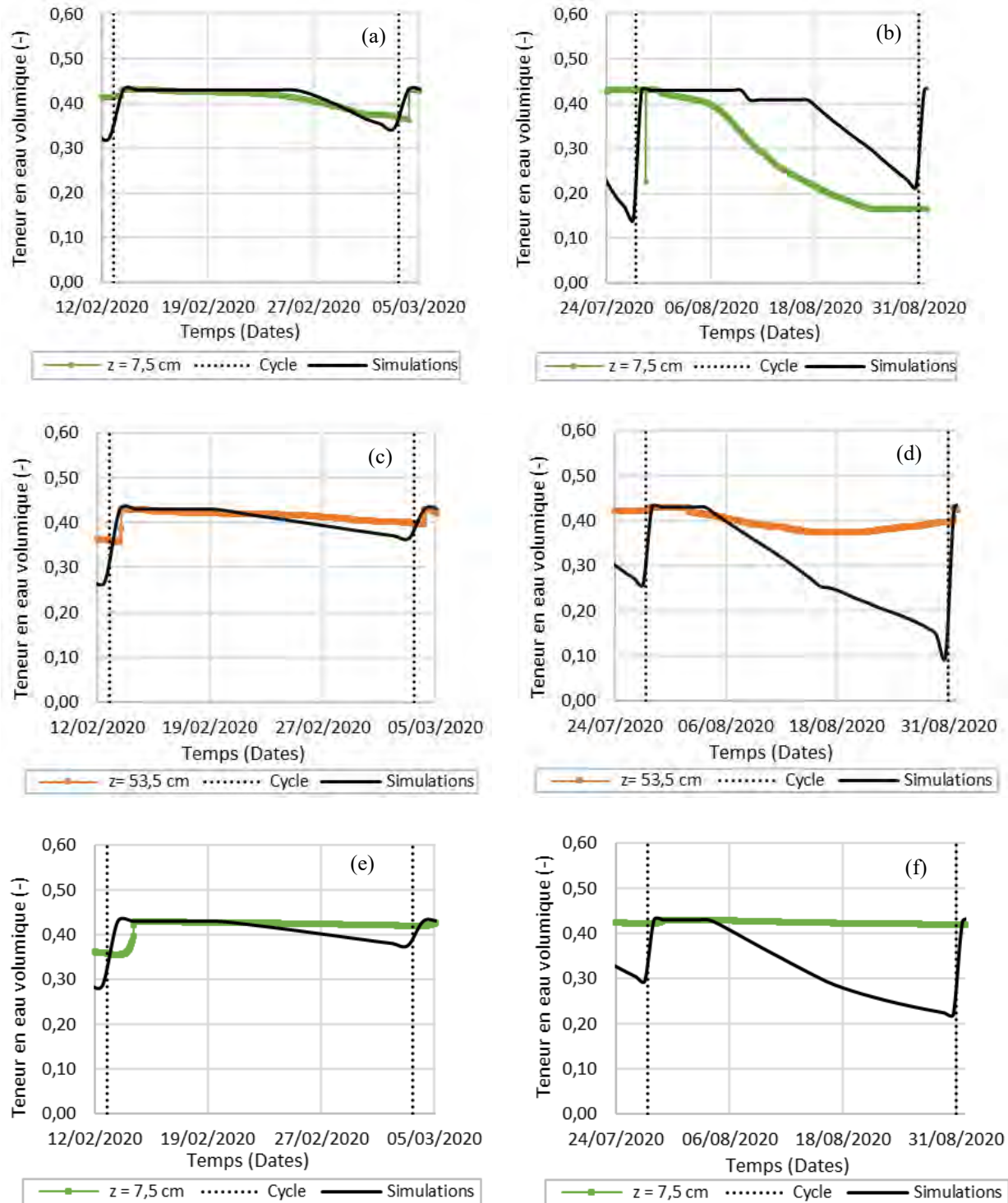


Figure 5.9 : Résultats des simulations numériques et comparaisons avec les TEV reconstituées à partir des données de succions. (a) 1^{er} cycle C15. (b) 5^{er} cycle C15. (c) 1^{er} cycle C60 (z=53,5cm). (d) 5^{er} cycle C60 (z=53,5cm). (e) 1^{er} cycle C60 (z=7,5cm).et (f) 5^{er} cycle C60 (z=7,5cm). Ces résultats sont extraits des simulations globales réalisées sur l'ensemble de la durée des essais en colonnes

5.2.2 Simulations numériques en conditions de terrain

Les effets des conditions climatiques mais également du taux de déposition ont été simulés pour un parc à résidus filtrés (théorique) de 6 m d'épaisseur (initiale). Les conditions climatiques choisies étaient celles de Val d'Or (Abitibi, Québec) du 1er avril au 31 octobre 2020. La position de la nappe phréatique a été fixée à une profondeur de 5 m de la base des résidus. La TEV initiale des résidus au début des simulations était de 0,3 soit $S_r = 70\%$.

Deux taux de déposition ont été simulés : le premier consistait à ajouter une couche de résidus de 60 cm d'épaisseur une fois par mois durant 6 mois. Le second cas consistait à ajouter une couche de résidus de 30 cm d'épaisseur tous les 15 jours pendant 6 mois. Au total, 3,6 m de résidus avaient donc été ajoutés à la fin octobre dans les deux cas. Les degrés de saturation ont été comparés à 10 cm et à 30 cm sous la surface après l'ajout d'une nouvelle couche.

Les variations des conditions climatiques (précipitations) affectaient de manière significative le degré de saturation des couches ajoutées aussi bien à 10 cm qu'à 30 cm de la surface. Par exemple à 10 cm de la surface, le degré de saturation augmentait d'autant plus que les précipitations étaient importantes, atteignant parfois un degré de saturation égal à 95% pour les précipitations les plus importantes (p.ex., jour 155). De même, une période sans précipitations se traduisait par une baisse du degré de saturation pouvant aller jusqu'à 65% en surface (p.ex., jour 97; Figure 5.11).

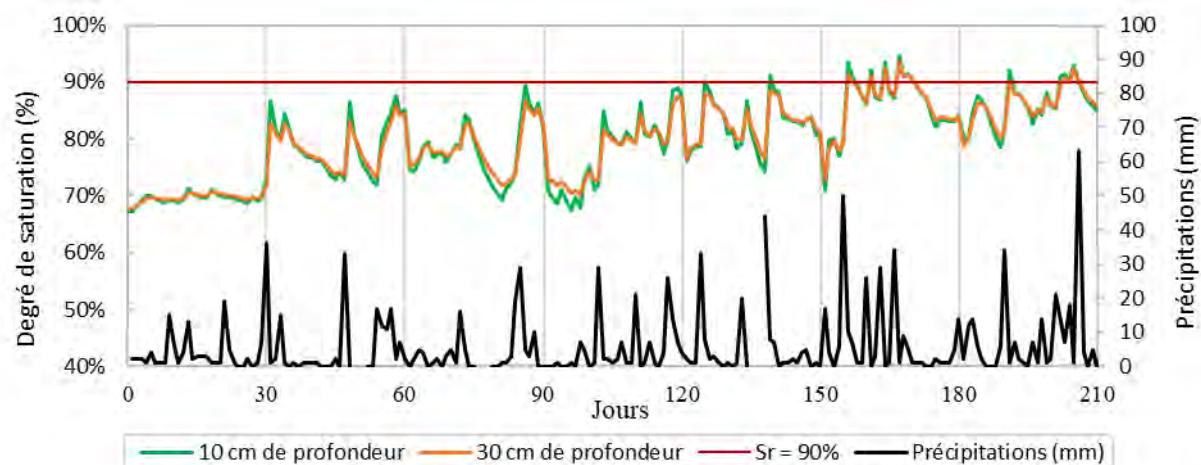


Figure 5.10 : Évolution du degré de saturation après l'ajout d'une couche de 60 cm une fois par mois durant 6 mois à 10 cm et 30 cm sous la surface.

L'effet des conditions climatiques sur le degré de saturation de la couche nouvellement ajoutée a été également confirmé avec un taux de déposition de 30 cm tous les 15 jours (Figure 5.12). Dans ce cas, les variations en fonction des conditions climatiques étaient plus marquées aussi bien suite à des précipitations (augmentation du degré de saturation) qu'en période de sécheresse (diminution du degré de saturation). Par exemple, au jour 85, suite à une précipitation de 29 mm, le degré de saturation à 10 cm et 30 cm sous la surface des couches était identiques et égal à 73%. Tout comme dans le cas précédent, les degrés de saturation atteignaient rarement 90%.

Le degré de saturation en surface dépendait fortement des conditions climatiques. Ainsi, pour les deux taux de déposition aucune variation significative n'était observée entre 10 cm et 30 cm de profondeur. Par exemple, au jour 30, suite à une précipitation de 36 mm, le degré de saturation à 10 cm de profondeur était de 87% dans le cas des couches de 30 cm contre 87% dans le cas des couches de 60 cm. La zone active était d'au moins 30 cm et le taux de déposition dans les deux cas avait un effet sur le comportement hydrogéologique des résidus mais relativement limité.

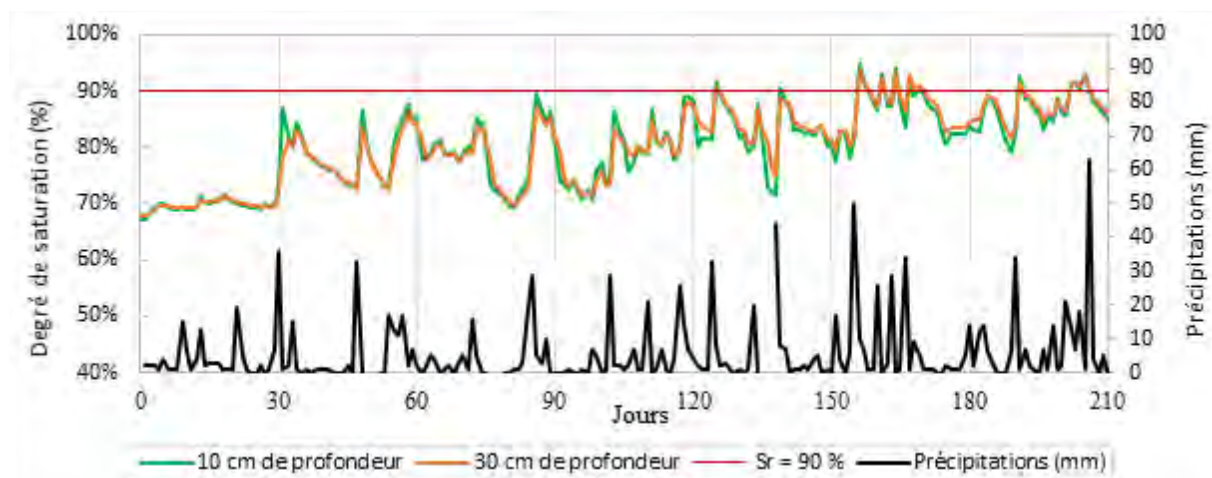


Figure 5.11 : Évolution du degré de saturation après l'ajout d'une couche de 30 cm tous les 15 jours durant 6 mois à 10 cm et 30 cm sous la surface.

L'influence de l'ajout d'une nouvelle couche sur le degré de saturation des couches plus profonde a également été évaluée. Un point fixe à $z = 5,9$ m (c'est-à-dire au sommet des résidus dans le modèle simulant les conditions initiales) a été choisi pour les deux taux de déposition. L'ajout d'une nouvelle couche de 60 cm par mois entraînant une augmentation progressive du degré de

saturation en profondeur atteignant 90% au début de l'automne. Par exemple, lors de l'ajout de la première couche de 60 cm, le degré de saturation au point fixe a augmenté de 70% à 80%. Après l'ajout de la première couche, l'évolution du degré de saturation en profondeur était moins sensible aux conditions atmosphériques (Figure 5.13). Les mêmes observations ont été faites pour un taux de déposition de 30 cm tous les 15 jours. L'ajout régulier de résidus à la surface du parc tend donc à maintenir le degré de saturation des résidus plus en profondeur relativement constant, voir contribue à les resaturer progressivement. Ces résultats confirment en partie les observations de laboratoire (section 5.1.3) et les travaux de Martin (2018) sur les résidus en pâte.

