

Titre: Effets des conditions climatiques sur le comportement
Title: hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés

Auteur: Madison Chai-Onn
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Chai-Onn, M. (2023). Effets des conditions climatiques sur le comportement
Citation: hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés [Mémoire de maîtrise, Polytechnique
Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/57097/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/57097/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Li Li
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Effets des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique d'un
parc à résidus filtrés**

MADISON CHAI-ONN

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 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Effets des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique d'un parc à résidus filtrés

présenté par **Madison CHAI-ONN**

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

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

Pedro CACCIARI, président

Li LI, membre et directeur de recherche

Vincent BOULANGER-MARTEL, membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier Prof. Thomas Pabst pour son initiation, sa contribution et son encadrement de septembre 2021 à septembre 2023. Merci pour ta rigueur, ta disponibilité et ton écoute. Ça a été un plaisir de travailler sous ta supervision.

J'aimerais exprimer ma reconnaissance et ma gratitude à Prof. Li Li sans qui je n'aurais pas pu mener à terme ce projet. Merci pour votre intérêt et votre investissement dans mon projet. Merci pour votre temps et pour les apprentissages.

Merci aux professeurs Vincent Boulanger-Martel et Pedro Cacciari d'évaluer ce projet en tant que membres du jury. Merci pour votre temps et vos contributions.

Merci aux membres de l'équipe de la mine d'Éléonore, William, Geneviève, Marjorie, Claude, Wyllem, de nous avoir accueillis et d'avoir fait en sorte que notre visite de terrain s'est déroulée dans les meilleures conditions possibles. Merci à Vincent Martin pour son temps et ses encouragements.

Merci à Corentin, pour sa précieuse aide lors de la visite de terrain.

Merci à Monica pour le support moral et pour l'opportunité offerte de m'impliquer dans la vie étudiante. Merci à Patrick et Noura pour l'aide au laboratoire et pour les conseils de vie.

Merci à Karine pour son support technique et son support moral. Merci pour toutes les discussions, les conseils, les *road trips* en Abitibi et le coup de main au laboratoire.

Merci à mes collègues de l'IRME pour leur soutien et leur amitié.

Je remercie ma famille et mon copain Jérémy pour leur support, leur patience et leurs encouragements.

Finalement, j'aimerais exprimer ma reconnaissance aux supports financiers du CRSNG et partenaires industriels de l'IRME UQAT-Polytechnique.

RÉSUMÉ

La déposition des résidus miniers sous forme filtrée constitue une alternative géotechniquement plus avantageuse par rapport à la gestion conventionnelle des résidus miniers en pulpe. Les avantages des résidus filtrés incluent une diminution des risques de rupture de digues, peu ou pas de nécessité d'infrastructures de retenue, et la maximisation du recyclage de l'eau utilisée dans le procédé du moulin de concentrateur. Cependant, les aires d'entreposage des résidus filtrés peuvent être exposées aux intempéries pendant une longue période avant les travaux de restauration et l'installation d'un recouvrement. Les conditions climatiques, telles que les précipitations et la fonte des neiges, peuvent entraîner une modification à long terme du degré de saturation des résidus filtrés. Une ré-saturation des résidus filtrés peut compromettre la stabilité géotechnique à long terme des parcs à résidus (PAR) filtrés.

L'objectif général de ce projet était d'évaluer l'impact des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique à long terme d'un PAR filtrés. Trois sous-objectifs permettaient d'atteindre cet objectif général : 1) Étudier expérimentalement le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à petite échelle en laboratoire, 2) Évaluer le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à grande échelle en conditions de terrain et 3) Évaluer la capacité d'un modèle numérique à reproduire le comportement hydrogéologique des résidus filtrés observé au laboratoire.

Des résidus filtrés fournis par la mine Éléonore ont été caractérisés en laboratoire afin de déterminer la densité relative des grains, la distribution granulométrique et la courbe de rétention d'eau. Le comportement hydrogéologique de ces résidus filtrés a été étudié au laboratoire à l'aide de colonnes instrumentées de 120 cm de hauteur et 25 cm de diamètre. Des cycles de mouillage et de séchage ont été appliqués aux résidus filtrés. L'évolution du degré de saturation mesurée à cinq profondeurs différentes et le bilan hydrique ont été suivis durant 160 jours. Les résultats montraient que le comportement hydrogéologique des résidus filtrés était influencé par la quantité d'eau ajoutée, la durée des cycles et le degré de saturation initial. Le degré de saturation augmentait lorsque l'eau était ajoutée à la surface des résidus et diminuait durant les périodes de séchage. La diminution du degré de saturation près de la surface était d'abord très rapide en raison de l'écoulement gravitaire et du taux d'évaporation maximal, puis la diminution devenait ensuite plus lente et constante sous l'effet de l'évaporation. Le degré de saturation en profondeur montrait une

diminution plutôt constante tout au long de la période de séchage. La quantité d'eau perdue par drainage lors des cycles augmentait lorsque le degré de saturation initial était élevé et que la quantité d'eau stockée dans les pores des résidus était grande.

Le comportement hydrogéologique des résidus filtrés a également été étudié au PAR filtrés de la mine Éléonore. L'évolution de la teneur en eau volumétrique (TEV) à 20, 40, 60, 100 et 150 cm de profondeur à six emplacements différents a été suivie de 2020 à 2022. Les résultats démontraient que la TEV à la surface du PAR filtrés variait en fonction des conditions climatiques. La TEV augmentait lors des précipitations et la fonte des neiges, puis diminuait lors des périodes sèches. La profondeur de la zone la plus influencée par les conditions climatiques à la surface était de 100 cm de profondeur. Quelques variations de la TEV avaient été observées à 150 cm de profondeur, mais aucune augmentation ou diminution nette de la TEV à cette profondeur au cours des ans ne pouvait être observée durant les trois années consécutives de suivi. Le dégel progressif de la surface du PAR avait été observé d'avril (à la surface) à juillet (en profondeur). D'ailleurs, la fonte de neige au printemps a été identifiée comme un moment critique où une infiltration importante se produisait sur une courte période. La teneur en eau à la surface du PAR filtrés variait également selon l'emplacement sur le PAR. Par exemple, une teneur en eau généralement plus élevée en bas de pente qu'en haut de pente avait été observée. La teneur en eau était généralement plus élevée et un dégel plus hâtif avait été observé sur la pente orientée vers le sud. Ces résultats sont très utiles pour guider la planification de la déposition des résidus filtrés. D'ailleurs, les résultats indiquaient qu'il serait important de surveiller certains paramètres hivernaux tels que le couvert de neige (et sa variation spatiale) et les périodes de redoux pouvant mener à un dégel temporaire au milieu de l'hiver. Les phénomènes de fonte des neiges et de formation de lentilles de glace, qui influencent l'infiltration, doivent également être approfondis et les effets des changements climatiques doivent être pris en compte.

La modélisation numérique du comportement hydrogéologique des résidus filtrés est nécessaire pour mieux comprendre le comportement hydrogéologique des résidus filtrés en termes de variation spatiale et surtout en fonction du temps ou des changements climatiques. Cela exige un outil numérique fiable. Le logiciel SEEP/W de GeoStudio a été choisi pour sa disponibilité, sa simplicité et son utilisation en géotechnique. Son applicabilité et sa capacité à simuler le comportement hydrogéologique des résidus filtrés ont donc été testées par la reproduction numérique des résultats expérimentaux obtenus au laboratoire. Les résultats montraient que

l'évolution de la TEV et du degré de saturation des résidus filtrés peut être reproduite avec une assez bonne corrélation en profondeur. Pour le comportement hydrogéologique des résidus filtrés près de la surface, l'évolution de la TEV et du degré de saturation des résidus filtrés pouvait aussi être reproduite d'une façon qualitative. Mais le degré de saturation était largement surestimé par le modèle numérique près de la surface, car la diminution du degré de saturation près de la surface était mal reproduite. Cela était probablement causé par la sous-estimation de l'évaporation en surface en raison de la condition climatique imposée en surface et/ou par la surestimation de la rétention d'eau due à l'impropriété de la courbe de rétention d'eau. Plus de travaux seraient nécessaires pour assurer de la fiabilité du modèle numérique afin de l'utiliser en condition de terrain.

ABSTRACT

The deposition of filtered mining tailings offers a geotechnically more advantageous alternative compared to the conventional management of slurry mining tailings. The benefits of filtered tailings include reduced risks of dam failure, little or no need for retention infrastructure, and maximized recycling of water used in the concentrator mill process. However, storage areas for filtered tailings can be exposed to climate conditions for a long period before reclamation and the installation of a cover. Climate conditions, such as precipitation and snowmelt, can lead to a change in the long-term of the degree of saturation of the filtered tailings. Re-saturation of filtered tailings can compromise the long-term geotechnical stability of the filtered tailings storage facilities (TSFs).

The overall objective of this project was to assess the impact of climatic conditions on the long-term hydrogeological behavior of a filtered TSF. Three sub-objectives were set to achieve this general objective: 1) Experimentally and numerically study the hydrogeological behavior of filtered tailings on a small scale in the laboratory, 2) Evaluate the hydrogeological behavior of filtered tailings on a large scale under field conditions and 3) Assess the ability of a numerical model to reproduce the hydrogeological behavior of filtered tailings observed in the laboratory.

Filtered tailings provided by the Éléonore mine were characterized in the laboratory to determine the relative density of grains, grain size distribution, and water retention curve. The hydrogeological behavior of these filtered tailings was studied in the laboratory using instrumented columns 120 cm high and 25 cm in diameter. Wetting and drying cycles were applied to the filtered tailings. The evolution of the degree of saturation measured at five different depths and the water balance were monitored for 160 days. The results showed that the hydrogeological behavior of the filtered tailings was influenced by the amount of water added, the duration of the cycles, and the initial degree of saturation. The degree of saturation increased when water was added to the surface of the tailings and decreased during drying periods. The decrease in saturation near the surface was initially very rapid due to gravitational flow and maximum evaporation rate, then the decrease became slower and steady under the effect of mainly evaporation. The degree of saturation at depth showed a rather constant decrease throughout the drying period. The amount of water lost by drainage during the cycles increased when the initial degree of saturation was high and the amount of water stored in the tailings pores was large.

The hydrogeological behavior of the filtered tailings was also studied at the Éléonore mine's filtered TSF. The evolution of the volumetric water content (VWC) at depths of 20, 40, 60, 100, and 150 cm at six different locations was followed from 2020 to 2022. The results demonstrated that the VWC at the surface of the filtered TSF varied according to climate conditions. The VWC increased during precipitation and snowmelt and decreased during dry periods. The depth of the zone most influenced by surface climate conditions was 100 cm. Some variations in VWC were observed at 150 cm depth, but no clear increase or decrease in VWC could be observed over the three consecutive years of monitoring. The gradual thawing of the surface of the TSF was observed from April (at the surface) to July (at depth). Moreover, snowmelt in spring was identified as a critical time when significant infiltration occurred over a short period. The water content at the surface of the filtered TSF also varied depending on the location on the TSF. For example, a generally higher water content was observed at the bottom of the slope than at the top. The water content was generally higher and thawing occurred earlier on south-facing slopes. These results are very useful for guiding the planning of the deposition of filtered tailings. Indeed, the results indicated that it would be important to monitor certain winter parameters such as snow cover (and its spatial variation) and periods of thawing that could lead to temporary melting in the middle of winter. The phenomena of snowmelt and ice lens formation, which influence infiltration, must also be further investigated, and the effects of climate change must be taken into account.

Numerical modeling of the hydrogeological behavior of filtered tailings is necessary to better understand the hydrogeological behavior of filtered tailings in terms of spatial variation and especially over time or due to climate change. This requires a reliable numerical tool. The SEEP/W software from GeoStudio was chosen for its availability, simplicity, and use in geotechnics. Its applicability and ability to simulate the hydrogeological behavior of filtered tailings were therefore tested by numerically reproducing the experimental results obtained in the laboratory. The results showed that the evolution of the VWC and the degree of saturation of the filtered tailings could be reproduced with a fairly good correlation in depth. For the hydrogeological behavior of the filtered tailings near the surface, the evolution of the VWC and the degree of saturation of the filtered tailings could also be reproduced qualitatively. However, the degree of saturation was largely overestimated near the surface by the numerical model, as the decrease in saturation near the surface was poorly reproduced. This was probably caused by the underestimation of surface

evaporation due to the imposed surface climatic condition and/or by the overestimation of water retention due to the inappropriateness of the water retention curve. More work would be necessary to ensure the reliability of the numerical model to use it under field conditions.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ	IV
ABSTRACT.....	VII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVI
LISTE DES ANNEXES	XXX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs du projet de recherche	2
1.3 Retombées escomptées et originalité du projet.....	2
1.4 Contenu du mémoire.....	2
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1 Production et gestion conventionnelle des résidus miniers	4
2.1.1 Méthodes conventionnelles de déposition	5
2.1.2 Drainage minier acide	7
2.2 Densification des résidus	8
2.2.1 Méthodes de déposition des résidus filtrés	9
2.3 Mouvements de l'eau en milieu poreux.....	11
2.3.1 Écoulement saturé.....	11
2.3.2 Écoulement non saturé.....	16
2.3.3 Bilan hydrique.....	22

CHAPITRE 3	CARACTÉRISATION DES RÉSIDUS MINIERES FILTRÉS ET ÉTUDE EXPÉRIMENTALE DU COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES RÉSIDUS FILTRÉS EN COLONNE	28
3.1	Origine des résidus filtrés et campagne d'échantillonnage.....	28
3.2	Caractérisation hydrogéotechnique des résidus filtrés.....	28
3.2.1	Distribution granulométrique.....	29
3.2.2	Densité relative des grains	30
3.2.3	Courbe de rétention d'eau	31
3.3	Configuration des colonnes expérimentales	34
3.3.1	Instrumentation des colonnes.....	36
3.4	Essais de mouillage-séchage.....	37
3.5	Essais d'évaporation et démantèlement des colonnes	41
3.6	Propriétés des résidus dans les colonnes.....	44
3.6.1	Profils de densité sèche, d'indice des vides et de porosité	45
3.6.2	Courbe de rétention d'eau expérimentale dans les colonnes	47
3.7	Traitement des données des sondes	49
3.7.1	Reconstitution des degrés de saturation à partir des mesures de succion	49
3.8	Résultats.....	51
3.8.1	Conditions atmosphériques mesurées au laboratoire.....	51
3.8.2	Évolution du degré de saturation et du bilan d'eau au cours des cycles de mouillage-séchage.....	52
3.8.3	Répétabilité des essais entre les colonnes.....	62
3.8.4	Effet du degré de saturation initial et de la quantité d'eau stockée dans les pores	63
3.8.5	Durée critique de séchage	65
3.9	Principales conclusions.....	67

CHAPITRE 4	ÉTUDE DU COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES RÉSIDUS FILTRÉS À L'ÉCHELLE DU TERRAIN	68
4.1	Parc à résidus filtrés de la mine Éléonore	68
4.2	Visite de terrain	70
4.3	Instrumentation	74
4.4	Données météorologiques	78
4.4.1	Précipitations	78
4.4.2	Températures	79
4.4.3	Humidité relative	80
4.4.4	Vitesse et direction du vent	81
4.5	Résultats	82
4.5.1	Propriétés <i>in situ</i> mesurées sur le parc à résidus	82
4.5.2	Conductivité hydraulique saturée	86
4.5.3	Évolution du degré de saturation dans le temps	87
4.5.4	Effet de l'emplacement des stations de suivi sur l'évolution de la teneur en eau volumétrique	92
4.6	Principales conclusions	100
CHAPITRE 5	SIMULATIONS NUMÉRIQUES DES ESSAIS EN COLONNES	102
5.1	Modèle physique	102
5.2	Modélisation numérique	103
5.2.1	Modèle numérique	104
5.2.2	Analyse de sensibilité des paramètres numériques	107
5.2.3	Évolution du degré de saturation simulé des cycles de mouillage et séchage de la colonne 1 114	
5.2.4	Comparaison de l'évolution de degré de saturation mesurée et simulé de la colonne 2 120	

5.3	Principales conclusions	121
CHAPITRE 6 DISCUSSION		123
6.1	Synthèse des résultats	123
6.2	Limites de l'étude	125
6.2.1	Limites des essais en colonnes.....	125
6.2.2	Limites des données de terrain.....	127
6.2.3	Limites des simulations numériques	128
CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		131
7.1	Conclusions.....	131
7.2	Recommandations.....	133
RÉFÉRENCES		136
ANNEXES		157

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Paramètres ajustés du modèle van Genuchten (1980). e : indice des vides, α_{VG} : paramètre d'ajustement du modèle (cm^{-1}), n_{VG} : paramètre d'ajustement du modèle (-), m_{VG} : paramètre d'ajustement du modèle (-) (ici, $m_{VG} = 1 - 1/n_{VG}$), θ_s : teneur en eau volumique à saturation (-), θ_r : teneur en eau volumique résiduelle (-), AEV : valeur d'entrée d'air (cm), WEV : valeur d'entrée d'eau (cm).....	33
Tableau 3.2 : Description des cycles de la colonne 1, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.	39
Tableau 3.3 : Description des cycles de la colonne 2, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.	40
Tableau 3.4 : Description des cycles de la colonne 3, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.	40
Tableau 3.5 : Valeurs moyennes, maximales et minimales de la densité sèche, de l'indice des vides et de la porosité des résidus au démontage des colonnes. Les valeurs moyennes, maximales et minimales ne tiennent pas compte de la surface des colonnes qui était moins compactée et moins représentative des propriétés des colonnes.	45
Tableau 4.1 : Précipitations totales et moyennes du 1 ^{er} avril au 30 novembre pour chaque année.	79
Tableau 4.2 : Emplacement, coordonnées, conductivité hydraulique saturée mesurée, indice des vides mesuré et porosité mesurée en place des six essais au perméamètre de Guelph.....	86
Tableau 5.1 Mesures de la radiation solaire pour le calcul de l'albédo des résidus filtrés au laboratoire.	106
Tableau 5.2 : Plages de valeurs des différents paramètres numériques considérés pour l'analyse de sensibilité.....	108
Tableau 5.3 : Les différents pas de temps et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité du pas de temps du modèle numérique.....	110
Tableau 5.4 : Les tailles de maillage et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité de la taille du maillage du modèle numérique.	110
Tableau 5.5 : Les différences maximales de charge de pression d'eau et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité de la différence maximale de charge de pression d'eau du modèle numérique.	111

Tableau A.1 : Données mesurées à la construction de la colonne 1.	161
Tableau A.2 : Données mesurées à la construction de la colonne 2.	162
Tableau A.3 : Données mesurées à la construction de la colonne 3.	163
Tableau A.4 : Bilan hydrique pour chaque cycle de la colonne 1.	169
Tableau A.5 : Bilan hydrique pour chaque cycle de la colonne 2.	170
Tableau A.6 : Coordonnées, teneur en eau, densités humide et sèche, indice des vides et porosité de chacun des 60 échantillons prélevés sur le parc à résidus (début).	172

LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1 : Distributions granulométriques des résidus miniers provenant des mines de roches dures au Québec. Modifiée et traduite de « Colloquium 2004 : Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches, » par B. Bussière, 2007, *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), p. 1019-1052. (<https://doi.org/10.1139/T07-040>). © 2007 par Canadian Science Publishing. Reproduit avec permission. 5
- Figure 2.2 : Courbes de rétention d'eau de mouillage et de séchage d'un matériau. AEV (ψ_a) : valeur d'entrée d'air, WEV (ψ_w) : valeur d'entrée d'eau, θ_s : teneur en eau volumétrique à saturation, θ_r : teneur en eau volumétrique résiduelle. Modifiée et traduite de « Water, Gas, and Heat Movement, » par M. Mbonimpa, V. Boulanger-Martel, B. Bussière, et A. Maqsooud, dans CRC Press (édit), *Hard rock mine reclamation : From prediction to management of acid mine drainage* (Édition éd., p. 59), 2021, CRC Press (<https://doi.org/10.1201/9781315166698>). © 2021 Taylor & Francis Group, LLC. Reproduit avec permission. 18
- Figure 2.3 : Illustration de l'effet de bouteille d'encre qui se produit dans un matériau poreux. De « 6 - Water Content and Potential, » par D. Hillel, dans Academic Press (édit), *Introduction to Environmental Soil Physics* (Édition éd., p. 160), 2003, Elsevier (<https://doi.org/10.1016/B978-012348655-4/50007-1>). © 2003 Elsevier. Reproduit avec permission. 19
- Figure 2.4 : Évolution de la capacité d'infiltration dans le temps. De « 14 - Water Entry into Soil, » par D. Hillel, dans Academic Press (édit), *Introduction to Environmental Soil Physics* (Édition éd., p. 388), 2003, Elsevier (<https://doi.org/10.1016/B978-012348655-4/50015-0>). © 2003 Elsevier. Reproduit avec permission. 24
- Figure 3.1 : Distribution granulométrique des échantillons prélevés au démontage des colonnes et sur le terrain : la courbe granulométrique moyenne (trait plein) et les limites minimales et maximales des mesures (pointillés) sont indiquées. Les échantillons du démontage ont été analysés par tamisage et sédimentométrie et les échantillons du terrain ont été analysés par granulométrie à diffraction laser (Malvern). 30
- Figure 3.2 : Courbes de rétentions d'eau expérimentales pour différents indices des vides : les mesures expérimentales obtenues par essai *pressure plate* (points) et les modèles van

Genuchten (1980) ajustés (lignes) sont indiqués. Le RMSD de l'ajustement du modèle van Genuchten sur les mesures expérimentales était $\leq 0,08$	33
Figure 3.3 : Courbe de rétention d'eau pour un indice des vides $e = 0,77$ ($\alpha = 0,0022 \text{ cm}^{-1}$ et $n = 1,8$) : les mesures expérimentales obtenues par essai <i>pressure plate</i> (points), le modèle van Genuchten (1980) ajusté (RMSD de 0,03; ligne pleine) et le modèle de prédiction Modified Kovacs (Aubertin et al., 2003; ligne pointillée) sont indiqués.	34
Figure 3.4 : a) Photo des trois colonnes instrumentées pour étudier expérimentalement le comportement hydrogéologique des résidus miniers filtrés soumis à des cycles de mouillages et de séchage. b) Schéma du montage et de l'instrumentation des colonnes expérimentales.	35
Figure 3.5 : Quantité d'eau ajoutée à chaque cycle et précipitations cumulatives appliquées à la colonne 1 pendant la durée des essais.	38
Figure 3.6 : Quantité d'eau ajoutée à chaque cycle et précipitations cumulatives appliquées à la colonne 2 pendant la durée des essais.	38
Figure 3.7 : Étapes de démantèlement des colonnes par tranches. a) Utilisation d'une scie rotative pour couper la colonne de PVC ; b) Colonne de PVC sciée ; c) Utilisation d'un fil métallique pour trancher les résidus ; d) Tranche de résidus avec section de colonne ; e) Mesure des dimensions au moyen d'un pied à coulisse ; f) Tranche de résidus démoulée. .	42
Figure 3.8 : Trois interfaces entre les couches de compaction visibles (horizons continus légèrement plus foncés).	43
Figure 3.9 : Surface irrégulière des colonnes. a) Surface irrégulière et espace entre les résidus et la paroi ; b) Fentes de dessiccation.	44
Figure 3.10 : Précipitations de sel (zones blanchâtres) à la surface des colonnes.	44
Figure 3.11 : Profil vertical de : (a) la porosité, (b) l'indice des vides et (c) la densité sèche au démontage des colonnes en fonction de la profondeur. Les mesures pour à chaque profondeur (points) et les valeurs moyennes (excluant la surface; lignes pointillées) sont indiquées. La profondeur est exprimée par distance de la surface des résidus (0 cm de profondeur équivaut à la surface).	46
Figure 3.12 : Courbes de rétention d'eau des résidus dans a) la colonne 1, b) la colonne 2 et c) la colonne 3. Les points expérimentaux correspondaient aux couples de degré de saturation et de succion mesurées par les sondes EC-5 et Watermark dans les colonnes à différentes	

profondeurs. Le modèle de van Genuchten a été ajusté sur les points expérimentaux et ce modèle permettait de bien décrire les deux colonnes. La CRE mesurée au laboratoire pour un indice des vides $e = 0,78$ (i.e., similaire à l'indice des vides dans les colonnes) est également montrée pour comparaison.	48
Figure 3.13 : Profil vertical du degré de saturation mesuré à l'étuve (points) et mesuré par les sondes (X) en fonction de la profondeur. La profondeur est exprimée par distance de la surface des résidus.	50
Figure 3.14 : Évolution de l'humidité relative et de la température durant les essais en colonnes.	51
Figure 3.15 : Évolution du degré de saturation obtenu avec les sondes Watermark (a) et de la teneur en eau volumétrique mesurée par les sondes EC-5 (b) à différentes profondeurs par rapport à la surface dans la colonne 1 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et courts (jour 95 au jour 160) et la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle.....	56
Figure 3.16 : Évolution des précipitations cumulatives, du drainage cumulatif, de l'évaporation cumulative, du stockage d'eau dans les pores dans le temps et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle de la colonne 1 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et des cycles courts (jour 95 au jour 160).	57
Figure 3.17 : Rapport des composantes du bilan hydrique sur la précipitation pour chaque cycle long (cycle 1 à 4) et court (cycles 8 à 25). Les valeurs positives correspondent à une augmentation des quantités d'eau retenue dans la colonne et les valeurs négatives correspondent à une perte (drainage ou évaporation). Les résultats sont calculés à la fin de chaque cycle : la précipitation et le drainage étant connus, l'évaporation est déduite de la variation de masse de la colonne entre le début et la fin du cycle.	58
Figure 3.18 : Évolution du degré de saturation obtenu avec les sondes Watermark (a) et de la teneur en eau volumétrique mesurée par les sondes EC-5 (b) à différentes profondeurs par rapport à la surface dans la colonne 2 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et courts (jour 95 au jour 160) et la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle.....	60
Figure 3.19 : Évolution des précipitations cumulatives, du drainage cumulatif, de l'évaporation cumulative, du stockage d'eau dans les pores dans le temps et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle de la colonne 2 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et des cycles courts (jour 95 au jour 160).	61

Figure 3.20 : Rapport des composantes du bilan hydrique sur la précipitation pour chaque cycle.

Les résultats sont calculés à la fin de chaque cycle et sont exprimés par rapport à la variation de la masse de la colonne au début et à la fin du cycle. La précipitation et le drainage étant connus, l'évaporation est déduite de la variation de masse à la fin du cycle. Les valeurs positives correspondent à une augmentation des quantités d'eau retenue dans la colonne et les valeurs négatives correspondent à une perte (drainage ou évaporation). 62

Figure 3.21 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation des colonnes 1 (cercles) et 2 (triangles) lors des quatre premiers cycles. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes. Les données des sondes à 10 et 20 cm de profondeur de la colonne 2 étaient manquantes du jour 70 au jour 85, en raison d'une perte de données lors du téléchargement. 63

Figure 3.22 : Évolution du degré de saturation dans le temps mesuré à plusieurs profondeurs dans la colonne 1. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes. Le temps nécessaire pour atteindre 50% de la différence entre le degré de saturation maximal et minimal (surtout à la surface) lors du drainage est indiqué par les zones vertes. À noter que le temps nécessaire pour atteindre 50% de la différence entre le degré de saturation maximal et minimal en profondeur lors du drainage était sensiblement le même, mais simplement décalé avec l'arrivée du front d'infiltration à chaque profondeur. 66

Figure 3.23 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation à la surface des colonnes 1 et 2 lors des cycles courts. Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées. L'amplitude de variation du degré de saturation de chaque colonne était assez similaire malgré le nombre et la durée des cycles différents. 66

Figure 4.1 : Configuration du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore (tiré de Poirier et al., 2021). De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission. 69

Figure 4.2 : Coupe longitudinale est-ouest du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore indiquant le niveau de la nappe phréatique en 2020. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission. 69

Figure 4.3 : Configuration des inclusions de roches stériles dans le parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, <i>Symposium sur les mines et l'environnement</i> . Reproduit avec permission.	70
Figure 4.4: Emplacement des stations de suivi (points noirs), des quatre tranchées (points verts), des essais au perméamètre de Guelph (points jaunes) et des échantillons prélevés sur le PAR selon un maillage grossier (points bleus) et un maillage fin (points rouges).....	72
Figure 4.5 : Étapes du prélèvement d'échantillons. a) La tarière était enfoncée dans le sol à l'aide du marteau cylindrique. L'échantillon était prélevé en tranchée sur cette image ; b) Le sol près de la tarière était dégagé pour la libérer ; c) Les anneaux (de dimensions connues) retenant l'échantillon étaient poussés à l'extérieur de la tarière et la surface de l'échantillon était coupée à l'aide d'une lame ; d) L'échantillon était démoulé et inséré dans un sac de plastique étanche identifié.....	73
Figure 4.6 : Installation du perméamètre de Guelph (Photo prise par Gord McKenna).....	74
Figure 4.7 : Emplacement des stations de suivi : a) Image aérienne du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. Les triangles, carrés et cercles jaunes indiquent l'emplacement des six stations de suivi. La ligne de coupe A-A' indique l'emplacement de la coupe de la figure b), b) Coupe verticale du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore indiquant l'emplacement sur la pente des stations de suivi : au bas de la pente du premier banc (cercle), sur le haut de la pente du premier banc (carré) et sur la pente du deuxième banc (triangle).	76
Figure 4.8 : Installation des sondes de teneur en eau volumique Meter GS3 et des sondes Irrometer-Watermark 200SS dans une tranchée. Les profondeurs des sondes sont indiquées. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, <i>Symposium sur les mines et l'environnement</i> . Reproduit avec permission.	77
Figure 4.9 : Précipitations mensuelles d'avril à novembre pour chaque année.....	79
Figure 4.10 : Températures moyennes quotidiennes d'avril à novembre pour 2019 à 2022.....	80
Figure 4.11 : Humidité relative mesurée d'avril à novembre pour 2019 à 2022.	81
Figure 4.12 : Fréquence de la direction du vent de 2019 à 2022.	81
Figure 4.13 : Distribution de la direction et de la vitesse en km/h du vent sur le site du PAR. ...	82

- Figure 4.14 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de porosité sur le parc à résidus. La série de données est représentée par des cercles dans le diagramme à moustaches et la valeur moyenne est représentée par un X. La boîte du diagramme à moustaches s'étend du quartile inférieur au quartile supérieur. La ligne à l'intérieur de la boîte représente la médiane. L'écart interquartile est l'intervalle entre le quartile inférieur et le quartile supérieur..... 84
- Figure 4.15 : Porosité mesurée en profondeur dans les quatre tranchées : a) Distribution de la porosité aux différentes profondeurs des tranchées; b) Profil vertical de la porosité dans les tranchées. 84
- Figure 4.16 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de l'indice des vides sur le parc à résidus. 85
- Figure 4.17 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de la densité sèche sur le parc à résidus. 85
- Figure 4.18 : Conductivité hydraulique saturée en fonction de l'indice des vides : la conductivité hydraulique mesurée avec un Perméamètre de Guelph (point) et la conductivité prédite avec les modèles Kozeny-Carman (Chapuis et Aubertin, 2003; lignes pleine) et Kozeny-Carman Modifié (Mbonimpa et al., 2002; ligne tiretée) sont indiqués. 87
- Figure 4.19 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située sur le banc supérieur de la pente nord et les précipitations quotidiennes durant l'année 2022. 89
- Figure 4.20 : Évolution de la teneur en eau volumétrique (a) et de la température des sondes (b) de la station située près du sommet de la pente orientée vers le nord et les précipitations quotidiennes durant l'année 2022. Les lignes pointillées indiquent la date des premières lectures de températures supérieures à 0°C à chaque profondeur..... 91
- Figure 4.21 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située en haut (a) de la pente orientée vers le sud et (b) de la pente orientée vers le nord durant les mois de juin et juillet 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y. 92
- Figure 4.22 : Évolution de la teneur en eau volumétrique à 40, 100 et 150 cm de profondeur de la station située près du sommet sur la pente orientée vers le sud et sur la pente orientée vers le nord pour l'année 2022. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y. 96

Figure 4.23 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située au bas de la pente sur la pente orientée vers le sud et sur la pente orientée vers le nord pour l'année 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.	97
Figure 4.24 : Évolution de la teneur en eau volumétrique des stations situées en haut et en bas de la pente orientée vers le sud durant l'année 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.	98
Figure 4.25 : Évolution de la teneur en eau volumétrique à 150 cm de profondeur des stations situées en haut et en bas des pentes orientées vers le sud et vers le nord de 2020 à 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.	100
Figure 5.1 : Photo et dimensions d'une colonne expérimentale.	103
Figure 5.2 : a) Modèle conceptuel de la colonne. b) Modèle numérique SEEP/W de la colonne.	104
Figure 5.3 : Variation du degré de saturation en fonction du pas de temps du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). Le pas de temps considéré optimal est une heure (représenté en rouge).	112
Figure 5.4 : Variation du degré de saturation en fonction de la taille du maillage du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La taille de maillage considérée optimale est 0,01 m (représentée en rouge). .	113
Figure 5.5 : Variation du degré de saturation en fonction de la différence maximale de charge de pression d'eau du critère de convergence du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La différence maximale de pression d'eau considérée optimale est 0,0005 m (représentée en rouge). ...	114
Figure 5.6 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et simulé (avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s) de la colonne 1 pour (a) les cycles longs (jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées.	117
Figure 5.7 : Comparaison de l'évolution de degré de saturation simulé à partir d'une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s et de 2×10^{-6} m/s.	119
Figure 5.8 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et modélisé (avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s) de la colonne 2 pour (a) les cycles longs	

(jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées.	121
Figure A.1 : Distribution granulométrique des échantillons prélevés au démontage des colonnes. Les échantillons ont été prélevés dans des couches différentes (C2, C3, C5, C7, C9) correspondant à l'emplacement des sondes (respectivement 10 cm, 20 cm, 40 cm, 60 cm et 90 cm de profondeur). Deux échantillons analysés provenaient directement du baril de résidus (ELE_1 et 2). Les échantillons ont été analysés par tamisage et sédimentométrie.	157
Figure A.2 : Distribution granulométrique des soixante échantillons prélevés lors de la campagne d'échantillonnage. Les échantillons ont été analysés par granulométrie à diffraction laser (Malvern).	158
Figure A.3 : CRE pour un indice des vides de 0,63 (n=0,39).....	159
Figure A.4 : CRE pour un indice des vides de 0,65 (n=0,39).....	159
Figure A.5 : CRE pour un indice des vides de 0,69 (n =0,41).....	160
Figure A.6 : CRE pour un indice des vides de 0,71 (n=0,42).....	160
Figure A.7 : Évolution de la succion matricielle brute dans le temps des 3 colonnes. Quelques données sont manquantes entre les jours 65 et 92 pour les colonnes 2 et 3.	164
Figure A.8 : Régression linéaire de la calibration pour les sondes EC-5.	165
Figure A.9 : Évolution du degré de saturation à différentes profondeurs au cours des essais de mouillage-séchage mesurés avec les sondes EC-5 calibrées. Les sondes à 60 et 90 cm de profondeur de la colonne 2 et 3 étaient défectueuses.	166
Figure A.10 : Taux d'évaporation journalier mesuré pour différentes profondeurs du niveau d'eau. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes.	167
Figure A.11 : Évolution du degré de saturation dans le temps reconstitué à partir des mesures de succions par les sondes Watermark à plusieurs profondeurs dans la colonne 3. Quelques données sont manquantes entre les jours 65 et 92.	168
Figure A.12 : Calibration des sondes GS3 réalisée par des étudiants de l'IRME.	171
Figure A.13 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'avril de 2019 à 2022.	176
Figure A.14 : Précipitations et températures journalières pour le mois de mai de 2019 à 2022.	176
Figure A.15 : Précipitations et températures journalières pour le mois de juin de 2019 à 2022.	177

Figure A.16 : Précipitations et températures journalières pour le mois de juillet de 2019 à 2022.	177
Figure A.17 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'août de 2019 à 2022.	178
Figure A.18 : Précipitations et températures journalières pour le mois de septembre de 2019 à 2022.	178
Figure A.19 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'octobre de 2019 à 2022.	179
Figure A.20 : Précipitations et températures journalières pour le mois de novembre de 2019 à 2022.	179
Figure A.21 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2019.	180
Figure A.22 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2020.	180
Figure A.23 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2021.	181
Figure A.24 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2022.	181
Figure A.25 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le banc supérieur orienté vers le sud.	182
Figure A.26 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le haut de pente du banc inférieur orienté vers le sud.	183
Figure A.27 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le bas de pente du banc inférieur orienté vers le sud.	184
Figure A.28 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le banc supérieur orienté vers le nord.	185
Figure A.29 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le haut de pente du banc inférieur orienté vers le nord.	186
Figure A.30 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le bas de la pente du banc inférieur orienté vers le nord.	187

- Figure A.31 : Variation de la pression d'eau en fonction du pas de temps du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). Le pas de temps considéré optimal est représenté en rouge. 188
- Figure A.32 : Variation de la pression d'eau en fonction de la taille du maillage du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La taille de maillage considérée optimale est représentée en rouge. 189
- Figure A.33 : Variation de la pression d'eau en fonction de la différence maximale de charge de pression d'eau du critère de convergence du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La différence maximale de pression d'eau considérée optimale est représentée en rouge. 190
- Figure A.34 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 1 avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergé par pas de temps. 191
- Figure A.35 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 1 avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergé par pas de temps. 192
- Figure A.36 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 2 avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergé par pas de temps. 193
- Figure A.37 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et simulé (avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s) de la colonne 1 pour (a) les cycles longs (jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées. 194

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Valeur d'entrée d'air
A	Inverse de l'humidité relative à la surface du sol (-)
a_c	coefficient d'adhésion du modèle MK (-)
B	Inverse de l'humidité relative dans l'air (-)
C_U	Coefficient d'uniformité
C_G	Constante de forme et tortuosité (-)
CRE	Courbe de rétention d'eau
DMA	Drainage minier acide
D_{10}	Diamètre des grains correspondant à 10% passant (L),
D_{60}	Diamètre des grains correspondant à 60% passant (L),
D_r	Densité relative de grains (-)
D	Drainage ($L.T^{-1}$)
d_{min}	Diamètre minimum des tamis (L)
EA	Évaporation actuelle ($L.T^{-1}$)
E_a	Flux effectif d'énergie provenant du vent ($L.T^{-1}$)
É	Évaporation ($L.T^{-1}$)
ÉT	Évapotranspiration ($L.T^{-1}$)
e	Indice des vides (-)
FCH	Fonction de conductivité hydraulique
IRME	Institut de recherche en mine et environnement
i	Gradient hydraulique (-)
$i_{x,y,z}$	Gradient hydraulique dans les directions x, y et z (-)
G	Coefficient de forme et de taille qui dépend des propriétés du matériau (-)

g	Constante gravitationnelle ($L.T^2$)
H	Hauteur d'eau dans le trou (L),
h	Charge hydraulique (L)
h_{co}	Remontée capillaire équivalente (L)
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée ($L.T^{-1}$)
k_{fs}	Conductivité hydraulique saturée in-situ ($L.T^{-1}$)
k	Conductivité hydraulique non saturée ($L.T^{-1}$)
KC	Modèle prédictif Kozeny-Carman
KCM	Modèle prédictif Kozeny-Carman modifié
MK	Modèle Modified Kovacs
m_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle van Genuchten (-)
m	Paramètre de distribution de la taille des pores du modèle MK (-),
n	Porosité (-)
n_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle van Genuchten (-)
P	Précipitation ($L.T^{-1}$)
P_{NoD}	Pourcentage passant cumulé pour la taille de tamis D (-)
P_{Nod}	Pourcentage passant cumulé pour la taille de tamis d (-)
PAR	Parc à résidus
Q	Débit d'écoulement ($L^3.T^{-1}$)
Q_n	Énergie de radiation nette disponible à la surface ($L.T^{-1}$)
q	Débit spécifique ou la vitesse de Darcy ($L.T^{-1}$)
$q_{x,y,z}$	Vitesse de Darcy dans les directions x, y et z ($L.T^{-1}$)
q_p	Flux d'eau associé aux précipitations ($L.T^{-1}$),
q_M	Flux d'eau associé à la fonte des neiges ($L.T^{-1}$)

q_E	Flux d'eau associé à l'évaporation ($L.T^{-1}$)
q_R	Flux d'eau associé au ruissellement ($L.T^{-1}$)
q_I	Flux d'eau associé à l'infiltration ($L.T^{-1}$)
R	Ruissellement ($L.T^{-1}$)
r	Rayon du trou (L)
RC	Remontée capillaire ($L.T^{-1}$)
SO	Sous-objectif
S_a	Degré de saturation dû aux forces d'adhésion (-)
S_c	Degré de saturation dû à la capillarité (-)
S_m	Surface spécifique des grains ($L^2.M^{-1}$)
S_r	Degré de saturation (-)
TEV	Teneur en eau volumique
TSF	Tailings storage facility
$UQAT$	Université du Québec en Abitibi Témiscamingue
$USCS$	Unified Soil Classification System
VWC	Volumetric water content
W_a	Vitesse du vent ($L.T^{-1}$)
WEV	Valeur d'entrée d'eau
x	Paramètre de tortuosité (-)
α	angle de la pente ($^{\circ}$).
α_{vG}	Paramètre d'ajustement du modèle van Genuchten (L^{-1})
Γ	Pente de la courbe de la pression de vapeur à saturation en fonction de la température à la température moyenne de l'air ($M.L^{-1}.T^{-2}.^{\circ}C$)
γ_w	Poids volumique de l'eau ($M.L^{-1}.T^2$)

γ	Constante psychrométrique (kPa/°C)
λ_c	Longueur capillaire (L)
μ_w	Viscosité dynamique du fluide (M.L ⁻¹ .T ²),
ρ	Masse volumique de l'eau (M.L ³),
θ	Teneur en eau volumique (-)
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle (-)
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation (-)
ψ	Succion matricielle (L)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Distributions granulométriques	157
ANNEXE B Courbes de rétention d'eau	159
ANNEXE C Données de construction des colonnes	161
ANNEXE D Succion matricielle mesurée par les sondes Watermark	164
ANNEXE E Degrés de saturation corrigés et mesurés par les sondes EC-5	165
ANNEXE F Taux d'évaporation journaliers pour différentes profondeurs du niveau d'eau	167
ANNEXE G Évolution du degré de saturation dans le temps de la colonne 3	168
ANNEXE H Bilan hydrique de chaque cycle des colonnes 1 et 2	169
ANNEXE I Calibration des sondes GS-3	171
ANNEXE J Résultats de la campagne d'échantillonnage	172
ANNEXE K Précipitations et température journalière pour les quatre années	176
ANNEXE L Rose des vents pour chaque année	180
ANNEXE M Tous les résultats des stations de suivi.....	182
ANNEXE N Résultats de l'analyse de sensibilité des paramètres numériques sur la pression d'eau.....	188
ANNEXE O État de convergence des simulations numériques réalisées.....	191
ANNEXE P Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et simulé (avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s) de la colonne 1	194

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'industrie minière fait face à trois défis principaux : des quantités énormes de rejets miniers à gérer, une stabilité géochimique des rejets miniers à maintenir et une stabilité géotechnique des aires d'entreposage des rejets miniers à assurer. Ceci est particulièrement vrai pour les résidus miniers qui sont des matériaux fins et qui ont généralement une teneur en solide très faible à la sortie du concentrateur. Conventionnellement, ces résidus miniers sont transportés par pipeline sous forme de boue ou de pulpe et sont entreposés dans des parcs à résidus (PAR) ceinturés de digues. Or, ces PAR conventionnels sont particulièrement susceptibles à des ruptures de digues en raison notamment des faibles propriétés géotechniques des résidus miniers (qui les rendent enclins à la liquéfaction) et les énormes volumes de résidus à contenir. Lorsque les résidus miniers sont chimiquement peu ou non réactifs, par exemple s'ils sont désulfurés, la déposition des résidus sous forme filtrée est souvent considérée comme une approche alternative de gestion des résidus permettant de mitiger le problème de stabilité géotechnique. Une hypothèse importante de cette approche est que les résidus miniers restent en condition non saturée. Cette hypothèse peut être vraie à court terme, mais sa validité à long terme doit être vérifiée, en particulier dans des régions comme le Québec ou le Canada, où les conditions climatiques peuvent possiblement entraîner la résaturation des résidus filtrés par les précipitations des pluies et des neiges, les cycles de gel et dégel et la possibilité de formation d'une nappe d'eau. La revue de littérature a montré un manque de données sur la performance à long terme des aires d'entreposages des résidus filtrés et l'évolution de leur comportement hydrogéologique, notamment en raison du fait qu'il s'agit d'une approche récente et qu'il y a encore peu d'exemples de cas. De plus, les résidus filtrés sont davantage utilisés en climats arides ce qui rend difficile l'extrapolation des résultats à des conditions climatiques différentes, comme le contexte plus humide du Québec. Ces lacunes soulignent la nécessité d'étudier de manière approfondie l'influence des précipitations, de la fonte des neiges ainsi que des cycles de mouillage-séchage sur les propriétés hydrogéologiques (et éventuellement géotechniques) des résidus filtrés à long terme pour assurer la pérennité de la stabilité des aires d'entreposage des résidus filtrés. Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet étaient donc basés sur l'hypothèse que la teneur en eau et le degré de saturation des résidus filtrés exposés aux conditions climatiques peuvent évoluer dans le temps.

1.2 Objectifs du projet de recherche

L'objectif général du projet était d'évaluer l'impact des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique à long terme d'un PAR filtrés. Afin d'atteindre cet objectif général, les sous-objectifs (SO) suivants ont été établis :

- SO-1 : Étudier expérimentalement et numériquement le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à petite échelle, en laboratoire;
- SO-2 : Évaluer le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à grande échelle, en conditions de terrain;
- SO-3 : Évaluer la capacité d'un modèle numérique à reproduire le comportement hydrogéologique des résidus filtrés observé au laboratoire.

1.3 Retombées escomptées et originalité du projet

Les résultats de cette étude permettront de mieux comprendre l'évolution des propriétés hydrogéologiques à court et long terme. Les principaux facteurs d'influence sur le comportement hydrogéologique à long terme pourront être identifiés. Des solutions pratiques pourront éventuellement être proposées à l'industrie minière afin d'optimiser la gestion et la déposition de résidus filtrés. Tout cela permettra de proposer des lignes directrices pour la conception et la restauration des PAR filtrés en intégrant l'évolution du comportement hydrogéologique à long terme. La méthodologie et les solutions validées par des résultats obtenus sur des matériaux de la mine Éléonore pourront éventuellement être applicables à d'autres sites miniers en conditions identiques ou semblables, notamment en régions nordiques (par exemple, en Norvège, Russie, etc.).

1.4 Contenu du mémoire

À la suite du premier et présent chapitre d'introduction, le chapitre 2 présente une revue de la littérature, notamment sur les principales problématiques de l'industrie minière, la densification et

l'épaississement des résidus miniers, incluant les résidus filtrés. Les notions de l'écoulement de l'eau en milieux poreux sont rappelées.

Le chapitre 3 présente la caractérisation au laboratoire des résidus miniers filtrés fournis par la mine Éléonore et les essais en colonnes réalisés en laboratoire pour étudier le comportement hydrogéologique des résidus à petite échelle en conditions contrôlées. La configuration des colonnes expérimentales, la description des cycles de mouillage-séchage réalisés en laboratoire et l'évolution de la teneur en eau volumétrique (TEV) et du bilan hydrique des résidus filtrés dans des colonnes sont présentés et analysés. Les résultats de ce chapitre permettent de compléter l'objectif spécifique 1.

Le chapitre 4 présente ensuite la caractérisation des propriétés *in situ* d'un PAR filtrés et l'étude du comportement hydrogéologique à grande échelle et en conditions de terrain avec les données de suivi de la TEV à la surface du PAR. Cette étude de terrain offre une perspective à plus long terme prenant en compte les conditions climatiques et les effets de la topographie. Le PAR filtrés de la mine Éléonore est d'abord présenté, les travaux de terrain réalisés et l'instrumentation installée sur le site sont décrits, puis le suivi de 3 ans de l'évolution de la teneur en eau du PAR de la mine est analysé et permettent de répondre à l'objectif spécifique 2

Le chapitre 5 traite des simulations numériques des essais en colonnes réalisées pour fournir une compréhension approfondie des résultats du comportement hydrogéologique des résidus filtrés. Notamment une analyse de sensibilité du modèle numérique et la reproduction des résultats expérimentaux par des simulations numériques sont présentés et complètent l'objectif spécifique 3.

Le chapitre 6 présente une synthèse et une discussion générale des résultats.

Le mémoire se termine par un retour sur les principales conclusions et recommandations au chapitre 7.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Production et gestion conventionnelle des résidus miniers

Les opérations minières produisent d'énormes volumes de résidus miniers (Vick, 1990). À titre d'exemple, la mine Canadian Malartic située en Abitibi produira 183 millions de tonnes de résidus miniers au cours de la durée de vie de la mine (Gervais et al., 2014). Ces résidus miniers doivent être gérés de manière responsable pour éviter des problèmes environnementaux et géotechniques. Cela exige une bonne connaissance des propriétés hydrogéotechniques et géochimiques des résidus miniers.

Les résidus miniers sont des rejets de concentrateur obtenus suite aux procédés de traitement et d'extraction des roches minéralisées après le concassage, le broyage et l'extraction des minéraux de valeurs (Wills et al., 2006). Les résidus miniers sont donc un matériau fin et homogène en pulpe. La Figure 2.1 présente des granulométries typiques des résidus miniers provenant des mines de roches dures au Québec (Bussière, 2007) et montre que les pourcentages des particules inférieures à 2 μm et 80 μm se situent généralement entre 5% et 14%, et 70% et 97%. Les résidus miniers ont habituellement un diamètre correspondant à un pourcentage passant cumulatif de 10% (D_{10}) compris entre 0,001 à 0,004 mm, un diamètre correspondant à un pourcentage passant cumulatif de 60% (D_{60}) entre 0,01 et 0,05 mm, avec un coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) compris entre 8 et 18 (Bussière, 2007). Ces caractéristiques granulométriques permettent de classifier les résidus miniers en tant que silts inorganiques peu plastiques et sables très fins (ML) selon le *Unified Soil Classification System* (USCS, ASTM, 2020). La conductivité hydraulique des résidus miniers se situe généralement entre 10^{-6} et 10^{-7} m/s (Aubertin et al., 1996). La densité relative des résidus miniers varie typiquement entre 2.6 et 2.9 (Bussière, 2007) ou plus selon la composition minéralogique (Vick, 1990). Les résidus miniers contiennent normalement des agents chimiques afin de faciliter l'extraction des minerais. Ils peuvent également contenir des minéraux sulfurés (Aubertin et al., 2003; Spitz & Trudinger, 2019). Leur décharge en surface même confinée par des digues et avec certaines mesures de d'atténuation comme des bassins de polissage présente toujours des risques pour l'environnement (Lottermoser, 2007).

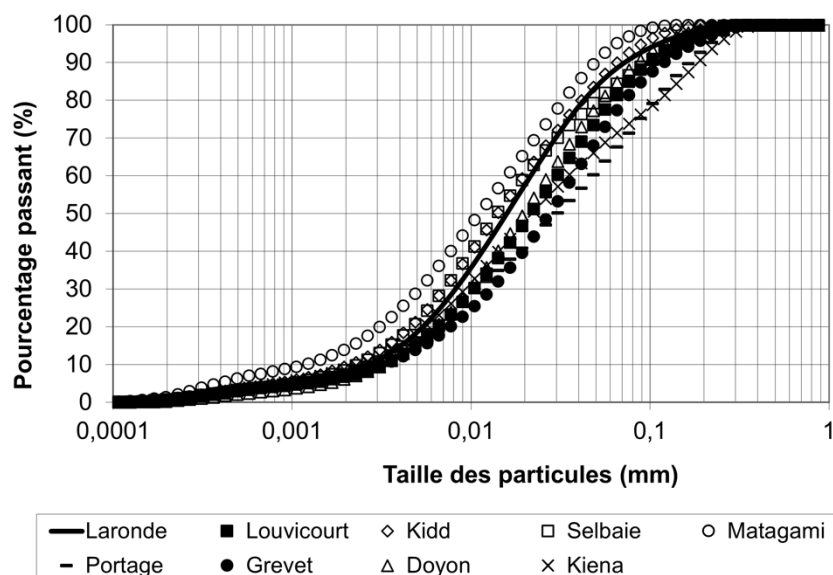


Figure 2.1 : Distributions granulométriques des résidus miniers provenant des mines de roches dures au Québec. Modifiée et traduite de « Colloquium 2004 : Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches, » par B. Bussière, 2007, *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), p. 1019-1052. (<https://doi.org/10.1139/T07-040>). © 2007 par Canadian Science Publishing. Reproduit avec permission.

2.1.1 Méthodes conventionnelles de déposition

À la sortie de l'usine de concentration, les résidus miniers sont saturés et ont une texture de pulpe avec une teneur en solides située entre 25% et 45% (Bussière & Guittonny, 2021). Les résidus miniers sont donc conventionnellement entreposés dans des PAR miniers ceinturés de digues et les résidus y sont transportés par pipeline, ce qui permet leur déposition hydraulique à faible coût (Aubertin et al., 2003; Vick, 1990). Les PAR conventionnels sont habituellement hétérogènes, car une ségrégation naturelle des particules se produit lors de la déposition hydraulique des résidus par pipeline : les particules grossières se déposent près du point de décharge et forment une plage, alors que les particules fines sont emportées par l'eau et sont transportées sur une plus grande distance (Bussière, 2007; Bussière & Guittonny, 2021).

Les trois principales méthodes de construction des digues de PAR sont la méthode amont, la méthode aval et la méthode de l'axe central. La méthode amont consiste à construire la digue de manière séquentielle et de manière à ce que la fondation pour le rehaussement de digue repose en

partie sur les résidus déposés dans le PAR (Vick, 1990). Cette méthode est la plus économique, mais comporte plus de risques géotechniques (Aubertin et al., 2002). La méthode avale consiste à ajouter les rehaussements de digues vers l'aval de la digue d'amorce (Vick, 1990). Cette méthode est plus sécuritaire, car les rehaussements ne reposent pas sur les résidus ayant de faibles propriétés géotechniques, mais cette méthode de construction est plus coûteuse. La méthode de l'axe centrale est un intermédiaire entre les deux méthodes présentées ci-haut et consiste à construire les rehaussements de digues sur le même axe central vertical (Vick, 1990). Cette méthode est plus stable que la méthode amont, mais moins stable que la méthode avale. Les digues retenant les résidus sont généralement construites progressivement avec des rejets miniers et doivent demeurer stables après la fermeture de la mine, pour plusieurs centaines d'années voire une durée indéfinie (Lottermoser, 2007; Vick, 1990). Or, les faibles propriétés géotechniques des résidus miniers (Hassani et al., 2008; James et al., 2011), les changements climatiques (Bresson et al., 2018) et la grande empreinte au sol de ces PAR rendent les digues très susceptibles aux instabilités géotechniques (Azam & Li, 2010; Franks et al., 2021; Lyu et al., 2019; Rico et al., 2008). Malgré le développement des technologies et des méthodes de construction de digues, les ruptures de digues restent fréquentes (Santamarina et al., 2019). Les causes des ruptures de digues sont nombreuses et incluent par exemple l'érosion régressive, le débordement de crête et la liquéfaction, mais sont généralement reliées à l'eau (Bussière & Guittonny, 2021; Rico et al., 2008).

Les ruptures de digues peuvent entraîner le déversement de grands volumes d'eau et de résidus contaminés dans l'environnement et causer la destruction de la faune et la flore, en plus de mettre en danger les communautés avoisinantes (Kossoff et al., 2014; Rico et al., 2008). Par exemple, l'incident du Mount Polley au Canada, en 2014, a entraîné la mort de sept personnes et le déversement de 23,6 millions de mètres cubes de résidus miniers et d'eau contaminée dans l'environnement (Lyu et al., 2019). La cause de cette rupture de digue était une mauvaise conception de la digue et la rupture en cisaillement de la fondation (Morgenstern et al., 2015). La rupture de la digue n'a pas été directement causée par la grande quantité d'eau présente dans le PAR, mais cette eau a joué un rôle critique en aggravant les conséquences de l'incident. La grande quantité d'eau a favorisé le transport des contaminants et a entraîné une plus grande libération dans l'environnement (Morgenstern et al., 2015). Un autre exemple tragique est la rupture de digue catastrophique du Brumadinho au Brésil en 2018 ayant causé la mort de 232 personnes (Santamarina et al., 2019). La rupture de digue était principalement causée par la combinaison de

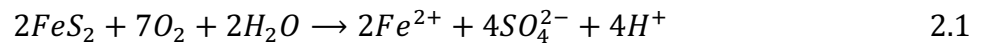
déformations internes par le fluage et le manque de drainage interne menant à un haut niveau d'eau dans le PAR et éventuellement à la liquéfaction des résidus (Robertson et al., 2019).

2.1.2 Drainage minier acide

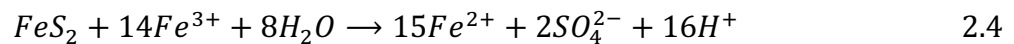
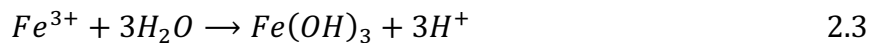
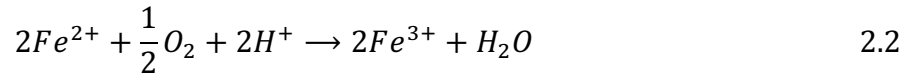
Le drainage minier acide (DMA) se produit lorsque des minéraux sulfurés, souvent abondants dans les rejets miniers, s'oxydent au contact de l'oxygène et de l'eau (Aubertin et al., 2003). Le DMA constitue une problématique importante pour l'industrie minière en raison des quantités significatives de rejets miniers produits et des conséquences potentielles sur l'environnement (Lottermoser, 2007). Le DMA est donc caractérisé par un pH acide et une concentration élevée en métaux et en sulfates (Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015)

La pyrite est le minéral sulfureux le plus abondant dans les résidus miniers (Aubertin et al., 2002). L'oxydation directe de la pyrite se produit lorsque le minéral est en contact avec l'eau et de l'oxygène, en conditions de pH près de la neutralité (Équation 2.1). Ce processus produit du fer ferreux (Fe^{2+}) et des ions H^+ qui acidifient le milieu. Ce fer ferreux peut à son tour s'oxyder (Équation 2.2). Le fer ferrique (Fe^{3+}) peut précipiter lorsque les conditions de pH sont supérieures à 3 (Équation 2.3), ce qui contribue à acidifier davantage le milieu. Le fer ferrique peut devenir l'oxydant et oxyder la pyrite lorsque les conditions de pH sont inférieures à 3 (Équation 2.4 ; (Aubertin et al., 2002; Kleinmann et al., 2019). Ces réactions conduisent à la génération de DMA et entraînent la diminution du pH ainsi que la dissolution des ions métalliques (Blowes et al., 2005).

L'équation de l'oxydation directe de la pyrite (Aubertin et al., 2002) est :



Les équations de l'oxydation indirecte sont :



La génération de DMA peut être atténuée par la présence de minéraux neutralisants tels que la calcite et la dolomie (qui ont un potentiel neutralisant) et le taux d'oxydation peut être influencé par la minéralogie, mais également l'activité bactérienne et la granulométrie (Blowes et al., 2005; Bussière & Guittonny, 2021; Nordstrom et al., 2015). La génération de DMA peut être contrôlée en limitant l'accès à l'oxygène, à l'eau ou aux minéraux sulfurés, par exemple avec une couverture en eau (Awoh et al., 2014), une couverture à effets de barrière capillaire (Bussière, 2007), une nappe surélevée avec couverture monocouche (Demers et al., 2008; Pabst et al., 2017) ou par la désulfuration des résidus (Benzazoua et al., 2000). Les résidus peuvent par exemple être désulfurés afin de séparer d'un côté un concentré de résidus potentiellement générateurs d'acide et de l'autre des résidus non générateurs d'acide (Broadhurst & Harrison, 2015). Cette approche permet de réduire le volume de résidus générateurs de DMA à gérer et de produire un matériau (les résidus désulfurés) qui pourra être valorisé dans la restauration ou dans la construction d'autres infrastructures. La désulfuration est notamment employée sur le site minier à l'étude dans le cadre de ce projet.

2.2 Densification des résidus

La densification des résidus miniers est une approche de gestion alternative qui vise à réduire la teneur en eau des résidus afin d'améliorer leur stabilité géotechnique et de réduire la quantité d'eau à gérer sur le parc afin de minimiser le besoin de digues (Bussière, 2007). Les types de résidus densifiés sont généralement catégorisés selon leur contrainte de cisaillement seuil et leur teneur en solides (MEND, 2017). Les résidus densifiés incluent les résidus épaissis (Robinsky, 1975, 1999, 2017), ayant une texture de mélasse avec 45 à 70% solides, les résidus en pâte (Cincilla et al., 1997; Martin, 2018), ayant une texture de dentifrice avec 70 à 80% solides et les résidus filtrés, ayant l'aspect d'un sol avec plus de 85% solides (Bussière & Guittonny, 2021). Les procédés de densifications pour séparer les solides des liquides incluent l'utilisation de flocculant, d'épaississeurs à haute densité, d'épaississeurs à cône profond, de filtres à vide et de filtres à haute pression (Bussière, 2007; MEND, 2017; Wang et al., 2014). Les liquides peuvent ensuite être récupérés et recyclés dans les procédés d'exploitation et de traitement du minerai (Gunson et al., 2012; Moreno et al., 2018). Jusqu'à 60% de la quantité d'eau peut être récupérée dans le cas des

résidus filtrés (Oldecop & Rodari, 2021). La récupération de l'eau réduit le volume de résidus à gérer et augmente la capacité de stockage du PAR (Davies et al., 2011).

Les résidus filtrés correspondent à la forme la plus densifiée des résidus, avec une teneur en eau massique généralement comprise entre 10 et 20 % (Furnell et al., 2022). Cette teneur en eau cible correspond généralement à la teneur en eau de l'optimum Proctor standard (Davies et al., 2011) et est habituellement inférieure à la limite de liquidité, ce qui permet de réduire les risques de liquéfaction sous charge cyclique (Franks et al., 2021; Lara et al., 2013; Oldecop & Rodari, 2018). La réduction de la teneur en eau et la compaction des résidus filtrés augmentent leur résistance au cisaillement et leur angle de frottement (Holtz et al., 1991) et permettent de former des empilements ayant une plus grande pente des talus, ce qui réduit l'empreinte au sol des empilements de résidus (Simms, 2017). Les propriétés hydromécaniques des résidus filtrés peuvent également être influencées par les agents flocculant utilisés dans les procédés d'extraction et de densification (Oldecop & Rodari, 2021).

Les propriétés géotechniques améliorées des résidus filtrés permettent donc leur déposition en empilement autoportant. Un PAR conventionnel ceinturé de digues n'est donc pas nécessaire (Oldecop & Rodari, 2018) et les risques de rupture de digues sont éliminés ou du moins grandement réduits (Li et al., 2016). Ces caractéristiques obtenues par densification sont donc bénéfiques au niveau géotechnique, mais peuvent toutefois engendrer des risques au niveau de la stabilité géochimique. Par exemple, la réduction de la teneur en eau accroît l'exposition à l'air des résidus (et des minéraux sulfureux qu'ils contiennent) pouvant s'oxyder au contact de l'air et de l'eau, et augmente les risques de génération de DMA. Cela souligne un défi central dans la gestion des résidus miniers, soit l'opposition entre les conditions géotechniques favorables et les conditions géochimiques défavorables.

2.2.1 Méthodes de déposition des résidus filtrés

Contrairement aux résidus conventionnels qui se comportent comme un fluide et peuvent être pompés et transportés par pipeline, les résidus filtrés, plus secs, se comportent davantage comme un sol et doivent être transportés par convoyeurs ou par camions. Les résidus filtrés sont déposés à la surface des parcs et sont ensuite étendus et compactés en place par le passage des camions ou à l'aide de buteurs (Davies & Rice, 2001; Furnell et al., 2022; Lara et al., 2013; B. Ulrich et al.,

2013). La compaction contribue à augmenter davantage la stabilité des résidus filtrés en diminuant les risques de tassement (Holtz et al., 1991; Ulrich & Coffin, 2017) et en assurant l'homogénéité l'empilement avec peu ou pas de ségrégation (Bussière, 2007). Les empilements de résidus filtrés subissent peu de déformations post-déposition (Davies et al., 2011) et les camions peuvent circuler à la surface des PAR filtrés. D'ailleurs, la bonne traficabilité des résidus filtrés facilite la restauration progressive et la fermeture plus rapide des sites (Cacciuttolo Vargas & Pérez Campomanes, 2022; Lupo & Hall, 2010). La restauration rapide du site permet de réduire la période d'exposition des résidus, limitant ainsi l'érosion éolienne et les impacts environnementaux (Furnell et al., 2022).

Toutefois, les coûts de production de résidus filtrés sont plus élevés que les coûts de production de résidus conventionnels en pulpe : le coût estimé des procédés de fabrication, du transport, et de gestion de digues et d'eau sur les sites varie de \$0.50 à \$2.50 par tonne pour les résidus conventionnels, alors que les coûts varient de \$4.00 à \$12.00 par tonne pour les résidus filtrés (MEND, 2017). Or, les comparaisons de coûts ne prennent pas toujours en compte les coûts engendrés sur le long terme et les coûts associés à la réduction des risques de déversement dans le cas de la déposition en pulpe (Carneiro & Fourie, 2020; Williams, 2021). Par exemple, les coûts associés à la production et au transport des résidus filtrés sont plus importants, mais l'utilisation de résidus filtrés réduit les coûts de construction et d'entretien des digues, de traitement d'eau, de réhabilitation et admet un plus grand potentiel du site post-réhabilitation pour de futurs usages (Carneiro & Fourie, 2020; Furnell et al., 2022). Les résidus filtrés sont également plus susceptibles à l'érosion éolienne, augmentant ainsi les risques de transport des résidus en dehors des aires d'entrepôts (Kon et al., 2007; Meza-Figueroa et al., 2009). L'obtention de résidus filtrés de densité solide et de teneur en eau constantes à la sortie de l'usine de concentration est un défi technique en raison de la variabilité de la granulométrie et de la minéralogie du minerai, qui peuvent affecter la performance des filtres (Crystal et al., 2018).

Malgré tout, les résidus filtrés sont de plus en plus utilisés dans l'industrie minière, surtout en climat aride où l'eau est une ressource précaire (Cacciuttolo Vargas & Pérez Campomanes, 2022; Davies et al., 2011; Gomes et al., 2016; Hogg, 2010; Newman et al., 2010). Or, les résidus filtrés sont une approche relativement récente avec peu d'exemples de cas étudiés sur le long terme (Davies, 2018). Le maintien d'une faible teneur en eau est nécessaire pour conserver les avantages géotechniques des résidus filtrés, mais peut être difficile en région humide, comme au Québec. Les

précipitations et la fonte des neiges représentent des apports en eau qui peuvent progressivement augmenter la teneur en eau des résidus filtrés. L'eau peut éventuellement s'accumuler dans un empilement de résidus filtrés jusqu'à former une nappe phréatique (Ulrich et al., 2013). L'augmentation des pressions interstitielles peut alors augmenter les risques d'instabilités en pentes (Holtz et al., 1991). La fréquence et l'intensité des événements de précipitations devraient augmenter avec les changements climatiques (Bresson et al., 2018) et pourraient compromettre la stabilité à long terme des aires d'entreposage de résidus filtrés.

D'autres facteurs externes peuvent influencer l'évolution de la teneur en eau. Par exemple, le taux de production des résidus filtrés affecte la durée d'exposition à l'atmosphère d'une couche de résidus déposée avant la déposition d'une nouvelle couche. La méthode de déposition et d'épandage, l'épaisseur des couches de déposition et l'emplacement de la zone de déposition peuvent également influencer l'évolution de la teneur en eau.

2.3 Mouvements de l'eau en milieu poreux

L'écoulement de l'eau dans un PAR filtrés exposé aux conditions météorologiques peut se faire en conditions saturées ou non saturées selon que les pores soient remplis d'eau (sous la nappe phréatique, dans la frange capillaire et/ou le front d'infiltration), ou d'eau et d'air en proportion variables (Holtz et al., 1991).

2.3.1 Écoulement saturé

La loi de Darcy (Équation 2.5; Freeze & Cherry, 1979; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006) décrit l'écoulement d'un dans un matériau poreux saturé. Selon cette loi, un gradient hydraulique (du point de charge hydraulique le plus élevé vers le plus faible) est nécessaire pour induire un écoulement d'eau entre deux points et le débit d'écoulement est proportionnel à la conductivité hydraulique, c'est-à-dire la capacité du milieu à transmettre le fluide (Blight, 2013; Fredlund et al., 2012; Freeze & Cherry, 1979; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006).

$$q = k_{sat}i \quad 2.5$$

Où

q : débit spécifique ou la vitesse de Darcy ($L.T^{-1}$)

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée constante ($L.T^{-1}$)

i : gradient hydraulique (-).

L'équation de Darcy suppose que l'écoulement est laminaire et isotherme, que le fluide est incompressible et parfait, et que le milieu est saturé, parfait, incompressible et isotrope (Freeze & Cherry, 1979). Ces hypothèses sont habituellement valides pour la plupart des phénomènes d'écoulement saturés dans les sols, qui constituent des écoulements laminaires en raison de l'étroitesse des pores et des faibles vitesses d'écoulement (Hillel, 2003). L'écoulement à travers un milieu ayant des pores tortueux, de géométries irrégulières et interconnectés est décrit par la loi de Darcy en terme de vitesse d'écoulement macroscopique, c'est-à-dire une moyenne des vitesses d'écoulement microscopiques sur volume donné (Freeze & Cherry, 1979; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006).

La forme généralisée de l'équation de Darcy (Équation 2.6) peut être utilisée pour décrire l'écoulement saturé pour un milieu à trois dimensions et anisotrope. D'ailleurs, la déposition des résidus par couche peut induire une anisotropie avec une conductivité hydraulique verticale inférieure à la conductivité hydraulique horizontale (Blight, 2009).

$$[q] = \begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = -[k_{sat \ i,j}] \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} = -[k_{w,sat}] \nabla[h] \quad 2.6$$

Où :

$q_{x,y,z}$: vitesse de Darcy dans les directions x, y et z ($L.T^{-1}$)

$k_{sat, i,j}$: conductivité hydraulique saturée anisotrope ($L.T^{-1}$)

$i_{x,y,z}$: gradients hydrauliques dans les directions x, y et z (-)

$[k_{sat}]$: matrice des conductivités hydrauliques saturées

$[\nabla h]$: gradient de la charge hydraulique dans un milieu à trois dimensions.

2.3.1.1 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique correspond à la capacité d'un matériau à permettre l'écoulement de l'eau à travers ses pores. La conductivité hydraulique dépend de la taille, de la géométrie, de la connexion et de la tortuosité des pores ainsi que de la viscosité de l'eau (Miyazaki, 2006).

La conductivité hydraulique saturée peut être mesurée au laboratoire avec un perméamètre à parois rigides ou flexibles (ASTM, 2016a, 2022) et sur le terrain avec un perméamètre de Guelph (Soil Moisture, 2012) ou un essai d'infiltration à double anneau (ASTM, 2018), pour ne citer que quelques exemples de méthodes disponibles. D'ailleurs, le rapport minimum requis entre le diamètre de l'échantillon et la taille maximale des particules doit être suffisamment grand pour éviter les effets de taille d'échantillons lors des essais en laboratoire, surtout pour les matériaux grossiers (Deiminiat et al., 2023).

Le perméamètre de Guelph est un réservoir d'eau à charge constante de type cellule Mariotte installé sur un trépied. Le perméamètre est inséré dans un trou cylindrique creusé à l'aide d'une tarière dans un sol non saturé. L'essai du perméamètre de Guelph consiste à mesurer le taux de recharge à intervalle régulier dans le trou dans lequel une hauteur d'eau constante est maintenue, jusqu'à ce qu'un taux de recharge constant soit atteint. Le taux de recharge est considéré en régime permanent lorsqu'il est constant durant trois intervalles de temps consécutifs. La conductivité hydraulique saturée *in situ* peut alors être déterminée à partir du taux de recharge constant, du diamètre du trou et de la hauteur d'eau dans le trou avec l'équation de Elrick & Reynolds (1992) (Équation 2.7).

$$k_{fs} = \frac{i_s}{1 + \frac{H\lambda_c}{G\pi r^2} + \frac{H^2}{G\pi r^2}} \quad 2.7$$

Avec :

$$G = \frac{1}{2\pi} \left[A_1 + A_2 \frac{H}{r} + A_3 \left(\frac{H}{r} \right)^2 + A_4 \left(\frac{H}{r} \right)^3 \right] \quad 2.8$$

Où :

k_{fs} : conductivité hydraulique saturée *in-situ* (L.T⁻¹),

H : hauteur d'eau dans le trou (L),

r : rayon du trou (L),

G : coefficient de forme et de taille qui dépend des propriétés du matériau (-)

λ_c : Longueur capillaire estimée à partir de la texture et la structure du sol (L)

A_1, A_2, A_3 et A_4 : des paramètres qui dépendent du type de sol (-), respectivement 0,083, 0,514, -0,053 et 0,002 pour un sol structuré d'argiles à sable fin.

La conductivité hydraulique saturée peut aussi être prédite à partir des propriétés géotechniques de base des matériaux. Le modèle Kozeny-Carman (KC; Équation 2.9) permet d'estimer la conductivité hydraulique saturée de la plupart des sols ayant une conductivité hydraulique saturée entre 10⁻¹ m/s à 10⁻¹¹ m/s, essentiellement à partir de l'indice des vides et de paramètres granulométriques (Aubertin et al., 1996; Chapuis & Aubertin, 2003).

$$k_{sat} = \frac{Cg}{\mu_w \rho_w} \left(\frac{e^3}{S_m^2 D_r^2 (1 + e)} \right) \quad 2.9$$

Où :

k_{sat} : conductivité hydraulique saturée (m/s),

C : constante de forme et de tortuosité de la porosité connectée (-),

g : la constante gravitationnelle (m/s²)

μ_w : viscosité dynamique du fluide (kg/m/s),

ρ : masse volumique de l'eau (kg/m³),

e : indice des vides (-),

D_r : densité relative des grains (-),

S_m : surface spécifique des grains (m²/kg).

Ce modèle requiert la détermination de la surface spécifique des grains (Équation 2.10; (Chapuis & Légaré, 1992).

$$S_m = \frac{6}{\rho_s} \sum \left(\frac{P_{NoD} - P_{Nod}}{d} \right) \quad 2.10$$

Où :

D et d : tailles de tamis successifs (L),

P_{NoD} : pourcentage passant cumulé pour la taille de tamis D (-),

P_{Nod} : pourcentage passant cumulé pour la taille de tamis d (-).

Une taille d_{eq} peut être définie pour les particules de diamètre inférieur au tamis le plus fin (d_{min} ; Équation 2.11; Chapuis & Légaré, 1992).

$$d_{min,eq}^2 = \frac{1}{d_{min}} \int_0^{d_{min}} y^2 dy = \frac{d_{min}^2}{3} \quad 2.11$$

Où d_{min} : diamètre minimum des tamis (L).

Le modèle KC permet d'approximer la conductivité hydraulique saturée avec une prédiction qui se situe généralement entre 1/3 et 3 fois la valeur mesurée. Par contre, le modèle est limité par une estimation imprécise de la surface spécifique des grains et ne prend pas en compte l'anisotropie de la conductivité hydraulique saturée (Chapuis & Aubertin, 2003).

Le modèle Kozeny-Carman modifié (KCM; Équation 2.12) permet d'estimer la conductivité hydraulique saturée des matériaux granulaires fins en utilisant le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité pour définir la surface spécifique des grains (Mbonimpa et al., 2002a). Cette équation est valide pour les sols granulaires de faible plasticité ayant une conductivité hydraulique située entre 4×10^{-8} cm/s et 3×10^2 cm/s, un indice des vides entre 0,35 et 1,27, un coefficient d'uniformité entre 1 et 227, un D_{10} entre 4×10^{-6} cm et 1,5 cm et une limite de liquidité inférieure à 20%.

$$k_{sat} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{1+e} C_U^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad 2.12$$

Où :

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

C_G et x : constantes de forme et de tortuosité des pores, généralement 0,1 et 2 respectivement (-),

C_U : coefficient d'uniformité (-),

D_{10} : diamètre passant 10% (cm),

μ_w : viscosité dynamique du fluide (Pa.s),

γ_w : poids volumique de l'eau (kN/m³),

e : indice des vides (-).

2.3.2 Écoulement non saturé

La loi de Darcy peut également être étendue à des cas non saturés, en considérant que la conductivité hydraulique est fonction de la succion ou de la teneur en eau grâce à l'équation de Richards (1931) comme suit :

$$q = -k(\psi)\nabla h \quad 2.13$$

Où

k : conductivité hydraulique non saturée (L.T⁻¹)

ψ : Succion (L)

∇h : gradient hydraulique multiaxial (L)

L'équation de Richards (1931) combinée à l'équation de continuité permet de décrire l'écoulement en milieu non saturé en régime transitoire :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad 2.14$$

Où :

θ_w : teneur en eau volumétrique (-),

$k_{x,y,z}$: conductivité hydraulique selon les axes x, y et z (L.T⁻¹),

ψ : succion matricielle (L).

Cette équation différentielle générale peut être résolue numériquement et peut être exprimée en termes de charge de pression d'eau, de débit spécifique ou de façon mixte. La fonction de conductivité hydraulique doit être déterminée pour résoudre cette équation qui nécessite la mesure de la courbe de rétention d'eau (CRE).

2.3.2.1 Courbe de rétention d'eau

La CRE définit la relation entre la teneur en eau volumétrique (TEV) et la succion matricielle des résidus (Blight, 2013; Fredlund et al., 2012). La CRE permet de décrire la quantité d'eau que les résidus peuvent retenir en fonction de la succion, ce qui décrit notamment comment l'eau peut être drainée et évaporée. La CRE décrit la diminution de la TEV avec l'augmentation de la succion matricielle et elle est caractérisée par deux points d'inflexion qui correspondent à la valeur d'entrée d'air (AEV) et la valeur d'entrée d'eau (WEV; Figure 2.2). L'AEV est la succion minimale à partir de laquelle les pores initialement saturés commencent à se vider d'eau lors du séchage et la WEV est la succion maximale à partir de laquelle l'eau peut pénétrer dans le sol lors du mouillage.

Les paramètres de la CRE dépendent des caractéristiques intrinsèques du matériau, comme la granulométrie et des propriétés en place comme la compaction. Plus un matériau est fin, plus son AEV sera grand. Plus la compaction est importante, plus l'AEV sera grand.

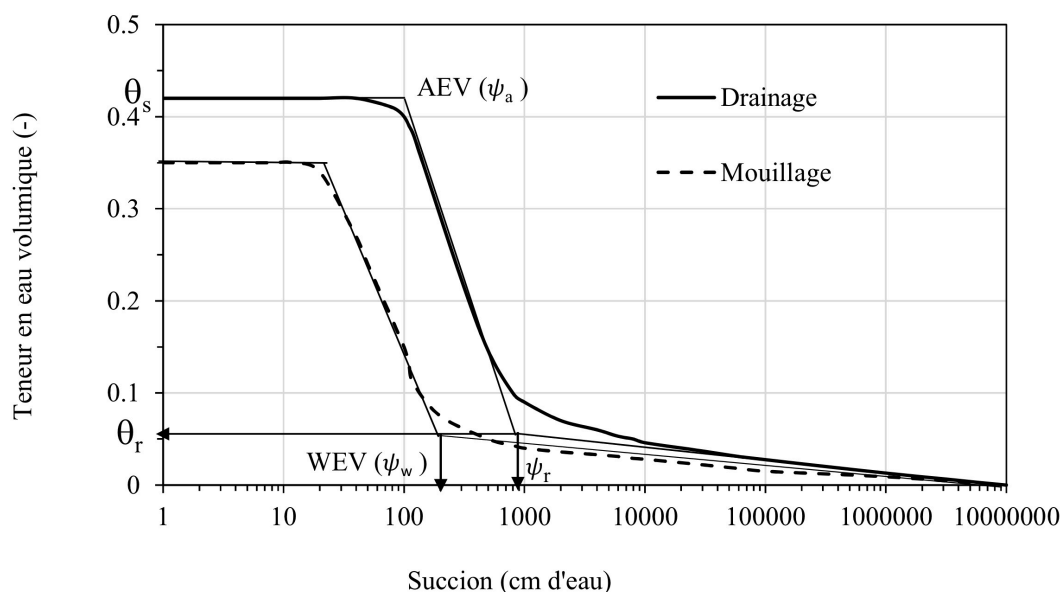


Figure 2.2 : Courbes de rétention d'eau de mouillage et de séchage d'un matériau. AEV (ψ_a) : valeur d'entrée d'air, WEV (ψ_w) : valeur d'entrée d'eau, θ_s : teneur en eau volumétrique à saturation, θ_r : teneur en eau volumétrique résiduelle. Modifiée et traduite de «Water, Gas, and Heat Movement, » par M. Mbonimpa, V. Boulanger-Martel, B. Bussière, et A. Maqsoud, dans CRC Press (édit), *Hard rock mine reclamation : From prediction to management of acid mine drainage* (Édition éd., p. 59), 2021, CRC Press (<https://doi.org/10.1201/9781315166698>). © 2021 Taylor & Francis Group, LLC. Reproduit avec permission.

La courbe de rétention d'eau peut être mesurée expérimentalement avec une cellule Tempe et ou une cellule à pression (*pressure plate*; ASTM, 2016). L'essai consiste à placer des échantillons compactés dans la cellule à pression sur une céramique poreuse saturée. Les échantillons sont d'abord saturés et ensuite soumis à différents paliers de succion croissante. À chaque palier, un échantillon est retiré pour mesurer la teneur en eau. La détermination de la CRE demeure difficile, car l'augmentation de la succion peut changer le volume du matériau et affecter la détermination de l'AEV réel du sol (Fredlund & Houston, 2013).

De plus, les CRE obtenues dans des conditions de drainage ou de mouillage démontrent un effet d'hystérésis (Maqsoud et al., 2012; Poulouvasilis, 1962). La TEV pour une succion matricielle donnée en condition de drainage est généralement supérieure à la TEV obtenue en condition de mouillage (Miyazaki, 2006), comme démontré à la Figure 2.2. Le phénomène d'hystérésis peut être causé par l'effet de bouteille d'encre illustré à la Figure 2.3, qui représente les pores interconnectés et de géométrie irrégulière d'un matériau. Lorsque le plus gros pore R est

initialement saturé, le drainage se produit dès que la succion atteint le WEV du plus petit pore r (Figure 2.3 a). Or, la succion nécessaire pour resaturer ce même pore doit être inférieure au WEV du plus gros pore R (qui est plus faible que le WEV du plus petit pore r) et la teneur en eau en mouillage sera donc plus faible qu'en drainage pour une même succion (Figure 2.3 b); Hillel, 2003). L'effet d'hystérésis peut également être causé par l'angle de contact et le rayon de courbure qui sont plus grands lors du mouillage que lors du drainage, le changement du volume de l'échantillon (Fredlund & Houston, 2013) et la présence de bulles d'air emprisonnées dans les pores. L'effet d'hystérésis peut être pris en compte dans la prédiction de la CRE (Maqsoud et al., 2006).