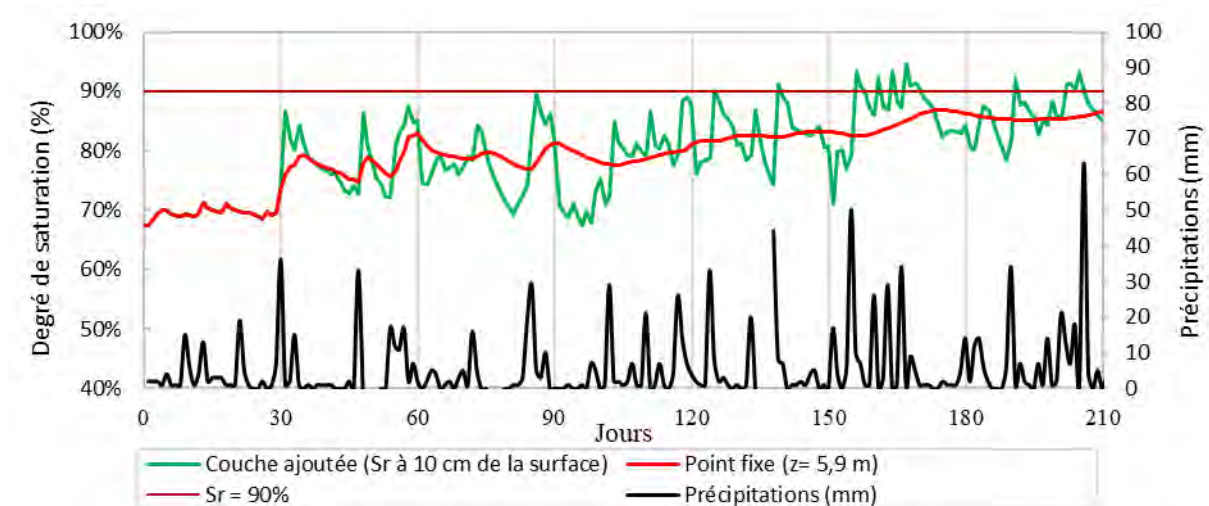


Figure 5.12 : Évolution du degré de saturation au point fixe ($z = 5,9$ m) après l'ajout successif de couches de résidus de 60 cm d'épaisseur une fois par mois durant 6 mois.

L'augmentation du degré de saturation en profondeur contribuait cependant aussi à l'augmentation du niveau de la nappe phréatique initialement située à une profondeur de 5 m de la base des résidus pour les deux cas présentés précédemment. Ainsi, si la resaturation des résidus en profondeur est positive pour prévenir leur oxydation, elle pourrait aussi entraîner une détérioration de la stabilité physique. L'infiltration d'eau depuis la surface est également une source possible de contamination pour l'eau souterraine dans le parc.

Le bilan hydrique global a été réalisé sur le modèle à la fin de la simulation soit le 210^e jour (Tableau 5.2). Les différents paramètres permettant de dresser le bilan d'eau ont directement été

extraits de SEEP/W. Le bilan d'eau au 210^e jour était ainsi négatif au sein du parc à résidus avec, à la base de celui-ci, un flux de sortie correspondant à $1,22 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}^2$. Ce flux permettant ainsi d'alimenter la nappe située à 5 m de profondeur de la base des résidus (celle-ci augmentait ainsi progressivement au cours de la saison).

Tableau 5.1 : Paramètres récapitulatifs du bilan d'eau au 210^e jour

Paramètres	
Volume d'eau cumulé (m ³)	0,197
Précipitations cumulées (m ³)	0,498
Évaporation cumulée (m ³)	0,203
Infiltration nette cumulée (m ³)	0,197
Bilan hydrique au 210e jour (m ³)	-0,099

5.3 Comportement géochimique

5.3.1 Degré de saturation critique

Les essais en cellules humides suggèrent que les résidus sont générateurs d'acide à court terme lorsqu'ils sont maintenus à des degrés de saturation inférieurs à 90% et qu'ils ne généreront pas d'acide pour des degrés de saturation supérieurs à 90% (du moins dans les conditions et pour des durées d'exposition similaire aux essais). En effet, pour les degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90%, les concentrations en sulfates et en métaux dans les lixiviats étaient jusqu'à 8 fois plus faibles (selon les cycles) que celles des résidus maintenus à des degrés de saturation inférieurs ou égaux à 90%, et inférieurs aux critères de la Directive 019 (MELLC, 2012).

Les courbes d'oxydation/neutralisation (Benzaazoua et al., 2001 ; Benzaazoua et al., 2004, Villeneuve, 2004) ont été utilisées afin d'évaluer / confirmer si la libération des minéraux neutralisants était bien liée à la neutralisation de l'acidité générée par l'oxydation des minéraux acidogènes durant l'essai.

Les résultats ont montré une corrélation pratiquement linéaire (proche de la ligne 3/1) pour $S_r = 100\%$ et $S_r = 90\%$ pour les 5 derniers rinçages (entre les jours 55 et 142) (Figure 5.14). Cela suggère que la dissolution des minéraux neutralisants est bien la conséquence de l'oxydation des sulfures et ce durant toute la durée des essais. Cette corrélation linéaire n'a cependant été vérifiée

pour les degrés de saturation de 70% et 80% que pour les 4 premiers rinçages. À partir du 4^e rinçage, la dissolution des minéraux neutralisants diminuait (la pente de la droite baissait) indiquant que ceux-ci ne suffisaient plus à neutraliser l'acide produit par l'oxydation des sulfures, entraînant ainsi l'acidification des lixiviats recueillis et par conséquent la génération de DMA. Les courbes pour $S_r = 70\%$ et $S_r = 80\%$ étaient quasiment superposées de même que les courbes $S_r = 90\%$ et $S_r = 100\%$ ce qui suggère que le facteur limitant et la principale cause du comportement entre les matériaux serait le degré de saturation.

Les essais permettaient également de confirmer le PGA à long terme en extrapolant les différentes courbes d'oxydation-neutralisation et en projetant la composition initiale des résidus. La composition initiale se situait ainsi pour l'ensemble des cellules humides en dessous des projections des courbes d'oxydation-neutralisation (Figure 5.15). Il est important, lorsque les courbes d'oxydation-neutralisation sont établies de faire attention à la présence et à la dissolution de minéraux tels que le gypse dans l'analyse et l'interprétation des différentes courbes.

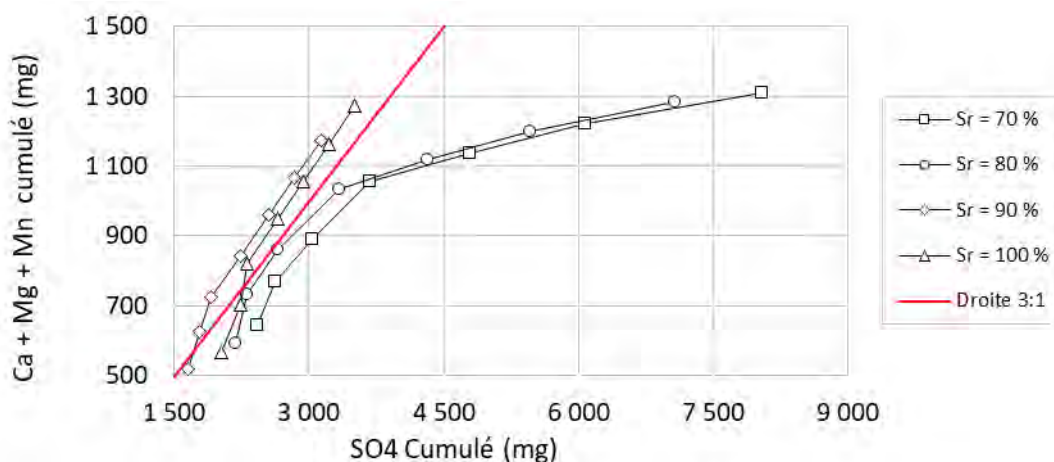


Figure 5.13 : Évolution des charges cumulées en Ca + Mg + Mn en fonction des charges cumulées en sulfates dans les lixiviats des cellules humides. La droite 3 :1 représente le nombre de moles d'acide sulfurique neutralisé par une mole de dolomite en conditions stœchiométriques.

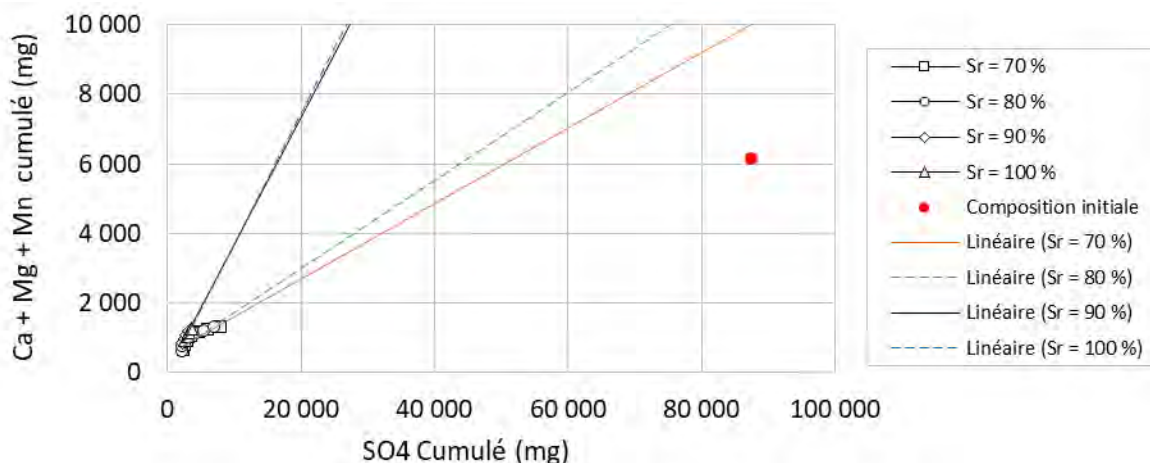


Figure 5.14 : Projection des courbes d'oxydation-neutralisation pour les cellules humides

5.3.2 Vitesse d'apparition du DMA

Les courbes d'oxydation-neutralisation ont donc permis de montrer que le principal facteur contrôlant la génération de DMA était le degré de saturation. La contribution des minéraux neutralisant reste cependant majeure puisqu'ils permettent de maintenir le pH proche de la neutralité pendant au moins un certain temps (qui varie justement selon le degré de saturation).

Ainsi, on s'attend aussi à ce que les résidus maintenus à des degrés de saturation supérieurs ou égal à 90 % génèrent de l'acide après l'épuisement des minéraux neutralisants puisque le PNN des résidus est négatif (section 4.1.5). Le temps avant l'épuisement peut être estimé en extrapolant les courbes d'épuisement (Figure 5.16; Villeneuve et al., 2009).

Les calculs d'épuisement confirment que les réactions d'oxydation seraient plus rapides lorsque les résidus sont maintenus à des degrés de saturation de 70% et 80%, entraînant un épuisement plus rapide du soufre total (S_{tot}), et une consommation des sulfures à la fin des essais de 20% plus importante par rapport aux résidus maintenus à des degrés de saturation supérieurs à 90%. Cependant, les taux d'épuisement des carbonates (Ca, Mg et Mn) étaient similaires et évoluaient de la même façon dans toutes les cellules humides suggérant que la libération des minéraux neutralisant (neutralisation) était identique, quel que soit le degré de saturation. Plus de 75% du contenu en Ca+Mg+Mn étaient toujours présent dans les cellules humides à la fin des essais de laboratoire.

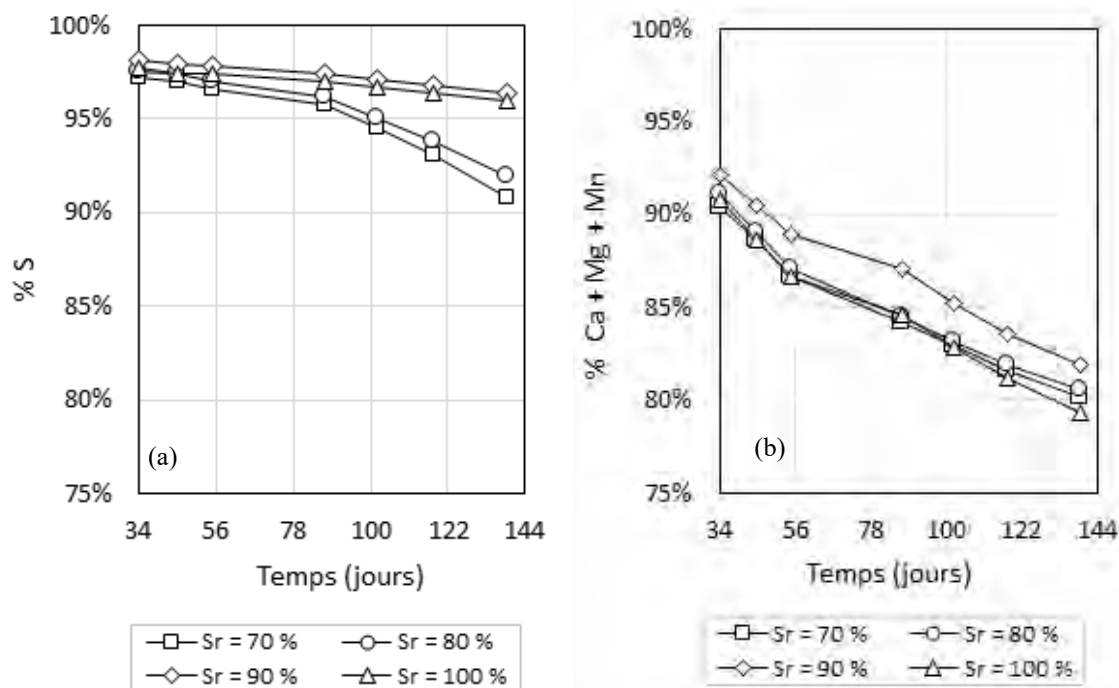


Figure 5.15 : Évolution des épuisements en (a) S_{tot} et (b) des produits de neutralisation (Ca+Mg+Mn) dans les différentes cellules humides.