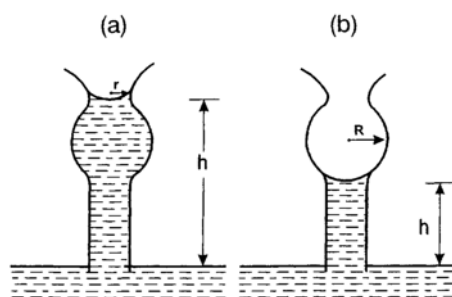


Figure 2.3 : Illustration de l'effet de bouteille d'encre qui se produit dans un matériau poreux. De «6 - Water Content and Potential, » par D. Hillel, dans Academic Press (édit), *Introduction to Environmental Soil Physics* (Édition éd., p. 160), 2003, Elsevier (<https://doi.org/10.1016/B978-012348655-4/50007-1>). © 2003 Elsevier. Reproduit avec permission.

Des valeurs expérimentales de TEV de succion peuvent servir à ajuster des modèles analytiques pour obtenir la CRE (Fredlund et al., 1994; Gardner, 1958; Brooks And Corey, 1964; van Genuchten, 1980). Le modèle descriptif van Genuchten (1980; Équation 2.15) est largement utilisé pour décrire la CRE.

$$\theta_{vG} = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha\psi)^{n_{vG}})^{-m_{vG}}} \quad 2.15$$

Où

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle (-)

θ_s : teneur en eau volumique à saturation (-)

α : paramètre d'ajustement du modèle correspondant généralement à l'inverse de l'AEV (cm^{-1})

ψ : succion matricielle (cm)

n_{vG} : paramètre d'ajustement du modèle définissant la courbure de la fonction (-)

m_{vG} : paramètre d'ajustement du modèle (-) obtenu avec :

$$m_{vG} = 1 - 1/n_{vG}$$

La CRE peut être estimée à partir des propriétés physiques du matériau (Aubertin, Mbonimpa, et al., 2003; Fredlund et al., 2002; Haverkamp & Parlange, 1986). Le modèle Modified Kovacs (MK; Équation 2.16; Aubertin, Mbonimpa, et al., 2003) permet d'estimer la CRE des matériaux à partir de la courbe granulométrique, l'indice des vides et la densité relative des grains. Ce modèle prédictif utilise la remontée capillaire équivalente comme paramètre de référence pour définir la relation entre la succion matricielle et le degré de saturation. Le modèle considère que la rétention d'eau est causée par l'effet combiné de la saturation capillaire et la saturation d'adhésion (Équation 2.16). Le modèle MK ne permet pas de prendre en compte plusieurs facteurs d'influence tels que l'effet d'hystérésis ou du changement de volume au cours de l'essai (Aubertin et al., 2003; Fredlund & Houston, 2013; Maqsoud et al., 2012).

$$Sr = \frac{\theta}{n} = 1 - Sa > (1 - Sc) \quad 2.16$$

Avec :

$$< y \geq 0,5(y + |y|),$$

$$Sc = 1 - \left(\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right)^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad 2.17$$

$$Sa = a_c \left(1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r} \right)} \right) \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}} \quad 2.18$$

$$h_{co,G} = \frac{b}{eD_{10}} \text{ avec } b = \frac{0,75}{1,17 \log(Cu + 1)} \quad 2.19$$

$$\psi_r = 0,86 * h_{co,G}^{1,2} \quad 2.20$$

Où :

n : porosité (-)

Sr : degré de saturation (-)

Sc : degré de saturation dû à la capillarité (-),

Sa : degré de saturation dû aux forces d'adhésion (-),

a_c : coefficient d'adhésion (-), 0,01 pour les matériaux granulaires de faible plasticité et de faible cohésion,

m : paramètre de distribution de la taille des pores (-), équivalent à $1/Cu$,

ψ : succion (cm),

ψ_0 : succion initiale (cm), d'une valeur de 10^{-7} cm lorsque le matériau est complètement sèche,

ψ_n : paramètre de normalisation (cm), d'une valeur de 1 lorsque ψ est exprimé en centimètre,

ψ_r : succion résiduelle (cm),

h_{co} : remontée capillaire équivalente (cm).

2.3.2.2 Fonction de conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique est constante dans un sol saturé, car tous les pores sont remplis d'eau. Lorsque la valeur d'entrée d'air est dépassée, les pores se remplissent d'air, augmentant la résistance à l'écoulement, et les chemins d'écoulement deviennent discontinus (Miyazaki, 2006). En conditions non saturées, la conductivité hydraulique est donc plus faible et elle devient fonction de la teneur en eau et de la succion. Plus la teneur en eau diminue, plus la conductivité hydraulique est faible. Plusieurs modèles de prédiction de la fonction de conductivité hydraulique existent (Fredlund et al., 1994; Green & Corey, 1971; van Genuchten, 1980). La fonction de conductivité

hydraulique peut être prédite à partir de la conductivité hydraulique saturée et la CRE avec le modèle Mualem (1976) adapté par van Genuchten (1980) (Équation 2.21) :

$$k_w = k_{sat} \frac{(1 - [a\psi^{n-1}][1 + (a\psi^n)^{-m}])^2}{((1 + a\psi^n)^{\frac{m}{2}})} \quad 2.21$$

Où :

k_w : conductivité hydraulique pour la succion ψ (cm/s),

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

a, n, m : paramètres d'ajustement du modèle van Genuchten (1980) (-) présenté à la Section 2.3.2.1.

ψ : succion (cm).

Ce modèle ne prend pas en compte l'effet d'hystérésis.

2.3.3 Bilan hydrique

Les PAR filtrés sont généralement exposés aux conditions climatiques et interagissent avec l'atmosphère tant et aussi longtemps que le site n'est pas restauré. Le bilan hydrique décrit l'état des quantités d'eau ajoutées, soustraites et emmagasinées dans le PAR durant une période donnée et l'évolution du bilan hydrique détermine les variations de la teneur en eau. Les apports en eau sont les précipitations, la fonte des neiges et la remontée capillaire provenant de la nappe phréatique. Les pertes d'eau sont attribuables au ruissellement lorsque la capacité d'infiltration des résidus est dépassée, au drainage vers la nappe phréatique ou vers le bassin de collecte dans le cas d'un PAR, à l'évaporation vers l'atmosphère et à la transpiration par les plantes. La surface d'un PAR en opération est généralement dénuée de végétation, donc la transpiration des plantes est nulle. L'équation du bilan hydrique (Équation 2.22) correspond donc à la différence entre les apports et les pertes en eau et détermine la quantité d'eau retenue et entreposée dans le PAR (Blight, 2013; Freeze & Cherry, 1979).

$$\Delta S = P + RC - R - D - \text{ÉT} \quad 2.22$$

Où, ΔS est la variation de l'eau emmagasinée dans le système, P est l'eau précipitée, RC est l'eau provenant de la remontée capillaire, R est l'eau ruisselée, D est l'eau drainée et $ÉT$ est l'eau évaporée et transpirée par les plantes.

2.3.3.1 Infiltration

L'infiltration est le processus par lequel l'eau pénètre dans les résidus à la suite d'un apport en eau. Le taux d'infiltration (exprimé en $L\ T^{-1}$) est le flux d'eau qui pénètre dans un sol par unité de surface. La capacité d'infiltration (exprimé en $L\ T^{-1}$) correspond à la quantité maximale d'eau qu'un sol peut absorber par unité de surface. Ces deux paramètres varient dans le temps de manière non linéaire et dépendent de la teneur en eau initiale, de l'apport en eau (donc de l'intensité de précipitation), du gradient hydraulique, de la conductivité hydraulique et de la structure du sol (Hillel, 2003; Miyazaki, 2006). La capacité d'infiltration est initialement élevée (Figure 2.4), en raison du gradient de succion élevé dans le sol humide en surface dû à l'apport en eau et sec en profondeur. La capacité d'infiltration diminue éventuellement avec le gradient de succion décroissant jusqu'à tendre vers une valeur finale à l'équilibre (Hillel, 2003; Miyazaki, 2006). Cette valeur finale de capacité d'infiltration est égale à la conductivité hydraulique saturée du sol (Bréard Lanoix, 2017; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006) et dépend plutôt des propriétés du matériau. La capacité d'infiltration finale est atteinte plus rapidement lorsque la teneur en eau initiale est élevée.

L'eau s'accumule à la surface lorsque l'apport en eau (soit l'intensité de précipitation) est supérieur à la capacité d'infiltration. Le taux d'infiltration est alors fonction de la pression exercée par l'accumulation d'eau à la surface et des conditions de succion et de conductivité hydraulique du sol (Hillel, 2003). Dans le cas d'un terrain en pente, l'excédent d'eau est plutôt ruisselé (Hudson & Nations, 1993; Jourgholami et al., 2021; Parsons et al., 2006). Les fissures et les irrégularités à la surface peuvent créer des chemins préférentiels d'écoulement et d'infiltration (Hillel, 2003) et certains facteurs comme la précipitation d'une croûte de sel par évapoconcentration à la surface peuvent aussi limiter l'infiltration (Blight, 2013; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006).

Le taux d'infiltration sur le terrain peut être mesuré par des essais de percolation, notamment avec un perméamètre de Guelph (voir Section 2.3.1.1) ou un lysimètre (Bussière & Guittonny, 2021), et des essais d'infiltration avec infiltromètre à simple ou double anneau (Bréard Lanoix, 2017; Hillel, 2003). Plusieurs équations analytiques (Green & Ampt, 1911; Haverkamp et al., 1990; Parlange et

al., 1985; Philip, 1957; Swartzendruber, 1987) et empiriques (Holtan, 1961; Horton, 1940; Kostiakov A., 1932) permettent de décrire le taux d'infiltration.

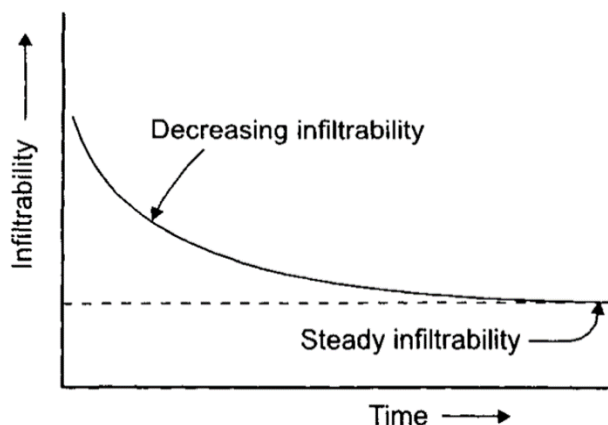


Figure 2.4 : Évolution de la capacité d'infiltration dans le temps. De «14 - Water Entry into Soil, » par D. Hillel, dans Academic Press (édit), *Introduction to Environmental Soil Physics* (Édition éd., p. 388), 2003, Elsevier (<https://doi.org/10.1016/B978-012348655-4/50015-0>). © 2003 Elsevier. Reproduit avec permission.

2.3.3.2 Évaporation

L'évaporation est le mécanisme de transfert de l'eau du sol vers l'atmosphère. L'évaporation permet de diminuer la teneur en eau des résidus et favorise l'atteinte des conditions de compaction et de résistance au cisaillement voulues sur un PAR filtrés (Lara et al., 2013). L'évaporation est donc un phénomène important pour l'évaluation du comportement hydrogéologique des résidus filtrés. L'évaporation dans les résidus miniers de roches dures de faible plasticité suit les mêmes mécanismes classiques de l'évaporation dans les sols (Daliri et al., 2016; Fisseha et al., 2010; Simms et al., 2007). Trois conditions sont nécessaires pour que l'évaporation se produise (Hillel, 2003) :

- la présence d'un apport en chaleur provenant d'une énergie radiée ou advectée;
- une pression de vapeur de l'atmosphère au-dessus du sol inférieure à la pression de vapeur de la surface du sol pour créer un gradient de pression de vapeur du sol vers l'atmosphère.

- un apport en eau contenue dans le sol qui puisse être transporté vers la surface. Cette condition dépend des propriétés hydrauliques du sol comme la teneur en eau et de la conductivité hydraulique en fonction de la succion (Miyazaki, 2006). Ces deux propriétés déterminent l'évaporabilité du sol qui est le taux maximal auquel le sol peut transporter l'eau vers la surface d'évaporation (Hillel, 2003).

Les deux premières conditions déterminent l'évaporation potentielle, qui est le flux maximal que l'atmosphère peut vaporiser à partir d'une surface d'eau libre (Hillel, 2003; Miyazaki, 2006), et dépendent principalement de facteurs météorologiques externes, dont la température de l'air, l'humidité, les radiations solaires (qui dépendent de l'albédo de la surface) et la vitesse du vent (Gowing et al., 2006; Hillel, 2003; Idso et al., 1974; Miyazaki, 2006). Le taux d'évaporation actuel correspond au taux le plus faible entre l'évaporation potentielle et l'évaporabilité du sol (Bussière & Guittonny, 2021; Hillel, 2003; Miyazaki, 2006). Le taux d'évaporation actuel est donc influencé par les facteurs météorologiques externes mentionnés plus haut, la capacité de rétention d'eau du sol, la structure du sol (les fissures verticales agissent comme des plans additionnels d'évaporation; Fujiyasu et al., 2000) et la salinité (Hillel, 2003). D'ailleurs une salinité élevée dans les résidus miniers entraîne une baisse marquée du taux d'évaporation, notamment par le développement d'une croûte superficielle de sel à la surface qui empêche la remontée capillaire par la perte de continuité dans la phase liquide et qui augmente l'albédo et la réflectivité des rayonnements de courte longueur d'onde (Fujiyasu et al., 2000; Fujiyasu & Fahey, 2000; Oldecop & Rodari, 2021).

Le mécanisme d'évaporation peut être décrit en trois stades (Hillel, 2003) :

1. Initialement, le front d'évaporation se situe à la surface du sol et le taux d'évaporation correspond à l'évaporation potentielle, car le sol est humide et assez conducteur pour transmettre l'eau vers la surface d'évaporation au rythme de la demande évaporative. Dans cette phase, le taux d'évaporation est principalement contrôlé par les conditions météorologiques externes, plutôt que les propriétés du sol;
2. Le taux d'évaporation diminue au fur et à mesure que la surface se désature : le gradient d'humidité et la conductivité hydraulique diminuent et le flux d'eau vers la surface diminue (Wilson et al., 1997). Le taux d'évaporation devient inférieur à l'évaporation potentielle.

Dans cette phase, le taux d'évaporation est principalement contrôlé par les propriétés du sol et par les conditions météorologiques externes;

3. Éventuellement un taux d'évaporation pratiquement constant est atteint. Ce taux d'évaporation dépend principalement de la profondeur de la nappe et la capacité du sol à transporter l'eau vers la surface d'évaporation.

L'évaporation est complexe à mesurer et estimer (Cui & Zornberg, 2009). L'évaporation peut être mesurée à l'aide d'un bac d'évaporation (mesurant l'évaporation potentielle; Newson & Fahey, 2003), d'un lysimètre (Fank, 2011), par la méthode de covariance des turbulences (Baldocchi et al., 1988) et par la méthode du rapport de Bowen (Bowen, 1926). Plusieurs modèles permettent d'estimer l'évaporation par la résolution d'un bilan d'énergétique (Penman, 1940; Makkink, 1957; Turc, 1961; Priestley & Taylor, 1972; Mahrt & Ek, 1984; Wilson et al., 1994). Le modèle Penman-Wilson (Wilson et al., 1994) permet d'estimer l'évaporation actuelle d'une surface non saturée et sans végétation (Équation 2.23).

$$EA = \frac{\Gamma Q_n + \gamma E_a}{\Gamma + A\gamma} \quad 2.23$$

Avec :

$$E_a = e_a(B - A) (0,35(1 + 0,146W_a)) \quad 2.24$$

Où :

EA : évaporation actuelle ($L.T^{-1}$),

Γ : pente de la courbe de la pression de vapeur à saturation en fonction de la température à la température moyenne de l'air ($mm\ Hg/^{\circ}C$),

Q_n : l'énergie de radiation nette disponible à la surface ($L.T^{-1}$),

γ : constante psychrométrique ($kPa/^{\circ}C$), équivalente à $0,0665\ kPa/^{\circ}C$

A : l'inverse de l'humidité relative à la surface du sol (-)

E_a : flux effectif d'énergie provenant du vent ($L.T^{-1}$),

e_a : pression de vapeur d'eau de l'air au-dessus de la surface du sol (mm Hg),

B : l'inverse de l'humidité relative dans l'air (-),

W_a : vitesse du vent ($L.T^{-1}$).

Cette équation montre que l'énergie de radiation nette disponible à la surface (Q_n) est un facteur climatique important contrôlant l'évaporation actuelle. L'évaporation sur un PAR filtrés peut se faire à partir d'une surface horizontale ou à partir d'une surface en pente, or l'évaporation à partir d'une surface en pente diffère de l'évaporation à partir d'une surface horizontale pour deux raisons. D'abord, l'orientation et l'angle d'une pente ont un effet sur les radiations nettes reçues à la surface de la pente et peuvent significativement impacter l'évaporation actuelle (Nyhan et al., 1997; Oke, 1987; Raupach & Finnigan, 1997; Weeks & Wilson, 2003, 2012). Concrètement, une pente orientée vers le nord reçoit moins d'énergie solaire au cours de l'année, ce qui diminue l'évaporation potentielle comparé à une pente orientée vers le sud et cet effet est particulièrement important pour des pentes très abruptes et à de grandes latitudes (Weeks & Wilson, 2006). De plus, la distribution de l'eau le long d'une pente peut causer des variations dans l'évaporation. Tel que mentionné plus haut, l'évaporation actuelle est influencée par la disponibilité de l'eau (évaporabilité du sol), avec une évaporation plus importante lorsque plus d'eau est disponible. Or, la distribution de l'eau le long d'une pente n'est pas uniforme, avec une teneur en eau généralement plus élevée en bas de pente qu'en haut de pente (Leij et al., 2004).

CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DES RÉSIDUS MINIERS FILTRÉS ET ÉTUDE EXPÉRIMENTALE DU COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES RÉSIDUS FILTRÉS EN COLONNE

Dans ce chapitre, la caractérisation des résidus miniers filtrés utilisés est présentée, suivi d'une étude sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à l'échelle du laboratoire par des essais en colonnes soumis à des cycles de mouillage et de séchage. La configuration des colonnes et les essais de mouillage-séchage sont d'abord décrits. L'évolution du degré de saturation des résidus miniers filtrés à différentes profondeurs et le bilan hydrique dans les colonnes sont interprétés et analysés.

3.1 Origine des résidus filtrés et campagne d'échantillonnage

Les résidus filtrés utilisés dans le cadre de ce projet provenaient de la mine Éléonore, qui produit de l'or et est opérée par l'entreprise Newmont Mining Corporation. Cette mine souterraine est en opération depuis 2014 et est située dans la région d'Eeyou-Istchee Baie Jaimes au Québec, à 830 km au nord de la ville de Montréal. La mine produit des résidus miniers désulfurés qui sont filtrés puis entreposés en surface dans un PAR aménagé sur le site à environ 3 km du concentrateur.

Les résidus filtrés de la mine Éléonore utilisés dans le cadre de ce projet ont donc été prélevés :

- à la sortie de l'usine de traitement du minerai de la mine Éléonore en 2019 et transportés dans des barils de 45 gallons jusqu'au laboratoire de l'IRME à Polytechnique Montréal.
- directement sur le parc, dans le cadre d'une campagne d'échantillonnage réalisée en 2022 (détails présentés au Chapitre 4).

3.2 Caractérisation hydrogéotechnique des résidus filtrés

Les essais de distribution granulométrique et de densité relative des grains ont été réalisés sur des résidus filtrés post-essais (c'est-à-dire des échantillons provenant du démontage des colonnes, prélevés à l'emplacement des sondes) et sur les soixante échantillons prélevés directement sur le parc au cours de l'été 2022 (plus de détails sur la campagne d'échantillonnage au Chapitre 4). Les

mesures de CRE ont été réalisées sur les résidus filtrés prélevés à la sortie de l'usine de traitement de la mine et entreposés dans des barils au laboratoire de Polytechnique.

3.2.1 Distribution granulométrique

La distribution granulométrique a été déterminée par :

- tamisage (ASTM D6913, 2021) et par essais de sédimentométrie avec hydromètre (ASTM D7928, 2021) pour les dix-sept échantillons provenant du démontage des colonnes. Les échantillons ont été analysés en triplicata (la distribution granulométrique de chaque échantillon présenté plus bas correspondait à la moyenne des trois analyses).
- analyseur laser Malvern Mastersizer (Black et al., 1996) au laboratoire de l'UQAT pour les soixante échantillons prélevés directement sur le PAR.

Les analyses ont permis de déterminer les diamètres caractéristiques D_{10} et D_{60} (correspondant aux diamètres des grains associés aux passants 10% et 60%, respectivement), le coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) ainsi que le coefficient de courbure ($C_c = (D_{30})^2/(D_{60}D_{10})$). Les résidus filtrés de la mine Éléonore pouvaient être classés comme des silts inorganiques peu plastiques et sables très fins, correspondant au symbole ML (USCS; ASTM D2487, 2020). Les valeurs moyennes de D_{10} et de D_{60} du matériau étaient respectivement de 0,0029 mm et 0,0271 mm, avec un coefficient d'uniformité moyen $C_U = 10,0$ et un coefficient de courbure $C_c = 1,41$ pour les échantillons prélevés lors du démontage des colonnes (en noir sur la Figure 3.1, l'ensemble des résultats des analyses sont présentés à l'ANNEXE A). Les échantillons du terrain (en bleu sur la Figure 3.1) étaient légèrement plus fins avec un D_{60} moyen de 0,0432 mm. En revanche, le diamètre caractéristique $D_{10} = 0,0034$ mm était très similaire à celui mesuré dans les colonnes. La granulométrie des échantillons de terrain était plus étalée avec un coefficient d'uniformité moyen $C_U = 12,7$ et un coefficient de courbure $C_c = 1,28$. Ces valeurs restaient cependant relativement proches et typiques des résidus de mines en roche dure (Aubertin et al., 2003; Bussière, 2007).

Les résultats étaient assez reproductibles et peu dispersés, avec un écart maximal entre les pourcentages passants de 18% pour les échantillons des colonnes et de 10% pour les échantillons de terrain. Cette différence dans la dispersion des résultats pouvait s'expliquer par la méthode de

caractérisation puisque l'analyse par diffraction laser avec appareil de mesures automatisées (Malvern) tend à réduire les erreurs lors de la préparation et de la manipulation des échantillons (Sedláčková & Ševelová, 2021; Suits et al., 2002). L'écart entre les distributions granulométriques moyennes des colonnes et du terrain était généralement de moins de 10% et au maximum de 20% (pour la fraction la plus grossière). Ceci peut possiblement être dû à l'érosion éolienne sur le PAR qui emporterait une partie des particules fines des échantillons du terrain (Fresser, 2019) et le compactage avec un marteau Proctor des échantillons de la colonne qui aurait pu broyer les résidus (ASTM, 2021b) et réduire la taille des particules des échantillons de colonnes.

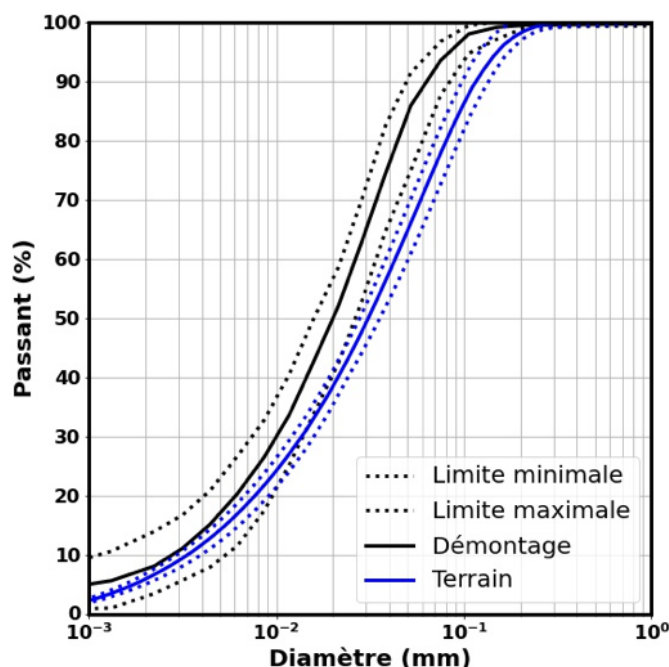


Figure 3.1 : Distribution granulométrique des échantillons prélevés au démontage des colonnes et sur le terrain : la courbe granulométrique moyenne (trait plein) et les limites minimales et maximales des mesures (pointillés) sont indiquées. Les échantillons du démontage ont été analysés par tamisage et sédimentométrie et les échantillons du terrain ont été analysés par granulométrie à diffraction laser (Malvern).

3.2.2 Densité relative des grains

La densité relative des grains a été déterminée par :

- pycnomètre à eau (ASTM D854, 2023) pour les neuf échantillons prélevés au démontage des colonnes. Chaque échantillon a été analysé en triplicata et la mesure finale correspondait à la moyenne des trois résultats;
- pycnomètre à hélium Micromeritics Accupyc 1330 au laboratoire de l'UQAT pour les soixante échantillons prélevés lors de la campagne d'échantillonnage.

La densité relative des grains des neuf échantillons provenant du démontage des colonnes était comprise entre 2,77 et 2,79 avec une valeur moyenne de 2,78 et un écart-type de 0,0053. La densité relative des grains des soixante échantillons provenant de la campagne d'échantillonnage était légèrement plus faible et comprise entre 2,68 et 2,79 avec une valeur moyenne de $2,73 \pm 0,01$ et un écart-type de 0,03. Ces valeurs étaient typiques des résidus de mine en roche dure (Aubertin et al., 2003; Bussière, 2007). De légères variations de la densité relative des grains peuvent être attendues sur les sites, puisque cette propriété est liée à la minéralogie qui peut varier sensiblement au cours de l'exploitation (Bussière, 2007).

3.2.3 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau des résidus a été mesurée expérimentalement au moyen d'un extracteur à plaque de pression (ou *pressure plate*; ASTM D6836, 2016). Cet essai consiste à mesurer la teneur en eau d'échantillons compactés (environ 5 cm de diamètre et 2 cm de hauteur) pour différents paliers de succion. Les échantillons ont été placés dans la cellule sur une plaque de céramique poreuse saturée ($AEV = 15$ bar) puis ont été saturés en place. Les échantillons ont ensuite été soumis à des paliers de succion croissants compris entre 0 et 600 kPa. La durée des paliers était de 48 heures afin de permettre l'atteinte d'un équilibre au sein des échantillons. À chaque palier, un échantillon était retiré de la plaque de pression puis placé à l'étuve pour mesurer sa teneur en eau. La plaque de pression était ensuite refermée et la pression était augmentée jusqu'au prochain palier. Les CRE expérimentales ont été décrites au moyen du modèle de van Genuchten (1980; équation 2.15) et ajustées sur les points expérimentaux (avec un $RMSD \leq 0,08$), puis comparées avec les CRE prédites avec le modèle MK (Aubertin, Mbonimpa, et al., 2003; équation 2.16).

Au total, la CRE des résidus filtrés a été mesurée expérimentalement pour cinq indices des vides différents ($e = 0,63, 0,65, 0,69, 0,71$ et $0,77$; Figure 3.2 et Tableau 3.1). Ces indices de vides étaient représentatifs des indices des vides mesurés lors de la campagne d'échantillonnage sur le terrain ($e = [0,57 ; 0,93]$; Section 4.2). L'ensemble des résultats sont disponibles à l'ANNEXE B. La pression d'entrée d'air des résidus a été déterminée graphiquement par la méthode des tangentes (Fredlund et al., 1994) et était comprise entre 180 et 400 cm (selon l'indice des vides). L'AEV diminuait et la courbe se décalait vers la gauche lorsque l'indice des vides et la porosité augmentaient. La pression d'entrée d'eau était quant à elle comprise entre 5000 cm et 40 000 cm. Les CRE étaient assez proches l'une de l'autre et les points expérimentaux se chevauchaient parfois.

Les courbes ajustées sur les points expérimentaux avec le modèle van Genuchten ont été comparées avec les courbes obtenues avec le modèle MK (à la Figure 3.3 pour la CRE pour un indice des vides de $0,77$ et à l'ANNEXE B pour les autres CRE mesurées avec d'autres indices des vides) pour vérifier la capacité du modèle MK à estimer la CRE. Les courbes du modèle MK et les courbes ajustées sur les points expérimentaux étaient généralement assez proches. Le modèle MK prédisait assez bien l'AEV mesuré expérimentalement (Figure 3.3), mais semblait moins précis pour les suctions supérieures à 10000 cm et tendait à sous-estimer la WEV.

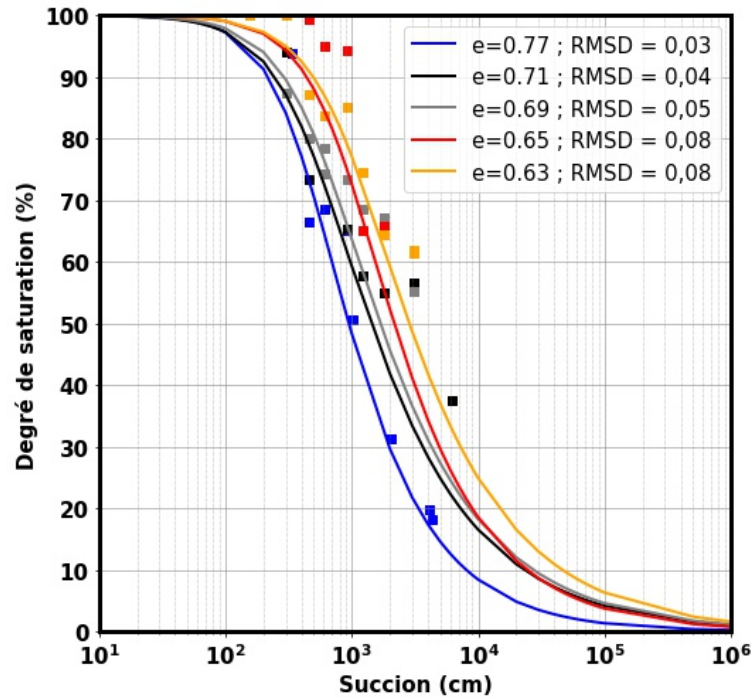


Figure 3.2 : Courbes de rétentions d'eau expérimentales pour différents indices des vides : les mesures expérimentales obtenues par essai *pressure plate* (points) et les modèles van Genuchten (1980) ajustés (lignes) sont indiqués. Le RMSD de l'ajustement du modèle van Genuchten sur les mesures expérimentales était $\leq 0,08$.

Tableau 3.1 : Paramètres ajustés du modèle van Genuchten (1980). e : indice des vides, α_{vG} : paramètre d'ajustement du modèle (cm^{-1}), n_{vG} : paramètre d'ajustement du modèle (-), m_{vG} : paramètre d'ajustement du modèle (-) (ici, $m_{vG} = 1-1/n_{vG}$), θ_s : teneur en eau volumique à saturation (-), θ_r : teneur en eau volumique résiduelle (-), AEV : valeur d'entrée d'air (cm), WEV : valeur d'entrée d'eau (cm).

Essai	1	2	3	4	5
e (-)	0.63	0.65	0.69	0.71	0.77
α (cm^{-1})	0.001	0.0011	0.0017	0.002	0.0022
n (-)	1.6	1.7	1.6	1.6	1.8
m (-)	0.375	0.412	0.375	0.375	0.444
θ_s (-)	0.39	0.39	0.41	0.42	0.44
θ_r (-)	0	0	0	0	0
AEV (cm)	300	400	230	210	190
WEV (cm)	2000	1200	1100	1000	400

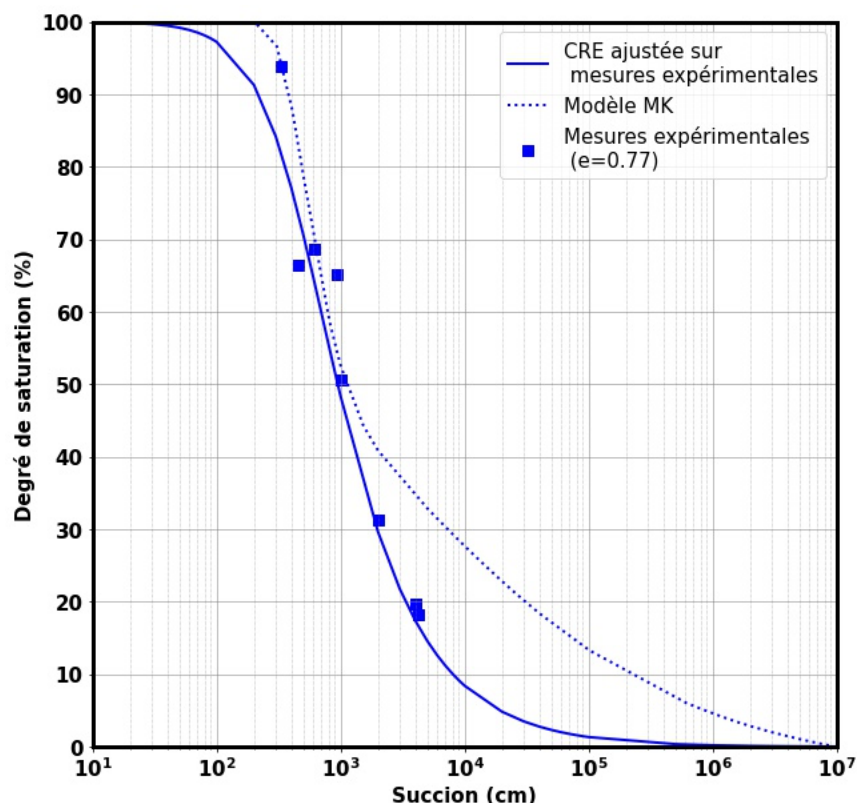


Figure 3.3 : Courbe de rétention d'eau pour un indice des vides $e = 0,77$ ($\alpha = 0,0022 \text{ cm}^{-1}$ et $n = 1,8$) : les mesures expérimentales obtenues par essai *pressure plate* (points), le modèle van Genuchten (1980) ajusté (RMSD de 0,03; ligne pleine) et le modèle de prédiction Modified Kovacs (Aubertin et al., 2003; ligne pointillée) sont indiqués.

3.3 Configuration des colonnes expérimentales

Les colonnes expérimentales (Figure 3.4) étaient déjà construites avant le début de ce mémoire, l'autrice a donc été en charge de les soumettre à des cycles de mouillage et séchage et a été responsable du suivi du comportement hydrogéologique des colonnes. Les colonnes étaient constituées de tubes en PVC de 25,5 cm de diamètre et 150 cm de hauteur. Un trou latéral à la base du socle de la colonne permettait de récolter l'eau de drainage à l'aide d'un récipient. Une couche de sable de silice au fond des colonnes permettait l'écoulement de l'eau vers le drain. Un géotextile était placé sur le sable de silice et les colonnes étaient remplies de 120 cm de résidus filtrés compactés par couches de 5 cm à une densité sèche de $1,585 \text{ kg/cm}^3$ et un indice des vides de 0,78 (plus de détails à la section 3.6) afin de reproduire les conditions de compactages observées sur le terrain où la densité sèche moyenne était de $1,59 \text{ kg/cm}^3$ (plus de détails au Chapitre 4). La surface

des colonnes était laissée ouverte et exposée aux conditions du laboratoire. Un ventilateur orienté vers le haut était installé 30 cm au-dessus de la surface des résidus afin de favoriser la circulation d'air lors de certains cycles. Toutes les informations sur le montage des colonnes sont disponibles à l'ANNEXE C.

a)



b)

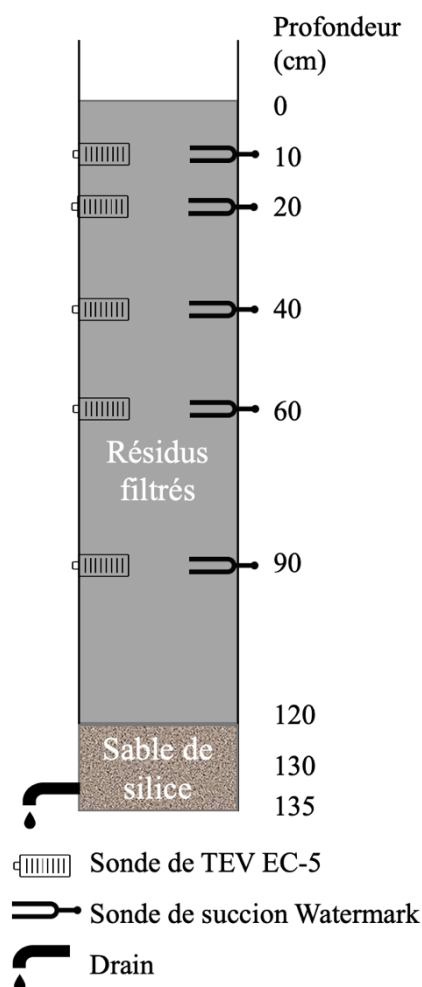


Figure 3.4 : a) Photo des trois colonnes instrumentées pour étudier expérimentalement le comportement hydrogéologique des résidus miniers filtrés soumis à des cycles de mouillages et de séchage. b) Schéma du montage et de l'instrumentation des colonnes expérimentales.

3.3.1 Instrumentation des colonnes

Cinq sondes de teneur en eau volumique Meter EC-5 et cinq sondes de succion Irrometer-Watermark 200SS étaient installées dans chaque colonne à cinq profondeurs différentes, soit 10 cm, 20 cm, 40 cm, 60 cm et 90 cm sous la surface des résidus (Figure 3.4). Les sondes Meter EC-5 mesurent la constante diélectrique (Meter Group, 2023a) et étaient branchées à un enregistreur de données ZL-6. Les sondes de succion Irrometer-Watermark 200SS mesurent la résistivité électrique (Irrometer, 2023) et étaient branchées à un enregistreur de données 900M. Une lecture était prise toutes les 15 minutes avec une précision de $0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour les sondes EC-5 et de 1 kPa pour les sondes Watermark. La température et l'humidité relative du laboratoire étaient mesurées toutes les heures à l'aide d'un enregistreur de température et d'humidité relative Lascar EL-USB-2-LCD.

Les colonnes étaient placées sur des balances (modèle Adam Equipment GFK 330AH) afin de suivre le bilan hydrique au cours du temps. Le poids des colonnes était enregistré manuellement avec une précision de 0,002 kg toutes les heures suivant un cycle de mouillage et quotidiennement (ou au plus tous les trois jours) lors des périodes de séchage. Le suivi de la masse des colonnes permettait de suivre le bilan hydrique des colonnes en adaptant l'équation du bilan hydrique (Équation 2.22) pour les essais en colonnes. L'équation du bilan hydrique adaptée pour les essais en colonne (Équation 3.1) ne prenait pas en compte le ruissellement et la remontée capillaire en raison de la configuration des colonnes. La quantité d'eau ajoutée à chaque cycle était connue et la masse des colonnes ainsi que la quantité d'eau de drainage étaient mesurées quotidiennement, donc l'évaporation pouvait être estimée indirectement avec l'équation adaptée suivante :

$$\dot{E} = P - D - \Delta S \quad (3.1)$$

Avec,

$\dot{E}$: évaporation ($\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-2}$)

P : précipitation qui correspond à la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle ($\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-2}$)

D : eau de drainage ($\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-2}$)

ΔS : Variation de l'eau emmagasinée la colonne ($\text{L}^3 \cdot \text{L}^{-2}$)

3.4 Essais de mouillage-séchage

Les colonnes ont été soumises à une succession de cycles de mouillage-séchage pendant une période de 160 jours. Chaque cycle consistait à ajouter de l'eau déminéralisée au sommet des colonnes, puis à laisser celle-ci s'infiltrer et/ou s'évaporer pendant une période plus ou moins longue. La quantité d'eau ajoutée ainsi que la durée et la fréquence des cycles variaient selon les colonnes et au cours du temps. La quantité d'eau ajoutée à chaque cycle correspondait à un ajout d'un seul coup.

La colonne 1 a été soumise à un total de 25 cycles de mouillage et séchage dont la durée variait de 1 à 33 jours (Figure 3.5 et Tableau 3.2). La quantité d'eau ajoutée à chaque cycle était comprise entre 1L et 8L, ce qui était équivalent à des précipitations de 20 mm (équivalent à une précipitation modérée basé sur les mesures climatiques du site) à 160 mm (précipitation extrême appliquée pour purger la colonne avant l'application des autres cycles). La quantité d'eau de chaque cycle était toujours ajoutée au sommet de la colonne d'un seul coup, à l'exception du cycle 4 (jour 76) où 0,5 L a été ajouté deux fois par jour durant deux jours pour un total de 4 L. La colonne 1 a été soumise à deux phases de cycles. La première phase de cycles, du jour 0 à 90, correspondait à des précipitations de 40 à 160 mm et leur durée était de 14 à 33 jours. La deuxième phase de cycles, du jour 90 au jour 160, correspondait à une série de cycles plus fréquents et plus courts (d'une durée de 1 et 7 jours). La quantité d'eau ajoutée à chaque cycle lors de cette deuxième phase de cycles plus rapprochés était de 20 mm, soit 1 L. La phase 1 était donc caractérisée par des cycles moins fréquents avec des quantités d'eau plus importantes alors que la phase 2 était caractérisée par des cycles plus fréquents, mais des quantités d'eau plus faibles.

La colonne 2 a été soumise à un total de 12 cycles. La durée des cycles variait de 5 à 34 jours et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle était comprise entre 1 et 4 L (Figure 3.6 et Tableau 3.3). Les cycles du jour 0 à 85 correspondaient à des précipitations de 40 à 80 mm et étaient d'une durée de 15 à 33 jours. À partir du jour 90, la colonne 2 a été soumise à une série de cycles plus fréquents dont la durée variait entre 5 et 11 jours (soit des cycles sensiblement plus longs que dans la colonne 1). La quantité d'eau ajoutée à chaque cycle lors de ces cycles plus fréquents était de 20 mm, soit 1 L.

La colonne 3 a été soumise à un total de 6 cycles. La durée des cycles variait de 14 à 34 jours et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle variait de 1 à 4 L (Tableau 3.4). Cette colonne a été maintenue

à un degré de saturation plus faible que les autres colonnes. La colonne avait été modifiée (perforation de la colonne) dans une tentative infructueuse de cycle de mouillage avec une buse avec récolte de l'eau de ruissellement. Les cycles de la colonne 3 ne pouvaient donc pas être directement comparés avec les cycles des autres colonnes du fait que la configuration avait été modifiée.

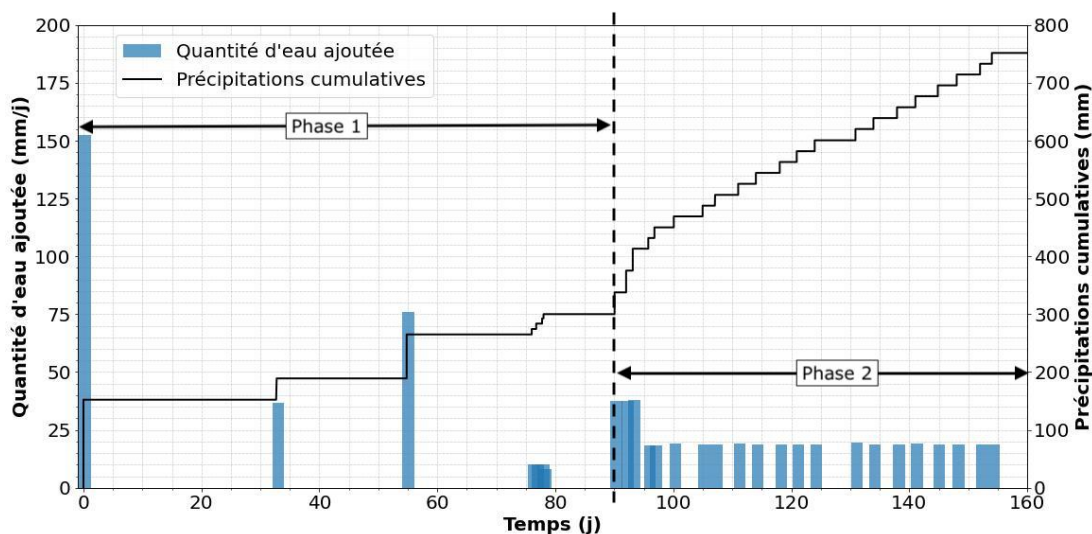


Figure 3.5 : Quantité d'eau ajoutée à chaque cycle et précipitations cumulatives appliquées à la colonne 1 pendant la durée des essais.

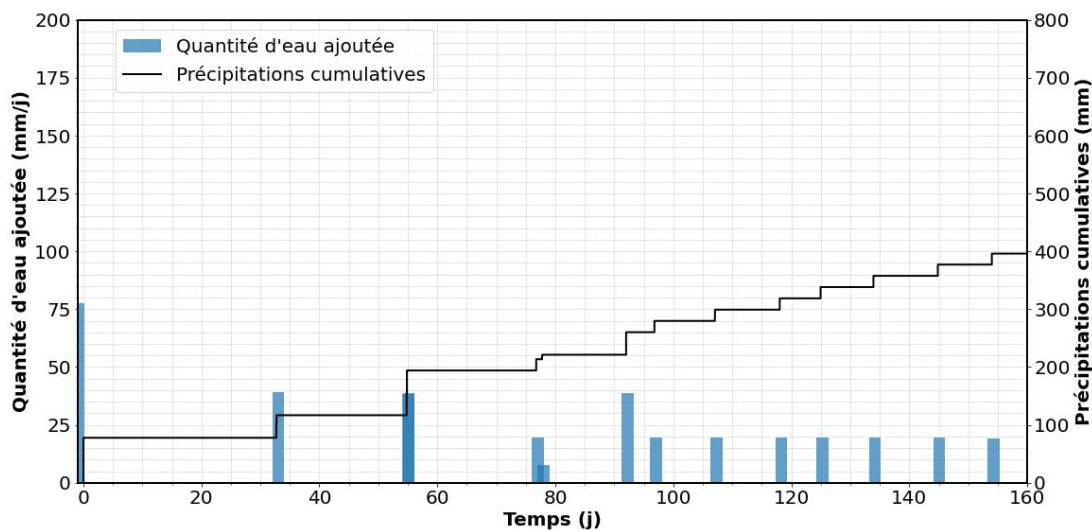


Figure 3.6 : Quantité d'eau ajoutée à chaque cycle et précipitations cumulatives appliquées à la colonne 2 pendant la durée des essais.

Tableau 3.2 : Description des cycles de la colonne 1, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.

Cycle	Description du cycle	Date	Jour	Durée	Quantité d'eau ajoutée (L)	Hauteur d'eau ajoutée (mm)	Ventilateur
1	160 mm. Évaporation limitée	2022-01-26	0	33	7.8	152	
	Ajout ventilateur	2022-02-02	7		0.0	0	X
2	40 mm. Sans ventilateur	2022-02-28	33	21	1.9	37	
3	80 mm.	2022-03-21	54	22	3.9	76	X
4	10 mm.	2022-04-12	76	14	0.5	9	X
	10 mm.	2022-04-13	77		0.5	9	X
	10 mm.	2022-04-14	78		0.5	9	X
	8 mm.	2022-04-14	78		0.4	7	X
5	40 mm.	2022-04-26	90	2	1.9	38	X
6	40 mm.	2022-04-28	92	1	1.9	38	X
7	40 mm.	2022-04-29	93	3	1.9	38	X
8	20 mm.	2022-05-02	96	1	0.9	18	X
9	20 mm.	2022-05-03	97	3	0.9	18	X
10	20 mm.	2022-05-06	100	5	1.0	19	X
11	20 mm.	2022-05-11	105	2	0.9	19	X
12	20 mm.	2022-05-13	107	4	1.0	19	X
13	20 mm.	2022-05-17	111	3	1.0	19	X
14	20 mm.	2022-05-20	114	4	1.0	19	X
15	20 mm.	2022-05-24	118	3	1.0	19	X
16	20 mm.	2022-05-27	121	3	1.0	19	X
17	20 mm.	2022-05-30	124	7	1.0	19	X
18	20 mm.	2022-06-06	131	3	1.0	20	X
19	20 mm.	2022-06-09	134	4	1.0	19	X
20	20 mm.	2022-06-13	138	3	1.0	19	X
21	20 mm.	2022-06-16	141	4	1.0	19	X
22	20 mm.	2022-06-20	145	3	1.0	19	X
23	20 mm.	2022-06-23	148	4	1.0	19	X
24	20 mm.	2022-06-27	152	2	0.9	19	X
25	20 mm.	2022-06-29	154	6	1.0	19	X

Tableau 3.3 : Description des cycles de la colonne 2, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.

Cycle	Description du cycle	Date	Jour	Durée	Quantité d'eau ajoutée (L)	Hauteur d'eau ajoutée (mm)	Ventilateur
1	80 mm. Évaporation limitée	2022-01-25	-1	34	4.0	78	
	Ajout ventilateur	2022-02-02	7		0.0	0	X
2	40 mm. Alternance ventilation	2022-02-28	33	22	2.0	39	Alternance
3	40 mm.	2022-03-22	55	22	2.0	39	X
	40 mm.	2022-03-22	55		2.0	39	X
4	20 mm.	2022-04-13	77	15	1.0	20	X
	8 mm.	2022-04-14	78		0.4	8	X
5	40 mm.	2022-04-28	92	5	2.0	39	X
6	20 mm.	2022-05-03	97	10	1.0	20	X
7	20 mm.	2022-05-13	107	11	1.0	19	X
8	20 mm.	2022-05-24	118	7	1.0	20	X
9	20 mm.	2022-05-31	125	9	1.0	19	X
10	20 mm.	2022-06-09	134	11	1.0	19	X
11	20 mm.	2022-06-20	145	9	1.0	19	X
12	20 mm.	2022-06-29	154	6	1.0	19	X

Tableau 3.4 : Description des cycles de la colonne 3, avec la durée de chaque cycle et la quantité d'eau ajoutée.

Cycle	Description du cycle	Date	Jour	Durée	Quantité d'eau ajoutée (L)	Hauteur d'eau ajoutée (mm)	Ventilateur
1	80 mm. Évaporation limitée	2022-01-25	-1	33.8	4.0	78	
	Ajout ventilateur	2022-02-02	7		0.0	0	X
2	40 mm.	2022-02-28	33	21.0	2.0	39	X
3	80 cm avec buse et ruissellement.	2022-03-21	54	23.0	0.0	0	X
4	80 cm avec buse et ruissellement.	2022-04-13	77	48.2	0.0	0	X
5	20 mm.	2022-05-31	125	19.8	0.9	18	X
6	20 mm.	2022-06-20	145	14.9	1.0	19	X

3.5 Essais d'évaporation et démantèlement des colonnes

Les colonnes ont été laissées à sécher pendant environ 3 semaines après les cycles de mouillage et séchage. Ensuite, une cellule Mariotte a été branchée à la base de chaque colonne (par le drain) pour les saturer progressivement sur une durée d'environ 1 mois. L'objectif était de réaliser des essais d'évaporation avec un niveau d'eau différent dans chaque colonne (par exemple, à 15, 30 et 60 cm de la surface des colonnes). Le taux d'évaporation était mesuré par la diminution du réservoir d'eau dans la cellule Mariotte. Les résultats étaient peu concluants : le taux d'évaporation journalier de la colonne 2, qui avait un niveau d'eau à 30 cm de profondeur, était anormalement plus faible que le taux d'évaporation journalier de la colonne 3, qui avait un niveau d'eau à 60 cm de profondeur (Figure A.10 à l'ANNEXE F). La saturation complète des colonnes a été poursuivie suite à cet essai. Le sommet des colonnes a été recouvert d'une pellicule de cellophane perforée et d'un sac de plastique noir pour réduire l'évaporation une fois que les colonnes étaient jugées saturées. Puis les colonnes ont été progressivement drainées en abaissant les cellules Mariotte à la base des colonnes dans une tentative de mesurer la CRE de la colonne lors du démontage (par la mesure de la teneur en eau à une distance connue du niveau d'eau de la colonne). Au moment du démontage, la nappe phréatique se situait à la base des colonnes et la diminution du réservoir d'eau de la cellule Mariotte était stable. Le démantèlement des colonnes a ainsi été réalisé près de 200 jours après le dernier cycle de mouillage.

Les colonnes ont été démontées par tranches de 5 à 20 cm d'épaisseur, soit un total de 10 à 12 tranches pour chaque colonne. La procédure était la suivante : d'abord, la colonne de PVC était sectionnée au moyen d'une scie rotative (Figure 3.7 a) puis la tranche de résidus était tranchée avec un fil métallique (Figure 3.7 b et c). Les dimensions (diamètre et hauteur) de chaque tranche étaient mesurées avec un pied à coulisse (précision $\pm 0,01$ mm). La tranche de résidus était ensuite démoulée et pesée. Un échantillon équivalent à environ un quart de la masse totale de la tranche était prélevé et placé dans l'étuve afin de mesurer la teneur en eau puis de réaliser les essais de granulométrie et de densité relative des grains.



Figure 3.7 : Étapes de démantèlement des colonnes par tranches. a) Utilisation d'une scie rotative pour couper la colonne de PVC ; b) Colonne de PVC sciée ; c) Utilisation d'un fil métallique pour trancher les résidus ; d) Tranche de résidus avec section de colonne ; e) Mesure des dimensions au moyen d'un pied à coulisse ; f) Tranche de résidus démoulée.

Au démantèlement, les tranches étaient visuellement très homogènes : la texture des résidus était uniforme et aucun chemin d'écoulement préférentiel n'a été observé. Les tranches étaient très

compactes et difficiles à découper. L'interface entre les différentes couches de compaction de la construction des colonnes était parfois visible sur la paroi extérieure des tranches (particulièrement pour la colonne 2) par une ligne légèrement plus foncée sur toute la circonférence des échantillons (Figure 3.8). Ces interfaces ne représentaient pas nécessairement une zone de fragilité lors de la manipulation des tranches, mais montraient la présence d'une fine couche de résidus plus fins (davantage broyés par la compaction). La surface des colonnes n'était pas parfaitement plane, et présentait une cuvette de 1 ou 2 cm de profondeur (Figure 3.911 a) formée par l'érosion des résidus lors de l'ajout d'eau au début de chaque cycle. Un espace de quelques millimètres entre les résidus et la paroi à la surface de la colonne et de 0,5 à 1 cm de profondeur a également été observé (Figure 3.9 a). Au cours des essais, des fentes de dessiccations ont été observées (Figure 3.9 b). Celles-ci se formaient lors de la phase de séchage puis se refermaient lors de l'ajout d'eau au début du cycle suivant. Plusieurs zones de tailles limitées (de quelques millimètres à deux centimètres de diamètre) présentaient également des traces de précipitations de sel, indiquant une salinité élevée dans l'eau interstitielle des résidus (Figure 3.10). Les couches de sels se dissolvaient à l'ajout d'eau.



Figure 3.8 : Trois interfaces entre les couches de compaction visibles (horizons continus légèrement plus foncés).

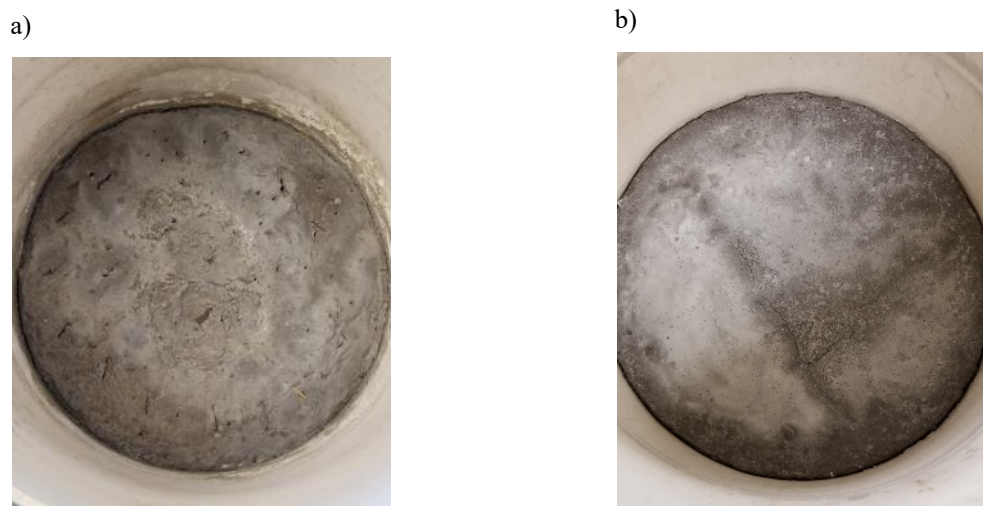


Figure 3.9 : Surface irrégulière des colonnes. a) Surface irrégulière et espace entre les résidus et la paroi ; b) Fentes de dessiccation.

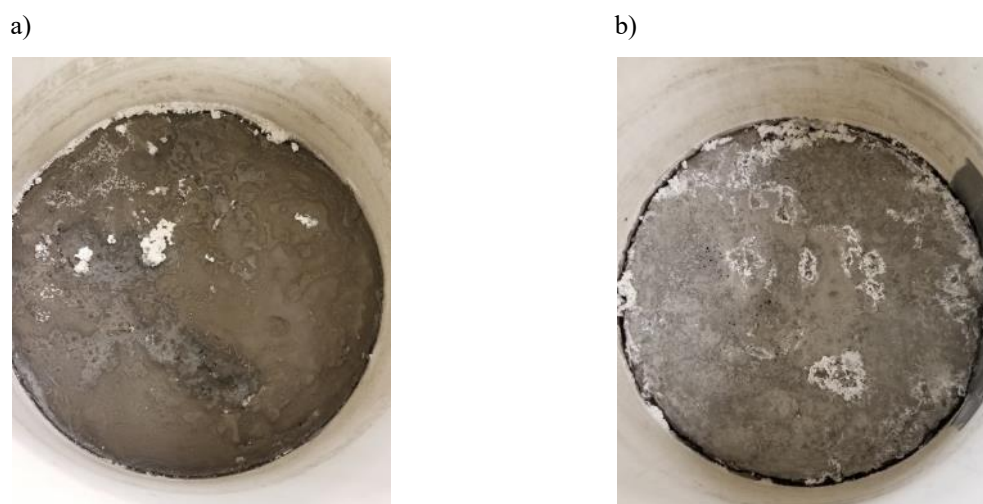


Figure 3.10 : Précipitations de sel (zones blanchâtres) à la surface des colonnes.

3.6 Propriétés des résidus dans les colonnes

Les propriétés des résidus dans les colonnes (et en particulier leur variation avec la profondeur) ont été mesurées lors de leur démantèlement (procédure présentée à la Section 3.5).

3.6.1 Profils de densité sèche, d'indice des vides et de porosité

Les profils verticaux de densité sèche, de porosité et d'indice des vides montraient des résultats peu dispersés et relativement uniformes sur toute la profondeur des colonnes, à l'exception de la surface (20 cm de profondeur et moins) qui était généralement moins compactée (Tableau 3.5 et Figure 3.11). Par exemple, l'indice des vides dans la colonne 1 se situait généralement entre 0,65 et 0,91, mais pouvait atteindre 1,60 à la surface. La colonne 3 était légèrement plus compactée que les autres colonnes, mais les propriétés étaient autrement relativement comparables d'une colonne à l'autre : la porosité moyenne pour des profondeurs supérieures à 20 cm se situait entre 0,41 et 0,43, l'indice des vides moyen se situait entre 0,70 et 0,76 et la densité sèche moyenne était comprise entre 1,58 et 1,64 g/cm³.

Tableau 3.5 : Valeurs moyennes, maximales et minimales de la densité sèche, de l'indice des vides et de la porosité des résidus au démontage des colonnes. Les valeurs moyennes, maximales et minimales ne tiennent pas compte de la surface des colonnes qui était moins compactée et moins représentative des propriétés des colonnes.

Colonne	Valeur	Densité sèche (g/cm ³)	Indice des vides	Porosité
1	Moyenne	1.58	0.76	0.43
	Maximale	1.67	0.91	0.48
	Minimale	1.46	0.66	0.40
2	Moyenne	1.60	0.75	0.43
	Maximale	1.68	0.90	0.47
	Minimale	1.47	0.65	0.40
3	Moyenne	1.64	0.70	0.41
	Maximale	1.71	0.91	0.48
	Minimale	1.45	0.62	0.38

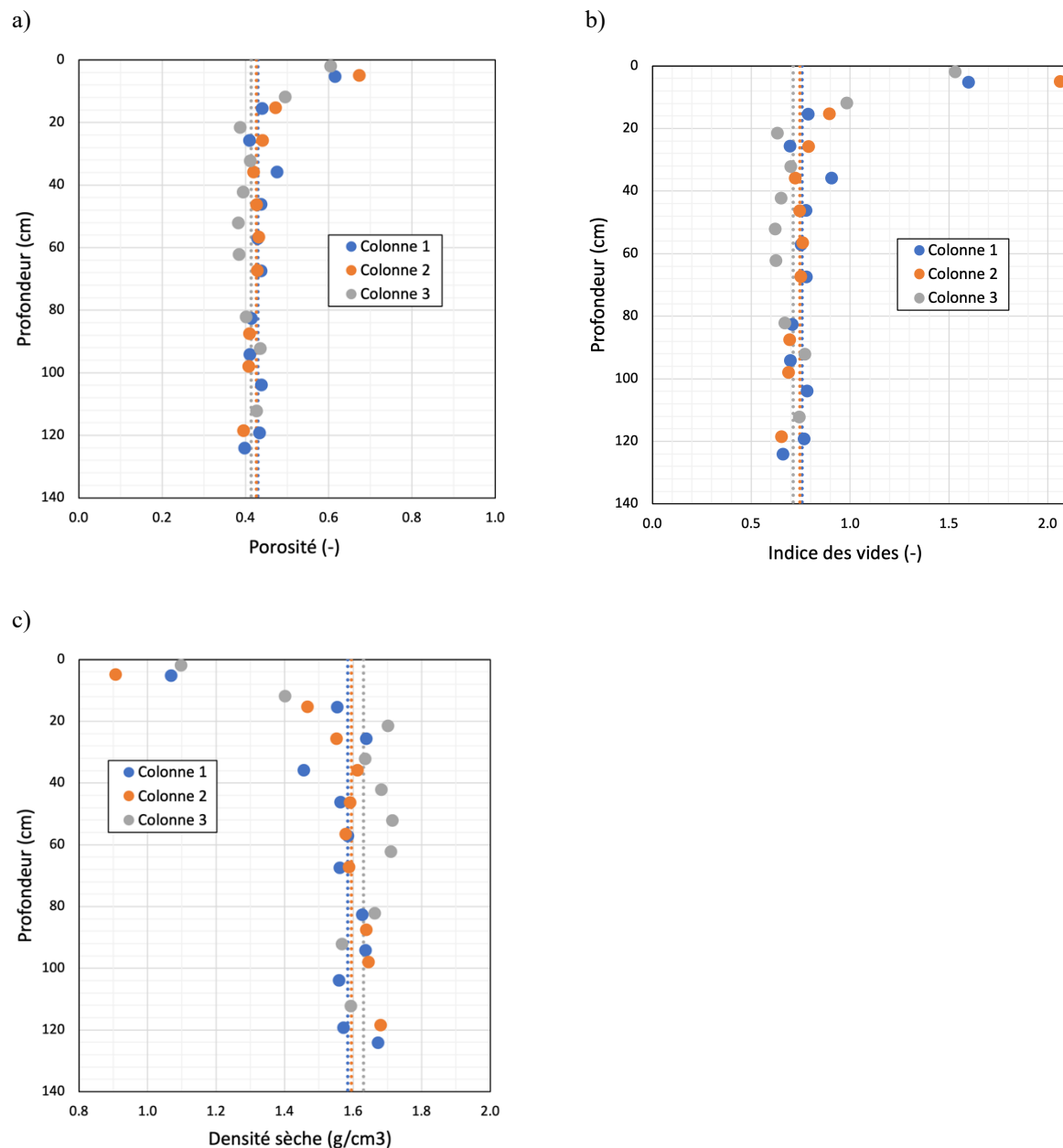


Figure 3.11 : Profil vertical de : (a) la porosité, (b) l'indice des vides et (c) la densité sèche au démontage des colonnes en fonction de la profondeur. Les mesures pour à chaque profondeur (points) et les valeurs moyennes (excluant la surface; lignes pointillées) sont indiquées. La profondeur est exprimée par distance de la surface des résidus (0 cm de profondeur équivaut à la surface).

3.6.2 Courbe de rétention d'eau expérimentale dans les colonnes

La CRE expérimentale des résidus dans les colonnes a été reconstituée à partir des couples de degré de saturation (sondes EC-5 fonctionnelles) et de succion (sondes Watermark) mesurés lors des essais et a été décrite avec le modèle de van Genuchten ($\alpha = 0,0025 \text{ cm}^{-1}$, $n = 1,9$, $m = 0,474$, $\text{AEV} = 170 \text{ cm}$; Figure 3.12). Les points expérimentaux mesurés dans les colonnes 1 et 2 ne montraient pas de différence significative, donc un seul modèle van Genuchten (1980) permettait de décrire les deux colonnes. Cela confirmait la bonne reproductibilité des essais (voir aussi Section 3.8.3).

La CRE mesurée par les essais à plaque de pression qui correspondait le mieux à la CRE des essais en colonnes (dont l'indice des vides était en moyenne 0,76; Section 3.6.1) était celle pour un indice des vides de 0,78 (voir Section 3.2.3). La CRE mesurée avec les essais à plaque de pression était très proche de la CRE dans les colonnes, avec une valeur d'entrée d'air et une pente similaire ($\text{AEV} = 190 \text{ cm}$ et $n = 1,8$). Les mesures des sondes de la colonne 3 (Figure 3.12 c) ne permettaient pas d'identifier une CRE expérimentale précise. Le modèle van Genuchten défini à partir des points expérimentaux des colonnes 1 et 2 ne permettait donc pas de bien décrire la CRE de la colonne 3. La CRE expérimentale dans les colonnes ne permettait pas de bien décrire les résultats mesurés à 90 cm de profondeur dans la colonne 1 (Figure 3.12 a) qui montraient un AEV sensiblement plus faible (100 cm) et une pente plus abrupte ($n = 2,5$).

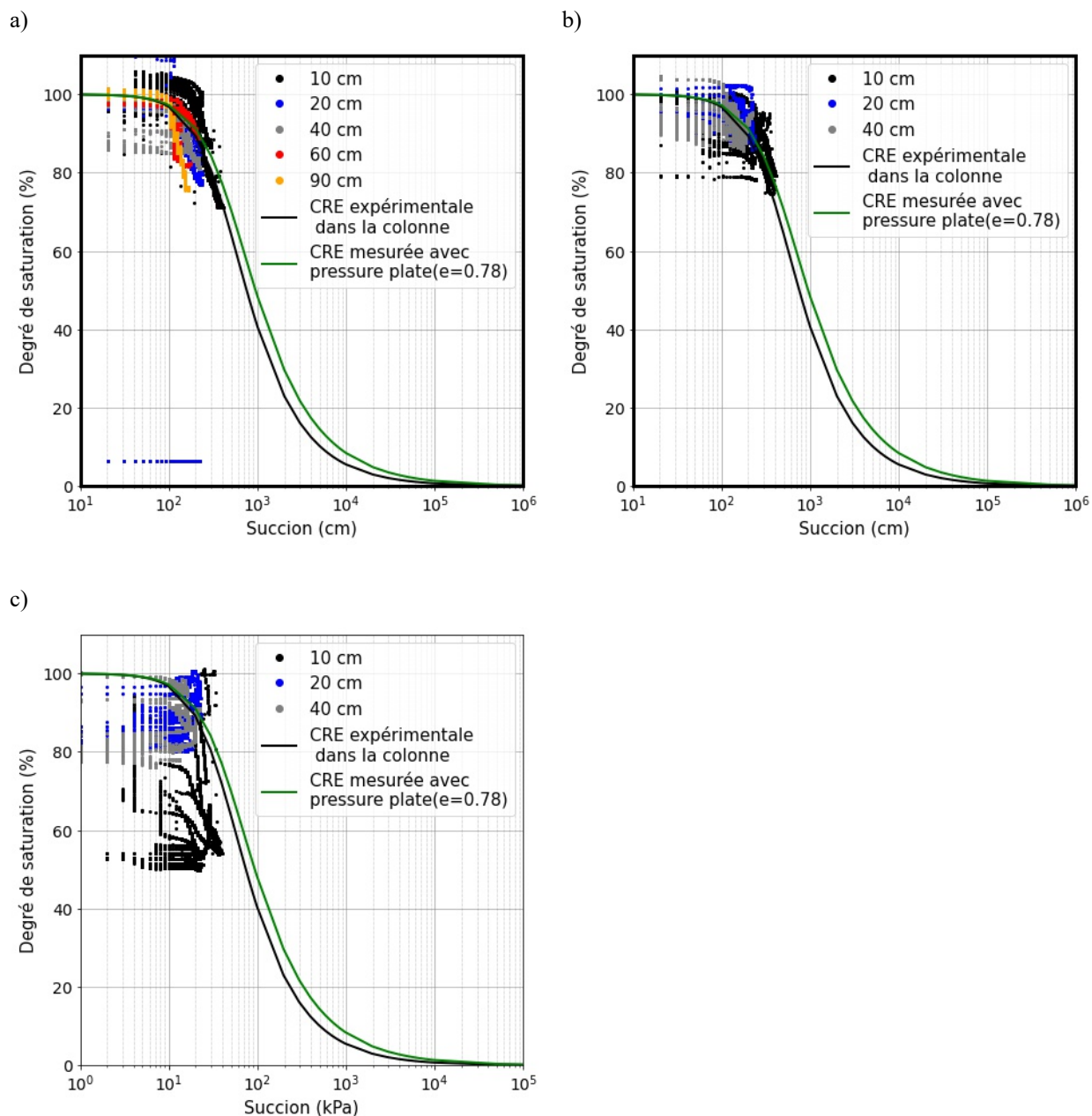


Figure 3.12 : Courbes de rétention d'eau des résidus dans a) la colonne 1, b) la colonne 2 et c) la colonne 3. Les points expérimentaux correspondaient aux couples de degré de saturation et de succion mesurées par les sondes EC-5 et Watermark dans les colonnes à différentes profondeurs. Le modèle de van Genuchten a été ajusté sur les points expérimentaux et ce modèle permettait de bien décrire les deux colonnes. La CRE mesurée au laboratoire pour un indice des vides $e = 0,78$ (i.e., similaire à l'indice des vides dans les colonnes) est également montrée pour comparaison.

3.7 Traitement des données des sondes

Les données utilisées pour l'interprétation des essais en colonnes provenaient principalement des sondes Watermark dont les lectures brutes de succion matricielle ont été corrigées afin de déterminer le degré de saturation (l'approche employée pour le traitement des données est détaillée à la Section 3.7.1). De nombreuses sondes EC-5 étaient défectueuses et/ou présentaient des anomalies, malgré leur calibration (présentée à l'ANNEXE G). Par exemple, certaines sondes indiquaient des degrés de saturation décroissants alors qu'il y avait un apport en eau fréquent et qu'elles devaient normalement indiquer des degrés de saturation près de la saturation (voir les sondes à 40 et 60 cm de profondeur de la colonne 1 entre les jours 95 et 160 à la Figure A.9 de l'ANNEXE E). Les sondes EC-5 n'ont donc pas été utilisées pour l'interprétation. Certaines données des sondes EC-5 ont cependant pu être utilisées pour la reconstitution de la CRE expérimentale des colonnes (Section 3.6.2).

3.7.1 Reconstitution des degrés de saturation à partir des mesures de succion

Comme mentionné plus haut, plusieurs sondes de TEV EC-5 étaient défectueuses ou donnaient des résultats aberrants, malgré leur calibration. Ainsi, les variations du degré de saturation ont été reconstituées à partir des mesures de succions par les sondes Watermark : les lectures brutes de succion matricielle (présentées à l'ANNEXE D) ont été converties en degrés de saturation au moyen de la CRE expérimentale des colonnes (Figure 3.12). Ce traitement de données n'était pas adapté pour la colonne 3, car la CRE expérimentale des colonnes (Figure 3.12), c'est-à-dire, le modèle van Genuchten défini à partir des points expérimentaux des colonnes 1 et 2, ne permettait donc pas de bien décrire la CRE de la colonne 3 (Section 3.6.2). De plus, les résultats de la colonne 3 étaient considérés moins fiables en raison des modifications de la colonne (Section 3.4). Les résultats de la colonne 3 ne seront donc pas détaillés (ils sont néanmoins présentés à l'ANNEXE G).

Les mesures des sondes ont été comparées avec les mesures au démontage des colonnes (Figure 3.13). Les degrés de saturation corrigés à partir des mesures de succion surestimaient significativement les degrés de saturation mesurés au démontage, en moyenne de 14% pour la colonne 1 et 25% pour la colonne 2. La différence pouvait atteindre 18% entre 40 et 70 cm de

profondeur pour la colonne 1. La différence était particulièrement importante à la surface de la colonne 2 et pouvait atteindre 30% entre 10 et 30 cm de profondeur. Comme mentionné, le démontage des colonnes a été réalisé près de 200 jours après les essais de mouillages et séchages, après que d'importants stress hydriques aient été appliqués (saturation et désaturation à partir de la base de la colonne). L'écart entre les degrés de saturation mesurés au démontage et mesurés par les sondes pourrait être dû à l'étape de saturation et drainage des colonnes qui a été réalisée avant le démontage des colonnes. D'ailleurs, des résultats aberrants avaient été observés dans la colonne 2 lors des essais d'évaporation (mentionnés à la Section 3.5 et montrés à l'ANNEXE G). Lors de ces essais, un taux d'évaporation anormalement faible était observé dans la colonne 2. Une hypothèse envisageable est que des bulles d'air se soient retrouvées emprisonnées dans la colonne et aient empêché l'écoulement de l'eau lors de la saturation à partir de la base de cette colonne. Les différences observées démontrent certes une faible précision des mesures du degré de saturation avec les sondes de succion (surtout pour la colonne 2) et sont discutés au Chapitre 8 mais les sondes permettent à tout le moins d'observer les tendances du degré de saturation et les amplitudes de variations.

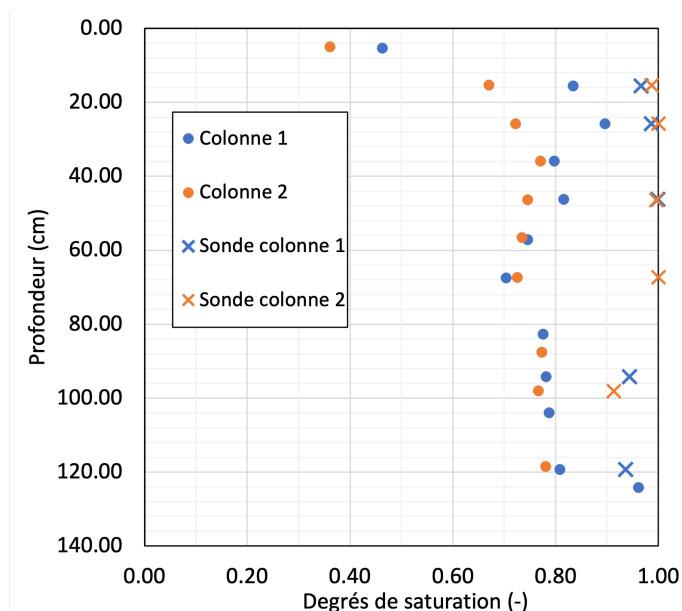


Figure 3.13 : Profil vertical du degré de saturation mesuré à l'étuve (points) et mesuré par les sondes (X) en fonction de la profondeur. La profondeur est exprimée par distance de la surface des résidus.

3.8 Résultats

3.8.1 Conditions atmosphériques mesurées au laboratoire

La température du laboratoire a relativement peu varié au cours des essais et est demeurée entre 21 °C et 25 °C avec une moyenne de 23°C, à l'exception des jours 133 et 150 où elle est descendue jusqu'à 16°C (Figure 3.14). L'humidité relative au cours des essais était comprise entre 10% et 70% et fluctuait de manière hebdomadaire. L'amplitude des fluctuations dépendait de la saison : plutôt stable durant l'hiver (entre 10 et 34%), l'humidité relative augmentait progressivement et montrait de plus grandes amplitudes de variations durant l'été (entre 14 et 70%). Quelques données de température et d'humidité relative étaient manquantes entre les jours 55 et 77 (Figure 3.14), car la batterie de l'enregistreur était déchargée. Lorsque les ventilateurs installés au-dessus des colonnes étaient allumés, la vitesse du vent à la surface des résidus était de 8 m/s. Sans les ventilateurs, la vitesse du vent était supposée négligeable.

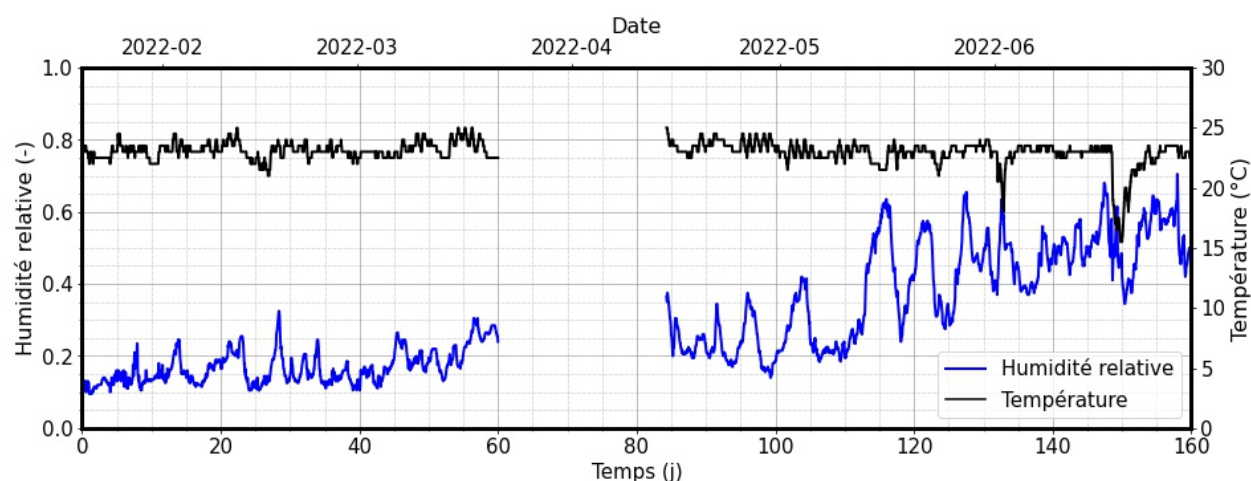


Figure 3.14 : Évolution de l'humidité relative et de la température durant les essais en colonnes.

3.8.2 Évolution du degré de saturation et du bilan d'eau au cours des cycles de mouillage-séchage

3.8.2.1 Colonne 1

Le suivi de l'évolution du degré de saturation (Figure 3.15) et des principales composantes du bilan hydrique (Figure 3.16 et Tableau A.4) ont permis de montrer que :

- le degré de saturation des résidus augmentait rapidement et atteignait une valeur maximale entre 92 et 100 % (selon les cycles et les profondeurs) après l'ajout d'eau au sommet de la colonne (début du cycle de mouillage), puis décroissait progressivement durant la période de séchage. Le même phénomène était observé dans l'évolution du stockage d'eau dans les pores des résidus (Figure 3.16) ;
- la sonde de surface réagissait plus rapidement et plus fortement à l'infiltration que les sondes plus profondes, mais un pic du degré de saturation (correspondant au passage du front d'infiltration) était observé après chaque ajout d'eau et à toutes les profondeurs. En d'autres termes, le front d'infiltration pénétrait jusqu'à au moins 90 cm de profondeur dans les colonnes ;
- le front d'infiltration atteignait généralement 10 cm de profondeur en moins de 3 heures, mais pouvait prendre jusqu'à 5 jours pour atteindre 90 cm de profondeur ;
- en règle générale, le degré de saturation augmentait avec la profondeur. Donc à travers les fluctuations du degré de saturation, la sonde à 10 cm de profondeur était la moins saturée et la sonde à 90 cm de profondeur était la plus saturée;
- l'amplitude des variations du degré de saturation diminuait avec la profondeur. Par exemple, la sonde de surface à 10 cm de profondeur montrait la plus grande amplitude de variations avec un degré de saturation qui variait entre 72% et 100%. La variation du degré de saturation lors du passage du front de mouillage ne dépassait pas 14%, 8% et 6%, à 20, 60 et 90 cm de profondeur, respectivement ;
- le stockage d'eau dans les résidus de la colonne durant les essais était compris entre environ 450 mm et 690 mm (soit 23000 ml et 35200 ml). Plus la durée du cycle (et donc de la période de séchage) était longue, plus le stockage d'eau dans les résidus diminuait.

Deux types de cycles de mouillage-séchage ont été imposés à la colonne 1 : des cycles longs, de 40 à 60 mm d'eau et d'une durée de 14 à 33 jours entre les jours 0 et 90, et des cycles plus courts, de 20 mm d'eau et d'une durée de 3 à 7 jours entre les jours 91 et 160. L'étude des cycles longs a montré que :

- une période de séchage de 14 à 33 jours était nécessaire pour atteindre les conditions initiales de la colonne (degrés de saturation et niveau de stockage d'eau dans les pores à la fin du cycle précédent au début du cycle).
- Seulement 43,7 mm (équivalent à environ 2200 ml) d'eau a été perdu par drainage au cours du premier cycle (correspondant à une précipitation extrême de 160 mm ou 7800 ml ; Figure 3.16, Figure 3.17 et Tableau A.4). Aucune eau de drainage n'a été collectée par la suite lors des cycles 2, 3 et 4, ce qui indique que la totalité de l'eau d'infiltration durant ces cycles longs (soit 147,8 mm ou 7500 ml entre le jour 33 et le jour 90) a été perdue par évaporation. Une certaine quantité d'eau initialement présente dans la colonne au début des essais (environ 84,2 mm ou 4300 ml) a également été perdue par évaporation et drainage (principalement durant le premier cycle), de telle sorte que le stockage d'eau dans la colonne à la fin du cycle 4 était sensiblement plus faible qu'au début du cycle 1 ;
- les cycles de mouillage-séchage étaient reproductibles au sein de la colonne, et les mêmes tendances, amplitudes et variations étaient observées. Par exemple, pendant les cycles 1, 2 et 3, les pentes de désaturation étaient très similaires : après avoir atteint les valeurs maximales (de 95% et plus), les degrés de saturation diminuaient à des niveaux de comparables d'environ 74% à 10 cm de profondeur, 88% à 20 cm de profondeur et environ 92 et 90% à 60 et 90 cm de profondeur;
- la variation du degré de saturation à 10 cm de profondeur lors des cycles montrait trois phases distinctes. Dans un premier temps, le degré de saturation restait relativement constant et à sa valeur maximale durant 1 à 5 jours (selon la quantité d'eau ajoutée) après le début du cycle de mouillage. Cette valeur élevée du degré de saturation correspondait au passage du front d'infiltration. Puis, le degré de saturation diminuait rapidement durant 3 à 4 jours. Par exemple, le degré de saturation entre le jour 57 et le jour 61 a diminué de 100% à 86% correspondant à une diminution de 3,5% par jour. Cette diminution rapide semblait

se produire sous l'effet combiné du taux d'évaporation (initialement élevé soit environ 6,7 mm/j d'évaporation du jour 57 au jour 61 observé dans l'évolution de l'évaporation cumulative; Figure 3.16) et de l'écoulement gravitaire. Enfin, la transition vers la troisième phase était marquée par une rupture de pente entraînant une diminution plus lente du degré de saturation jusqu'à la fin du cycle. Par exemple le degré de saturation à 10 cm de profondeur a diminué de 86% à 72% entre le jour 61 et le jour 77, soit une diminution de 0,9% par jour en moyenne. Cette rupture de pente dans la désaturation à la surface coïncidait avec un changement de taux d'évaporation qui diminuait brusquement de 6,7 mm/j entre les jours 57 et 61 à 3,6 mm/j entre les jours 61 à 77 (Figure 3.16). Les sondes plus profondes semblaient moins affectées par ces changements de taux d'évaporation, et montraient ainsi des pentes de désaturation plus linéaires durant toute la phase de séchage.