Les délais avant épuisement complet ont été calculés pour l'ensemble des cellules (Tableau 5.1). Le temps avant l'épuisement complet des carbonates était compris entre 1022 jours et 1200 jours pour l'ensemble des cellules humides. Par contre, le temps avant épuisement complet des sulfures variait entre 1042 jours ($S_r = 70\%$ et $S_r = 80\%$) et 4935 jours ($S_r = 90\%$ et $S_r = 100\%$).

Les temps avant épuisement complet suggéraient ainsi que pour les cellules maintenues à des degrés de saturation inférieurs à 90%, le contenu en minéraux neutralisant et acidogène s'épuisera simultanément, ce qui pourrait laisser penser que du DMA ne sera pas produit. Or les pH mesurés à partir au 4^e rinçage étaient déjà acides (pH = 4) pour ces cellules. On peut donc penser plutôt que du DMA sera produit jusqu'à ce moment selon un régime similaire à celui observé lors des essais de laboratoire. Après cette date, la qualité de l'eau ne devrait plus se détériorer. À l'inverse, les résultats indiquent que les cellules maintenues à des degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90% devraient commencer à générer de l'acide après 1022 jours, lorsque les carbonates seront épuisés.

Il est cependant important de préciser ici que la méthode de calcul des temps avant épuisement complet des minéraux neutralisants et acidogènes a été établie pour les résidus miniers se trouvant dans la zone d'incertitude et n'ayant pas au cours des essais cinétiques généré de l'acidité. La méthode est donc employée ici à titre comparatif uniquement.

Ainsi, les temps avant épuisement complet des minéraux neutralisants pourraient être influencés par la présence d'autres minéraux contenant ces éléments et la réactivité (ou taux de dissolution) de ceux-ci à des $\text{pH} \leq 5$. Par exemple, l'analyse des résultats de DRX suggère que le calcium ne proviendrait pas seulement de la dolomite mais également de l'anorthosite et du gypse dont les teneurs massiques moyennes étaient respectivement de 7,3% et 2,1%. Les taux de dissolution de la dolomite et de l'anorthosite à un pH de 5 sont respectivement de $10^{-10} \text{ mol.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ et $10^{-12} \text{ mol.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Paktunc, 1999). Lorsque le pH diminue à des valeurs de 2, les taux de dissolution de ces deux minéraux sont cependant du même ordre de grandeur.

Ces résultats confirment ainsi l'influence du degré de saturation sur la génération d'acide et indiquent que la génération d'acide pourrait être prévenue pendant environ 3 ans tant que les résidus sont maintenus à un degré de saturation supérieur à 90%. Ces estimations restent cependant très imprécises et les calculs d'épuisement sont basés sur de nombreuses hypothèses simplificatrices (absence de précipitation des minéraux; accessibilité des minéraux, pas de passivation de surface ; Qian et al., 2017). En pratique, des simulations numériques plus poussées (par exemple des modèles de transport réactif comme MIN3P ; Mayer et al., 2002 ; Demers et al., 2013 ; Pabst et al., 2017) devraient être calibrées sur ces résultats et utilisées pour mieux prédire le comportement géochimique des résidus à moyen et long terme.

Tableau 5.2 : Temps d'épuisement des sulfures et des minéraux neutralisants dans les cellules.

Degré de saturation	Temps avant épuisement complet (jours)	
	Sulfures	Carbonates
$S_r = 70 \%$	1042	1199
$S_r = 80 \%$	1153	1142
$S_r = 90 \%$	4935	1047
$S_r = 100\%$	4911	1022

La méthode des sulfates a été utilisée pour estimer le taux d'oxydation dans les différentes cellules humides. La méthode se base sur la quantité de sulfates produits dans le temps au cours des essais cinétiques. En transformant les moles de sulfates produites en oxygène, il est possible d'estimer le taux d'oxydation. Le calcul pose comme hypothèses que 1,75 moles d'oxygène consommées produisent une mole de sulfates que le seul agent d'oxydation de la pyrite est l'oxygène, et que seule la pyrite consomme l'oxygène et également qu'il n'y a pas formation de précipités de sulfates (Dagenais, 2005). Le pH baissant jusqu'à des valeurs inférieures à 4, une seconde hypothèse a été ajoutée. Ainsi, à partir de cette valeur de pH on considère que 3,5 moles d'oxygène consommées produisent une mole de sulfates selon les travaux de Nicholson et al. (1997).

Les résultats de l'estimation du taux d'oxydation ont été comparés aux flux (d'oxygène) stationnaires de surface entrant dans les résidus pour les degrés de saturation considérés (Figure 5.17). Les flux d'oxygène qui dépendent également de la réactivité (K_r) (Nicholson et al., 1989; Mbonimpa et al., 2002a, 2003) ont été calculés selon l'équation :

$$F = C_o \sqrt{D_e \times K_r} \quad (5.1)$$

Où

F : Flux d'oxygène qui entre à la surface des rejets ($m^3O_2/(m^2s)$ ou $m^3O_2/(m^2j)$).

C_o : Concentration atmosphérique d'oxygène dans l'air (~ 20,9% ou 278,4 g/m³).

K_r : Estimé à l'aide du modèle de Collin (1987; $K_r = 789 \text{ an}^{-1}$)

Les résultats indiquent que le flux d'oxygène augmentait progressivement avec le temps pour l'ensemble des cellules humides. Les taux d'oxydation étaient plus élevés dans les cellules maintenues à des degrés de saturation inférieurs ou égaux à 90%. Les quantités d'oxygène consommées dans les cellules maintenues à des degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90% étaient comprises dans l'intervalle des flux d'oxygène calculés selon l'équation de Fick. De même, les quantités d'oxygène consommées par les résidus maintenus à des degrés de saturation inférieurs à 90% étaient initialement faibles, mais tendaient à la fin de l'essai vers le flux d'oxygène maximum calculé par l'équation (5.1). Les faibles taux de consommation d'oxygène observés au cours des 100 premiers jours suggéraient que l'oxydation des résidus n'était pas à son plein potentiel dès le départ, peut-être en raison du temps nécessaire aux réactions et à l'activité

bactérienne de se mettre en place. Les bactéries acidophiles sont en effet naturellement présentes dans les résidus et peuvent accélérer en aidant à la dégradation des minéraux sulfureux (Akcil et Koldas, 2006), mais elles nécessitent des pH faibles pour se développer. La baisse de pH observée dans les résidus maintenus à des degrés de saturation inférieurs à 90% auraient donc pu permettre leur développement plus rapide.

Les résultats montrent ainsi que la méthode des sulfates associée aux hypothèses de Nicholson et al. (1997) permettait d'estimer de manière réaliste la consommation d'oxygène pour les différents degrés de saturation. De même, le coefficient du taux de réaction estimé à l'aide du modèle de Collin (1987) permettait une meilleure estimation des flux d'oxygène à la surface des résidus étudiés (contrairement à celui déterminé au cours des essais de consommation d'oxygène qui pourrait être sous-estimés).

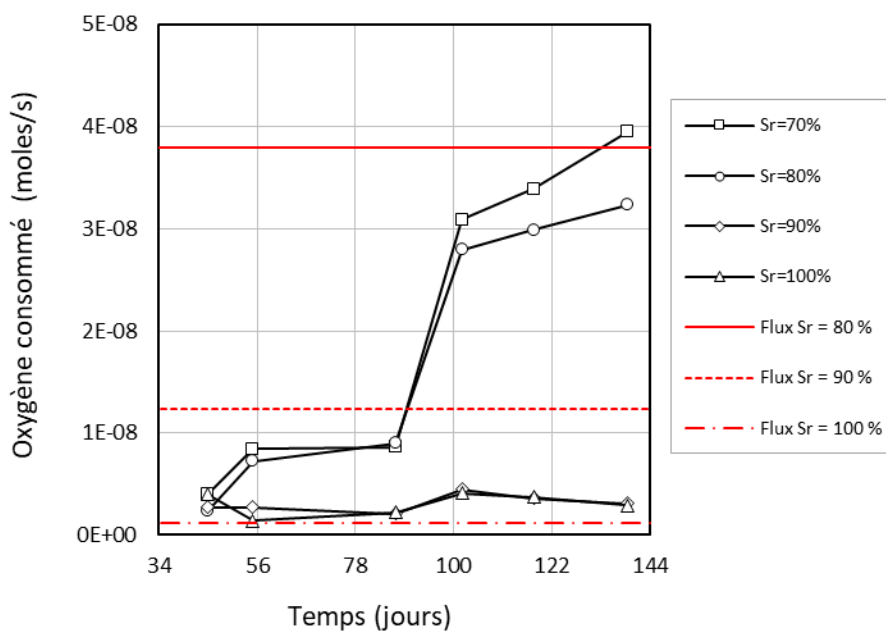


Figure 5.16 : Consommation d'oxygène calculée à partir des concentrations de sulfates (méthode des sulfates ; Dagenais, 2005). Les lignes rouges indiquent les flux d'oxygène à la surface des résidus aux différents degrés de saturation.

5.3.3 Drainage neutre contaminé (DNC)

Bien que maintenir les résidus à un degré de saturation supérieure ou égal à 90% permettait de limiter la génération d'acide (pendant un certain temps au moins), le DMA n'est pas le seul risque de contamination associé aux rejets miniers et il est aussi important d'évaluer le potentiel de génération de drainage neutre contaminé (DNC). L'interprétation a été basée sur les résultats des essais en cellules humides et sur la minéralogie obtenue par DRX.

Après 4,5 mois d'essais, les résidus maintenus à des degrés de saturation de 90% et 100%, indiquaient des concentrations en arsenic, cuivre, fer, nickel, et plomb inférieures aux limites imposées par la Directive 019 (voir section 4.3.2). Seul le zinc présentait des concentrations comprises entre 15 mg/L et 40 mg/L, soit des valeurs supérieures aux limites réglementaires (0,5-1 mg/L). D'après l'analyse DRX, la sphalérite était le seul minéral contenant du zinc présent dans les résidus étudiés. Ce sulfure peut s'oxyder sans produire d'acidité et libérer du zinc qui est soluble à pH neutre (Villeneuve, 2004, Plante et al., 2010) et la lixiviation de zinc par des rejets envoyés ou dans les résidus restaurés avec une couverture à effet de barrière capillaire (ex : site minier abandonné Manitou) a déjà été observée (Bussière & Aubertin, 1999 ; Molson et al., 2008). Ainsi, le maintien des résidus miniers étudiés dans ce projet à des degrés de saturation supérieurs ou égaux 90% permettrait de prévenir la génération de DMA, mais pas nécessairement de DNC.

5.4 Implications des résultats de cette étude sur la déposition des résidus filtrés

Les résidus étudiés étaient très fortement générateurs de DMA et leur déposition sous forme filtrée les exposait donc à une oxydation rapide et à la génération de DMA. Les résultats des mini cellules ont montré que les maintenir à un degré de saturation de 90% ou plus permettait d'éviter pour au moins 140 jours (voir plus selon les calculs d'épuisement) la génération de DMA. En revanche, si le degré de saturation était inférieur à 90%, la génération de DMA débutait après 56 jours d'exposition dans les conditions des cellules humides testées.

Le suivi du comportement hydrogéologique mais aussi chimique des essais en colonne a montré qu'une couche de résidus de 60 cm d'épaisseur qui serait maintenue à un degré de saturation

supérieur ou égal à 90% permettrait de contrôler la génération de DMA. Les premiers 15 cm - 25 cm jouent un rôle fondamental dans les processus d'infiltration et d'évaporation mais également dans les transferts d'oxygène et donc la génération de contaminants. Il est donc nécessaire que cette partie de la couche soit constamment maintenue à des degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90%. Si le degré de saturation est inférieur à 90%, la durée maximale d'exposition aux conditions climatiques ne devrait pas excéder une durée de 56 jours maximum. L'ajout d'une nouvelle couche de résidus permettrait de protéger les plus anciens en limitant la diffusion de l'oxygène et en contribuant à augmenter progressivement le degré de saturation en profondeur.

Les simulations numériques ont montré que la couche superficielle des résidus était légèrement plus influencée par les conditions climatiques lorsque le taux de déposition était de 60 cm/mois, mais l'influence du taux de déposition restait limitée (Figure 5.18). Comme il apparaît qu'il est difficile de maintenir un degré de saturation supérieur à 90% grâce aux précipitations uniquement (Figure 5.18), un taux de déposition plus élevé (c'est-à-dire l'ajout de résidus à la surface du parc de manière plus fréquente) permettrait d'éviter que les réactions d'oxydation aient le temps de se développer.

L'effet du taux de déposition sur le degré de saturation à la surface des résidus a été évalué au moyen de simulations numériques (Figure 5.18). Pour un taux de déposition de 60 cm/mois, une augmentation du degré de saturation et un maintien de celui-ci à 90% n'a été observé (voir dépassé) que très ponctuellement et pour un maximum de 3 à 4 jours (ex 156^e et 159^e jours). Il est donc important de ne pas uniquement compter sur les conditions climatiques et donc ne pas laisser les résidus exposés plus de 56 jours.