Les cycles de mouillage-séchage courts (cycles 8 à 25 entre les jours 96 et 160) ont également permis de montrer que :

- le degré de saturation durant la phase de cycles courts était plus élevé (généralement supérieur à 90%) que durant la phase de cycles longs, car la durée des cycles (variant de 1 à 8 jours avec une durée moyenne de 4 jours) était trop courte pour permettre aux résidus de se désaturer davantage;
- de la même manière, la quantité d'eau stockée dans les pores était plus grande lors des cycles courts (généralement entre 520 à 560 mm du jour 90 au jour 160) que lors des cycles longs (généralement entre 460 et 540 mm du jour 0 au jour 90).
- la sonde à 90 cm de profondeur est demeurée saturée durant toute la période, ce qui semblait indiquer qu'une nappe s'est développée dans la colonne et qu'elle était située entre 60 et 90 cm de profondeur. Cette nappe n'a cependant pas empêché la désaturation partielle des sondes plus en surface, puisque le degré de saturation était autour de 94% à 60 cm de profondeur entre 85% et 100% à 20 cm de profondeur;
- le drainage participe davantage à la diminution du degré de saturation (Figure 3.17). Par exemple, sur les 338,2 mm d'eau infiltrés entre le jour 95 et le jour 160, 93 mm (équivalent à 27% de la précipitation) ont été perdus par drainage (alors que pour les cycles longs du

jour 0 à 90, le drainage était pratiquement nul) et 251,2 mm (soit 74% de la précipitation) par évaporation;

- L'évolution de l'évaporation cumulative durant la série de cycles courts indiquait un taux d'évaporation relativement constant et d'environ 3,8 mm/j entre les jours 90 et 160 (Figure 3.16). Ce taux d'évaporation était d'ailleurs légèrement plus élevé que le taux d'évaporation observé lors des cycles longs qui était de 2,6 mm/j entre le jour 20 et le jour 90. Le taux d'évaporation plus constant et plus élevé lors des cycles courts, c'est-à-dire lorsque le degré de saturation et la quantité d'eau stockée dans les pores étaient également plus élevés comparé à la phase de cycles longs, pouvait être dû au fait que plus d'eau était disponible à être évaporée et à la conductivité hydraulique qui est plus élevée lorsque le degré de saturation est élevé;
- Les cycles courts se répétaient très bien : les amplitudes de variation aux différentes profondeurs étaient comparables (le degré de saturation à 10, 20 et 90 cm de profondeur atteignait environ 90%, 94% et 100% respectivement à la fin de chaque cycle court), la durée des pics de degré de saturation maximal au début des cycles était généralement d'un jour, le stockage d'eau initial dans les pores était atteint à la fin des cycles (environ 540 mm), et les bilans hydriques étaient comparables (environ 20% des pertes d'eau attribuées au drainage; Figure 3.17). L'augmentation de la fréquence des cycles ne semblait donc pas avoir un effet cumulatif ni une tendance générale à la saturation, malgré le degré de saturation globalement plus élevé.

Enfin, un écart important a été observé entre les degrés de saturation à 10 et 20 cm de profondeur durant les cycles longs. Par exemple, au jour 75, le degré de saturation était de 74% à 10 cm de profondeur, et de 88% à 20 cm de profondeur, soit une différence de 14%, alors que la différence entre les sondes à 20 cm et 90 cm de profondeur était seulement de 2%. L'augmentation du degré de saturation avec la profondeur était plus graduelle durant les cycles courts (par exemple, aux jours 95 et 160, l'écart entre les sondes à 10 cm et à 20 cm de profondeur était de 5%, soit le même écart qu'entre les sondes à 20 cm et à 60 cm de profondeur).

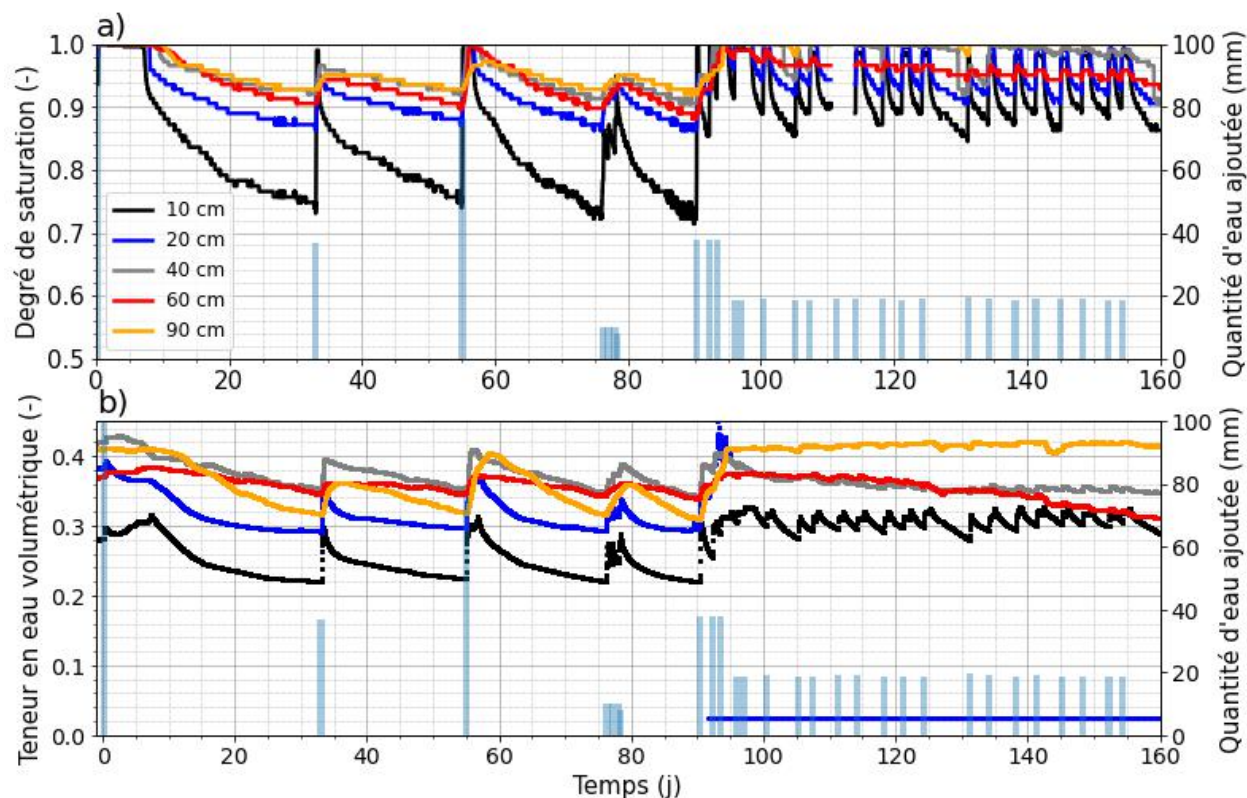


Figure 3.15 : Évolution du degré de saturation obtenu avec les sondes Watermark (a) et de la teneur en eau volumétrique mesurée par les sondes EC-5 (b) à différentes profondeurs par rapport à la surface dans la colonne 1 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et courts (jour 95 au jour 160) et la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle.

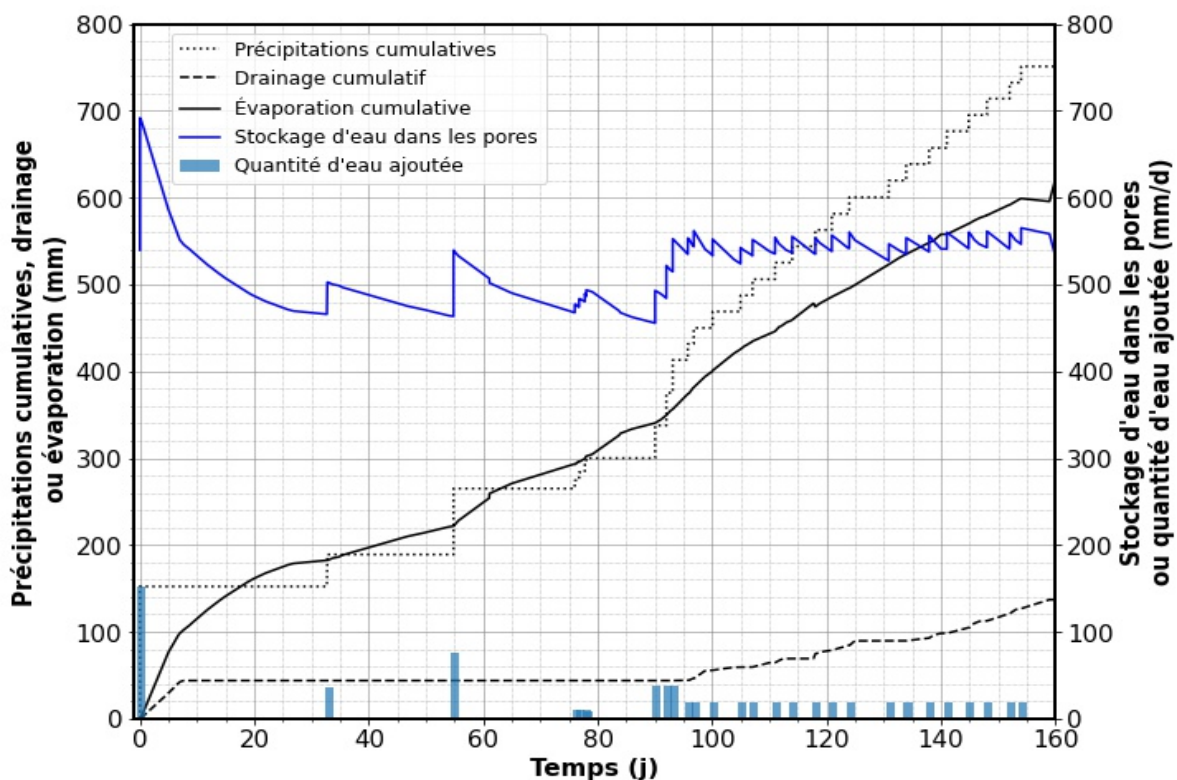


Figure 3.16 : Évolution des précipitations cumulatives, du drainage cumulatif, de l'évaporation cumulative, du stockage d'eau dans les pores dans le temps et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle de la colonne 1 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et des cycles courts (jour 95 au jour 160).

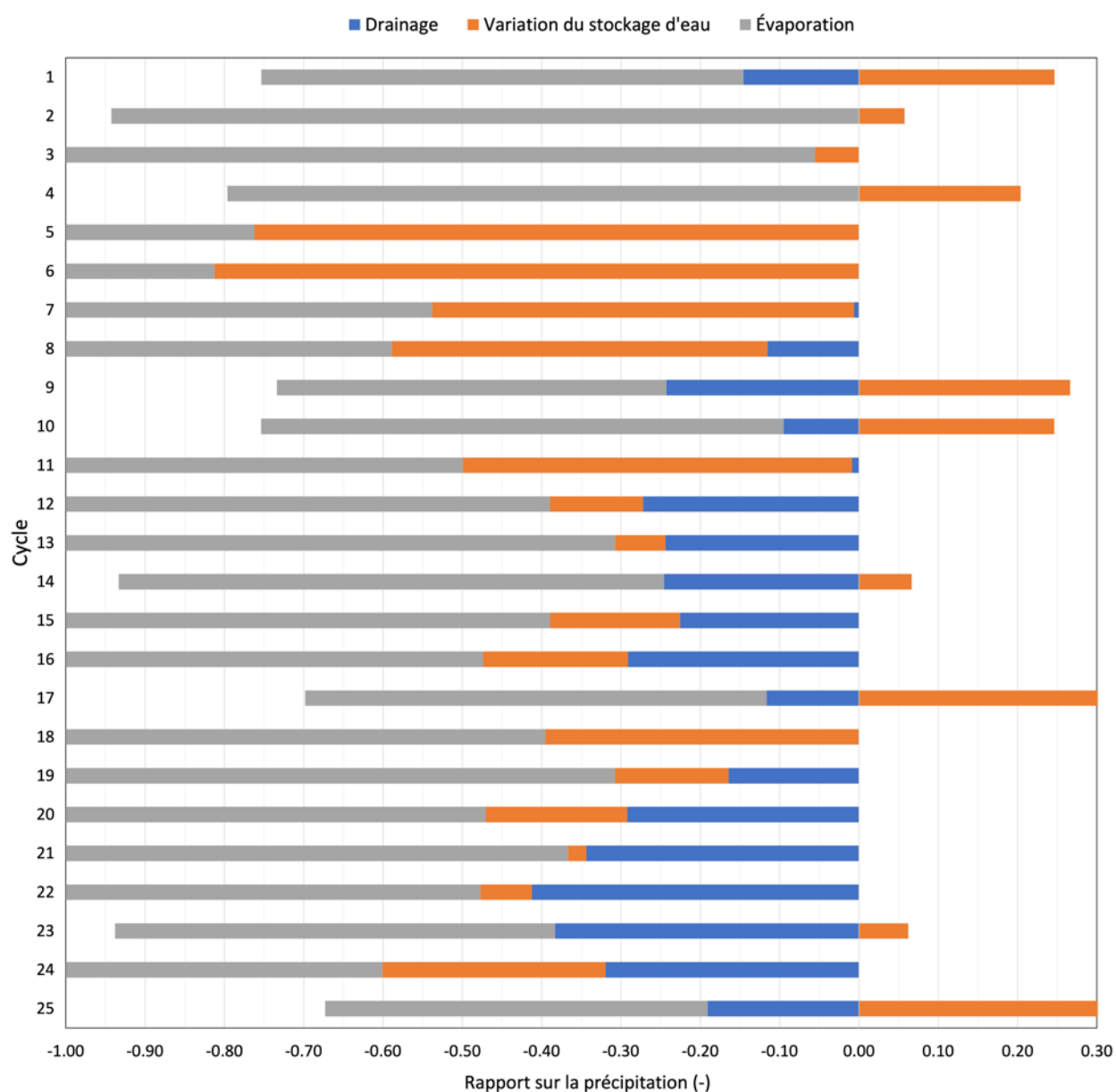


Figure 3.17 : Rapport des composantes du bilan hydrique sur la précipitation pour chaque cycle long (cycle 1 à 4) et court (cycles 8 à 25). Les valeurs positives correspondent à une augmentation des quantités d'eau retenue dans la colonne et les valeurs négatives correspondent à une perte (drainage ou évaporation). Les résultats sont calculés à la fin de chaque cycle : la précipitation et le drainage étant connus, l'évaporation est déduite de la variation de masse de la colonne entre le début et la fin du cycle.

3.8.2.2 Colonne 2

L'évolution du degré de saturation (Figure 3.18) et du bilan hydrique (Figure 3.19 et Tableau A.5) dans la colonne 2 était similaire à la colonne 1. Quelques différences ont toutefois été observées :

- la colonne 2 a été soumise à des cycles de mouillage-séchage plus longs et plus espacés que la colonne 1 (précipitations totales de 617,3 mm contre 751,3 mm pour la colonne 1) et n'a, par conséquent, jamais été saturée au cours des essais ;
- l'eau infiltrée était entièrement perdue par évaporation et aucune eau de drainage n'a été récoltée à la base de la colonne, à l'exception du premier cycle (Figure 3.20);
- toutes les sondes, à l'exception de la sonde à 10 cm de profondeur, indiquaient sensiblement les mêmes degrés de saturation ($\pm 3\%$) et étaient difficilement distinguables les unes des autres. Par exemple, toutes ces sondes indiquaient entre 88 et 90% de saturation entre les jours 50 et 55 (à l'exception de la sonde à 10 cm de profondeur qui indiquait 82%). Les données brutes de succion (Figure A.7 b) à l'ANNEXE D) montraient également les mêmes valeurs à 20, 40, 60 et 90 cm de profondeur. En d'autres termes, les cycles appliqués (moins de précipitations que la colonne 1) ne permettaient pas de développer des différences significatives de succion entre 20 et 90 cm de profondeur.
- le degré de saturation à 10 cm de profondeur de la colonne 2 atteignait un plateau lors des deux premiers cycles (mais plus lors des cycles suivants). Ainsi, lors du premier cycle, le degré de saturation, initialement saturé, diminuait progressivement du jour 6 au jour 20, puis se stabilisait à 76% à partir du jour 20 et jusqu'à la fin du cycle. Ce plateau du degré de saturation était également visible sur les données des sondes EC-5 (Figure A.9 b) de l'ANNEXE E) et sur les données brutes de succion (Figure A.7 b). Le même phénomène était également visible au 2^e cycle. Cependant, les cycles suivants (à partir du jour 95) semblaient trop courts pour que ce palier soit atteint (7 à 11 jours contre 22 et 33 jours lors des premiers et seconds cycles, respectivement). Ce plateau du degré de saturation pourrait être lié à l'observation précédente, soit un profil de succion anormal. Ce phénomène ne pouvait pas être observé lors des cycles 3 et 4 en raison d'une perte de données lors du téléchargement (données manquantes du jour 70 au jour 85 pour les sondes à 10, 20 et 40 cm de profondeur).

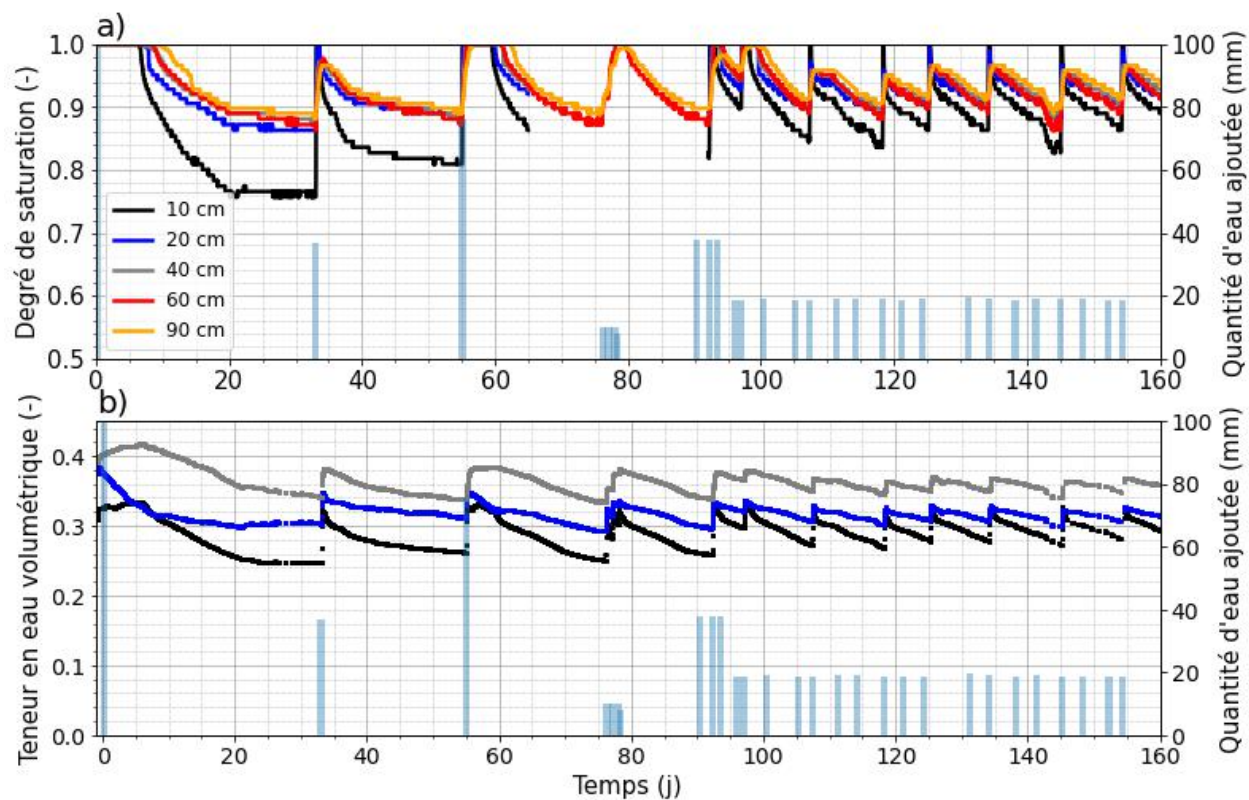


Figure 3.18 : Évolution du degré de saturation obtenu avec les sondes Watermark (a) et de la teneur en eau volumétrique mesurée par les sondes EC-5 (b) à différentes profondeurs par rapport à la surface dans la colonne 2 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et courts (jour 95 au jour 160) et la quantité d'eau ajoutée au début de chaque cycle.

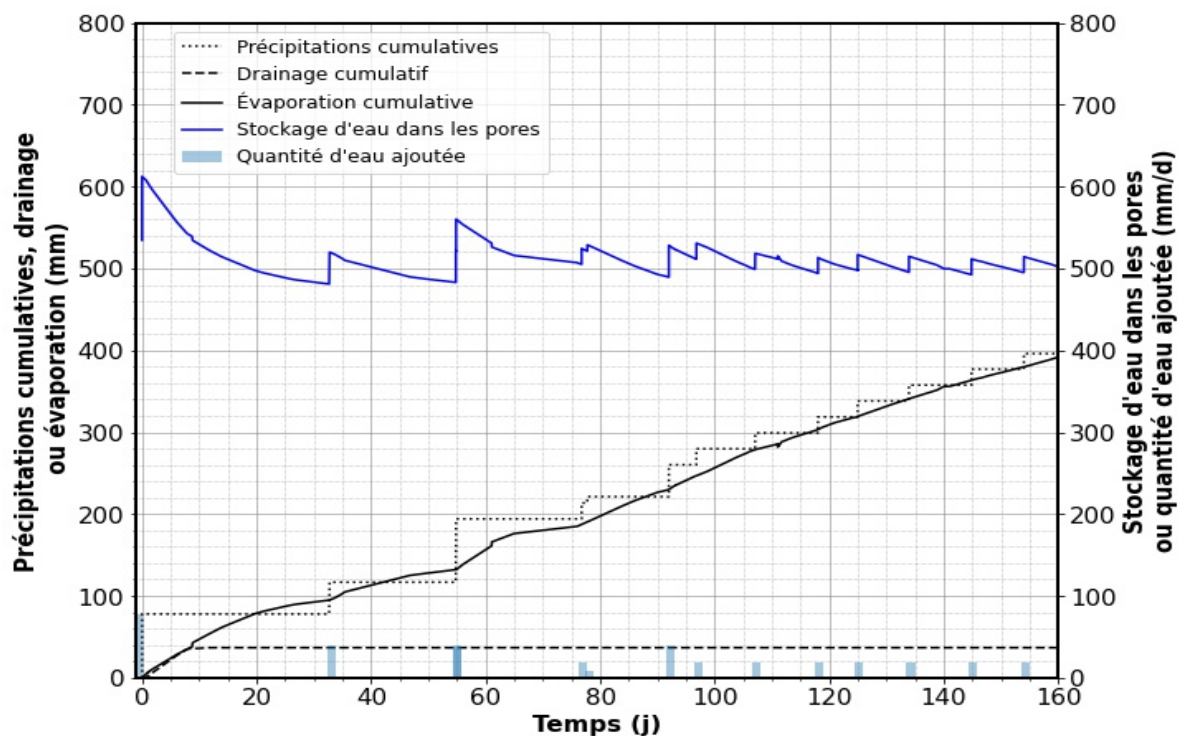


Figure 3.19 : Évolution des précipitations cumulatives, du drainage cumulatif, de l'évaporation cumulative, du stockage d'eau dans les pores dans le temps et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle de la colonne 2 lors des cycles longs (jour 0 au jour 90) et des cycles courts (jour 95 au jour 160).

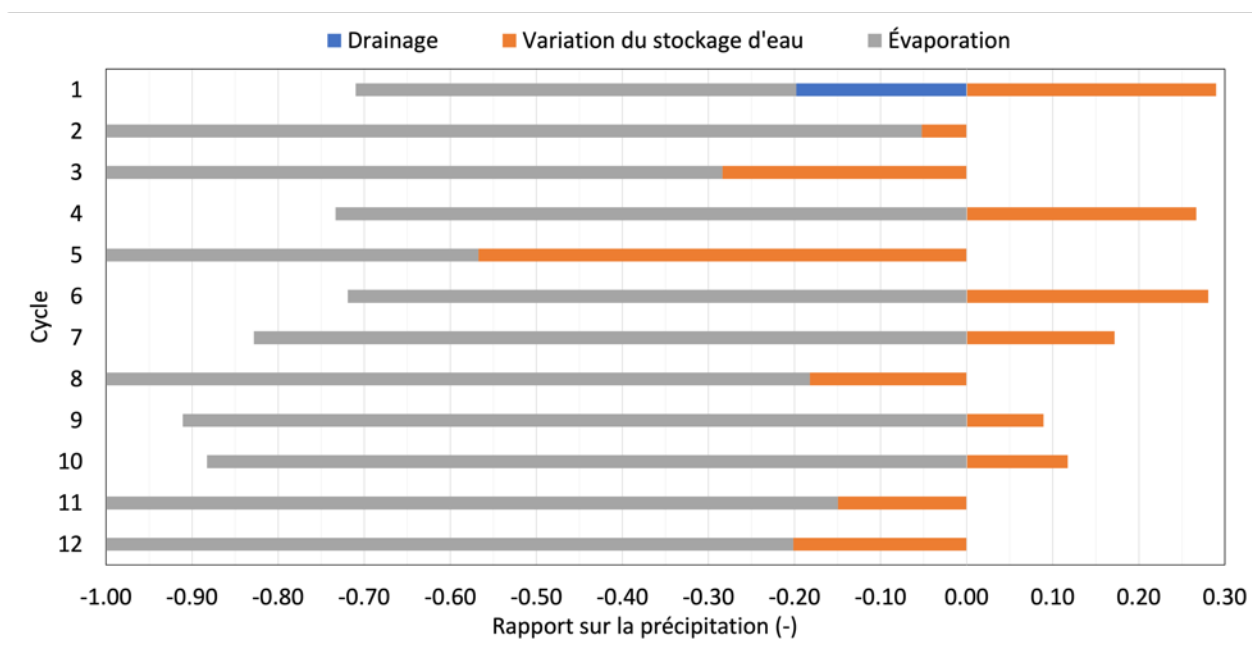


Figure 3.20 : Rapport des composantes du bilan hydrique sur la précipitation pour chaque cycle. Les résultats sont calculés à la fin de chaque cycle et sont exprimés par rapport à la variation de la masse de la colonne au début et à la fin du cycle. La précipitation et le drainage étant connus, l'évaporation est déduite de la variation de masse à la fin du cycle. Les valeurs positives correspondent à une augmentation des quantités d'eau retenue dans la colonne et les valeurs négatives correspondent à une perte (drainage ou évaporation).

3.8.3 Répétabilité des essais entre les colonnes

Les colonnes 1 et 2 avaient la même configuration et ont été soumises à des cycles comparables pendant les 90 premiers jours (cycles 1 à 4), à savoir l'ajout de 160 et 80 mm d'eau dans les colonnes 1 et 2 respectivement lors du premier cycle, puis de 40 mm d'eau (dans les deux colonnes) lors des cycles suivants. Un ventilateur a également été placé au sommet de la colonne 2, mais pas de la colonne 1 lors du deuxième cycle. Les bilans hydriques dans les deux colonnes étaient similaires pendant les 4 premiers cycles (Figure 3.17 et Figure 3.20) : environ 15 à 20% de la précipitation du cycle 1 (qui correspondait à une très grande précipitation de 160 mm pour la colonne 1 et 80 mm pour la colonne 2) a été perdu par drainage et l'entièreté des précipitations des cycles 2,3, et 4 ont été perdus par évaporation, sans aucun drainage pour ni l'une ni l'autre des colonnes.

L'augmentation du degré de saturation au début des cycles et le temps pendant lequel les résidus restaient saturés étaient similaires pour les deux colonnes (Figure 3.21), montrant ainsi la bonne

répétabilité des essais et indiquant que les résultats des deux colonnes pouvaient être directement comparés. Les degrés de saturation à 10 et 20 cm de profondeur des deux colonnes étaient presque identiques lors des premiers 40 jours. Un palier était toutefois observé autour de 80% de saturation dans la colonne 2 lors du deuxième cycle, alors que la surface de la colonne 1 continuait de se désaturer. Le plateau observé pouvait être lié au profil de succion dans la colonne 2 et démontre tout de même une certaine hétérogénéité des résultats, malgré les efforts lors de la construction des colonnes au laboratoire. D'où l'importance de considérer l'hétérogénéité des propriétés lors des simulations numériques.

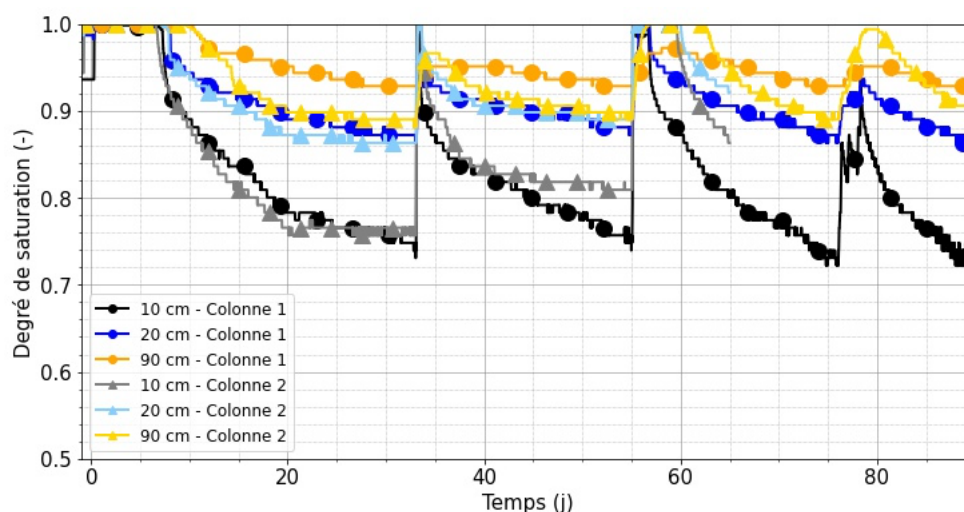


Figure 3.21 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation des colonnes 1 (cercles) et 2 (triangles) lors des quatre premiers cycles. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes. Les données des sondes à 10 et 20 cm de profondeur de la colonne 2 étaient manquantes du jour 70 au jour 85, en raison d'une perte de données lors du téléchargement.

3.8.4 Effet du degré de saturation initial et de la quantité d'eau stockée dans les pores

La phase de cycles longs (jour 0 au jour 90) était caractérisée par un degré de saturation et une quantité d'eau stockée dans les pores généralement plus faibles que durant la phase de cycles courts (jour 90 au jour 160). Les différences observées entre le comportement hydrogéologique de ces deux phases permettent donc d'évaluer l'effet du degré de saturation initial et de la quantité d'eau

stockée dans les pores. Le degré de saturation initial des résidus (en particulier au sommet de la colonne) et la quantité d'eau stockée dans les pores avant l'ajout d'un cycle d'eau influençaient à la fois la vitesse d'infiltration du front de mouillage, l'évaporation et le bilan hydrique. Le drainage était plus important lorsque le degré de saturation initial et la quantité d'eau stockée dans les pores étaient plus élevés. Par exemple, dans la colonne 1, aucune eau n'était drainée lorsque le degré de saturation initial à la surface était de 75% (cycles 2 à 4, du jour 30 au jour 90) et la quantité d'eau drainée était de 28% lorsque le degré de saturation initial était de 90% (cycles 8 à 25, du jour 95 au jour 160). D'une part, l'eau s'infiltrait plus vite en profondeur, car la conductivité hydraulique était plus élevée lorsque le degré de saturation initial était plus élevé (Blight, 2013; Fredlund et al., 2012; Freeze & Cherry, 1979). D'autre part, le drainage était également plus important, car la capacité de stockage d'eau maximale était atteinte. La capacité de stockage maximale, qui correspond à la quantité maximale d'eau que la colonne peut contenir dans ses pores, était approximativement de 550 mm. Cette valeur a été évaluée à partir de la quantité maximale d'eau retenue dans les pores et validée avec la porosité (0,43). Le drainage était donc plus important lorsque le degré de saturation initial de la colonne 1 était de 90%, car le stockage d'eau dans les pores se situait entre 560 et 540 mm (Figure 3.16, jour 90 à jour 160) et excédait la capacité de stockage maximale. Le taux d'évaporation était également plus constant et plus élevé lorsque le degré de saturation initial et la quantité d'eau stockée dans les pores étaient plus élevés, en raison de la conductivité hydraulique élevée et l'apport en eau plus important. D'ailleurs, le taux d'évaporation était plus constant et plus élevé lors des cycles courts, malgré le fait que l'humidité relative était plus élevée que lors des cycles longs, ce qui aurait normalement dû limiter l'évaporation. L'humidité relative (Figure 3.14) se situait entre 10 et 34% durant la phase de cycles longs (jour 0 au jour 90) et montrait de plus grandes amplitudes de variations entre 14 et 70% durant la phase de cycles courts (jour 90 au jour 160). Les conditions de radiations (éclairage) et de température (Figure 3.14) au laboratoire avaient été maintenues relativement stables durant les 160 jours d'essais et ne devraient pas avoir influencé significativement les différences de taux d'évaporation observées.

3.8.5 Durée critique de séchage

Une part importante de la diminution du degré de saturation à la surface se faisait dans les quatre premiers jours suivant l'ajout d'eau grâce à l'effet combiné du drainage et du taux d'évaporation maximal, particulièrement prononcé dans les premiers centimètres près de la surface. Pour illustrer ce propos, le temps nécessaire pour atteindre 50% de la diminution du degré de saturation à la surface (50% de la différence entre le degré de saturation maximal et minimal à 10 cm de profondeur) lors du drainage d'un cycle a été illustré par des zones de couleur vert cèdre à la Figure 3.22. Le temps nécessaire pour atteindre 50% de la diminution du degré de saturation à la surface était de 3 à 5 jours durant les cycles longs de la colonne 1 (Figure 3.22). La désaturation devenait de plus en plus lente lorsque la conductivité hydraulique diminuait avec le degré de saturation et la désaturation en deçà de 90% devenait difficile à atteindre. D'ailleurs, les degrés de saturation les plus faibles obtenus dans les conditions de laboratoire pour toute la durée des essais étaient de 72% (équivalent à une teneur en eau de 0,31) en surface et 92% à 90 cm de profondeur.

La comparaison des colonnes 1 et 2 lors des cycles courts permettait également de valider cette observation, car malgré des cycles plus longs dans la colonne 2, l'évolution du degré de saturation des colonnes 1 et 2 était assez comparable. Par exemple, le degré de saturation à la surface de la colonne 1 variait de 90 à 100% pour des cycles d'une durée de 4 jours en moyenne et le degré de saturation de la colonne 2 variait de 85 à 100% pour des cycles d'une durée de 9 jours (Figure 3.23). La diminution du degré de saturation de la colonne 2 par rapport à la colonne 1 était très faible, même si la période de séchage était deux fois plus longue (4 jours de séchage pour la colonne 1 vs 9 jours pour la colonne 2). Sans oublier de mentionner que la colonne 1 avait reçu 2,4 fois plus d'eau que la colonne 2 : un total de 16,3 L (équivalent à 319,7 mm de hauteur d'eau) avait été ajouté dans la colonne 1 et 6,9 L (équivalent à 135,8 mm de hauteur d'eau) avait été ajouté dans la colonne 2, entre les jours 95 et 160. Ainsi, le drainage rapide et le taux d'évaporation élevé de la colonne 1 permettaient de compenser pour le régime de cycles extrêmes de la colonne 1 (20 mm aux 4 jours), de manière à avoir un comportement assez résilient face à des conditions de précipitations extrêmes.

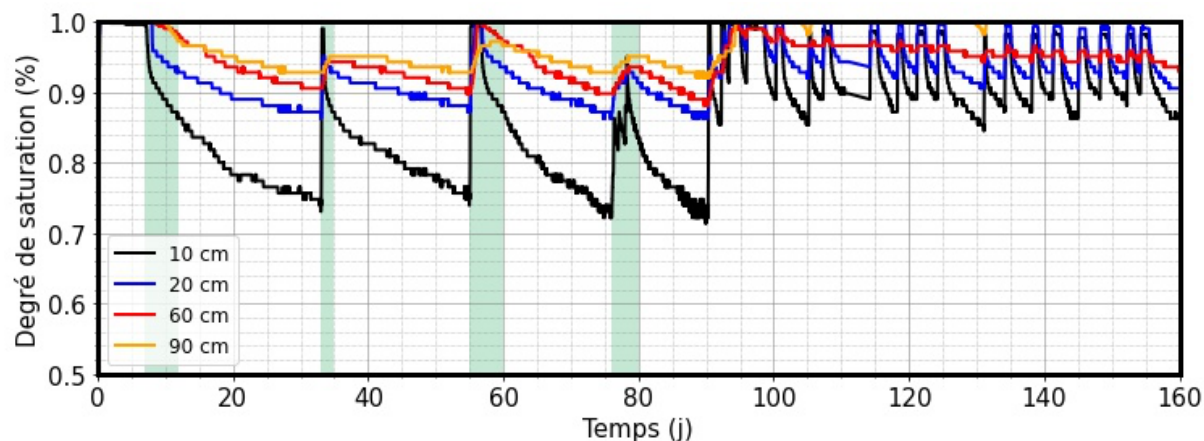


Figure 3.22 : Évolution du degré de saturation dans le temps mesuré à plusieurs profondeurs dans la colonne 1. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes. Le temps nécessaire pour atteindre 50% de la différence entre le degré de saturation maximal et minimal (surtout à la surface) lors du drainage est indiqué par les zones vertes. À noter que le temps nécessaire pour atteindre 50% de la différence entre le degré de saturation maximal et minimal en profondeur lors du drainage était sensiblement le même, mais simplement décalé avec l'arrivée du front d'infiltration à chaque profondeur.

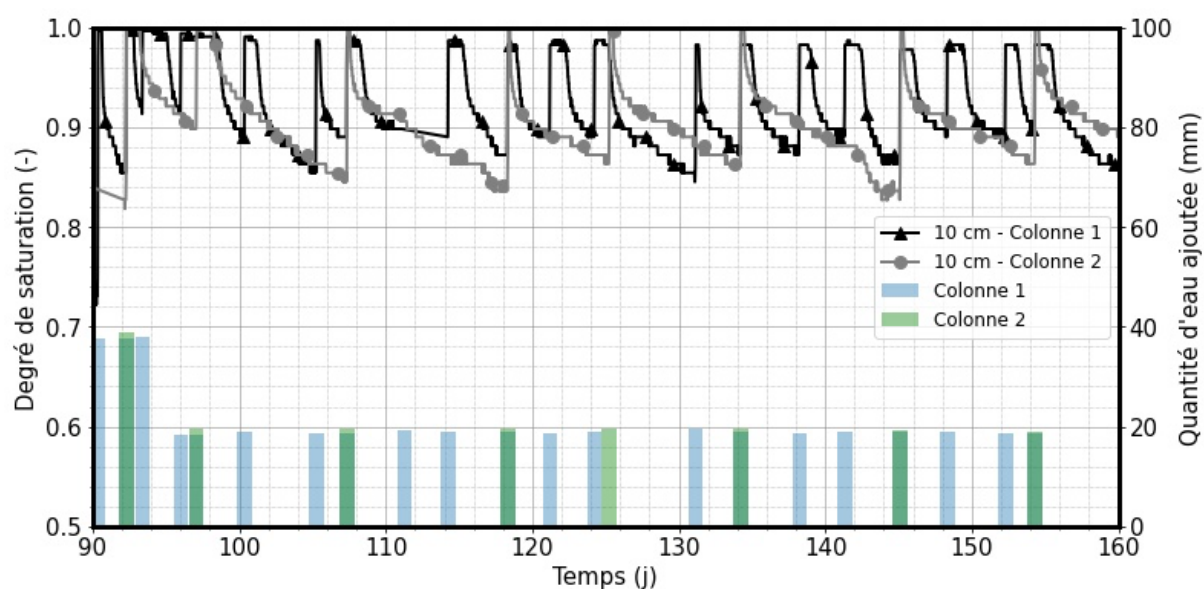


Figure 3.23 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation à la surface des colonnes 1 et 2 lors des cycles courts. Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées. L'amplitude de variation du degré de saturation de chaque colonne était assez similaire malgré le nombre et la durée des cycles différents.

3.9 Principales conclusions

Les résultats des colonnes expérimentales soumises à des essais de mouillage-séchage ont montré que :

- La désaturation dépend de la quantité d'eau ajoutée, de la fréquence des cycles, de la durée de séchage et du degré de saturation initial;
- Le degré de saturation des résidus augmente rapidement lors des ajouts d'eau au sommet de la colonne, puis décroît progressivement durant la période de séchage;
- Le front d'infiltration pénètre jusqu'à au moins 90 cm de profondeur en conditions de laboratoire;
- Trois phases de désaturation ont été observées à 10 cm de profondeur, alors que la désaturation en profondeur était plutôt linéaire;
- Le drainage augmente lorsque le degré de saturation initial est élevé (et que la quantité d'eau stockée dans les résidus est élevée) : L'eau était entièrement perdue par évaporation lorsque le degré de saturation à la surface était de 70% et environ 20% de l'eau était perdue par drainage lorsque le degré de saturation à la surface était de 90% (car l'ajout d'eau excédait la capacité maximale de stockage d'eau dans les résidus).
- Le taux d'évaporation est plus constant et légèrement plus élevé lorsque le degré de saturation initial est élevé (et que la quantité d'eau stockée dans les résidus est élevée), notamment car plus d'eau est disponible à être évaporée.

CHAPITRE 4 ÉTUDE DU COMPORTEMENT HYDROGÉOLOGIQUE DES RÉSIDUS FILTRÉS À L'ÉCHELLE DU TERRAIN

Ce chapitre présente la caractérisation des propriétés *in situ* du PAR de la mine Éléonore et l'étude du comportement hydrogéologique des résidus filtrés sur le PAR. Le PAR filtrés de la mine Éléonore, les travaux de terrain réalisés et l'instrumentation de terrain sont d'abord décrits. Les résultats de la conductivité hydraulique saturée et des propriétés *in situ* mesurés, ainsi que de l'évolution de la TEV sur le PAR sont ensuite présentés, analysés et discutés.

4.1 Parc à résidus filtrés de la mine Éléonore

La Figure 4.1 montre la configuration du PAR filtrés de la mine Éléonore et les quatre phases de développement de la construction du PAR (Phases 1, 2, 3A et 3B). Le PAR est construit en quatre bancs de 10 m de largeur et 10 m de hauteur avec une pente de talus de 4H :1V et la hauteur maximale est de 45 m pour une pente finale de 5H :1V (Figure 4.2, Poirier et al., 2021). La surface d'empreinte au sol finale du PAR est estimée à 80 hectares, soit 0,8 km². La base du PAR est imperméabilisée par une géomembrane de polyéthylène de haute densité ancrée par une digue d'enrochement de 10 m de hauteur ceinturant le PAR. La présente étude s'intéresse principalement à la phase 1 du PAR (Figure 4.1), car cette phase a été complétée en 2019. Cette phase est d'une superficie de 0,215 m². Les résidus filtrés et désulfurés sont acheminés et déposés en couches de 50 cm d'épaisseur par des camions-bennes et étendus à l'aide de buteurs à chenilles. Le contenu en solides des résidus filtrés est d'environ 83% et leur teneur en eau en massique se situe généralement entre 17 et 20% au moment de la déposition (Poirier et al., 2021). La porosité en place des résidus filtrés se situe habituellement entre 0,38 et 0,40 (Poirier et al., 2021). Des inclusions de roches stériles sont aménagées dans le PAR filtrés de la mine Éléonore (Figure 4.3) pour améliorer la stabilité géotechnique et contrôler le niveau de la nappe phréatique (Poirier et al., 2021). Les inclusions de roches stériles sont reliées à un drain central qui évacue l'eau vers un exutoire menant au bassin de collecte situé au sud-ouest du PAR (Figure 4.1). Les données des piézomètres installés dans le PAR indiquaient que le niveau de la nappe phréatique atteignait une hauteur maximale de 7,7 m par rapport à la géomembrane dans la phase 1 en septembre 2020 (Poirier et al., 2021). L'entièreté des données piézométriques n'ont toutefois pas été analysées dans le cadre de cette étude.



Figure 4.1 : Configuration du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore (tiré de Poirier et al., 2021). De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission.

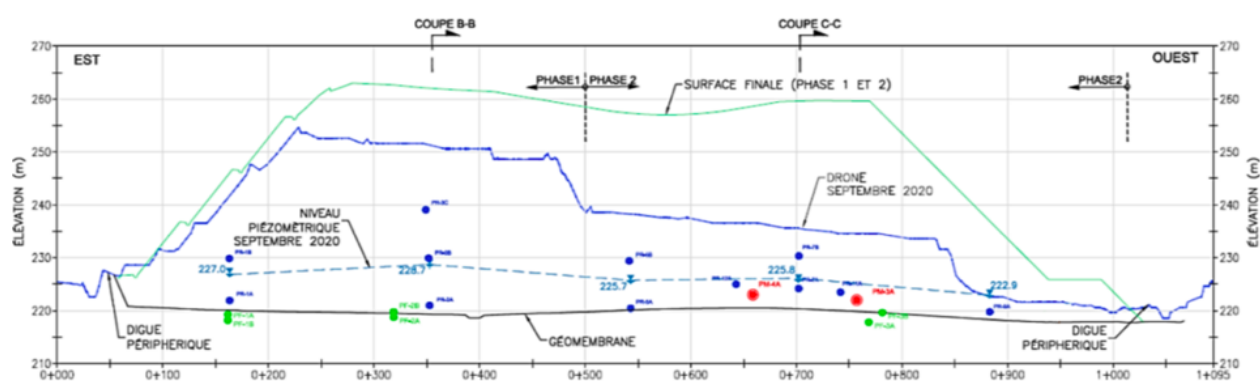


Figure 4.2 : Coupe longitudinale est-ouest du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore indiquant le niveau de la nappe phréatique en 2020. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission.

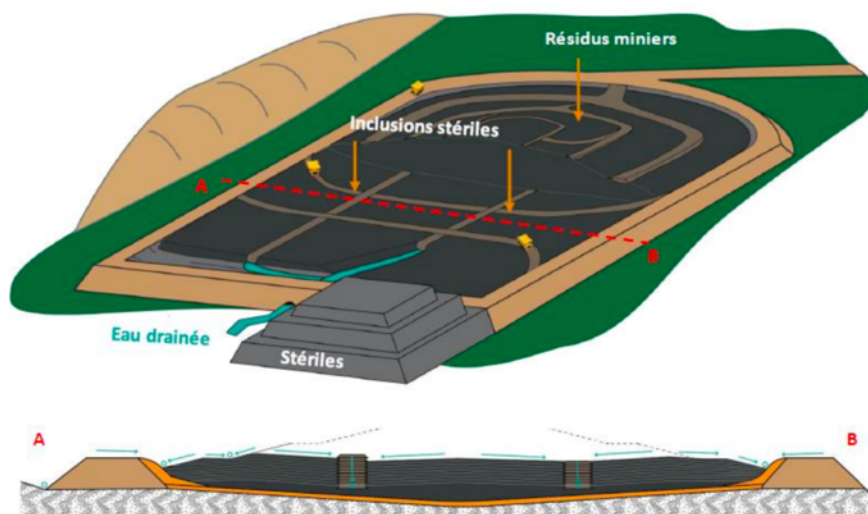


Figure 4.3 : Configuration des inclusions de roches stériles dans le parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission.

4.2 Visite de terrain

Une visite de terrain a été réalisée par l'autrice du 13 au 26 juillet 2022 à la mine Éléonore. Les objectifs de cette visite étaient d'échantillonner le PAR afin de caractériser les résidus filtrés (les résultats sont présentés à la Section 3.2), de mesurer les propriétés in situ (densité sèche, porosité et indice des vides) à la surface du PAR et de mesurer la conductivité hydraulique saturée en place au moyen d'un perméamètre de Guelph. Un total de 60 échantillons ont été prélevés sur le PAR (Figure 4.4) sur une période de 8 jours. Le maillage d'échantillonnage suivait deux échelles différentes (Figure 4.4) :

- un maillage large d'environ 150 m x 150 m pour couvrir de manière uniforme les phases 1, 2 et 3 du PAR;
- un maillage fin d'environ 10 m x 10 m ou 20 m x 20 m autour de quatre points d'échantillonnage spécifique pour permettre un échantillonnage plus précis et détaillé prenant en compte les variations locales.

Des échantillons ont été prélevés à 20, 40, 60, 100 et 150 cm de profondeur dans quatre tranchées creusées avec une pelle mécanique sur le plateau de la phase 1 du PAR (l'emplacement des tranchées est indiqué à la Figure 4.4). Les tranchées 1 et 2 ont été excavées la même journée et les tranchées 3 et 4 ont été excavées la journée suivante. Les échantillons de ces quatre tranchées ont été prélevés au lendemain de l'excavation de la chaque tranchée. Les échantillons ont été prélevés avec une tarière (0200 Soil Core Sampler de Soil Moisture Equipment Corp.; Figure 4.5). Les premiers 3 à 5 cm de résidus à la surface étaient retirés pour aplanir la surface avant le prélèvement et éviter un effet trop marqué des conditions météorologiques. Les soixante échantillons (diamètre de 5,7 cm et hauteur de 3 ou 6 cm) ont été démoulés et conservés dans un sac étanche. Les propriétés *in situ* ont pu être déterminées une fois que la masse de l'échantillon humide et que la teneur en eau avaient été mesurés au laboratoire de Polytechnique. Les soixante échantillons ont été caractérisés au laboratoire de l'IRME à l'UQAT pour mesurer la distribution granulométrique et la densité relative des grains (les résultats ont été présentés à la Section 3.2).

Six essais de conductivité hydraulique ont été réalisés sur le PAR avec un perméamètre de Guelph (Figure 4.6; l'emplacement des essais est indiqué à la Figure 4.4). Quatre essais ont été réalisés à la surface du PAR et deux essais ont été réalisés dans le fond des tranchées, donc à une profondeur d'environ 1,5 m. Un trou (6 à 8 cm de diamètre, et 15 à 20 cm de profondeur) était d'abord creusé avec une tarière et un échantillon de résidus était prélevé afin de mesurer la teneur en eau initiale. Le perméamètre de Guelph était ensuite installé dans le trou. La charge d'eau constante appliquée était d'environ 10 cm. La vitesse d'infiltration était suivie tout au long de l'essai en suivant la diminution du réservoir d'eau du perméamètre à des intervalles de temps réguliers (2 ou 5 minutes). Chaque essai a duré entre une à deux heures, et se poursuivait jusqu'à l'atteinte d'un débit d'infiltration constant, c'est-à-dire jusqu'à ce qu'il n'y ait pas de variation du débit d'infiltration pendant au moins trois intervalles de temps (Soil Moisture, 2012). Les équations de Reynolds et Elrick (1992; Équation 2.7) permettaient ensuite de déterminer la conductivité hydraulique saturée *in situ* à partir des données de l'essai.

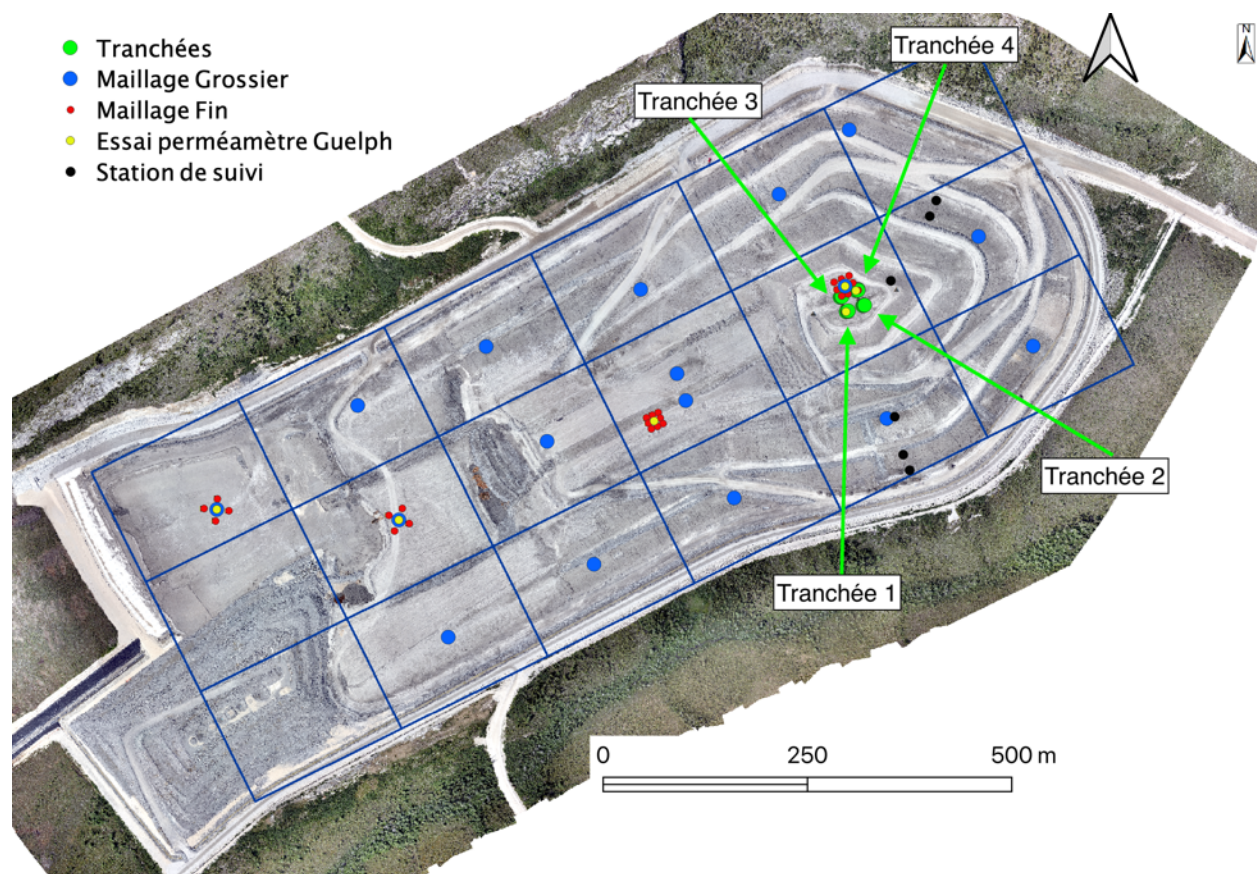


Figure 4.4: Emplacement des stations de suivi (points noirs), des quatre tranchées (points verts), des essais au perméamètre de Guelph (points jaunes) et des échantillons prélevés sur le PAR selon un maillage grossier (points bleus) et un maillage fin (points rouges).

a)



b)



c)



d)

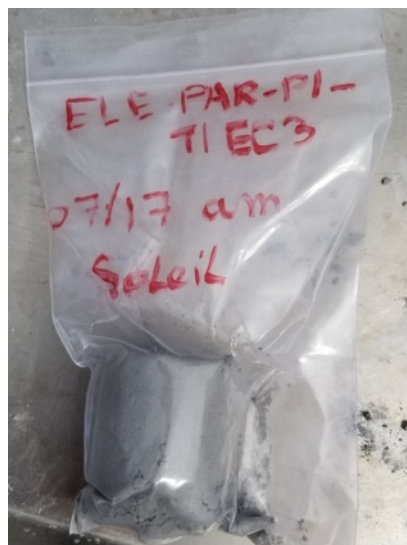


Figure 4.5 : Étapes du prélèvement d'échantillons. a) La tarière était enfoncée dans le sol à l'aide du marteau cylindrique. L'échantillon était prélevé en tranchée sur cette image ; b) Le sol près de la tarière était dégagé pour la libérer ; c) Les anneaux (de dimensions connues) retenant l'échantillon étaient poussés à l'extérieur de la tarière et la surface de l'échantillon était coupée à l'aide d'une lame ; d) L'échantillon était démoulé et inséré dans un sac de plastique étanche identifié.



Figure 4.6 : Installation du perméamètre de Guelph (Photo prise par Gord McKenna).

4.3 Instrumentation

Six stations de suivi mesurant la TEV et la succion ont été installées sur la phase 1 du PAR filtrés. Trois stations de suivi ont été installées sur la pente orientée vers le sud et trois autres stations ont été installées sur la pente orientée vers le nord (Figure 4.7 a), pour évaluer l'effet de l'orientation de la pente. Sur chacune des pentes sud et nord, les stations étaient situées à trois emplacements différents pour évaluer l'effet de la position sur la pente. Les trois stations placées sur chacune des pentes sud et nord étaient donc situées : au bas de la pente du premier banc du PAR, au haut de la pente du premier banc et sur la pente du deuxième banc (donc plus élevé que les deux autres stations; Figure 4.7 b). Les différentes stations sont identifiées dans ce mémoire de la manière suivante : « Nord bas de pente », « Nord haut de pente », « Nord banc supérieur », « Sud bas de pente », « Sud haut de pente » et « Sud banc supérieur ». Les stations de suivi avaient déjà été installées avant le début de ce mémoire, l'autrice a donc été responsable du suivi du comportement hydrogéologique à partir des données des stations. Les quatre stations situées sur le premier banc du PAR avaient été installées à l'été 2019 et les deux stations situées sur la pente du deuxième banc

(banc supérieur) avaient été installées à l'été 2020. Les mesures de la teneur en eau et de la porosité lors de l'installation des stations de suivi n'étaient pas disponibles au moment d'écrire ce mémoire.

Chaque station de suivi était équipée de cinq sondes de teneur en eau volumétrique Meter GS3 (Meter Group, 2023b) et cinq sondes de succion Watermark-Irrrometer 200SS (pour un total de 40 sondes) à 20 cm, 40 cm, 60 cm, 100 cm et 150 cm de profondeur sous la surface (Figure 4.8). Les données étaient enregistrées à toutes les heures avec les enregistreurs de données Meter ZL-6 et Watermark 900M. Les enregistreurs de données étaient retirés pour l'hiver et les stations étaient remis en marche au début de chaque printemps. Ainsi, aucune mesure n'était enregistrée l'hiver. Une calibration des sondes GS-3 avait été réalisée par d'anciens étudiants de l'IRME (présentée à l'ANNEXE I). Cette calibration n'a pas pu être appliquée aux résultats, car certaines données de la procédure de calibration étaient manquantes (dont la porosité des échantillons utilisés) et les TEV corrigés avec cette calibration semblaient erronés. Par exemple, la TEV atteignait parfois des valeurs supérieures 0,60, soit nettement plus élevée que la porosité mesurée sur le PAR (voir les résultats des propriétés in situ mesurées à la Section 4.5.1).

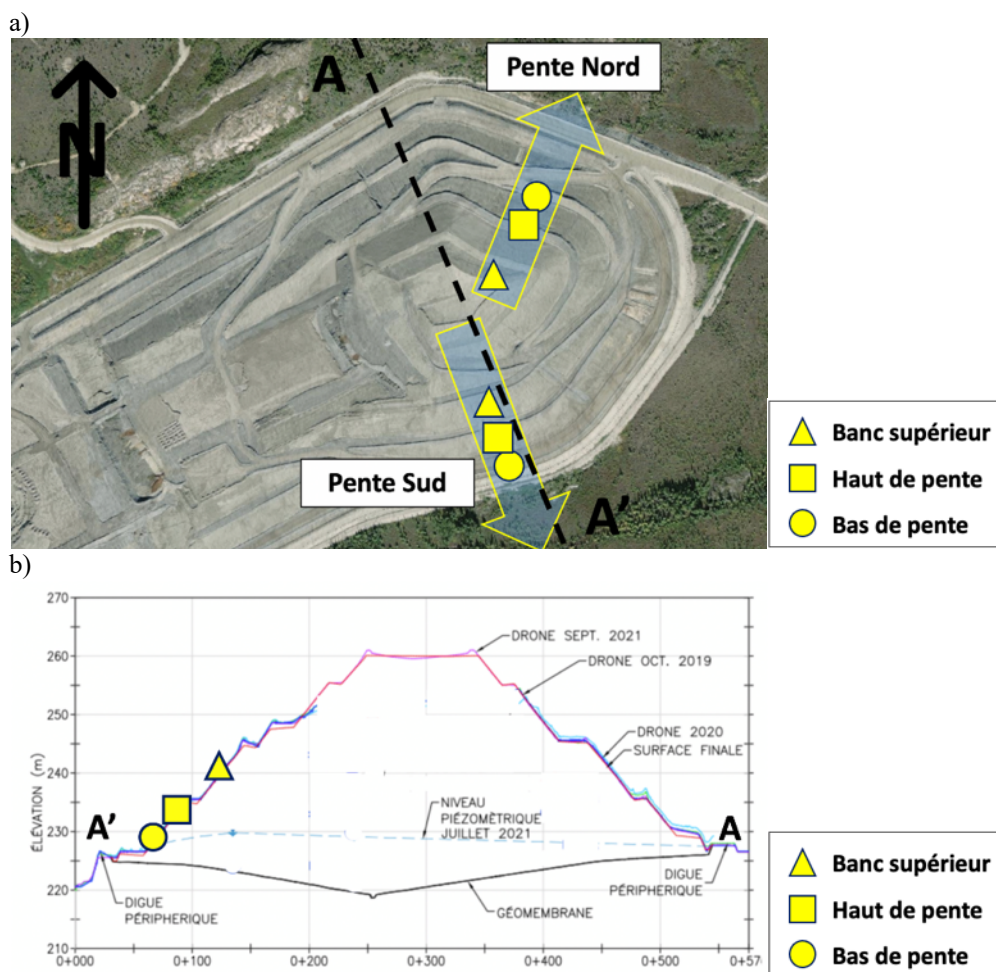


Figure 4.7 : Emplacement des stations de suivi : a) Image aérienne du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore. Les triangles, carrés et cercles jaunes indiquent l'emplacement des six stations de suivi. La ligne de coupe A-A' indique l'emplacement de la coupe de la figure b), b) Coupe verticale du parc à résidus filtrés de la mine Éléonore indiquant l'emplacement sur la pente des stations de suivi : au bas de la pente du premier banc (cercle), sur le haut de la pente du premier banc (carré) et sur la pente du deuxième banc (triangle).

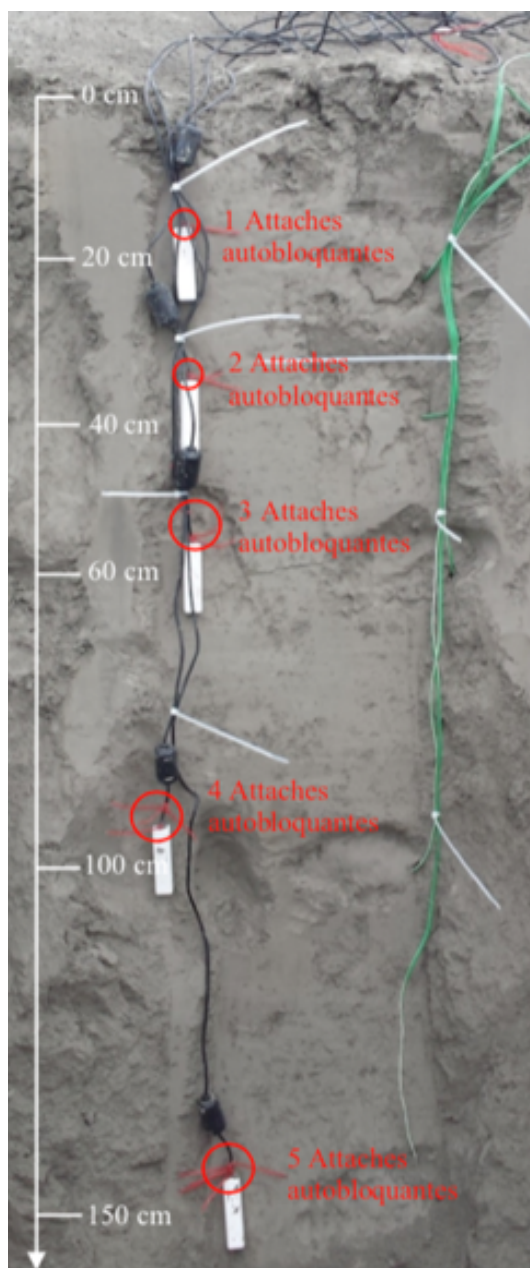


Figure 4.8 : Installation des sondes de teneur en eau volumique Meter GS3 et des sondes Irrometer-Watermark 200SS dans une tranchée. Les profondeurs des sondes sont indiquées. De « Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques, » par A. Poirier, T. Pabst, J.-F. Painchaud, et Y. Sara, 2021, *Symposium sur les mines et l'environnement*. Reproduit avec permission.

4.4 Données météorologiques

Les données d'une station météorologique appartenant à la mine Éléonore étaient fournis. La station météorologique enregistrait les données quotidiennes de précipitations, de températures minimale, maximale et moyenne, et les moyennes journalières d'humidité relative, de vitesse et de direction du vent depuis 2019.

4.4.1 Précipitations

Les données des précipitations quotidiennes d'avril à novembre montraient que septembre était généralement le mois le plus pluvieux et mai était le mois avec le moins de précipitations. L'année 2020 a reçu plus de précipitations entre avril et novembre (680,8 mm) et l'année 2022 en a reçu le moins (532,4 mm). Le nombre de jours sans précipitations d'avril à novembre varie de 101 jours (en 2019 et 2020) à 124 jours (en 2021). Les précipitations moyennes d'avril à novembre varient de 2,8 mm en 2020 et de 2,2 mm en 2019 et 2022, donc l'intensité des précipitations était généralement plus grande en 2020. La plus grande précipitation enregistrée a été de 48,1 mm le 21 juin 2021. Les précipitations journalières pour les quatre années sont présentées à l'ANNEXE K. La station météorologique enregistrait également les précipitations sous forme de neige. Cependant, ces données n'ont pas été considérées dans l'interprétation des résultats en raison de la complexité des facteurs pouvant influencer ou modifier l'épaisseur du couvert de neige. Par exemple, la topographie du PAR et l'action du vent pouvaient mener à des variations spatiales significatives de l'épaisseur d'accumulation de neige au sol. De plus, les détails des interventions sur le PAR, tels que le trafic de camions et les opérations de déneigement, n'étaient pas disponibles. À titre indicatif seulement, les précipitations cumulatives sous forme de pluie et de neige de décembre à mars ont été de 186, 128, 160 et 93 mm en 2019, 2020, 2021 et 2022.

Tableau 4.1 : Précipitations totales et moyennes du 1^{er} avril au 30 novembre pour chaque année.

Précipitation (mm)	2019	2020	2021	2022
Avril	69.9	54.6	8.8	49.8
Mai	45.9	46.6	60.8	37.4
Juin	47.6	110.2	88.0	65.3
Juillet	96.9	86.9	57.2	92.8
Août	99.0	114.7	103.8	78.3
Septembre	80.7	145.3	111.1	77.3
Octobre	42.8	51.6	73.6	66.6
Novembre	63.8	70.9	77.7	65.0
Totales	546.6	680.8	581.0	532.4
Maximale	24.8	32.0	48.1	34.7
Moyennes	2.2	2.8	2.4	2.2
Nombre de jours sans précipitations	101	101	124	110

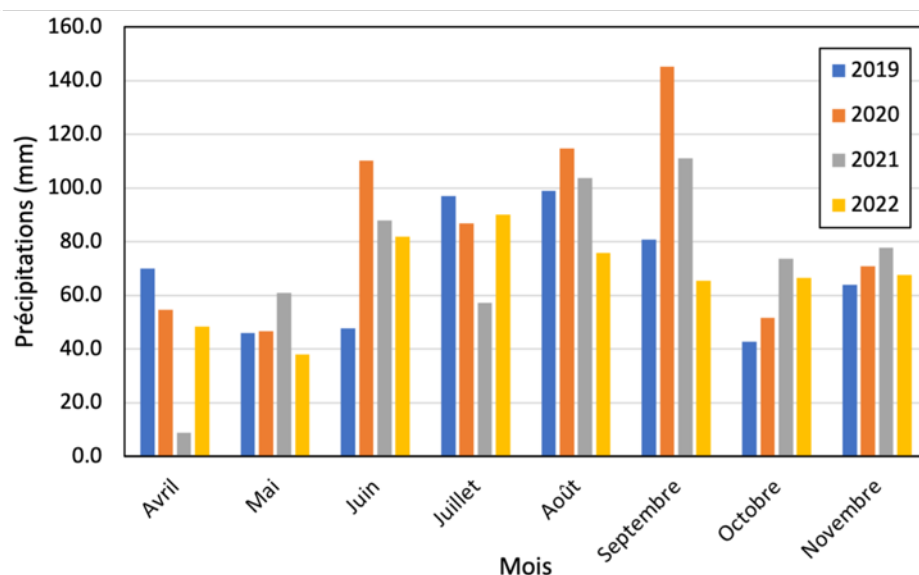


Figure 4.9 : Précipitations mensuelles d'avril à novembre pour chaque année.

4.4.2 Températures

Les températures enregistrées de 2019 à 2022 étaient comparables d'une année à l'autre (Figure 4.10). Les températures maximales étaient généralement atteintes en juillet et étaient d'environ 20°C. Les températures minimales étaient généralement atteintes en janvier et étaient d'environ -

30°C. Des fluctuations d'environ 10°C étaient observées tout au long de l'année à une fréquence de 4-5 jours. Les températures oscillaient autour de 0°C de la fin mars au début mai et de la mi-octobre au début décembre. De manière générale, les températures étaient supérieures à 0°C de la mi-mai à la mi-octobre. Le nombre de jours avec une température moyenne supérieure à 0°C enregistrés en 2019, 2020, 2021 et 2022 était respectivement 183, 165, 210 et 190. Les températures journalières des quatre années sont présentées à l'ANNEXE K.

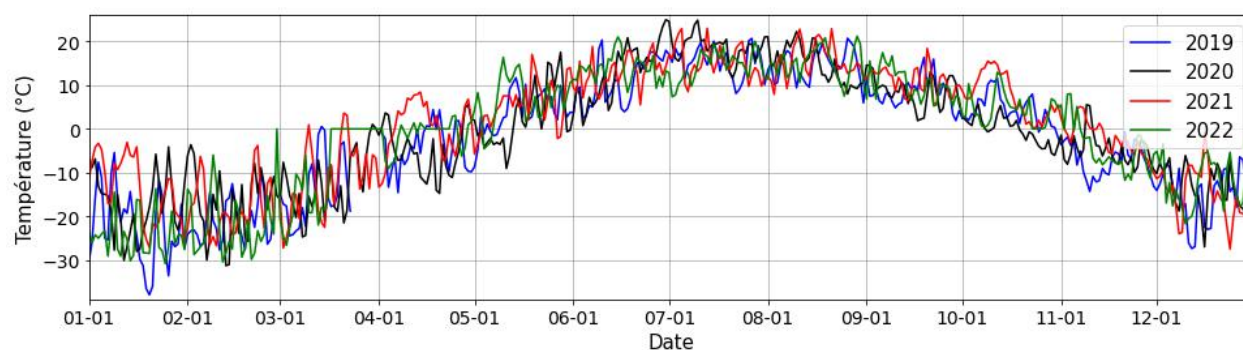


Figure 4.10 : Températures moyennes quotidiennes d'avril à novembre pour 2019 à 2022.

4.4.3 Humidité relative

L'humidité relative enregistrée de 2019 à 2022 était comparable d'une année à l'autre (Figure 4.11). L'humidité relative variait de 40 à 100% au cours de l'année. L'amplitude des variations changeait selon les saisons et ces fluctuations semblaient suivre des cycles d'une à deux semaines. Le printemps et l'été étaient les saisons montrant la plus grande amplitude de variation de l'humidité relative (40 à 100%). Les plus faibles valeurs d'humidité relative étaient généralement atteintes entre avril et août. L'humidité relative atteignait des valeurs inférieures à 50% durant un total de 5 à 7 jours par année. L'humidité relative oscillait entre 80 et 100% de novembre à mars, lorsque la température était inférieure à 0°C.

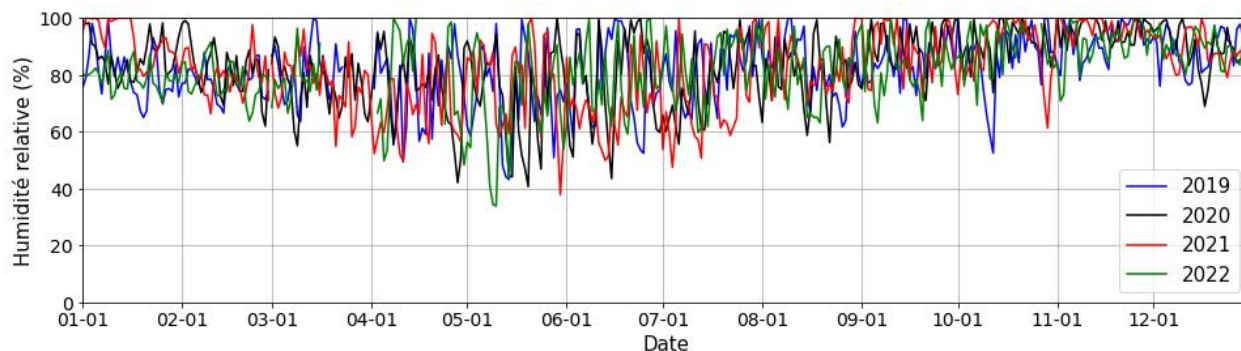


Figure 4.11 : Humidité relative mesurée d'avril à novembre pour 2019 à 2022.

4.4.4 Vitesse et direction du vent

Les vents prédominants provenaient du sud-ouest avec une fréquence de 20 à 35% de 2019 à 2022 (Figure 4.12). La fréquence des vents provenant du nord-Est était pratiquement nulle (2%). La direction du vent indiquerait donc que la pente nord du PAR était exposée à très peu de vent. La vitesse du vent variait de 3,7 à 41,5 km/h et la vitesse moyenne du vent était de 14,1 km/h (Figure 4.13). La rose des vents pour chaque année est présentée à l'ANNEXE L.

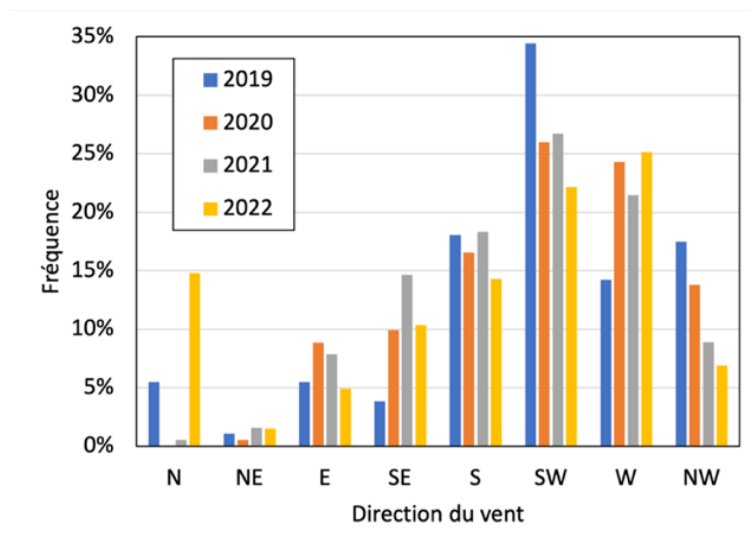


Figure 4.12 : Fréquence de la direction du vent de 2019 à 2022.

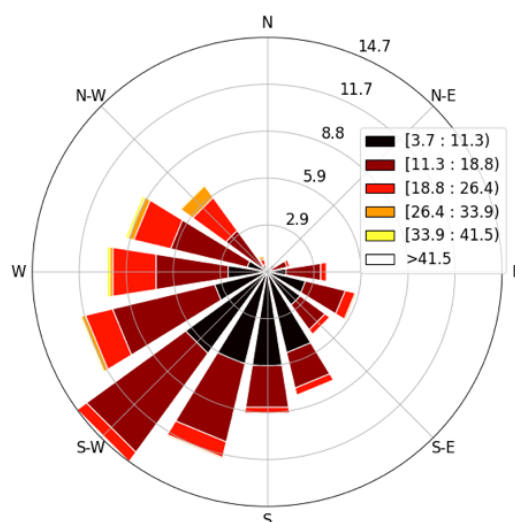


Figure 4.13 : Distribution de la direction et de la vitesse en km/h du vent sur le site du PAR.

4.5 Résultats

4.5.1 Propriétés *in situ* mesurées sur le parc à résidus

La porosité, l'indice des vides et la densité sèche ont pu être mesurés à partir des 60 échantillons prélevés sur le PAR de la mine Éléonore (les détails sur le prélèvement des échantillons sont présentés à la Section 4.2). La valeur moyenne de la porosité mesurée sur le PAR était de 0,42 et la porosité variait de 0,36 à 0,51 (Figure 4.14). Le diagramme à moustaches indiquait que 50% des porosités mesurées se situaient entre 0,39 et 0,44, avec une valeur médiane de 0,41 et un écart interquartile de 0,05 (Figure 4.14 b).

Parmi les soixante échantillons prélevés, vingt échantillons avaient été prélevés en profondeur dans quatre tranchées (l'emplacement des quatre tranchées est indiqué à la Figure 4.4). La porosité mesurée en profondeur dans les tranchées se situait entre 0,37 et 0,51 (Figure 4.15). La porosité mesurée aux différentes profondeurs était sensiblement différente d'une tranchée à l'autre. Par exemple, à 30 m de profondeur, la porosité mesurée variait de 0,37 à 0,48 d'une tranchée à l'autre (Figure 4.15 a). Les profils verticaux de la porosité (Figure 4.15 b) montraient que les porosités mesurées étaient généralement plus faibles (plus compacté) en surface qu'en profondeur, ce qui est contraire à la tendance qui aurait été attendue : une porosité qui diminue avec la profondeur. Ces résultats pourraient être attribuables à une hétérogénéité locale liée à la méthode de déposition et

de compaction des couches de résidus sur le PAR ou à l'excavation des tranchées qui perturbe les résidus en place, ainsi que les incertitudes liées à la procédure de prélèvement d'échantillons.

L'indice des vides se situait principalement entre 0,57 et 0,93 et la valeur moyenne était 0,72 (Figure 4.16). Une valeur élevée de 1,04 avait toutefois été mesurée et a été considérée aberrante, car cette valeur se situait à l'extérieur des moustaches du diagramme à moustaches (Figure 4.16 b). La moitié des mesures se trouvaient entre 0,63 et 0,78, équivalent à un écart interquartile de 0,15, et la valeur médiane était 0,70.

La densité sèche mesurée sur le terrain variait principalement de 1,41 à 1,72 g/cm³ et la valeur moyenne était 1,59 g/cm³ (Figure 4.17). Une valeur de 1,34 g/cm³ avait été mesurée et considérée aberrante, car cette valeur se situe à l'extérieur des moustaches (Figure 4.17 b). Cette valeur aberrante provient du même échantillon que la valeur aberrante retrouvée dans les résultats d'indice des vides et correspond à la plus grande valeur de porosité mesurée. L'écart interquartile était de 0,12 et 50% de mesures de densité sèche se situaient entre 1,55 et 1,67 g/cm³, avec une valeur médiane de 1,61 g/cm³. Les résultats complets de la campagne d'échantillonnage sont présentés à l'ANNEXE J.

Globalement, la distribution des valeurs de porosité, d'indice des vides et de densité sèche était asymétrique et montrait une plus grande concentration d'échantillons plus compactés (porosité et indice des vides faibles, densité sèche élevée) avec quelques échantillons moins compactés. La majorité des mesures se situaient dans une plage relativement étroite pour la porosité et légèrement plus large pour l'indice des vides et la densité sèche. La variabilité des résultats était considérée faible à modérée, malgré la présence de valeurs aberrantes.

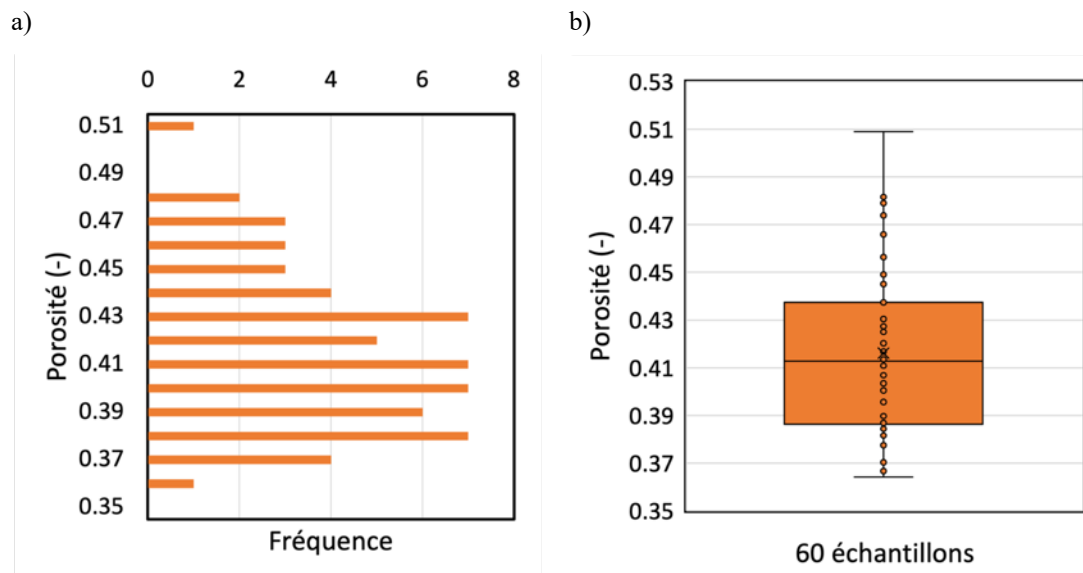


Figure 4.14 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de porosité sur le parc à résidus. La série de données est représentée par des cercles dans le diagramme à moustaches et la valeur moyenne est représentée par un X. La boîte du diagramme à moustaches s'étend du quartile inférieur au quartile supérieur. La ligne à l'intérieur de la boîte représente la médiane. L'écart interquartile est l'intervalle entre le quartile inférieur et le quartile supérieur.