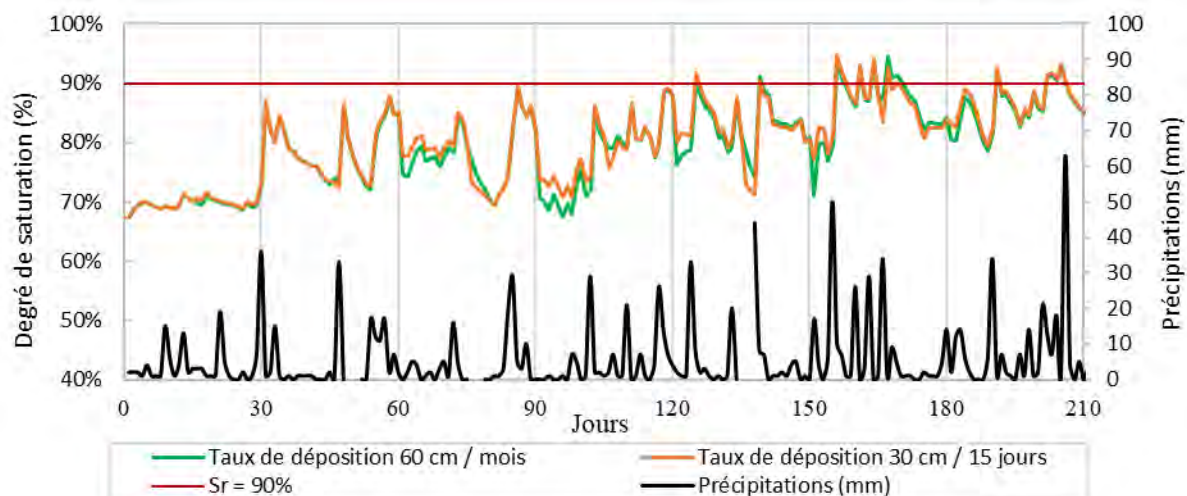


Figure 5.17 : Évolution du degré de saturation selon les deux taux de dépositions. Degré de saturation mesuré (a) à 10 cm de la surface

Les conditions climatiques favorables sont nécessaires et jouaient un rôle fondamental dans le maintien du degré de saturation à la surface de résidus. L'effet des variations des précipitations sur l'évolution du degré de saturation a été simulé. Les précipitations ont été respectivement multipliées par 2 et divisées par 2. Les résultats montraient une variation du degré de saturation $\pm 2\%$ à $\pm 15\%$ par rapport aux précipitations initiales (Figure 5.19).

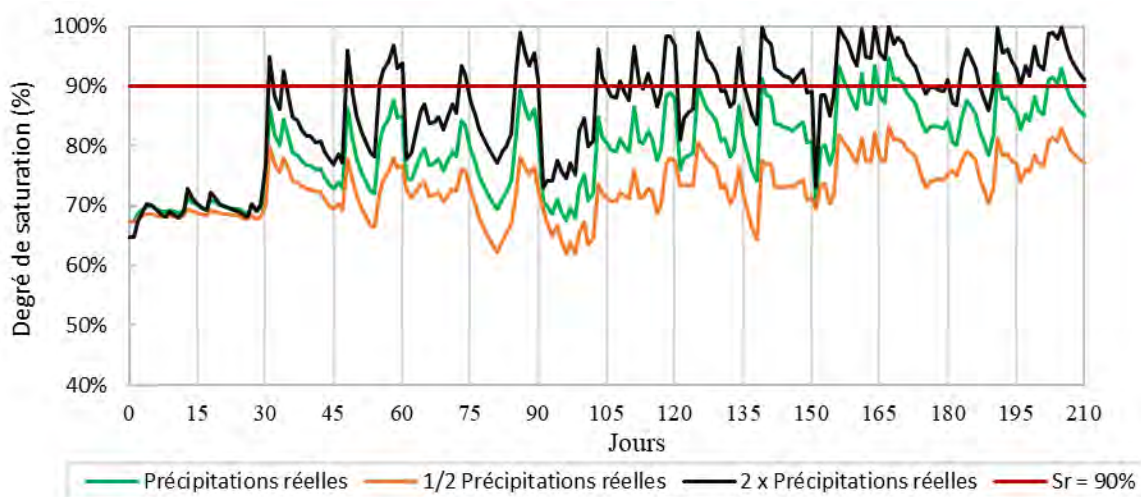


Figure 5.18 : Effet des précipitations sur le degré de saturation de la couche superficielle ajoutée à 10 cm de la surface (Taux de déposition 60 cm/mois).

Ainsi, les essais et les simulations numériques ont montré qu'une succession de couches de 60 cm d'épaisseur déposées à intervalles réguliers ne permettrait pas de maintenir les résidus à un degré de saturation supérieur ou égal à 90% et cela même en multipliant les précipitations par 2. Les périodes marquées par l'absence de précipitations restent marquées par des degrés de saturation proches de 70%;

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Synthèse de l'étude et conclusions

La filtration est une approche de gestion et de déposition des résidus de plus en plus employée. La technique comporte de nombreux avantages comme limiter le risque d'instabilité géotechnique, minimiser le besoin de digues et d'éliminer la nécessité de construire un bassin de décantation (Deschamps et al., 2009 ; Simms, 2017). Cependant, les résidus filtrés sont déposés à des degrés de saturation généralement inférieurs à 80%. Dans ces conditions, et s'ils contiennent des minéraux sulfureux, ils sont susceptibles de s'oxyder et de générer du DMA.

Dans cette étude, le comportement hydrogéologique et géochimique des résidus filtrés réactifs a été évalué au laboratoire au moyen d'essais en colonnes et en cellules humides. L'objectif était d'évaluer l'effet des conditions climatiques et de la déposition sur la génération de DMA. Les résidus provenaient de la mine LaRonde et étaient typiques des résidus de mines en roches dures. Leurs propriétés (notamment la granulométrie, la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique saturée) ont été caractérisées au laboratoire. Les essais en colonne ont consisté à évaluer le comportement hydrogéologique de résidus filtrés soumis à des cycles de mouillage séchage d'une durée comprise entre 10 et 119 jours. Les résidus ont été compactés dans des colonnes de 36 cm de diamètre et pour des épaisseurs comprises entre 15 cm et 60 cm. Les teneurs en eau et les succions ont été mesurées à différentes élévations et la masse des colonnes était suivie en continu. Ces résultats ont permis d'évaluer l'évolution des teneurs en eau au sein des résidus et d'estimer le bilan d'eau dans les colonnes. Les cellules humides quant à elles avaient pour objectif de déterminer le degré de saturation critique à partir duquel s'amorce la génération de DMA. Les résidus ont été compactés dans des cellules de 8 cm de diamètre pour une épaisseur de 5 cm soit une masse moyenne de 320 g. La durée de l'essai était de 5 mois au cours desquels différents rinçages ont été effectués. Le pH, la conductivité électrique, les concentrations en sulfates et d'autres éléments chimiques ont été analysés dans les lixiviats recueillis. Le projet comprenait également quelques simulations numériques du comportement hydrogéologique des résidus afin de valider les essais de laboratoire mais aussi d'extrapoler les résultats aux conditions de terrain.

Les principales conclusions de cette étude peuvent être résumées comme suit :

- Le suivi de la teneur en eau dans les résidus filtrés a pu être réalisé au moyen de 3 méthodes. La méthode par bilan de masse était précise et robuste mais aussi la plus limitée (surtout pour les couches épaisses de résidus) car elle ne permettait pas de suivre l'évolution des TEV. La méthode de mesure directe de la TEV avec des sondes EC5 était très affectée par la salinité de l'eau interstitielle et donc par la réactivité des matériaux testés. Elle nécessite donc la mesure de la conductivité électrique de l'eau porale afin de corriger les résultats obtenus. Enfin, la méthode de succion était plus précise et indépendante des fluctuations de conductivité hydraulique, mais elle ne permettait pas d'observer les faibles variations de TEV ou les trop fortes augmentations de succion.
- Les résultats des essais en colonne ont indiqué que la désaturation par drainage se produisait principalement au cours des 24 à 36 premières heures suivant l'épaisseur de la couche de résidus. Par la suite, la désaturation des résidus se faisait principalement par évaporation. Aussi, une augmentation de l'épaisseur des résidus contribuait à minimiser l'infiltration profonde (drainage) mais favorisait l'évaporation.
- L'ajout d'une couche supplémentaire de résidus tendait à protéger la couche sous-jacente de la désaturation en réduisant l'évaporation. Cependant, les phénomènes précédemment observés se répercutent sur cette dernière (évaporation, fissures et couches de sels).
- La désaturation dépendait de l'épaisseur des couches de résidus filtrés, de la durée du cycle mais aussi et surtout des conditions climatiques appliquées.
- Le degré de saturation critique a été déterminé à l'aide d'essais en cellules humides a été estimé à 90%. En effet, les résidus maintenus à des degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90% n'ont pas généré d'acidité au cours de l'essai, contrairement à ceux maintenus à un degré de saturation inférieur à 90% pour lesquels la génération de DMA avait lieu après 56 jours d'exposition.

- Les simulations numériques représentaient relativement bien le comportement des essais réalisés au laboratoire, même sans calibration. L'extrapolation à l'échelle du terrain a permis de constater que la couche superficielle de résidus était fortement influencée par les conditions climatiques et que le taux de déposition des résidus avait un rôle secondaire sur l'évolution des degrés de saturation en surface.

- Les changements climatiques attendus d'ici 2100 vont avoir pour conséquence un changement dans le régime de précipitations. L'augmentation des précipitations aurait un impact positif sur le maintien des degrés de saturation supérieurs ou égaux à 90% contrairement aux périodes de sécheresse qui pourraient entraîner une désaturation ($S_r < 90\%$) des résidus et entraîner la génération de DMA.

L'utilisation de résidus filtrés est l'une des solutions les plus prometteuses pour minimiser l'impact environnemental des opérations minières. Cependant, son application à la déposition de résidus réactifs nécessite la mise en place de techniques de gestion performantes afin de minimiser leur exposition aux conditions atmosphériques. Ce projet a permis de mieux comprendre comment le degré de saturation, l'épaisseur et le taux de déposition des couches de résidus et les conditions climatiques pouvaient impacter le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs. Quelques pistes ont été proposées afin d'améliorer la gestion des résidus filtrés réactifs déposés en surface et ainsi éviter la génération de DMA à court terme.

6.2 Recommandations

Plusieurs hypothèses simplificatrices ont été posées dans ce projet et certaines limitations ont été soulevées. Quelques recommandations sont donc proposées ici afin de poursuivre ces travaux :

- Les sondes de TEV utilisées pour le suivi hydrogéologique des résidus filtrés réactifs devraient permettre de mesurer en même temps la conductivité électrique de l'eau interstitielle des résidus ou être combinées avec des conductivimètre afin de corriger l'effet de la salinité (variable au cours du temps et de la profondeur).

- Des scénarios simplifiés ont été évalués au laboratoire pour les deux types d'essais (nombre de couches limité et écoulements uniquement 1D). Il est recommandé de réaliser des essais en laboratoire et des simulations numériques 2D et 3D pour améliorer les calculs de bilan d'eau sur les parcs en prenant en compte le ruissellement.

- Les tests statiques et les essais en colonnes ont permis de classer les résidus comme générateurs d'acide à long terme. Cependant pour les résidus maintenus à un degré de saturation de 70%, les essais en cellules humides montraient une évolution de pH acide contrairement à ce que révèlent les courbes oxydation-neutralisation et le calcul des épuisements. En effet, le calcul des épuisements a classé les résidus maintenus à aux degrés de saturation de 70% et de 80% non générateurs d'acide à long terme puisque, selon les calculs, le contenu en carbonates sera épuisé au même moment que le contenu en sulfures (la précipitation des sulfates ayant été négligée). L'étude a aussi montré que le degré de saturation avait un rôle majeur sur l'oxydation des résidus

- Il serait utile d'évaluer, au laboratoire et sur le terrain, d'autres scénarios de déposition. Par exemple refaire des essais en colonnes ou des essais en cellules humides avec un mélange de résidus possédant des teneurs plus élevées en minéraux neutralisants tel que 50%LAR-50%LZ5 ou encore une déposition de couches alternées LZ5-LAR-LZ5 ou LZ5-(50%LAR-50%LZ5)-LZ5 de différentes épaisseurs.

- Il serait également intéressant d'investiguer davantage les interactions galvaniques possibles dans les résidus de la mine LaRonde. Ces caractéristiques minéralogiques peuvent avoir une incidence sur les taux d'oxydation et la chimie des lixiviats. De plus, des simulations avec des modèles de transports réactifs, tel que le code MIN3P (Mayer et al., 2002 ; Demers et al., 2013 ; Pabst et al., 2017) est recommandé pour faire des prédictions du comportement à court et long terme plus précises et compléter la présente étude.