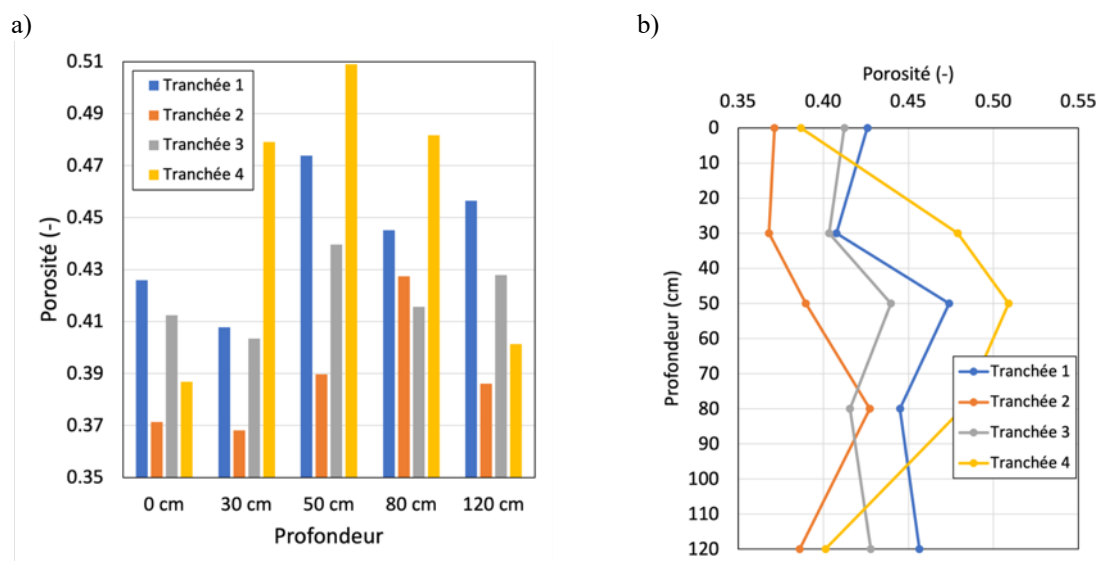


Figure 4.15 : Porosité mesurée en profondeur dans les quatre tranchées : a) Distribution de la porosité aux différentes profondeurs des tranchées; b) Profil vertical de la porosité dans les tranchées.

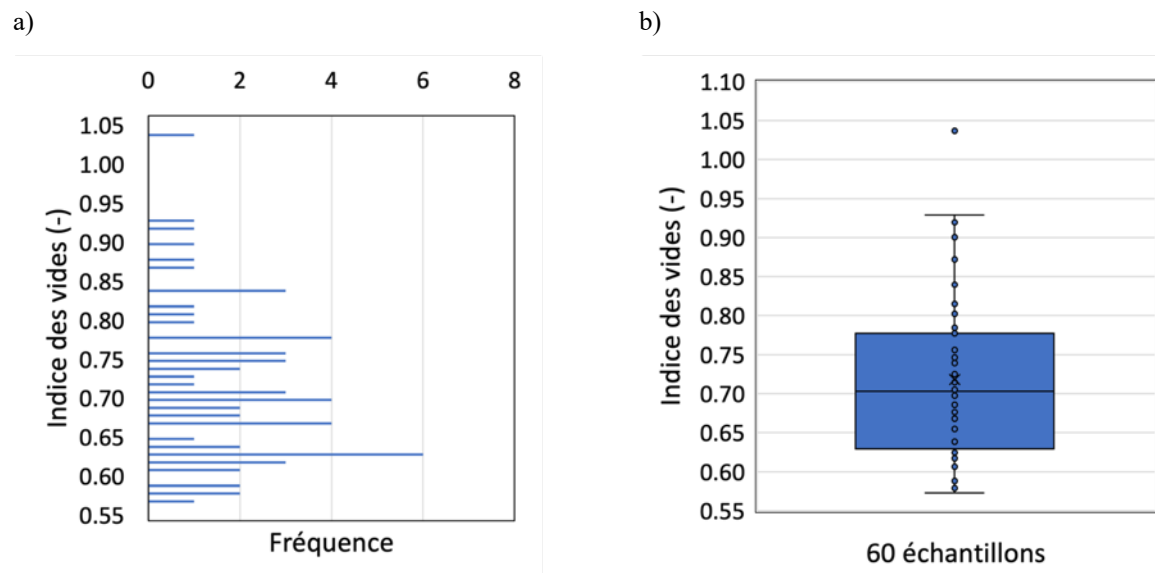


Figure 4.16 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de l'indice des vides sur le parc à résidus.

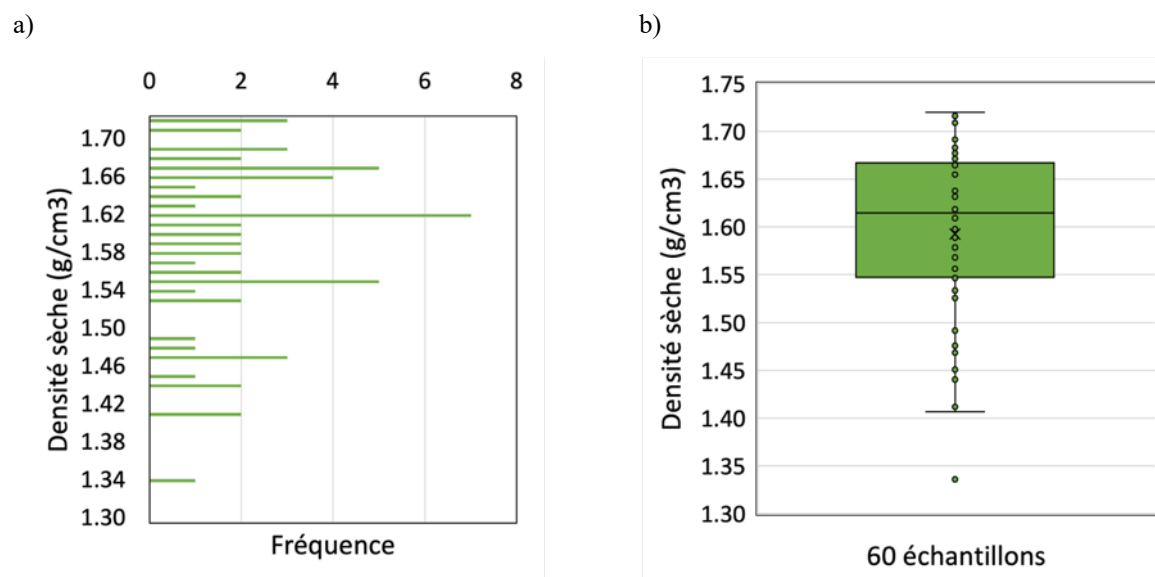


Figure 4.17 : Histogramme (a) et diagramme à moustaches (b) des 60 mesures de la densité sèche sur le parc à résidus.

4.5.2 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée mesurée sur le terrain variait de 3×10^{-7} m/s à 2×10^{-6} m/s et la valeur moyenne mesurée était de 8×10^{-7} m/s (Figure 4.18 et Tableau 4.2; les détails sur les essais au perméamètre de Guelph sont présentés aux Sections 2.3.1.1 et 4.2). Les essais réalisés en tranchées (à 120 cm de profondeur) étaient de 4×10^{-7} m/s et 5×10^{-7} m/s . Ces valeurs sont typiques des silts (Freeze & Cherry, 1979) et des résidus de mines en roches dures au Québec (Bussière, 2007). La conductivité hydraulique saturée mesurée sur le terrain a été comparée aux modèles prédictifs Kozeny-Carman (Équation 2.9; Chapuis & Aubertin, 2011) et Kozeny-Carman Modifié (Équation 2.12; Mbonimpa et al., 2002). De manière générale, les modèles permettaient d'estimer la conductivité hydraulique saturée mesurée à moins d'un ordre de grandeur de différence pour le modèle KC et un peu plus d'un ordre de grandeur pour le modèle KCM. Le modèle KCM tendait à sous-estimer la conductivité hydraulique saturée mesurée lorsque l'indice des vides était inférieur à 0,7.

Tableau 4.2 : Emplacement, coordonnées, conductivité hydraulique saturée mesurée, indice des vides mesuré et porosité mesurée en place des six essais au perméamètre de Guelph.

Essai	Emplacement	Coordonnée Est (m)	Coordonnée nord (m)	Coordonnée Altitude (m)	Conductivité hydraulique saturée (m/s)	Porosité (-)
1	Fond de la tranchée 1	424399.96	5841069.51	258.09	5E-07	0.46
2	Fond de la tranchée 4	424410.94	5841095.39	258.21	4E-07	0.40
3	À la surface de la phase 1 du PAR	424397.25	5841102.35	259.99	1E-06	0.41
4	À la surface de la phase 2 du PAR	423628.55	5840826.23	221.17	3E-07	0.40
5	À la surface de la phase 2 du PAR	424165.08	5840935.05	248.19	4E-07	0.38
6	À la surface de la phase 3 du PAR	423854.55	5840815.18	230.44	2E-06	0.38

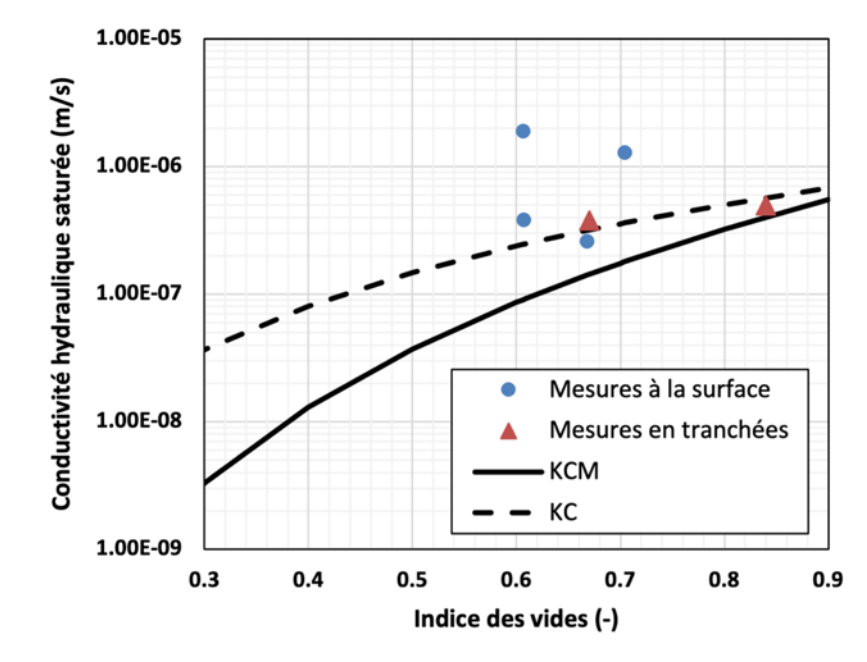


Figure 4.18 : Conductivité hydraulique saturée en fonction de l'indice des vides : la conductivité hydraulique mesurée avec un Perméamètre de Guelph (point) et la conductivité prédite avec les modèles Kozeny-Carman (Chapuis et Aubertin, 2003; lignes pleine) et Kozeny-Carman Modifié (Mbonimpa et al., 2002; ligne tiretée) sont indiqués.

4.5.3 Évolution du degré de saturation dans le temps

Les données brutes de TEV des stations de suivi de 2020 à 2022 ont été analysées. Un cas de base est d'abord présenté afin de montrer les tendances générales observées au courant d'une année. Ensuite, des descriptions comparatives des résultats sont présentées pour étudier les variations observées entre les différentes stations.

4.5.3.1 Cas de base

L'année 2022 de la station située sur le banc supérieur de la pente nord est présentée comme cas de base afin de montrer l'évolution générale de la TEV au cours des saisons. L'évolution de la TEV du cas de base (Figure 4.19) démontrait que :

- La TEV augmentait lors des événements de précipitations quotidiens et diminuait lors des périodes sans précipitations. Par exemple, l'augmentation de la TEV volumétrique était

particulièrement importante suite à la précipitation de 25 mm du 6 août. La TEV avait augmenté de 0,21 à 0,27 à 20 cm de profondeur en réponse à cet événement de précipitation et des augmentations de la TEV avaient également été observées à 40, 60 et 100 cm de profondeur. Cet événement de précipitation était suivi d'une période de sécheresse avec seulement 9 mm de précipitations enregistrés entre le 7 et le 20 août. Une diminution de la TEV était observée à toutes les profondeurs durant cette période. Par exemple, la TEV est passée de 0,27 à 0,18 à 20 cm de profondeur entre le 7 et le 20 août.

- La rapidité et l'amplitude des variations dépendaient de l'intensité des précipitations et de la profondeur des sondes. Plus la sonde était près de la surface, plus elle réagissait rapidement et fortement aux précipitations. La TEV des sondes en surface (20 et 40 cm de profondeur) variait quotidiennement et présentait plus de bruit, car elles étaient plus affectées par l'évaporation et les variations de température atmosphérique. À l'opposé, les sondes à 60, 100 et 150 cm de profondeur étaient moins sensibles aux conditions à la surface, et montraient des variations de TEV de faible amplitude et plus graduelles. Par exemple, une augmentation rapide de la TEV était observée à 20 et 40 cm de profondeur après la précipitation de 15 mm du 26 octobre : en un jour la TEV est passée de 0,22 à 0,24 à 20 cm de profondeur et de 0,25 à 0,26 à 40 cm de profondeur. Les sondes à 60 et 100 cm de profondeur ont montré une très faible augmentation de moins d'une unité et la sonde à 150 cm de profondeur n'a montré aucune variation.
- La TEV la plus élevée enregistrée sur chaque sonde au cours de l'année était généralement atteinte entre les mois de mai et juillet selon la profondeur de la sonde. La TEV diminuait ensuite progressivement au courant de l'été jusqu'à atteindre les TEV minimales enregistrées à la fin août. Par exemple, la TEV maximale atteinte à 40 cm de profondeur était de 0,33 le 21 mai. La TEV à 40 cm de profondeur diminuait ensuite progressivement au cours de l'été jusqu'à l'atteinte de la TEV minimale de 0,22 le 30 août.
- La TEV était initialement faible pour toutes les sondes au début du printemps lors des premières lectures de l'année. Une augmentation notable de la TEV était ensuite observée durant le printemps sur toutes les sondes, de la sonde de surface à la sonde la plus profonde. Par exemple, la première augmentation observée était à 20 cm de profondeur : la TEV à 20 cm profondeur est rapidement passée de 0,15 à 0,24 du 9 au 11 mai. La sonde à 150 cm

de profondeur était la dernière à montrer une augmentation de la TEV, beaucoup plus graduelle, de 0,12 à 0,27 entre le 9 mai et le 17 juillet. Cette augmentation de la TEV correspondait à la fonte des neiges et au dégel des sondes (détaillé à la section 4.5.3.2).

- Le gel a pénétré jusqu'à au moins 150 cm de profondeur, car toutes les sondes montraient une augmentation de la TEV causée par le dégel des sondes.

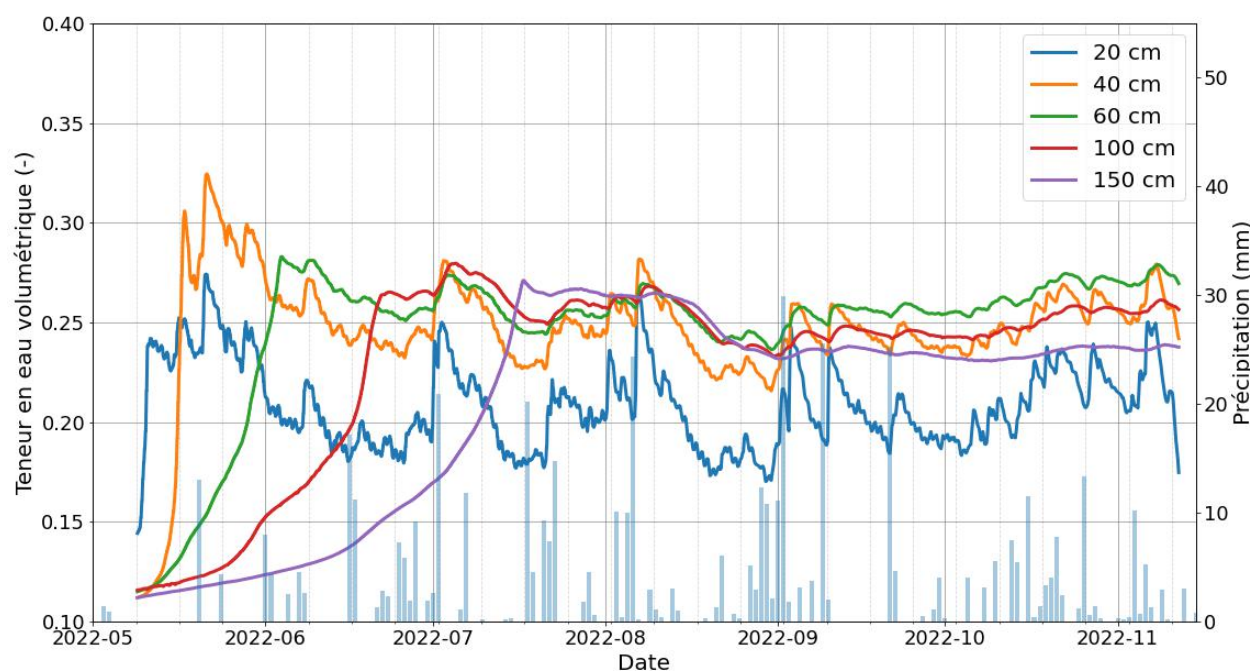


Figure 4.19 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située sur le banc supérieur de la pente nord et les précipitations quotidiennes durant l'année 2022.

4.5.3.2 Dégel

L'augmentation notable de la TEV observée sur toutes les sondes, de la sonde de surface (à la mi-mai), à la sonde la plus profonde (à la mi-juillet), était causée par le dégel des sondes de TEV. Cette augmentation de la TEV coïncidait avec le début des températures mesurées supérieures à 0°C (voir les lignes pointillées de la Figure 4.20). Les sondes GS3 de Meter Group émettent un champ électromagnétique pour mesurer la permittivité diélectrique du milieu et la TEV est déterminée à partir du contraste de permittivité diélectrique mesuré entre l'eau (permittivité diélectrique apparente $\epsilon_a = 80$), l'air ($\epsilon_a = 1$) et le sol ($\epsilon_a = 3$ à 5; Meter Group, 2023; Tarantino et al., 2008).

Les sondes GS3 mesuraient une TEV très faible lorsque l'eau était gelée, car la permittivité diélectrique diminue drastiquement jusqu'à une valeur qui s'apparente à la permittivité diélectrique d'un sol lorsque l'eau passe de la phase liquide à la phase gelée ($\epsilon_a = 3,2$; Dirksen & Dasberg, 1993; Hilhorst et al., 2001; Petrenko & Whitworth, 1999; Watanabe & Wake, 2009). Les sondes mesurent donc la TEV non gelée qui est presque nulle à l'état gelé et l'augmentation drastique de la TEV au printemps indiquait le dégel et le passage à l'état non gelé.

Le dégel rapide près de la surface et plus lent et progressif en profondeur, observé par les augmentations notables de la TEV sur chacune des sondes (tel que décrit à la Section 4.5.3.1), peut être attribuable aux échanges de chaleur par conduction avec changement de phase (Andersland & Ladanyi, 2004; Boulanger-Martel, 2019; Rykaart & Hockley, 2010). Au printemps, la température de l'air réchauffe la surface du sol et fournit de la chaleur qui pénètre dans les résidus. Puisque les résidus contiennent une certaine quantité d'eau, une quantité d'énergie associée à la chaleur latente de l'eau est requise pour entraîner le changement de phase de la glace interstitielle. Cette absorption de chaleur latente ralentit les transferts de chaleur en profondeur, car une partie de l'énergie thermique est utilisée pour le changement de phase plutôt que de contribuer à augmenter la température.

Le dégel progressif à partir de la surface a des conséquences importantes sur le bilan hydrique et le comportement hydrogéologique à la surface du PAR. Le gel de l'eau interstitielle des résidus peut diminuer grandement la conductivité hydraulique des résidus, surtout lorsque les résidus avaient initialement un degré de saturation élevé avant le gel (Andersland & Ladanyi, 2004; Boulanger-Martel, 2019; Konrad & Duquennoi, 1993; McCauley et al., 2002; MEND, 2009; Mohammed et al., 2018; Watanabe et al., 2013). L'infiltration peut donc être significativement réduite par le gel de l'eau interstitielle des résidus, car une couche de résidus avec une teneur en glace élevée peut même agir comme barrière physique à l'infiltration. Dans le contexte de PAR, l'état gelé des résidus en profondeur peut limiter significativement l'infiltration et favoriser le ruissellement. Le moment du dégel détermine donc le moment à partir duquel l'eau redevient mobile et peut s'infiltrer en profondeur.

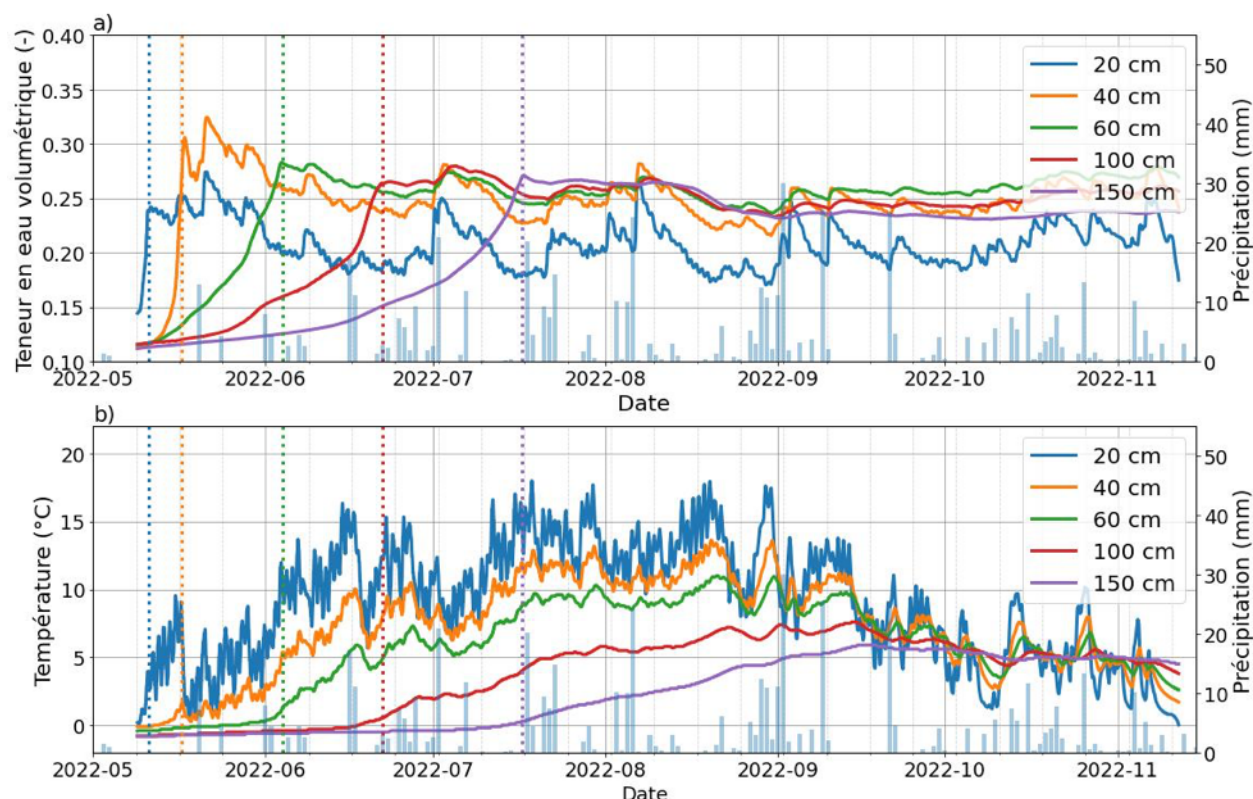


Figure 4.20 : Évolution de la teneur en eau volumétrique (a) et de la température des sondes (b) de la station située près du sommet de la pente orientée vers le nord et les précipitations quotidiennes durant l'année 2022. Les lignes pointillées indiquent la date des premières lectures de températures supérieures à 0°C à chaque profondeur.

4.5.3.3 Front d'infiltration

Le passage du front d'infiltration était bien visible lors de la plus grande précipitation de 48 mm du 21 juin 2021 sur le haut des pentes orientées vers le sud et vers le nord (Figure 4.21). Le passage du front d'infiltration était surtout observé à 20, 40 et 60 cm de profondeur, mais pénétrait jusqu'à 100 cm de profondeur. Le front d'infiltration atteignait 20 cm et 40 cm de profondeur très rapidement (le jour même) et entraînait une augmentation de TEV d'environ 0,05 et 0,03 à 0,04 à 20, 40 et 60 cm de profondeur respectivement. Par exemple, le TEV à 20 cm de profondeur augmentait de 0,11 à 0,16 sur la pente sud le 21 juin et le front d'infiltration pénétrait 60 cm de profondeur deux jours après la précipitation avec une augmentation de 0,30 à 0,33. Le front d'infiltration atteignait 100 cm de profondeur près d'une semaine après l'évènement de pluie et causait une augmentation très faible de 0,23 à 0,24 (une augmentation de seulement 0,01). Le front

d'infiltration ne pénétrait pas jusqu'à 150 cm de profondeur, car aucune augmentation notable de la TEV était observée, même lors de la plus grande précipitation enregistrée de 48 mm le 21 juin 2021. La profondeur de pénétration du front d'infiltration observée sur le terrain était donc de 100 cm et concordait avec la valeur de 90 cm observée en conditions de laboratoire (voir Chapitre 3).

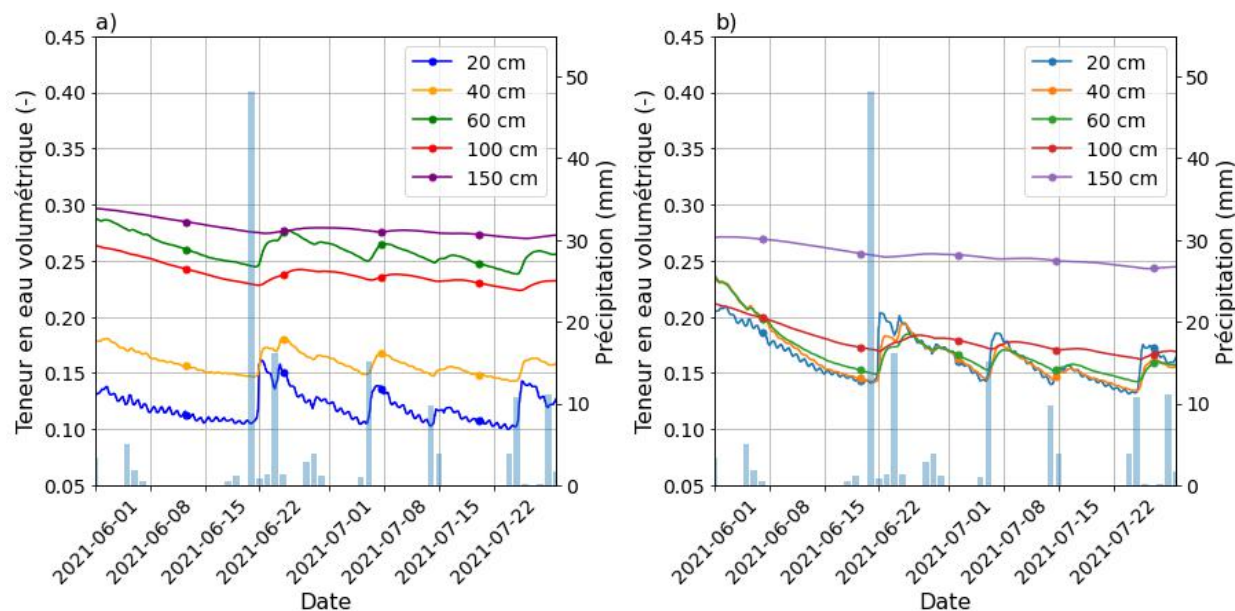


Figure 4.21 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située en haut (a) de la pente orientée vers le sud et (b) de la pente orientée vers le nord durant les mois de juin et juillet 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.

4.5.4 Effet de l'emplacement des stations de suivi sur l'évolution de la teneur en eau volumétrique

L'évolution de la TEV volumétrique variait selon l'emplacement des stations de suivi. À titre de rappel, les stations étaient positionnées à trois emplacements différents sur les pentes nord et sud : au bas de la pente du banc inférieur, au haut de la pente du banc inférieur et sur la pente du banc supérieur (Figure 4.7).

4.5.4.1 Effet de l'orientation de la pente

L'effet de l'orientation de la pente a été évalué par la comparaison de l'évolution de la TEV de deux stations situées sur le haut de la pente du banc inférieur sur les pentes nord et sud (les stations « Nord haut de pente » et « Sud haut de pente » sur la Figure 4.7) durant l'année 2022 (Figure 4.22) et les principales observations sont :

- L'augmentation de la TEV au cours du printemps et du début de l'été causée par le dégel des sondes a été observée plus tôt sur la pente orientée vers le sud que sur la pente orientée vers le nord, et ce, jusqu'à une profondeur de 100 cm. Par exemple, un délai de deux semaines a été observé entre l'augmentation de la TEV due au dégel des stations orientées vers le sud et vers le nord à 40 cm de profondeur : le 4 mai une augmentation de la TEV de 0,16 à 0,36 s'est produite sur la pente sud et une augmentation de 0,14 à 0,31 sur la pente nord s'est produite le 17 mai. Le décalage entre le moment du dégel sur la pente orientée vers le sud et vers le nord a également été observé à 100 cm de profondeur : l'augmentation de la TEV due au dégel s'est produite le 14 juin sur la pente sud, alors que l'augmentation s'est produite le 21 juin sur la pente nord. L'augmentation de la TEV à 150 cm de profondeur s'est toutefois produite au même moment pour les deux stations, soit le 20 juillet. Ainsi, l'effet de l'orientation de la pente sur le moment du dégel n'avait plus effet à 150 cm de profondeur;
- La profondeur du gel durant l'hiver 2022 était d'au moins 150 cm sur les deux pentes, car l'augmentation de la TEV due au dégel des sondes à cette profondeur a été observée dans les deux stations situées près du sommet et orientées vers le sud et vers le nord. Les données ne permettaient donc pas d'observer un effet de l'orientation de la station de suivi sur la profondeur du gel;
- La tendance générale observée sur les deux stations était une TEV initialement élevée (particulièrement pour la station située sur la pente sud) au moment du dégel, suivi d'une diminution progressive de la TEV durant l'été et une stabilisation ou une légère augmentation de la TEV de septembre à novembre. Par exemple, la TEV à 40 cm de profondeur de la station située sur la pente orientée vers le sud était initialement de 0,36 au mois de mai. La TEV a diminué progressivement jusqu'à atteindre 0,24 à la fin du mois d'août. La TEV se situait entre 0,24 et 0,27 de septembre à novembre. Le même

comportement était observé sur la station orientée vers le nord, à la différence que la TEV initiale au printemps était plus faible;

- La TEV initiale au moment du dégel de la station située sur la pente orientée vers le sud était plus élevée que pour la station située sur la pente orientée vers le nord. Par exemple, une TEV à 100 cm de profondeur de 0,32 était atteinte au mois de juin pour la station située sur la pente sud, alors que la TEV atteinte au moment du dégel sur la station située sur la pente nord était de 0,27 à la fin de juin. La TEV à 150 cm de profondeur était de 0,30 pour la station située sur la pente orientée vers le sud, et de 0,27 pour la station située sur la pente orientée vers le nord au moment du dégel à la mi-juillet;
- Les TEV des deux stations devenaient sensiblement similaires à partir de septembre et variaient peu jusqu'en novembre. Par exemple, les stations situées sur les deux pentes présentaient sensiblement les mêmes valeurs de TEV à 40 et 100 cm de profondeur, variant de 0,24 à 0,27. La TEV à 150 cm de profondeur pour la station située sur la pente orientée vers le nord (environ 0,24) était légèrement supérieure à la TEV de la station située sur la pente orientée vers le sud (environ 0,22).

L'effet de l'orientation de la pente a également été évalué par la comparaison des deux stations situées au bas des pentes nord et sud (stations « Nord bas de pente » et « Sud bas de pente ») durant l'année 2021 (Figure 4.23) et montrait qu'en général la TEV était plus élevée sur la pente sud. Les sondes à une profondeur de 40 cm et plus de la station située sur la pente sud étaient même saturées, car les valeurs de TEV étaient très élevées, entre 0,37 et 0,43, et stables de mai à novembre. La TEV de la station située sur la pente nord était considérablement plus faible et situait entre 0,16 et 0,26 de mai à août, puis une légère augmentation était observée de septembre à novembre jusqu'à atteindre des valeurs de TEV se situant entre 0,25 et 0,31.

Des explications possibles pour ces différences dans l'évolution de la TEV entre les stations situées sur la pente orientée vers le sud et la pente orientée vers le nord sont :

- La pente orientée vers le sud était probablement exposée aux vents dominants (pouvant atteindre 41 km/h, Figure 4.13) provenant du sud-ouest (selon la rose des vents à la Figure 4.13). L'action du vent ainsi que la topographie du PAR pouvaient influencer la distribution

de la neige et causer des variations dans l'accumulation et l'épaisseur du couvert de neige à travers le PAR. Des variations dans l'épaisseur et la distribution du couvert de neige sont des facteurs ayant une influence importante sur les conditions de dégel et l'évolution de la TEV : d'une part, la neige peut agir comme couche isolante limitant les variations de température du sol et retardant le moment du dégel (Goodrich, 1982; Zhang, 2005), d'autre part, l'épaisseur de la couverture de neige contrôle la quantité d'eau résultant de la fonte des neiges qui correspond à un apport en eau pouvant s'infiltrer ou ruisseler. Des observations de terrain sur la couverture de neige seraient toutefois nécessaires, car les données fournies, à elles seules, étaient insuffisantes pour confirmer cette hypothèse.

- La TEV généralement plus faible sur la pente orientée vers le nord pourrait être due, en partie, au dégel plus tardif observé sur la pente nord. Comme mentionné à la Section 4.5.3.2, le moment du dégel contrôle le moment à partir duquel l'infiltration en profondeur peut se produire et avoir un effet important sur le bilan hydrique. Le dégel plus précoce, surtout près de la surface, sur la pente sud peut donc résulter en plus d'infiltration que sur la pente nord. D'ailleurs, la TEV était généralement légèrement supérieure sur la pente sud que sur la pente nord de mai à juillet (Figure 4.22).
- La topographie de la fondation du PAR et le fait que le drainage du PAR se faisait vers l'exutoire situé au coin sud-ouest du PAR (voir Section 4.1) peuvent également avoir un impact sur les TEV.

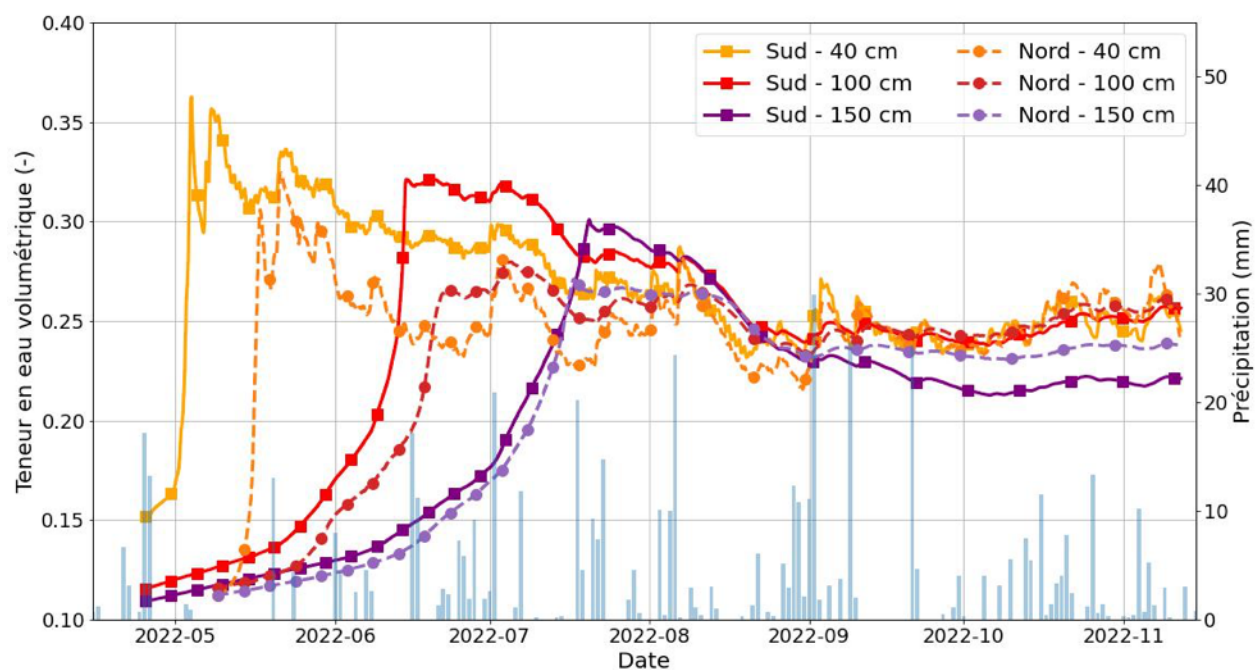


Figure 4.22 : Évolution de la teneur en eau volumétrique à 40, 100 et 150 cm de profondeur de la station située près du sommet sur la pente orientée vers le sud et sur la pente orientée vers le nord pour l'année 2022. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.

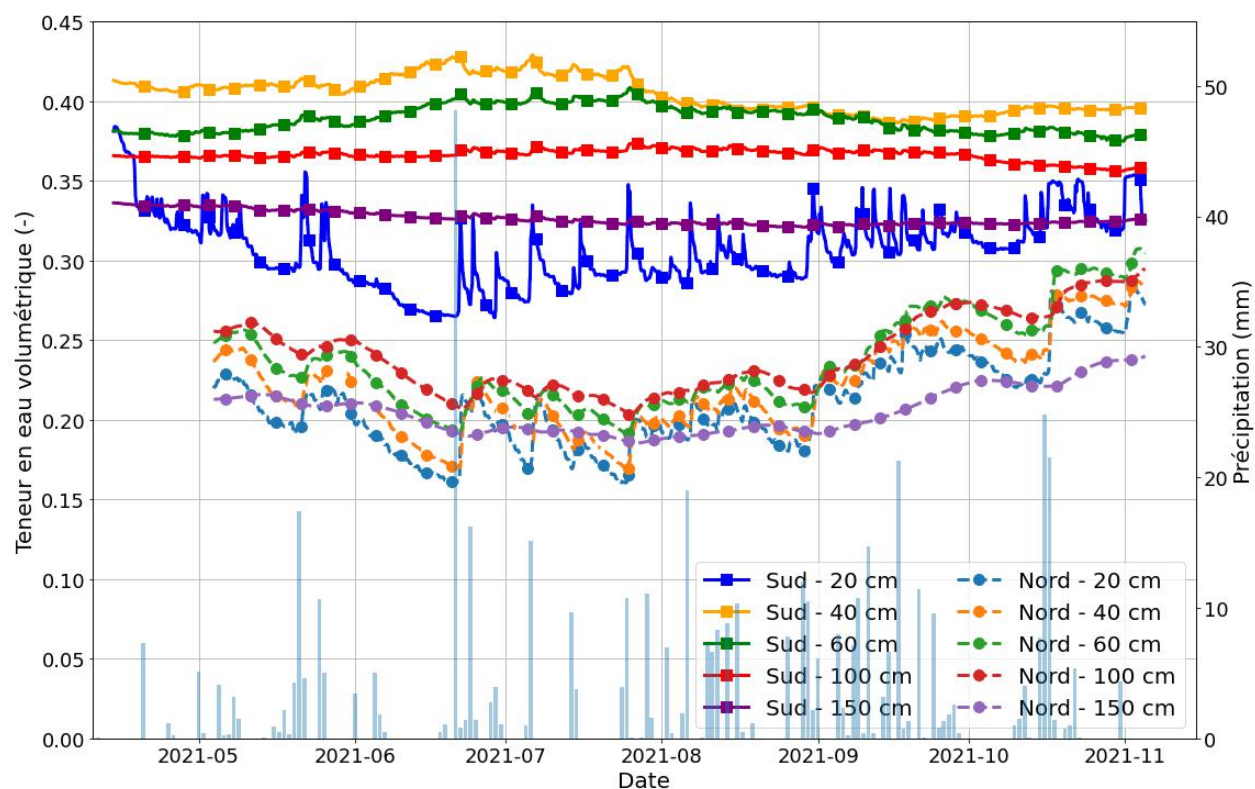


Figure 4.23 : Évolution de la teneur en eau volumétrique de la station située au bas de la pente sur la pente orientée vers le sud et sur la pente orientée vers le nord pour l'année 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.

4.5.4.2 Effet de l'emplacement sur la pente

L'évolution de la TEV variait également selon l'emplacement de la station sur la pente. La comparaison des stations situées en haut et en bas de la pente du banc inférieur sur la pente sud (Figure 4.24) a permis d'observer que la TEV était plus élevée en bas de pente qu'en haut de pente. Les sondes à 40 cm de profondeur et plus en bas de pente étaient même saturées, car les valeurs de TEV étaient très élevées (supérieures à 0,33) et stables de mai à novembre. La TEV en haut de pente était généralement inférieure à 0,32.

Quelques explications possibles pour les différences observées sont :

- La station Sud bas était située plus près de la nappe phréatique dans le PAR. La coupe verticale du PAR (Figure 4.7 et Figure 4.2) montrait que le niveau piézométrique en 2021 était effectivement très près de la position de la station située au bas de la pente sud.