- Il est également recommandé de comparer les tendances observées au cours des essais en colonnes mais aussi les simulations numériques aux données réelles d'autres opérations minières utilisant des résidus filtrés comme la mine Éléonore. Finalement, des essais cinétiques sur des

parcelles expérimentales ou un suivi hydrogéologique dans les parcs à résidus pourraient être utiles pour confirmer le comportement des résidus filtrés à grande échelle et en conditions réelles. Ces résultats permettraient en plus d'évaluer les effets des changements d'échelle et des conditions climatiques (notamment la saison hivernale non abordée dans cette étude) sur les réactions d'oxydation et de neutralisation ainsi que sur la précipitation de minéraux secondaires et la qualité de l'eau de lixiviation.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M. (1997). *Etude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA*. [Doctoral Thesis, Département de Génie Civil Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/6777/1/1997_Aachib.pdf
- Aachib, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2002). Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. In Proceedings of 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Conference, 163-172, (2002), Niagara Falls, ON.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in the unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air and Soil Pollution*, 156, 163-193. <https://www.researchgate.net/publication/226916179>
- Akcil, A. and Koldas, S. (2006). Causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14 : 1139–1145. <https://doi:10.1016/j.jclepro.2004.09.006>
- Al, T. A., Martin, C. J., & Blowes, D. W. (2000). Carbonate-mineral/water interactions in sulfide-rich mine tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(23),3933–3948.
- Alakangas L, Lundberg A & Nason P. (2012). Simulation of pyrite oxidation in fresh mine tailings under near-neutral conditions. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(8),2245-2253. doi:[10.1039/c2em00010e](https://doi.org/10.1039/c2em00010e)
- Alhaddad, S., Alem, A., Wang, H., Benamar, A. & Ahfir, N. (2008). Effet des conditions hydrauliques et de la forme des grains sur l'érosion interne dans un milieu poreux. XXVIèmes Rencontres Universitaires de Génie Civil. Nancy, France, p. 1-8.
- Alhaddad, S., Alem, A., Wang, H., Benamar, A. & Ahfir, N. (2008). Effet des conditions hydrauliques et de la forme des grains sur l'érosion interne dans un milieu poreux. XXVIèmes Rencontres Universitaires de Génie Civil. Nancy, France, p. 1-8.

- Amos, R. T., D. W. Blowes, B. L. Bailey, D. C. Segó, L. Smith, and A. I. M. Ritchie. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry* 57 (0):140– 156.
- Appelo, C.A.J. and Postma, D. (2005): *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (2nd edition); A.A. Balkema . <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- Ardau, C., Blowes, DW., & Ptacek, C. (2009). Comparison of laboratory testing protocols to field observations of the weathering of sulfide-bearing mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 182-191. doi:[10.1016/j.gexplo.2008.06.005](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.06.005)
- Arya, L.M., and Paris, J.F. (1981). A physico-empirical model to predict the soil moisture – characteristic from particle size distribution and bulk density data. *Soil Science Society of America Journal*, 45, 1023–1030. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500060004x>
- Assouline, S., Tessier D., & Bruand, A. (1998). A conceptual model of the soil water retention curve, *Water Resour. Res.*, 34, 223-231. <http://dx.doi.org/10.1029/97WR03039>
- ASTM International. (2000). *Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Fine-Textured Soils by Pressure-Membrane Apparatus*. (Norme ASTM D3152–72 (2017)).
- ASTM International. (2000). *Standard Test Method for Capillary-Moisture Relationships for Coarse- and Medium-Textured Soils by Porous-Plate Apparatus*. (Norme ASTM D2325–(2000)). <https://pdfslide.net/documents/astm-d-2325-68r00-standard-test-method-for-capillary-moisture-relationships.html>
- ASTM International. (2010). *Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter*. (Norme ASTM D5856– (2010))
- ASTM International. (2010). *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter*. (Norme ASTM D5084– (2010)). www.astm.org

- ASTM International. (2014). *Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer, Compaction-Mold Permeameter*. (Norme ASTM D854–(2014)). www.astm.org
- ASTM International. (2016). *Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge*. (Norme ASTM D6836–(2016)). www.astm.org
- ASTM International. (2017). *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*. (Norme ASTM D2487– (2017)). www.astm.org
- ASTM International. (2017). *Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis*. (Norme ASTM D7928– (2017)). www.astm.org
- ASTM International. (2017). *Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis*. (Norme ASTM D6913– (2017)). www.astm.org
- Aubertin, M., Bussière, B., Pabst, T., James, M., & Mbonimpa, M. (2016). *Review of the reclamation techniques for acid-generating mine wastes upon closure of disposal sites*. [Communication de conference]. Geo-Chicago 2016: Sustainability, Energy, and the Environment, Chicago, Ill. (p. 343-358). <https://doi.org/10.1061/9780784480137.034>
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B. & Molson, J. (2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA*. [Communication de conférence]. Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada.
- Aubertin, M., Maknoon, M., & Bussière, B. (2013). *Recommandation pour améliorer le comportement hydrogéotechnique des haldes à stériles*. [Conference]. GeoMontreal 2013: 66th Canadian Geotechnical Conference, Montréal, Québec
- Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Jaouhar, E. M., Martin, V., Pépin, N., Mbonimpa, M., & Chapuis, R. P. (2011). *Vers une mise à jour des critères de stabilité géotechnique pour la*

conception des ouvrages de retenue de résidus miniers. [Communication de conférence]. Symposium 2011 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R.P. (2003). *Development of a model to predict the water retention curve using basic geotechnical properties*. (Rapport EPM-RT-2003-01). Ecole Polytechnique de Montréal. https://publications.polymtl.ca/2604/1/EPM-RT-2003-01_Aubertin.pdf

Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Montréal : Presses Polytechnique Internationales.

Aubertin, M., Fala, O., Bussière, B., Martin, V., Campos, D., Gamache-Rochette, A., Chouteau, M. & Chapuis, R. P. (2002b). *Analyse des écoulements de l'eau en conditions non saturées dans les haldes à stériles*. [Communication de conférence] In Défis et perspectives : Symposium 2002 sur l'environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, QC, Canada.

Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K., (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL: *Geotextiles and Geomebranes*, 18 (2-4), 215-233. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00028-X)

Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.M., Gagnon, D. Barbera, J.M., Aachib, M., Bédard, C., Chapuis, R.P., & Bernier, L. (1999). *Etude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place*. (Rapport de Recherche, Projet CDT P1899). NEDEM/MEND 2.22.2c. <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2222c.pdf>

Aubertin, M., Ricard, J.F., Chapuis, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Revue canadienne de géotechnique*, 35: 55-69. <https://doi.org/10.1139/t97-080>

Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R.P. & Crespo, J.R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1, 3-13.

- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J.F., & Tremblay, L. (1995). *Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*. (Projet CDT P1622) Ecole Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a. <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2222a.pdf>
- Awoh, A.S. (2012). *Comportement physique et chimique des résidus hautement sulfureux sous un recouvrement en eau*. [Thèse de Doctorat en sciences de l'environnement, UQAT, Rouyn-Noranda]. <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/447/1/akuesylvetteawoh.pdf>
- Awoh, S., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Water covers. Dans B. Bussière and M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 135-166). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Bear, J. (1972). *Dynamics of Fluids in Porous Media*. Dover Publications Inc., NY.
- Bennet, J.W., Harries, J.R., & Ritchie, A.I.M. (1989). *Limitations on pyrite oxidation rates set by air transport mechanisms*. [Communication de conférence]. In Proceedings of Biohydrometallurgy International Symposium, August 13-18, 1989, Jackson Hole, Australia.
- Benzaazoua, M., Bernier, L., Bussière, B., Plante, B., & Villeneuve, M. (2002). *Prédiction du DMA pour la sélection des modes de restauration. Essais de prédiction du DMA, revue de la littérature sur les essais statiques et cinétiques*. (Rapport d'avancement du projet 2.3.1). Chaire CRSNG Polytechnique-UQAT en Environnement et gestion des rejets miniers, Rouyn-Noranda, QC.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., & Dagenais, A.-M. (2001). *Comparison of kinetic tests for sulphide mine tailings*. Tailings and Mine Waste '01, Balkema, Rotterdam. ISBN 90 5809 182 1. Pg. 263-272.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., Fried, E., & Blier, A. (2008). Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill. *Processing & Disposal of Mineral Industry Waste*, 21(4), 330-340. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012>

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A.M., & Archambault, M. (2004). Kinetics tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. *Environmental Geology*, 46(8), 1086-1101. DOI : [10.1007/s00254-004-1113-1](https://doi.org/10.1007/s00254-004-1113-1)
- Binning, P.J., Postma, D., Russell, T.F., Wesselingh, J.A., & Boulin, P.F. (2007). Advective and diffusive contribution to reactive gas transport during pyrite oxidation in the unsaturated zone: *Water Resources Research*, 43(2), W02414. <https://doi.org/10.1029/2005WR004474>
- Blight, G. E. (2010). *Geotechnical engineering for mine waste storage facilities*. Taylor & Francis Group. <https://callib.org/book/907330/bfb24e?dsource=recommend>
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Jurjovec, J. (2003). Mill tailings hydrogeology and geochemistry. Dans J. L. Jambor, W. D. Blowes, & A. I. M. Ritchie (édit.), *Environmental aspects of mine waste*, (p. 95–116). Mineralogical Association of Canada. (URL ou DOI)
- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L., Weisener, C.G., Paktunc, D., Gould, W.D., & Johnson, D.B. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. In: Turekian, H.D.H.K. (Ed.), *Treatise on Geochemistry* (2^e Edition). Elsevier, Oxford, pp. 131–190.
- Bouksila, F., Persson, M., Berndtsson, R., & Bahri, A. (2008). Soil water content and salinity determination using different dielectric methods in saline gypsiferous soil. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1): 253-265. DOI:[10.1623/hysj.53.1.253](https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.253)
- Bouzahzah H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable et sécuritaire du drainage minier acide*. [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT)]. Depositum https://depositum.uqat.ca/id/eprint/578/1/BOUZAHZAH,_HASSAN.pdf
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et Techniques*, 66, 14–31.

- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2015). ASTM normalized humidity cell kinetic test: protocol improvements for optimal sulphide tailings reactivity. *Mine Water and the Environment*, 34(3), 242–257. DOI:[10.1007/s10230-014-0307-3](https://doi.org/10.1007/s10230-014-0307-3)
- Broadhurst, J., and Harrison, S. T. L. (2015). *A desulfurization flotation approach for the integrated management of sulfide wastes and acid rock drainage risks*. [Communication de conference]. 10th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) IMWA 2015, Santiago, Chili. <https://www.researchgate.net/publication/281714063>
- Brooks, R.H., and Corey, A.T. (1964). *Hydraulic properties of porous media*. Colorado State University, Fort Collins, Colo. Hydrology Paper No. 3.
- Buckingham, E. (1907). *Studies on the movement of soil moisture*. Bureau of Soils, Department of Agriculture, Washington: Govt. Print. Off.
- Burdine, N.T. (1953). Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Trans. of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineers*, 198, 71–77. <http://dx.doi.org/10.2118/225-g>
- Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques*. [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC]. https://publications.polymtl.ca/8726/1/1999_Bussi%C3%A8re.pdf
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004: Hydro-geotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geo-environmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019–1052. <https://cdnsiencepub.com/doi/pdf/10.1139/T07-040>
- Bussière, B. and Aubertin, M. (1999). Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment. Dans P. Yearwood, & G. Hall (édit.). *Proceedings of Sudbury '99 Mining and the Environment II* (Vol. 1. pp. 19–28) N.B.D. Goldstack. <http://pdf.library.laurentian.ca/medb/conf/Sudbury99/AcidicDrainage/AD3.PDF>

- Bussière, B. and Guittonny, M. (2021). *Hard rock mine reclamation: from prediction to management of acid mine drainage*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Bussière, B. and Wilson, G. (2021). Store-and-Release Covers. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 115-134). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609–622. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s00254-003-0919-6.pdf>
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J, Bois, D., & Servant, S. (1998). *Valorisation des résidus miniers. Une approche intégrée. Phase II*. (Rapport final URSTM-UQAT) . Ministère des Ressources Naturelles du Québec.
- Chapuis, R.P. (2009). Relating hydraulic gradient, quicksand, bottom heave, and internal erosion of fine particles. *Geotechnical News*, 27(4): 36–38.
- Chapuis, R.P. (2016). *Testing for internal erosion and evaluating quantitatively the observable facts*. [Communication de conférence]. 69th Canadian Geotechnical Conference. Vancouver, Canada.
- Chapuis, R.P., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., & Crespo, R.J. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5), 1113-1126. <https://doi.org/10.1139/t01-055>
- Chapuis, R.P., Crespo, J.R., Chenaf, D. & Aubertin, M. (1993). *Evaluation of a groundwater F.E.M. software for steady and unsteady state conditions*. [Communication de conférence]. 46th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, SK, 61-70.
- Childs, E.C. and Collis-George, G.N. (1950). The permeability of porous materials. *In Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, 201, 392-405. <https://doi.org/10.1098/rspa.1950.0068>

- Collin, M. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licenciate Treatise*. Royal Institute of Technology, Department of Chemical Engineering, Stockholm, Suède.
- Collin, M., and Rasmuson, A. (1988). A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1559–1565. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200060007x>
- Collin, M., and Rasmuson, A. (1990). *Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings*. [Conference annuelle]. Acid mine drainage, Designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, 311-333.
- Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J. & Garneau, P. (August 19–22, 2012). *Performance of insulation covers to control acid mine drainage in cold environment*. [Conference internationale]. In Cold regions engineering 2012: Sustainable infrastructure development in a changing cold environment: Proceedings of the International Conference on Cold Regions Engineering, Québec, Québec, Canada.
- Cravotta III, C.A., (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 1: Constituent quantities and correlations. *Appl. Geochemistry*. 23(2), 166–202. DOI:[10.1016/j.apgeochem.2007.10.011](https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.10.011)
- Crowder, J.J. (2004). *Deposition, consolidation, and strength of a non-plastic tailings paste for surface disposal* [Thèse de doctorat, Université de Toronto].
- Dagenais, A.-M. (2005). *Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires*. [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec]. Polypublie https://publications.polymtl.ca/7758/1/2005_Dagenais.pdf
- Dagenais, A.M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table*. [Communication de conference]. 7th International Conference on Acid Rock Drainage. St. Louis, MO (p. 405-420).

- Daliri, F., Kim, H., Simms, P., & Sivathayalan, S. (2014). Impact of desiccation on monotonic and cyclic shear strength of thickened gold tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 140(9). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001147](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001147)
- Davies, M. (2011). Filtered dry stacked tailings – The fundamentals. *Proceedings Tailings and Mine Waste 2011*, 9. [Article de conférence]. <https://dx.doi.org/10.14288/1.0107683>
- Davies, M. P., and S. Rice. (January 15–18, 2001). *An alternative to conventional tailings management – “dry stack filtered tailings*. [Communication de conférence]. 8th International Conference on Tailings and Mine Waste, Fort Collins, CO, 411–420.
- Davies, M.P. (2002). Tailings impoundment failures: are geotechnical engineers listening? *Geotechnical News*, 31-36.
- Davies, M.P. and Lighthall P.C. (2001). *Geotechnical aspects of several recent mine tailings impoundment failures*. [Communication de conférence]. 54th Canadian Geotechnical Conference, Calgary, Canada (pp. 321-326).
- Delleur, J.W., (1999). *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC Press.
- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide*. [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi Témiscamingue]. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/116/1/isabelle-demers.pdf>
- Demers, I. and Pabst, T. (2021). Alternative and innovative integrated mine waste management approaches. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 321-350). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Demers, I. and Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 167-186). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>

- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M. & Blier, A. (24–27 February 2008). *Optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the Doyon mine tailings impoundment*. [Communication de conference]. SME Annual Meeting 2008, Salt Lake City.
- Demers, I., Bussiere, B., Mbonimpa, M. & Benzaazoua, M., (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal*, 46(4): 454–469. <https://doi.org/10.1139/T08-132>
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B. & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied Geochemistry*, 33, 346–356. DOI:[10.1016/j.apgeochem.2013.02.025](https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.02.025)
- Deschamps, T.; Benzaazoua, M.; Bussiere, B.; Aubertin, M.; Bouzahzah, H. & Martin, V. (2009). Les effets d’amendements alcalins sur des résidus miniers sulfureux entreposés en surface : Cas des dépôts en pâte . *Déchets - revue francophone d’écologie industrielle*, 2(54), 12. DOI : [10.4267/dechets-sciences-techniques.1235](https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1235)
- Doucet, K., Pepin, N., Kissiova, M. & Pednault. C. (October 25–28, 2015). *Thickened tailings characterization program for a tailings storage facility design update – Case Study*. [Communication de conference]. 19th International Conference on Tailings and Mine Waste, Vancouver, Canada. <https://dx.doi.org/10.14288/1.0320848>
- Dubuc, J. (2018). *Étude du comportement hydrogéologique d’une couche de contrôle des écoulements placée à la surface d’une halde à stériles expérimentale*. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. Polypublie https://publications.polymtl.ca/3187/1/2018_JulienDubuc.pdf
- Eckart, B. (2015). L’exploitation minière industrielle en territoires bioculturels de peuples autochtones. *Possibles* 39(1), 56–68. <https://revuepossibles.ojs.umontreal.ca/index.php/revuepossibles/article/view/312/317>
- Elberling, B. (2001). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resources Research* 37(1), 99–107. <https://doi.org/10.1029/2000WR900259>

- Elberling, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology*, 41(2), 121–133. DOI:[10.1016/j.coldregions.2004.09.004](https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2004.09.004)
- Elberling, B., and Nicholson, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxydation rates in mine tailings. *Water Resources Research*, 32(6), 1773-1784. <https://doi.org/10.1029/96WR00487>
- Elberling, B., Nicholson, R.V., Reardon, E.J., & Tibble, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates , a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(3), 375-383. <https://doi.org/10.1139/t94-045>
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussière, B. & Villarraga-Gómez, H. (2018). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part I: Mineralogical approach. *Applied Geochemistry*, 99, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.10.021>
- Elghali, A., Benzaazoua, M., Bussière, B. & Bouzahzah, H. (2019). Determination of the available acid-generating potential of waste rock, part II: Waste management involvement. *Applied Geochemistry* 100, 316–325. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.010>
- Essayad, K. and Aubertin, M. (2021). Consolidation of hard rock tailings under positive and negative pore-water pressures: Testing procedures and experimental results. *Canadian Geotechnical Journal*, 58(1), 49-65. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0594>
- Ethier M.P., Bussière B., Broda S., & Aubertin, M. (2018a). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4): 1201–1219. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1713-y>
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I. & Broda, S. (2018b). In situ evaluation of the performance of the reclamation measures implemented on an abandoned reactive tailings disposal site. *Canadian Geotechnical Journal*, 55(12), 1742–1755. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0699>

- Fitton, T. (2017). Avoiding large tailings dams without going underground-Robinsky's Thickened tailings concept. Dans A Wu & R Jewell (édit.), *Paste 2017 : Actes du 20e Séminaire international sur les pâtes et les résidus épaissis*, Université des sciences et technologies de Pékin, Pékin, (p. 243-249). https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1752_27_Fitton
- Fourie, A. (2012). Perceived and realised benefits of paste and thickened tailings for surface deposition. Dans R Jewell, AB Fourie & A Paterson (édit.), *Paste 2012: Proceedings of the 15th International Seminar on Paste and Thickened Tailings*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, (p. 53-64) . https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1263_05_Fourie
- Fredlund, D.G., Rahardjo, R., & Fredlund, M.D. (2012). *Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118280492>
- Fredlund, D.G., Xing, A., & Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil–water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 533–546. <https://doi.org/10.1139/t94-062>
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A. (1979) *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs.
- Fujiyasu, Y., and Fahey, M. (2000). Experimental study of evaporation from saline tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(1), 18-27. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2000\)126:1\(18\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:1(18))
- Fujiyasu, Y., Fahey, M., & Newson, T. (2000). Field investigation of evaporation from freshwater tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(6), 556-567. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2000\)126:6\(556\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:6(556))
- Gardner, W.R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85 (4), 228–232.
- GISTM (2020). Global Industry Standard on Tailings Management. <https://globaltailingsreview.org/wp-content/uploads/2020/08/global-industry-standard-on-tailings-management.pdf>

- Gosselin, M. (2007). *Etude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène*. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. Polypublie <https://publications.polymtl.ca/7981/>
- Gray, J.E., Meier, A.L., O'Leary, R.M., Outwater, C., & Theodorakos, P.M. (1996). Environmental geochemistry of mercury deposits in southwestern Alaska – mercury contents in fish, stream-sediment, & stream-water samples. Dans Moore, TE, et Dumoulin, JA (édits.), *Études géologiques : en Alaska par l'US Geological Survey, 1994* (2152, p. 17-29). US Geological Survey Bulletin. <https://doi.org/10.3133/b2152>
- Green, W.H., and Ampt, G.A. (1911). Studies on soil physics , I. Flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science* 4(1), 1-24. <https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>
- Gunsinger, R., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., Jambor, J.L., & Moncur, M.C., (2006). Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Nirich tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 21(8), 1301-1321. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.apgeochem.2006.06.006>
- Hadimi, I. (2014). *Étude du comportement hydrogéochimique à long terme d'un dépôt de rejets miniers sulfureux et des effets d'amendements cimentaires : simulations expérimentales au laboratoire*. [Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/582>
- Haines W.B. (1927). A further contribution to the theory of capillary phenomenon in soils. *Journal of Agricultural Science*, 17(2), 264–290.
- Haverkamp, R., and Parlange. J.Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. *Soil Sci.* 142(6), 325–339.
- Hesketh, A.H., Broadhurst, J.L., & Harrison, S.T.L. (2010). Mitigating generation of acid mine drainage from copper sulphide tailings impoundments in perpetuity: a case study for an integrated management strategy. *Minerals Science Engineering*, 23 (3), 225-229. DOI [10.1016/j.mineng.2009.09.020](https://doi.org/10.1016/j.mineng.2009.09.020)

- Hilf, J.W. (1956). An investigation of pore-water pressure in compacted cohesive soils. Tech. Memo. 654. U.S. Bureau of Reclamation, Design and Construction Div., Denver. Colorado, USA. <https://trid.trb.org/view/124792>
- Hillel, D., (1980). *Fundamentals of soil physics*. New York : Academic Press.
- Hotton, G., Bussière, B., Pabst, T., Bresson, É. & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal*, 28(2), 763-779. <https://doi.org/10.1007/s10040-019-02084-y>
- Humber, A. J. (May 28–June 1, 1995). *Separation of sulphide minerals from mill tailings*. [Communication de conference]. In Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, ON.
- ICMM (2021) International Council on Mining and Metals. <https://www.icmm.com/en-gb/mining-metals>
- Irrrometer (2021) WATERMARK Soil Moisture Sensor — MODEL 200SS. <https://www.irrometer.com/pdf/sensors/403%20WATERMARK%20Sensor-WEB.pdf>
- Jambor J.L., Dutrizac J.E., Raudsepp M. & Groat L.A. (2003). Effect of Peroxide on Neutralization-Potential Values of Siderite and Other Carbonate Minerals. *Journal of Environmental Quality*. 32(6), 2373–2378. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.2373>
- James, M., Aubertin, M. & Bussière, B. (2013). *On the use of waste rock inclusions to improve the performance of tailings impoundments*. [Communication de conference]. In 18th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Paris, France. <https://www.cfms-sols.org/sites/default/files/Actes/735-738.pdf>
- Jewell, R. J., and Fourie, A. B. (2015). *Paste and thickened tailings: A guide*. (3^eéd.). Nedlands: Australian Centre for Geomechanics, University of Western Australia.
- Jewell, R. J., Fourie, A. B. & Lord, E. R. (2002). *Paste and thickened tailings: A guide*. Nedlands: Australian Center for Geomechanics. University of Western Australia.

- Kalonji-Kabambi, A. (2020). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique de recouvrements faits de matériaux miniers pour contrôler la contamination provenant de résidus miniers fortement réactifs*. [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1247>
- Kam, S., Girard, J., Hmidi, N., Mao, Y. & Longo, S. (2011). *Thickened tailings disposal at Musselwhite Mine*. [Communication de conference]. In Proceedings of the 14th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Australian Centre for Geomechanics, Perth..https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1104_21_Kam
- Kam, S., Yaschyshyn, D., Patterson, M. & Scott, D. (June 23–26, 2009). *Thickened tailings disposal at Xstrata Copper Canada Kidd Metallurgical Site*. [Communication de conference]. In Proceedings 8th ICARD Conference, Skelleftea, Sweden.
- Kim, H., & Benson, C.H. (2004). Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71(1-4), 193–218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2003.10.001>
- Klein, C. and Hurlburt, C.S.Jr. (1985). *Manual of Mineralogy*. (20^e éd.) New York : Wiley.
- Kleinmann, R.L.P, Crera, D., & Pacelli, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Eng.*, 33(3), 300-306.
- Kovacs, G., (1981). *Seepage hydraulics*. Elsevier.
- Labonte-Raymond, P.-L., Pabst, T., Bussiere, B. & Bresson, E. (2020). Impact of climate change on extreme rainfall events and surface water management at mine waste storage facilities. *Journal of Hydrology*, 590, 11. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125383>
- Landriault, D., Johnson, J.M., & Palkovits, F. (2005). *Thickened tailings and paste technology: The future of industrial waste disposal*. [Communication de conference]. Proceedings of SME Annual Meeting (Pre-print 05-111). Salt Lake City, UT: Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Inc.

- Lawrence R.W. and Scheske M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32, 100-106. <https://doi.org/10.1007/S002540050198>
- Lawrence R.W. and Wang Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. *Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver* (p. 449-464). Mine Environment Neutral Drainage, Nat. Resour. Canada, Ottawa, ON
- Lefèbvre, R. (1994). *Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes à stériles*. [Thèse de Doctorat, Université Laval, Québec].
- Lieber, E., Demers, I., Pabst, T. & Bresson, E. (2018). *Effect of climate change on the performance of a monolayer cover combined with an elevated water table to prevent acid mine drainage*. [Communication de conference]. 71st Canadian Geotechnical Conference (GeoEdmonton 2018), Edmonton, Alberta.
- Lindsay, M.B.J., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J., & Blowes, D.W., (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Appl. Geochem.*, 57, 157-177. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>
- Lundgren, T., (2001). The dynamics of oxygen transport into soil covered mining waste deposits in Sweden: *Journal of Geochemical Exploration*, 74(1-3), 163–173. [https://dx.doi.org/10.1016/S0375-6742\(01\)00182-0](https://dx.doi.org/10.1016/S0375-6742(01)00182-0)
- Maqsood, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 91-113). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Maqsood, A., Gervais, P., Bussière, B. & Le Borgne, V. (2017). Performance evaluation of equipment used for volumetric water content measurements. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 13, 27-32. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1033>

- Martin, V. (2018). *Evolution of the hydrogeotechnical properties of paste tailings deposited on the surface*. [Thèse de Doctorat, Ecole polytechnique de Montréal]. Polypublie <https://publications.polymtl.ca/3097/>
- Martin, V., Aubertin, M., Benzaazoua, M. & G. Zhan. (2010). *Investigation of near-surface exchange processes in reactive paste tailings*. [Communication de conference]. In Proceedings of the 13th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, Australian Center for Geomechanics, Perth, Australia.
- Martin, V., Aubertin, M., Bussière, B., Mbonimpa, M., Dagenais, A.M., & Gosselin, M. (2006a). *Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings*. [Communication de conference]. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), St Louis, MI
- Martin, V., Aubertin, M., McMullen, J. (2006b). Surface disposal of paste tailings. [Communication de conference]. Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics, Thomas H.R. (ed.), 26-30 June 2006, Cardiff UK. Thomas Telford, vol. 2, pp. 1471-1478.
- Martin, V., Aubertin, M., Zhan, G., Bussière, B., & Chapuis, R.P. (2005). *An investigation into the hydrological behavior of exposed and covered waste rock dumps*. [Communication de conference]. Proceedings, SME Annual Meeting, Toronto.
- Mayer, K. U., Frind, E. O. & Blowes, D. W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research* 38(9), 13-1–13-21. <https://doi.org/10.1029/2001WR000862>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M. & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878–890. <http://dx.doi.org/10.1139/t11-015>

- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M, & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 919-932. <https://doi.org/10.1139/t03-040>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. & Bussière, B. (2002a). *Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials*. (Rapport : EPM-RT-2002-04) [Rapport Technique]. École Polytechnique de Montréal. <http://publications.polymtl.ca/2597/>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., & Bussière, B. (2002b). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- McCarthy, D.F. (2007). *Essentials of soil mechanics and foundations: basic geotechnics* (7^e éd). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall Inc.
- Meldrum, J. L., Jamieson, H. E. & Dyke, L. D. (2001). Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5), 957–966. <https://doi.org/10.1139/t01-028>
- MEND (2009). Report 1.20.1 Prediction manual for drainage chemistry from sulphidic geologic materials.
- MEND. (2001). Manual, Report 5.4.2, Volume 4 -Prevention and Control. Secretariat CANMET, Ottawa, Ont.
- MEND. (2017). Study of tailings management technologies. MEND Report 2.50.1. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, 164p.
- Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Datry T, Malard F, & Gibert J. (2005). Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution*, 134(1), 57–69. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.024>
- Mihelcic, J.R. (1998). *Fundamentals of Environmental Engineering*. J. Wiley and Sons, NY.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et Lutte Contre les Changements Climatiques. Directive 019 sur l'industrie minière. Gouvernement du Québec

- Miyazaki, T. (2006). *Water Flux in Soils*. (2^e éd.). CRC Press.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussiere, B. & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23 (1), 1–24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.08.004>
- Morgenstern, N.R., Vick, S.G., & Van Zyl, D. (2015). *Report on Mount Polley Tailings Storage Facility Breach*. (Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel | January 30, 2015). [Rapport technique]. <https://www.mountpolleyreviewpanel.ca/sites/default/files/report/ReportonMountPolleyTailingsStorageFacilityBreach.pdf>
- Morin K.A., Hutt N.M., & Ferguson K.D. (1995). *Measured Rates of Sulfide Oxidation and Acid Neutralization in Kinetic Tests: Statistical Lessons from the Database*. [Communication de conference]. Proceedings from the Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Canada. <http://pdf.library.laurentian.ca/medb/conf/Sudbury95/AcidMineDrainage/AMD11.PDF>
- Morin, K.A., Gerencer, E., Jones, C.E., & Konasewich, D.E. (1991). *Critical literature review of acid drainage from waste rock*. MEND Project 1.11.1.
- Morris, C.E. and Stormont, J.C. (1997). Capillary barriers and subtitle covers: estimating equivalency. *Journal of Environmental Engineering*, 123 (1), 3-10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:1\(3\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:1(3))
- Mualem, Y. (1976a). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513–522. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Mualem, Y. (1976b). *A catalogue of the hydraulic properties of unsaturated soils. Development of methods, tools and solutions, for unsaturated flow with application to watershed hydrology and other field*. (Research Project 442) [Rapport technique]. Technion Israel Institute of Technology, Haifa, Israel.

- Mylona E., Xenidis, A., & Paspaliaris I. (2000). Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals Engineering*, 13(10-1), 1161-1175
- Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. Chap. 2. Dans C.N. Alpers and D.W. Blowes (édit.). *Environmental geochemistry of sulfide oxidation*. (550. pp. 14–30). ACS Symposium Series, Washington, D.C., USA.. <http://dx.doi.org/10.1021/bk-1994-0550.ch002>
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., & Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8. <http://dx.doi.org/10.1139/t89-001>
- Nicholson, R.V., Williams, G. & Tibble, P.A. (1997). *A Survey of In Situ Oxygen Consumption Rates on Sulphide Tailings: Investigations on Exposed and Covered Tailings*. (Rapport de recherche, MEND Project 4.6.5ac). <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/465AC.pdf>
- Nordstrom, DK, Blowes, D.W., & Ptacek, C.J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry* 57, 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.02.008>
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., & Zagury, G.J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air and Soil Pollution*, 213 (1-4), 437–458. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0397-x>
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (21-24 October, 2007). *Predicting the performance of an elevated water table for preventing acid mine drainage*. [Communication de conférence]. In Proceedings of the 60th Canadian Geotechnical Conference and the 8th joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, 1470-1477, Ottawa, ON.

- Ouattara, D. (2011). *Étude des propriétés rhéologiques de résidus miniers densifiés*. [Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/649>
- Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés*. [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC]. <https://publications.polymtl.ca/673/>
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M. & 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. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.003>
- Paktunc, A. D. (1999a). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. *Environmental impacts of mining activities*. Springer: Berlin, Germany, 19–40
- Paktunc, A. D. (1999b). Discussion of “A method to calculate the neutralization potential of mining wastes” by Lawrence and Scheske (1997). *Environmental Geology*, 38, 82–84. doi: 10.1007/s002540050404.
- Paktunc, A. D. (1999c). Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environmental Geology* 39,103–112. <https://doi.org/10.1007/S002540050440>
- Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B. & Bradshaw, D. (2013). Evaluating waste rock mineralogy and microtexture during kinetic testing for improved acid rock drainage prediction. *Minerals Engineering*, 52, 111–124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2013.04.022>
- Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire*. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Québec]. Polpublie <https://publications.polymtl.ca/983/>
- Plante B., Bussière B., & Benzaazoua M. (2012). Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration*, 114, 57–69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.12.003>

- Plante B., Schudel, G., & Benzaazoua M., (2021). Prediction of acid mine drainage. Dans B. Bussière et M. Guittonny (édit.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage* (1^e éd., p. 21-46). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Plante, B. (2004). *Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide*. [Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/7431/>
- Plante, B. (2010). *Prédiction du drainage neutre contaminé en nickel : cas de la mine Tio*. [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC]. Depositum <https://depositum.uqat.ca/id/eprint/31>
- Qi, C., and A. Fourie. (2019). Numerical investigation of the stress distribution in backfilled stopes considering creep behaviour of rock mass. *Rock Mechanics and Rock Engineering*, 52(9), 3353–3371. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2007.01.014>
- Qian G, Schumann R, Li J, Short MD, Fan R, Li Y, Kawashima N, Zhou Y, Smart RSC & Gerson AR. (2017). Strategies for Reduced Acid and Metalliferous Drainage by Pyrite Surface Passivation. *Minerals*, 7(3), 42. <https://doi.org/10.3390/min7030042>
- Qiu, Y. and Segó, D.C. (2001). Laboratory properties of mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 183-190. <https://doi.org/10.1139/t00-082>
- Rarison, F., Mbonimpa, M., Bussière, B. & Maqsoud, A. (2020). *Properties of an HPDE geomembrane used for mine site reclamation: preliminary results 13 years after installation*. [Communication de conférence]. Proceeding of the 7th European Geosynthetic Conference (EuroGeo7).
- Richards L.A. (1928). The usefulness of capillary potential to soil moisture and plant investigators. *Journal of Agricultural Science*, 37, 719–742. <https://collections.lib.utah.edu/ark:/87278/s6xd1476>
- Richards, L.A., (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Journal of Applied Physics*, 1(5),318–333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>

- Richards, L.A., Gardner, W. R., & Ogata, G. (1956). Physical Processes Determining Water Loss from Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 20(3),301–442. <https://doi.org/10.2136/sssaj1956.03615995002000030004x>
- Richardson, J. F., Harker, J. H., Backhurst, J. R., & Coulson, J. M. (2002). *Coulson and Richardson's chemical engineering: Vol. 2, Particle technology and separation processes*. Oxford: Butterworth-Heinemann
- Rico, M., Benito, G., Salgueiro, A.R., Díez-Herrero, A., & 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>
- Rietveld, H. M., (1993). *The Rietveld method (Chapter 2)*. R.A. Young, Oxford University Press, Oxford.
- Ritchie, A.I.M. (1994). The waste-rock environment. Chapter 5, The waste-rock environment. Dans D.W. Blowes & J.L. Jambor (édit.), *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*.
- Robinsky, E. I. (1975). Thickened discharge – A new approach to tailings disposal. *CIM Bulletin*, 68(764),47–53.
- Robinsky, E.I. (1999). *Thickened tailings disposal in the mining industry*. E.I. Robinsky Associates Ltd.
- Ross, B. (1990). The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resour. Res.* 26(10), 2625-2629. <https://doi.org/10.1029/WR026i010p02625>
- Rozina, E, Mizani, S, Malek, M, Sanchez-Sardon, M & Simms, P. (2015). Dewatering in a laboratory simulation of a multilayer deposit of inline flocculated mature fine tailings, in R Jewell & AB Fourie (édits), *Paste 2015: Proceedings of the 18th International Seminar on Paste and Thickened Tailings*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 81-93, https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1504_04_Mizani

- Saleh-Mbemba, F. and Aubertin, M., (2018). Characterization of Self-Weight Consolidation of Fine-Grained Mine Tailings Using Moisture Sensors. *Geotechnical Testing Journal*, 41(3), 543–554. DOI: [10.1520/GTJ20170035](https://doi.org/10.1520/GTJ20170035)
- Shaw, S. C., Groat, L.A., Jambor, J. L., Blowes, D.W., Hanton-Fong C. J. & Stuparyk R.A. (1998). Mineralogical study of base metal tailings with various sulfide contents, oxidized in laboratory columns and field lysimeters. *Environmental Geology*, 33 (2/3).
- Shuttleworth, J. A., Thomson, B. J. & Wates, J. A. (2005). Surface paste disposal at Bulyanhulu: Practical lessons learned. Dans R Jewell & S Barrera (édit.), *Paste 2005: Proceedings of the International Seminar on Paste and Thickened Tailings* (p. 207-218). Australian Centre for Geomechanics, Perth. https://doi.org/10.36487/ACG_repo/563_14
- Simeon, A. and Lapointe, U., (2015). Mount Polley Mine Disaster's First Anniversary No Reason to Celebrate. http://miningwatch.ca/blog?items_per_page=10&page=2
- Simms, P. (2017). Colloquium 2013 of the Canadian Geotechnical Society: Geotechnical and geoenvironmental behaviour of high-density tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(4), 455-468. <https://doi.org/10.1139/cgj-2015-0533>
- Simms, P., Grabinsky, M. W. & G. Zhan. (2007). Modelling evaporation of paste tailings from the Bulyanhulu mine. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(12), 1417–1432. <http://dx.doi.org/10.1139/T07-067>
- Simms, P., Soleimani, S., Mizani, S., Daliri, F., Dunmola, A., Rozina, E., & Innocent-Bernard, T. (2019). Cracking, salinity and evaporation in mesoscale experiments on three types of tailings. *Environmental Geotechnics*, 6(1), 3-17. <https://doi.org/10.1680/jenge.16.00026>
- Skousen, J., Renton, J., Brown, H., Evans, P., Leavitt, B., Brady, K., Cohen, L., & Ziemkiewicz, P. (1997). Neutralization potential of overburden samples containing siderite. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 673-681. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030012x>
- Smart, R.S.C., Skinner, B., Levay, G., Gerson, A.R., Thomas, J.E., Sobieraj, H., Schumann, R., Weisener, C.G., Weber, P.A., Miller, S.D. & Stewart, W.A. (2002). ARD Test Handbook.

Prediction and kinetic control of acid mine drainage. Ian Wark Research Institute and Environmental Geochemistry International.

Sobeck, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R., & Smith, R.M. (1978). Field and laboratory methods applicable to Overburdens and Minesoils. U.S. Environ. Protect. Agency, EPA-600/2-78-054, 203pp.

Spitz, K. and Trudinger, J. (2009). *Mines et environnement : du minerai au métal*. Presse CRC Balkema, Leyde 900 p

SRK. (1989). *Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report.*, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996). *Aquatic Chemistry : Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. (3rd Edition). J. Wiley and Sons, NY.

Theriault, J.A., Frostiak, J., & Welch, D. (2003). Surface disposal of paste tailings at the Bulyanhulu gold mine, Tanzania. Dans G. Spiers, P. Beckett, & H. Conroy (eds.), *Sudbury 2003 - Mining and the Environment*. Sudbury, ON.

Tisch, B. (1997). *Studies on the use of depyritized tailings, gold tailings, sewage incinerator ash and granulated slag as cover alternatives for the reclamation of sulphide tailings* [Mémoire de Maitrise, Laurentian University, Sudbury, Ontario].

Toussaint, R. (2016) *Influences des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène*. [Mémoire de Maitrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC]. Polypublie <https://publications.polymtl.ca/2142/>

Van Genuchten, M.Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

- Verburg, R., and M. Oliveira. (2016). Surface paste disposal of high sulphide tailings at Neves Corvo – Evaluation, of environmental stability and operational experience. In *Proceedings of IMWA2016*, Freiberg, Germany.
- Vick, S. G. (1990). *Planning, Design and Analysis of Tailings Dams*. Vancouver, BC: BiTech Publishers Ltd. <https://dx.doi.org/10.14288/1.0394902>
- Villeneuve, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques*. [Mémoire de maîtrise, École polytechnique de Montréal. Montréal, Canada]. Polypublie <https://publications.polymtl.ca/9481/>
- Villeneuve, M., Bussière, B., Benzaazoua, M. & Aubertin, M. (June 23-26,2009). *Assessment of interpretation methods for kinetic tests performed on tailings having a low acid generating potential*. [Communication de conférence]. Paper presented at Securing the Future and 8th ICARD, Skelleftea, Sweden.
- Wakeman, R.J. and Tarleton, E.S (1999). *Filtration: Equipment selection modeling and processes simulation*. Oxford ; New York ; Tokyo : Elsevier, cop.
- Williams, D.J., Currey, N.A., Ritchie, P.J. (14-17 July 2003). *Kidston waste rock dump designer and “store and release” cover system seven years on*. [Communication de conférence]. Proceeding of 6th International Conference on Acid Rock Drainage, Cairns, Australia.
- Wills, B. A., and J. Finch. (2015). *Wills' mineral processing technology*. (8th ed.). Elsevier.
- Wilson, D., Amos, R. T., Blowes, D. W., Langman, J. B., Smith, L. & Segó, D. C. (2018). Diavik Waste Rock Project: Scale-up of a reactive transport model for temperature and sulfide-content dependent geochemical evolution of waste rock. *Applied Geochemistry* 96, 177–190. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2018.07.001>
- Yanful, E.K., Bell, A.V. & Woysner, M.R. (1993). Design of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. *Canadian Geotechnical Journal*, 30, 578-588. <https://doi.org/10.1139/t93-050>

Zhan, G., Mayer, A.B., McMuller, J., Aubertin, M. (2001). Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. In Proceedings of Tailings and Mine Waste '01. Fort Collins, Colorado, USA.

ANNEXE A COMPOSITION MINÉRALOGIQUE ET CHIMIQUE DES 5 ÉCHANTILLONS ANALYSÉS EN DRX

Analyse minéralogique par DRX sur 5 échantillons du mélange de résidus (70%LR-30%LZ5).

Phase et quantification	87641	87642	87643	87644	87645
Phase 1 : Quartz	50.62%	49.27 %	49.29%	51.55%	52.06%
Phase 2 : Pyrite	14.80%	13.91%	13.35%	14.50%	15.48%
Phase 3 : Anorthite	7.46%	6.62%	7.12%	7.42%	8.28%
Phase 4 : Albite	0.66%	0.91%	0.77%	0.00%	0.43%
Phase 5 : Sanidine	0.06%	1.23 %	2.10%	1.96%	1.09%
Phase 6 : Arsenopyrite	0.20%	0.15%	0.10%	0.12%	0.07
Phase 7 : Muscovite	17.73%	18.95 %	19.06%	17.16%	16.20%
Phase 8 : Chlorite	3.87%	3.91%	4.41%	2.61%	2.68%
Phase 9 : Gypsum	2.47%	2.11%	2.29%	2.05%	1.81%
Phase 10 : Sphalerite	0.00%	0.03%	0.00%	0.15%	0.00%
Phase 11 : Dolomite	2.13 %	2.92 %	1.52%	2.49%	1.89%


Analyse du soufre et carbone totaux par fournaise à induction sur 5 échantillons du mélange de résidus (70%LR-30%LZ5).

Analyse du soufre et carbone totaux par fournaise à induction

Préparation:
Analyse: Mélanie Belanger
Date d'analyse: 3 février 2020
Méthode: PE3-AC-26
Vérification: Marc Paquin
Projet: FRQNT- fosse-Pabst

	Éléments Unités LDM	Carbone % p/p 0,05	Soufre % p/p 0,009
LAR-10 (U87641)		0,23	9,17
LAR-19 (U87642)		0,37	8,65
LAR-29 (U87643)		0,25	9,08
LZ5-5 (U87644)		0,30	8,90
LZ5-5-4.1 (U87645)		0,25	9,55

Notes: LDM : Limite de détection de la méthode
Marc Paquin
2020.02.04
14:20:41 -05'00'

Approuvé par:  Marc Paquin, Chimiste

ANNEXE B COURBES DE RETENTION D'EAU (CRE) UTILISEES POUR LA MODELISATION NUMERIQUE ET AJUSTEMENTS

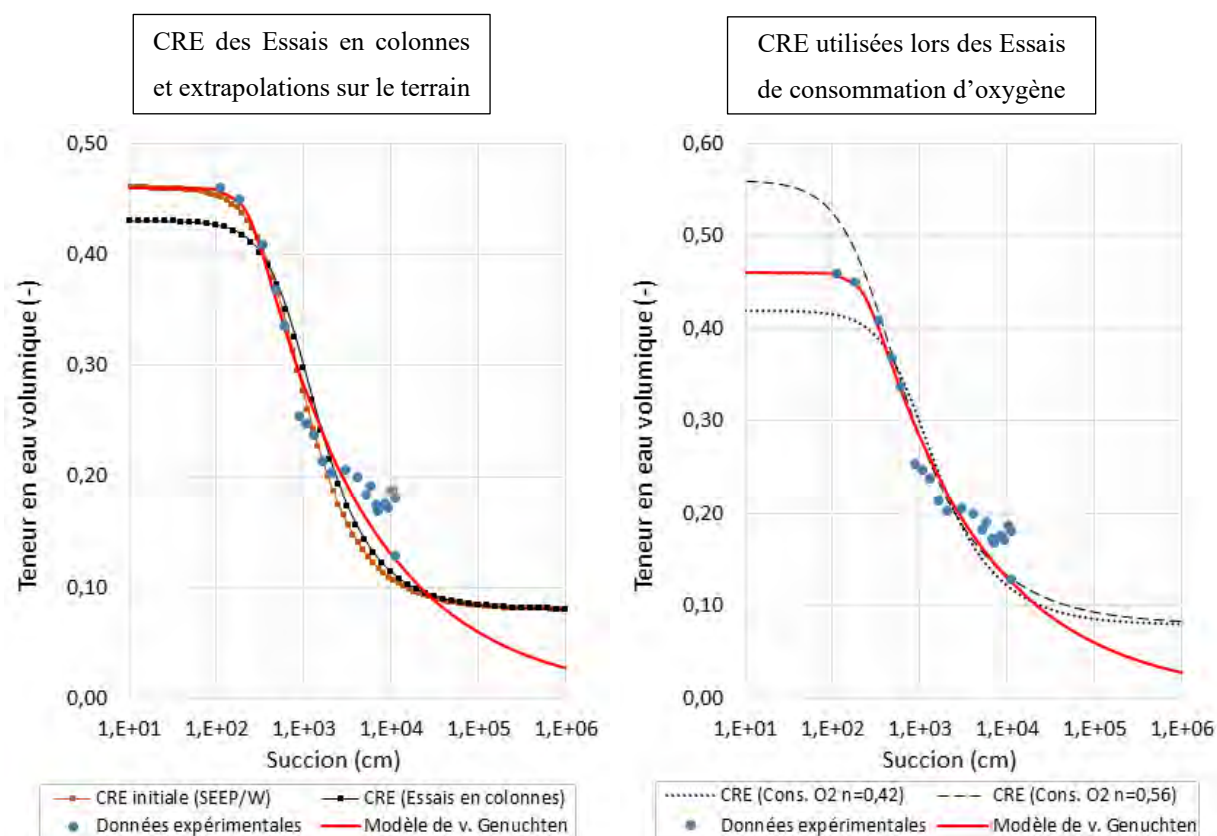
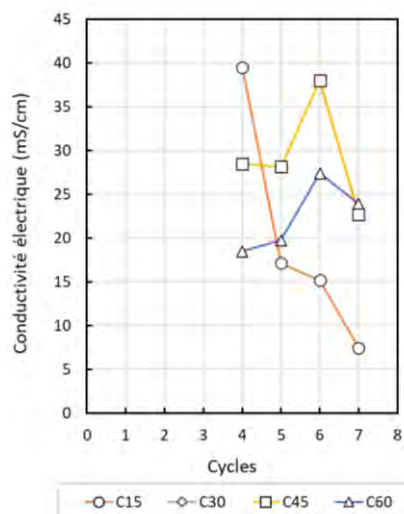


Tableau récapitulatif des paramètres de van Genuchten de chacune des CRE utilisée pour les simulations numériques des différents essais.

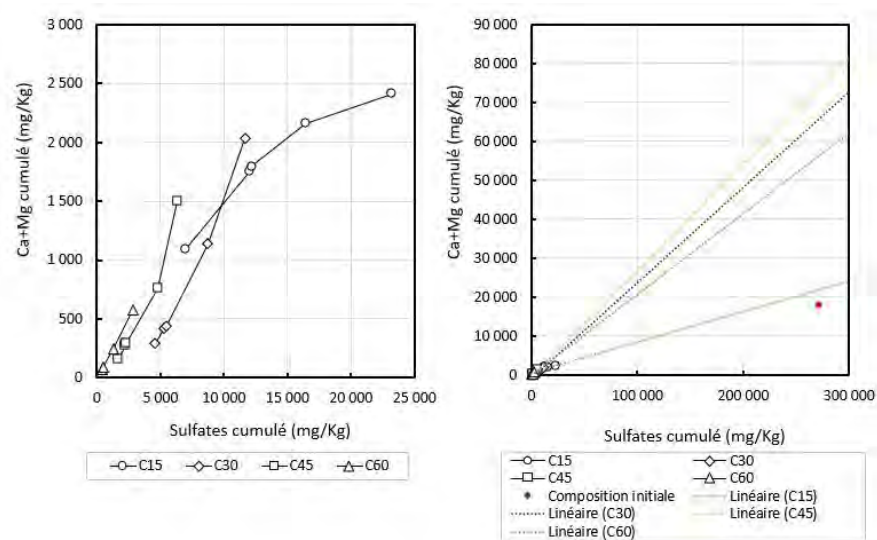
Identification de la CRE	Paramètres de van Genuchten				
	a (kPa)	n _{vG}	m _{vG}	θ _s	θ _r
Modèle de van Genuchten	23	4	0,085	0,46	0,03
CRE initiale (SEEP/W)	55	1,9	0,473	0,46	0,08
CRE (Essais en colonnes)	75	1,9	0,473	0,43	
CRE (Cons. O ₂ n=0,42)	75	1,8	0,444	0,42	
CRE (Cons. O ₂ n=0,56)	25	1,6	0,375	0,56	

ANNEXE C RÉSULTATS GEOCHIMIQUES DES ESSAIS EN COLONNES

Conductivités électriques des eaux de lixiviation des différentes colonnes mesurées au cours de l'essai en colonne.



Évolution des charges cumulées en Ca et Mg en fonction des charges cumulées en sulfates et Projection de la courbe d'oxydation-neutralisation des lixiviats des colonnes instrumentées. Ces dernières permettaient de confirmer que les résidus sont générateurs d'acide à long terme.



Le suivi de quelques éléments chimiques d'intérêt au cours de l'essai en colonne.