- Des différences dans le ruissellement et l'infiltration le long de la pente pouvant être due à la microtopographie et la variabilité des propriétés (Miyazaki, 2006; Morbidelli et al., 2018; Parsons et al., 2006; Sensoy & Kara, 2014; Wischmeier & Smith, 1978);

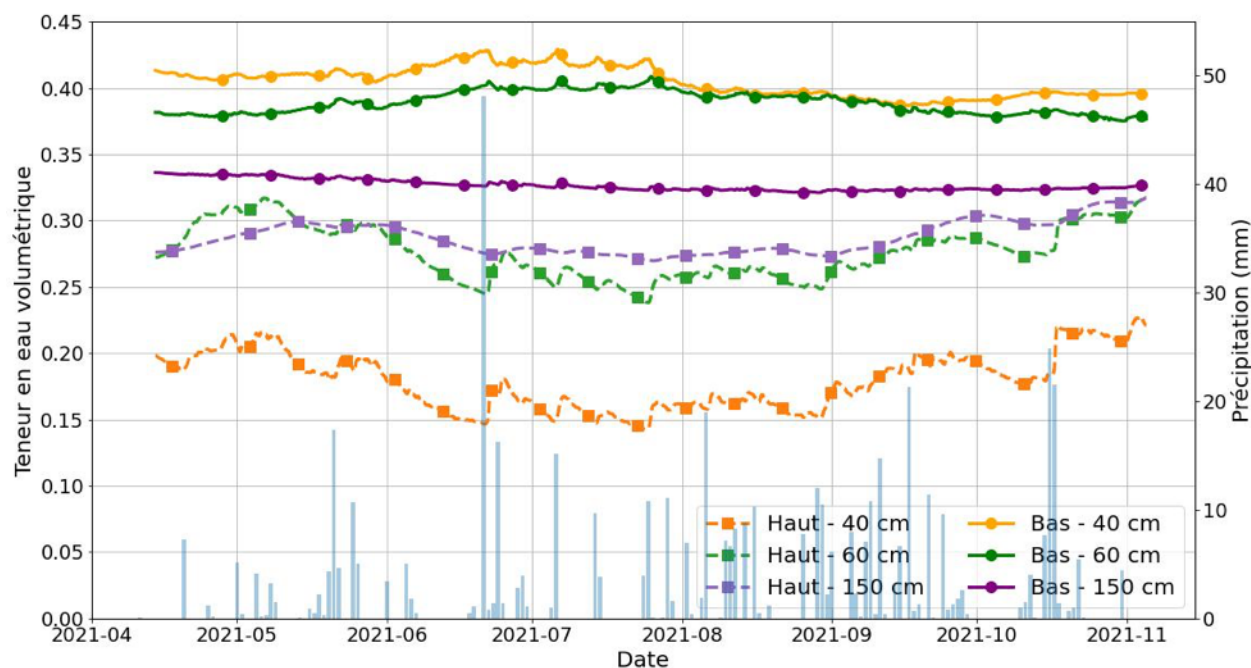


Figure 4.24 : Évolution de la teneur en eau volumétrique des stations situées en haut et en bas de la pente orientée vers le sud durant l'année 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.

4.5.4.3 Évolution de la teneur en eau volumétrique à 150 cm de profondeur

Tel que vu à la Section 4.5.3.3, le front d'infiltration n'atteignait pas 150 cm de profondeur. La TEV à 150 cm de profondeur semblait très peu sensible aux conditions atmosphériques et montrait plutôt les tendances générales de la TEV au courant de l'année. L'étude de l'évolution de la TEV à 150 cm de profondeur durant trois années consécutives (Figure 4.25) a montré que :

- La TEV à 150 cm de profondeur des différentes stations montrait généralement les mêmes tendances. Par exemple, des variations similaires étaient observées dans l'évolution de la TEV des stations Sud Haut de pente, Nord Haut de pente et Nord bas de pente en 2021 : une TEV relativement élevée au printemps, suivie d'une diminution de la TEV de juin à août et finalement une augmentation de la TEV de septembre à novembre. La station Sud

Bas montrait toutefois une tendance différente : La TEV croissait progressivement en 2020 (l'année la plus pluvieuse), avec une TEV initiale de 0,25 en avril et une TEV finale de 0,34 en décembre 2020. La TEV était d'environ 0,33 pendant les années suivantes et demeurait très stable, ce qui indiquerait que la TEV à saturation était atteinte.

- L'évolution de la TEV à 150 cm de profondeur était peu influencée par l'emplacement de la station de suivi. La principale différence était que la TEV des stations situées sur le côté sud était plus élevée que sur le côté nord. Par exemple, la TEV à 150 cm de profondeur au haut et au bas de la pente sud se situait entre 0,27 et 0,34 en 2021, alors que la TEV à 150 cm de profondeur au haut et au bas de la pente orientée vers le sud se situait plutôt entre 0,19 et 0,28.
- la TEV mesurée à 150 cm de profondeur atteignait toujours sensiblement la même valeur à la fin du mois de novembre d'une année à l'autre (voir les flèches noires à la Figure 4.25). Par exemple, la lecture finale de la TEV mesurée à la fin du mois de novembre en 2020, 2021 et 2022 pour la station située en haut de la pente orientée vers le sud était 0,33. Cette valeur était d'environ 0,32 pour la station Sud haut de pente, 0,28 pour la station Nord haut de pente et 0,22 à 0,25 pour la station Nord bas de pente. Les TEV finales mesurées à 150 cm de profondeur à la fin de novembre étaient presque identiques d'une année à l'autre, même si 2022 avait été considérablement plus pluvieux (626 mm) que 2021 (503 mm). Les TEV à 150 cm de profondeur mesurées n'ont donc pas montré d'augmentation ou de diminution nette au cours de trois années consécutives, et ce malgré les conditions météorologiques différentes d'une année à l'autre.

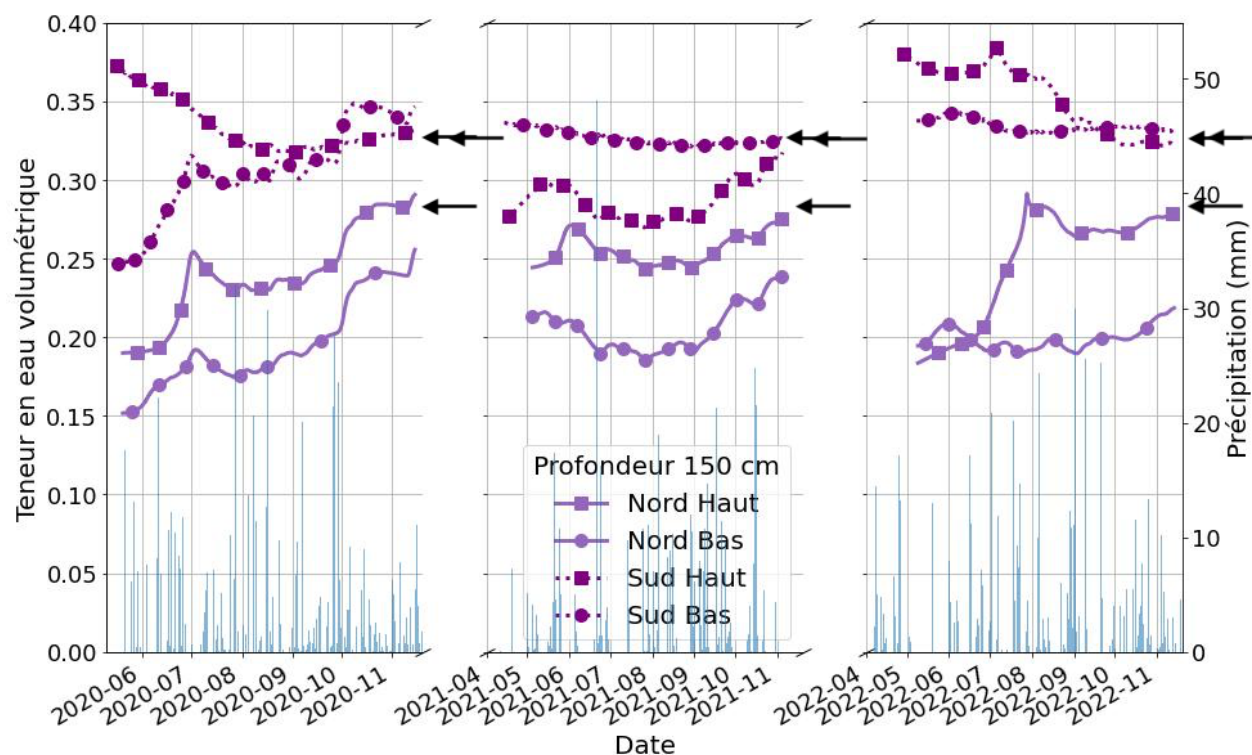


Figure 4.25 : Évolution de la teneur en eau volumétrique à 150 cm de profondeur des stations situées en haut et en bas des pentes orientées vers le sud et vers le nord de 2020 à 2021. Les précipitations quotidiennes sont présentées sur le second axe des y.

4.6 Principales conclusions

Des stations d'instrumentation ont permis d'étudier l'évolution de la TEV durant trois années consécutives à six emplacements différents sur le PAR et à une profondeur allant jusqu'à 150 cm.

Les données de suivi ont montré que :

- L'évolution de la teneur en eau dans le PAR filtrés varie selon les conditions climatiques et selon l'emplacement sur le PAR;
- La TEV augmente lors des précipitations et diminue lors des périodes sèches. La fonte de neige au printemps est un moment critique où une infiltration importante se produit sur une courte période;
- Le dégel à la surface du PAR se produit progressivement d'avril (à la surface) à juillet (à 150 cm de profondeur);

- Le dégel se produit plus tôt et la TEV est généralement plus élevée sur la pente orientée vers le sud que sur la pente orientée vers le nord ;
- La TEV est généralement plus élevée en bas de pente qu'en haut de pente;
- Le front d'infiltration a été observé jusqu'à 100 cm de profondeur et la profondeur de la zone la plus influencée par les conditions atmosphériques à la surface était de 60 cm de profondeur;
- L'absence de variation nette ou d'effet cumulatif des années à 150 cm de profondeur, durant trois années consécutives, pour les stations situées sur le haut du premier banc et sur le banc supérieur suggère une relative stabilité de la TEV à cette profondeur et une certaine résilience face aux fluctuations de la TEV à la surface à court terme (de 2020 à 2022).

CHAPITRE 5 SIMULATIONS NUMÉRIQUES DES ESSAIS EN COLONNES

Ce chapitre présente les simulations numériques d'essais de mouillage et de séchage en colonnes (présentés au Chapitre 3) afin d'évaluer la capacité du modèle numérique choisi à analyser le comportement hydrogéologique des résidus miniers soumis à différentes conditions climatiques.

5.1 Modèle physique

Le modèle physique correspondait aux colonnes expérimentales présentées au Chapitre 3 (Figure 5.1). Les colonnes expérimentales étaient constituées de tubes de PVC de 25,5 cm de diamètre et 150 cm de hauteur. Une couche de 15 cm de sable de silice et un drain latéral étaient placés à la base du socle des colonnes pour permettre le drainage. Un géotextile était placé à l'interface entre les résidus filtrés et le sable de silice. Les colonnes étaient remplies de 120 cm de résidus filtrés compactés à une porosité de 0,43. La surface des colonnes était laissée ouverte et exposée aux conditions du laboratoire. Un ventilateur orienté vers le haut était installé 30 cm au-dessus de la surface des résidus.

La CRE des résidus filtrés dans les colonnes avait été reconstituée à partir des couples de degré de saturation et de succion mesurés par les sondes et pouvait être définie par les paramètres van Genuchten (1980) suivants : $\alpha = 0,0025 \text{ cm}^{-1}$, $n = 1,9$ et $m = 0,474$ (plus détails au Chapitre 3). La conductivité hydraulique saturée des résidus filtrés pour des indices des vides similaires aux résidus dans les colonnes avait été mesurée sur le terrain (plus de détails au Chapitre 4). La conductivité hydraulique saturée mesurée sur le terrain variait de $3 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ à $2 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ et les valeurs obtenues en profondeur (dans le fond des tranchées) étaient de $4 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ et $5 \times 10^{-7} \text{ m/s}$.

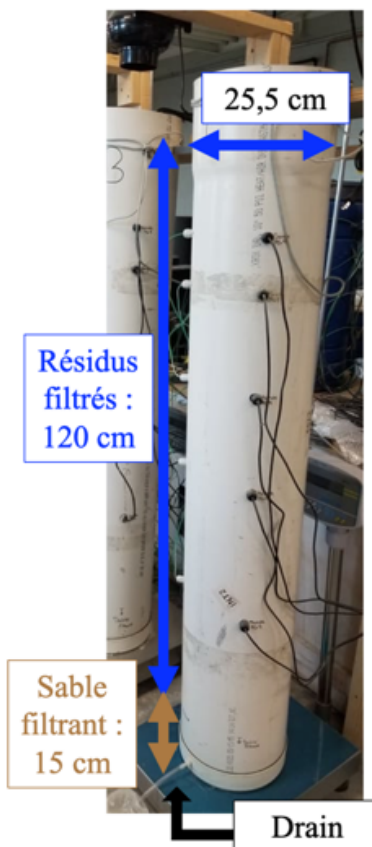


Figure 5.1 : Photo et dimensions d'une colonne expérimentale.

5.2 Modélisation numérique

Plusieurs logiciels basés sur les lois fondamentales de l'écoulement de l'eau permettent de simuler le comportement hydrogéologique (MODFLOW, HYDRUS, SEEP/W, etc.). Parmi ces logiciels, SEEP/W (GEO-SLOPE International Ltd, 2012) a été employé à plusieurs reprises pour évaluer le comportement hydrogéologique des résidus et de méthodes de recouvrement (Ayang, 2021a; Hotton, 2019; Lieber, 2019) et a également été validé en milieu saturé et non saturé et en régime permanent et transitoire (Chapuis et al., 2001; Chapuis, 2009; Fala et al., 2003; Gandonou, 2019). Le logiciel SEEP/W de Geostudio est un outil d'analyse numérique par éléments finis de l'écoulement saturé et non saturé de l'eau et de vapeur d'eau à travers un milieu poreux 1D et 2D (Seequent, 2022). Les mouvements de l'eau sont simulés par la résolution de l'équation de Richard (Section 2.3.2), exprimée en termes de charge de pression d'eau.

5.2.1 Modèle numérique

Un modèle numérique 1D des colonnes expérimentales a été réalisé sur SEEP/W. Le modèle correspondait à un domaine vertical de 120 cm de résidus filtrés (Figure 5.2 b). Les valeurs optimales de taille de maillage, de pas de temps et des critères de convergence utilisés pour les simulations ont été déterminées par une analyse de sensibilité (voir Section 5.2.2). Le nombre maximal d'itérations était de 500 et le nombre maximal de revues était de 10. Les facteurs de sous relaxation par défaut ont été utilisés : un taux initial de 1, un taux minimal de 0,1, un facteur de réduction de taux de 0,65 et une fréquence de réduction de 10 itérations.

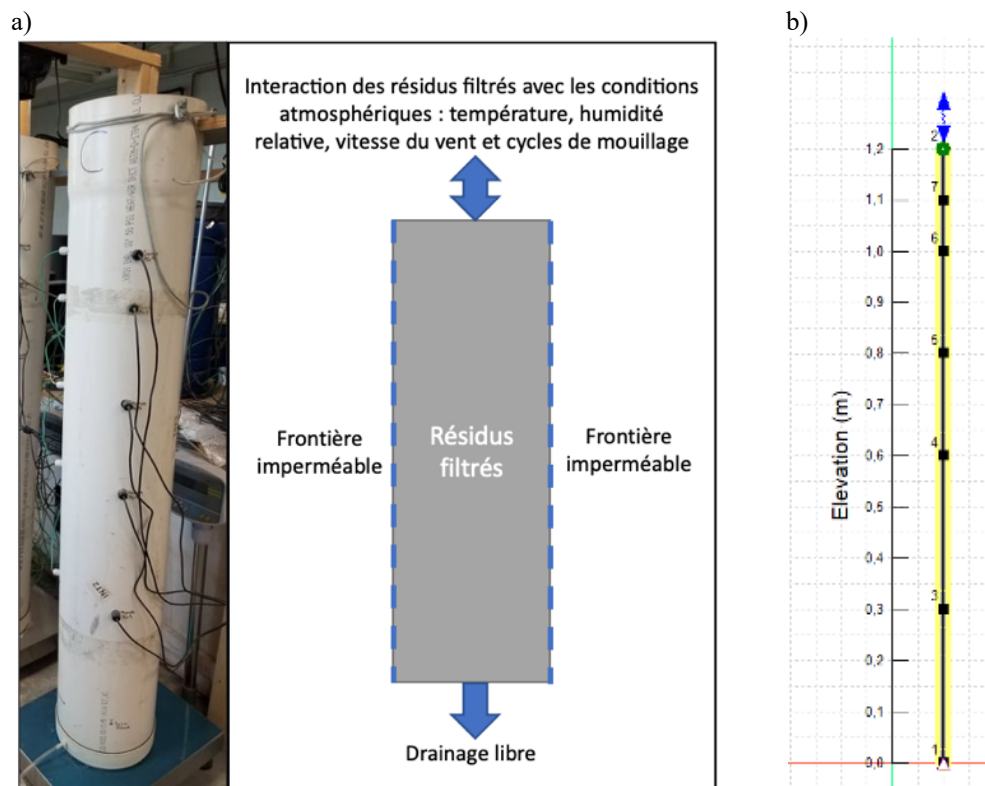


Figure 5.2 : a) Modèle conceptuel de la colonne. b) Modèle numérique SEEP/W de la colonne.

5.2.1.1 Propriétés des résidus filtrés utilisées

La CRE des résidus filtrés présentée à la section 5.1 était définie dans le logiciel par le modèle descriptif van Genuchten (1980, Section 2.3.2.1). La fonction de conductivité hydraulique était prédite avec le modèle Mualem (1976) adapté par van Genuchten (1980, Équation 2.21) à partir

d'une valeur de conductivité hydraulique saturée et de la CRE fournie. La valeur minimale de conductivité hydraulique saturée mesurée sur le terrain, qui était 3×10^{-7} m/s, a été utilisée pour estimer la fonction de conductivité hydraulique.

5.2.1.2 Conditions aux frontières

Les parois verticales de la colonne et du modèle sont imperméables. Les conditions aux frontières ont donc été appliquées au sommet et à la base du modèle. Le sable de silice installé à la base de la colonne était simulé par une condition frontière de flux d'eau nul avec la fonctionnalité « examen de la face de suintement potentiel » à la base du modèle. La fonctionnalité « examen de la face de suintement potentiel » assure une charge de pression d'eau maximale de 0 le long de la frontière (Seequent, 2022) et autorise donc le logiciel à évacuer l'eau du domaine, pour empêcher le développement d'une charge de pression positive lors de la résolution des équations. La condition initiale définie dans le régime permanent était une charge totale d'eau nulle au sommet des résidus pour imposer un modèle initial saturé.

Les conditions atmosphériques du laboratoire et la quantité d'eau ajoutée à chaque cycle ont été simulés par une condition frontière d'interaction sol-climat appliquée sur la frontière supérieure du modèle en régime transitoire. Cette condition frontière nécessitait en entrée la température de l'air, l'humidité relative, les précipitations, la vitesse du vent, l'albédo et les radiations solaires. L'évaporation était calculée par le logiciel avec l'équation de Pennman-Wilson (Équation 2.23) et la fonction d'évaporation durant les événements de pluie était activée, car l'humidité relative du laboratoire n'était jamais saturée. Cette condition frontière calculait le flux d'eau à la surface du sol par la résolution d'un bilan de masse (Seequent, 2022) :

$$(q_P + q_M) \cos \alpha + q_E + q_R = q_I \quad 5.1$$

Où :

q_P : flux d'eau associé aux précipitations (L.T⁻¹),

q_M : flux d'eau associé à la fonte des neiges (L.T⁻¹),

q_E : flux d'eau associé à l'évaporation (L.T⁻¹),

q_R : flux d'eau associé au ruissellement ($L.T^{-1}$),

q_I : flux d'eau associé à l'infiltration ($L.T^{-1}$),

α : angle de la pente ($^{\circ}$).

Les cycles de mouillage ont été définis en tant que précipitations. Durant les essais en laboratoire, ces cycles d'eau étaient ajoutés au sommet des colonnes en un coup et cette application rapide d'eau et l'absence de ruissellement dans la colonne menaient à la formation d'une colonne d'eau à la surface jusqu'à ce que l'eau se soit entièrement infiltrée. Cette colonne d'eau pouvait mettre jusqu'à 4 jours pour s'infiltrer complètement lors des cycles de précipitations extrêmes, (par exemple lors du cycle 1 de la colonne 1). La durée des précipitations a donc dû être ajustée pour éviter le ruissellement et permettre l'infiltration complète du volume d'eau dans le modèle. La plupart des précipitations ont été étalées sur six heures. Certaines précipitations plus importantes ont été étalées sur 4 jours.

La radiation solaire moyenne mesurée à l'aide d'un pyranomètre au laboratoire avec les lumières allumées était de 5 W/m^2 . Cette valeur constante a été utilisée, car les lumières au-dessus des colonnes étaient allumées en permanence. L'albédo des résidus filtrés secs et humides, mesuré avec un pyranomètre au laboratoire, était de 0,09 et 0,05 (Tableau 1). L'albédo utilisé dans le modèle était 0,09. La pression d'eau minimale définie dans la condition interaction sol-climat était de - 1000 kPa. La durée de la simulation sur le modèle transitoire était de 160 jours.

Tableau 5.1 Mesures de la radiation solaire pour le calcul de l'albédo des résidus filtrés au laboratoire.

Surface	Radiation solaire incidente (W/m^2)	Radiation solaire réfléchie (W/m^2)	Albédo
Résidus filtrés secs	2,2	0,2	0,09
Résidus filtrés saturés	2,2	0,1	0,05

5.2.2 Analyse de sensibilité des paramètres numériques

Les propriétés hydrauliques non saturées sont fortement non linéaires et peuvent causer des difficultés d'oscillations numériques (Karthikeyan et al., 2001) et de convergence vers une solution numérique stable. La convergence numérique est atteinte lorsque les solutions successives calculées par le logiciel sont équivalentes dans les limites d'une tolérance spécifiée. Le logiciel SEEP/W utilise deux critères pour évaluer la convergence : la différence maximale de pression d'eau et le nombre de chiffres significatifs (Seequent, 2022). Le critère du nombre de chiffres significatifs assure la précision du résultat. Le critère est respecté lorsque la solution de deux itérations successives demeure la même à la précision du nombre de chiffres significatifs défini. La différence maximale de charge de pression vérifie la stabilité numérique de la solution. La solution de deux itérations successives est jugée numériquement équivalente lorsque la différence entre les deux solutions est inférieure à la différence maximale de charge de pression définie. La taille du maillage et le pas de temps peuvent également causer des difficultés de convergence numérique. (Chapuis, 2012; Tan et al., 2004).

Une analyse de sensibilité a donc été réalisée pour évaluer l'influence de la taille du maillage, du pas de temps et de la différence maximale de pression d'eau sur les résultats numériques du modèle et pour valider la précision de ces résultats (Tableau 2). L'analyse de sensibilité consistait à faire varier un paramètre à la fois dans une plage de valeurs donnée, en conservant les autres paramètres constants, puis évaluer les variations du résultat numérique. Les simulations lancées dans le cadre de l'analyse de sensibilité ont été réalisées avec le modèle numérique des colonnes présenté plus haut (mêmes géométrie et conditions frontières) pour déterminer les paramètres numériques optimaux propres aux simulations des essais en colonnes. Les résultats de cette analyse de sensibilité permettaient de déterminer la valeur optimale de chaque paramètre. La valeur optimale d'un paramètre était la valeur à partir de laquelle des variations supplémentaires de ce paramètre influençaient peu les résultats.

Les résultats numériques considérés pour réaliser l'analyse de sensibilité étaient le degré de saturation et la pression d'eau. Le degré de saturation et la pression d'eau ont été évalués à trois emplacements différents dans le modèle et à trois temps différents pour chacun des emplacements, afin de vérifier la sensibilité du modèle à travers la géométrie et à travers le temps. Les trois emplacements étaient 0,3 m, 0,8 m et 1,1 m d'élévation. Les trois temps étaient les jours 16, 56 et

106. Ces trois temps différents permettaient de vérifier l'influence des paramètres numériques lorsque la colonne était plutôt désaturée (jour 16), complètement saturée (jour 56) et lorsque la colonne était en condition de saturation élevée (jour 106).

Tableau 5.2 : Plages de valeurs des différents paramètres numériques considérés pour l'analyse de sensibilité

Paramètre numérique	Pas de temps (h)	Taille du maillage (m)	Différence maximale de pression d'eau (m)
Plage de valeurs considérée	0.17	0.001	0.0001
	0.25	0.005	0.0003
	0.50	0.010	0.0005
	1.00	0.030	0.0010
	4.00	0.050	0.0050
	12.00	0.100	0.0100
	24.00	0.200	0.0500
	48.00	0.600	0.1000
	120.00		

L'analyse de sensibilité sur la variation du degré de saturation montrait que :

- Les résultats numériques convergeaient vers une valeur plus stable, plus le pas de temps, la taille du maillage et la différence maximale de charge de pression étaient petits.
- Le pas de temps était le paramètre montrant la plus grande influence sur les résultats et le pas de temps optimal était d'une heure (Figure 5.3). L'amplitude de variation du résultat de degré de saturation pouvait atteindre 12,8% (Figure 5.3 g) pour la plage de pas de temps variant de 0,167 heure à 120 heures étudiée (Tableau 5.3). La plus grande variation du degré de saturation obtenue pour des pas de temps d'une heure et moins était de 0,5% (Figure 5.3 h).
- La taille de maillage montrait une faible influence sur les résultats et la valeur optimale était de 0,01 cm (Figure 5.4). La plage de valeurs de la taille du maillage variait de 0,001 m à 0,6 m (Tableau 5.4) et admettait une amplitude de variation maximale de 1,4% de saturation (Figure 5.4 h). Les degrés de saturation obtenus pour des tailles de maillage de 0,01 et

moins étaient essentiellement les mêmes, avec une précision d'au moins quatre chiffres significatifs. Par exemple, le degré de saturation obtenu à une élévation de 1,1 m au jour 106 (Figure 5.4 c) était de 90,99% pour les tailles de maillage de 0,01 m, 0,005 m et 0,001 m.

- La différence maximale de pression d'eau avait très peu d'influence sur les résultats. (Figure 5.5). L'amplitude de variation maximale des résultats de degré de saturation était de 1×10^{-4} degré de saturation (Figure 5.5 g) pour la plage de valeur utilisée, soit une différence maximale de charge de pression variant de 0,0001 m à 0,1 m (Tableau 5.5). Une valeur à partir de laquelle les variations des résultats étaient presque nulles a tout de même pu être identifiée et était de 0,0005 m.

Somme tout, la capacité à atteindre des résultats stables numériquement avec des valeurs optimales a été démontrée à travers cette analyse de sensibilité. La stabilité numérique des résultats dépendait principalement du pas de temps et de la taille du maillage, alors que la sensibilité du modèle au critère de convergence de la différence maximale de pression d'eau était négligeable. Le pas de temps était le paramètre ayant le plus d'influence sur les résultats (jusqu'à 12,8% de variation du degré de saturation). Les mêmes conclusions étaient observées dans l'analyse de sensibilité des paramètres numériques sur la charge de pression d'eau présentée à l'ANNEXE N. Les simulations numériques des essais en colonnes (Section 5.2.3) ont été réalisées avec les valeurs de paramètres optimales. Les graphiques démontrant la convergence des simulations présentées dans ce chapitre, soit le nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps, la comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique et le nombre de nœuds non convergé par pas de temps, sont présentées à l'ANNEXE O.

Tableau 5.3 : Les différents pas de temps et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité du pas de temps du modèle numérique.

Pas de temps (h)	Pas de temps (j)	Nombre de pas de temps (-)	Taille du maillage (m)	Différence maximale de charge de pression (m)	Nombre de chiffres significatifs (-)
1.67E-01	6.94E-03	23040	0.01	0.0005	2
0.25	1.04E-02	15360			
0.50	2.08E-02	7680			
1.00	4.17E-02	3840			
4.00	1.67E-01	960			
12.00	0.5	320			
24.00	1.00	160			
48.00	2.00	80			
120.00	5.00	32			

Tableau 5.4 : Les tailles de maillage et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité de la taille du maillage du modèle numérique.

Taille de maillage (m)	Nombre de nœuds (-)	Pas de temps (h)	Différence maximale de charge de pression (m)	Nombre de chiffres significatifs (-)
0.001	1201	1	0.0005	2
0.005	241			
0.01	121			
0.03	41			
0.05	25			
0.1	13			
0.2	9			
0.6	7			

Tableau 5.5 : Les différences maximales de charge de pression d'eau et les paramètres numériques utilisés pour l'analyse de sensibilité de la différence maximale de charge de pression d'eau du modèle numérique.

Différence maximale de charge de pression (m)	Taille de maillage (m)	Pas de temps (h)	Nombre de chiffres significatifs (-)
0.0001	0.01	1	2
0.0003			
0.0005			
0.001			
0.005			
0.01			
0.05			
0.1			

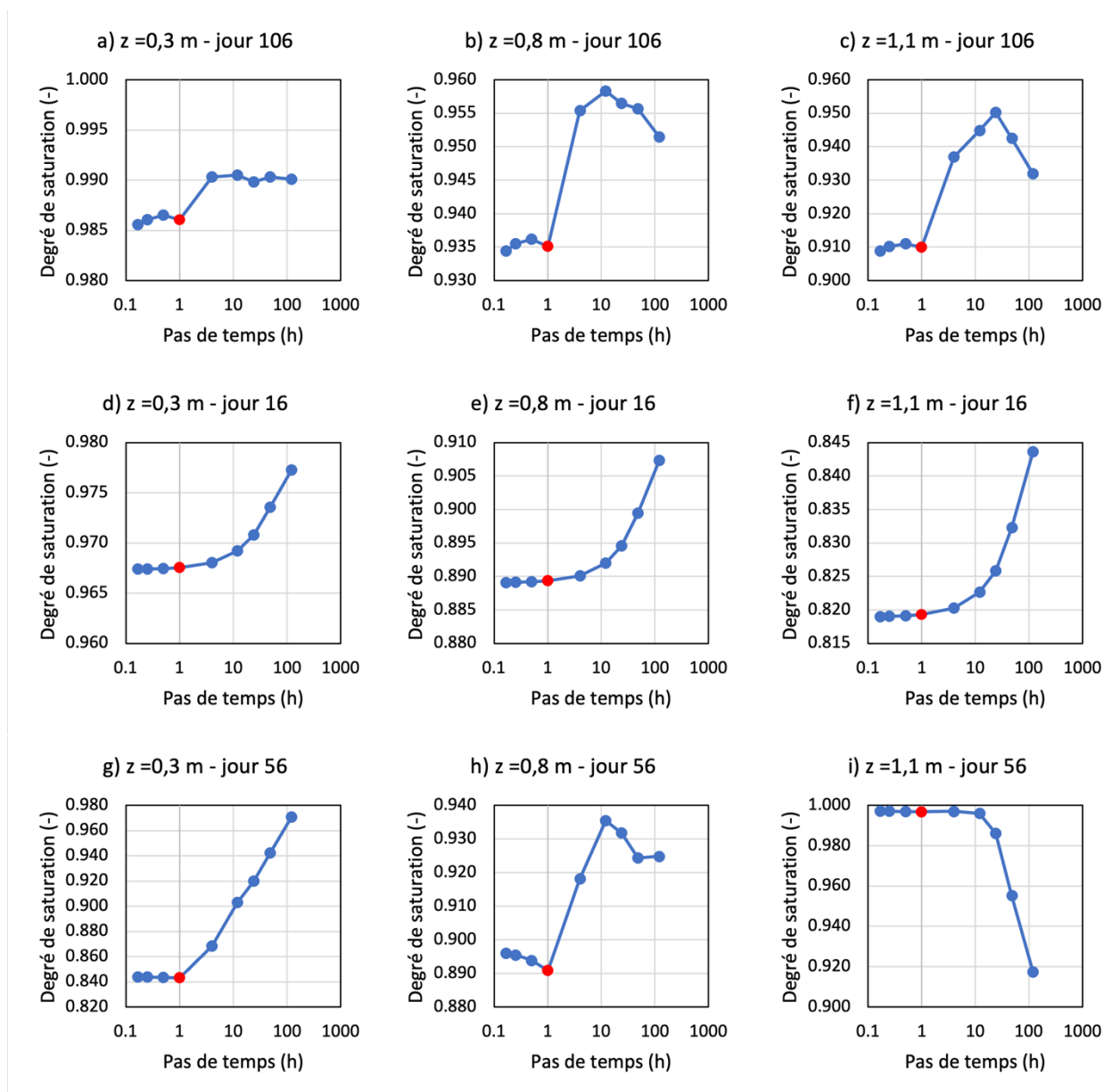


Figure 5.3 : Variation du degré de saturation en fonction du pas de temps du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). Le pas de temps considéré optimal est une heure (représenté en rouge).

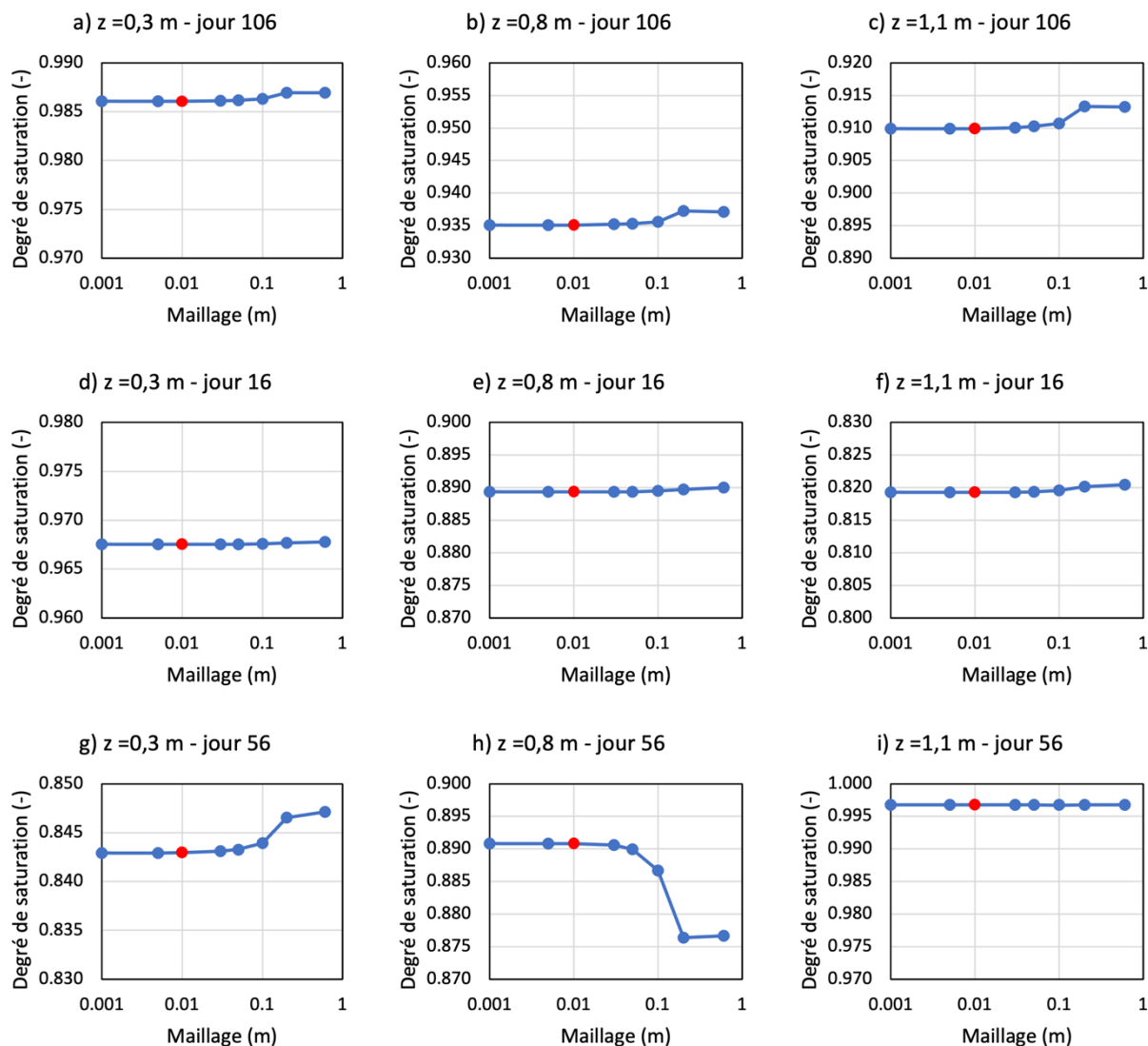


Figure 5.4 : Variation du degré de saturation en fonction de la taille du maillage du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La taille de maillage considérée optimale est 0,01 m (représentée en rouge).

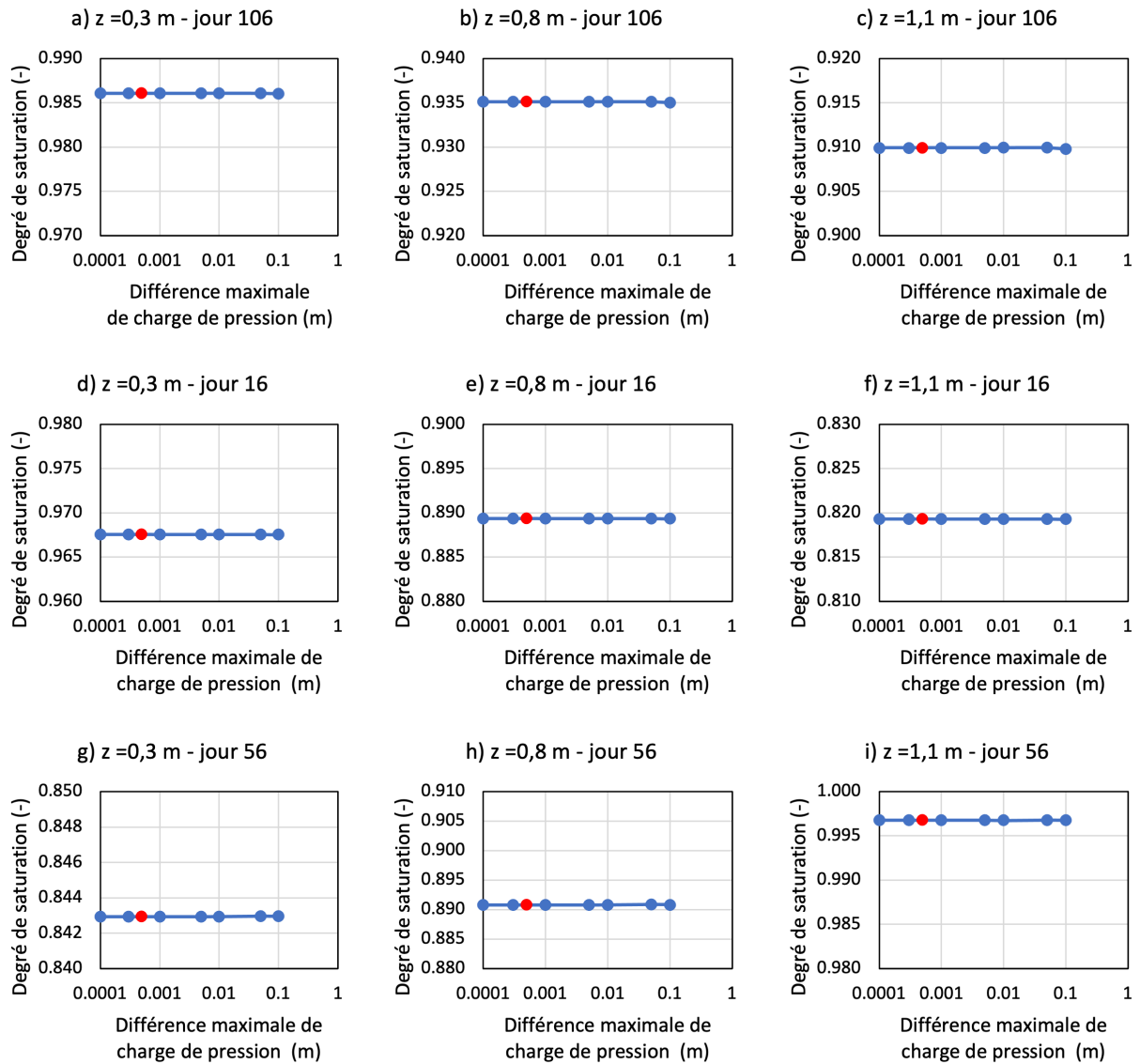


Figure 5.5 : Variation du degré de saturation en fonction de la différence maximale de charge de pression d'eau du critère de convergence du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La différence maximale de pression d'eau considérée optimale est 0,0005 m (représentée en rouge).

5.2.3 Évolution du degré de saturation simulé des cycles de mouillage et séchage de la colonne 1

Les simulations lancées sur le modèle numérique décrit à la Section 5.2.1 et avec les paramètres numériques optimaux (Section 5.2.2) ont été comparées avec les mesures expérimentales des

colonnes (Figure 5.6). Les simulations reproduisaient l'augmentation rapide du degré de saturation suite à l'ajout d'eau suivi d'une diminution progressive de la saturation. Par ailleurs, il a été observé que :

- L'arrivée du front d'infiltration simulé coïncidait bien avec les résultats mesurés, et ce à toutes les profondeurs. Par exemple, l'augmentation du degré de saturation mesuré et simulé à 10 cm de profondeur à l'ajout d'eau du jour 34 était superposée durant le cycle 2 (jour 34). Les pics de degré de saturation mesurés et simulés lors des cycles courts (du jour 90 au jour 160; Figure 5.6 b) étaient également particulièrement bien synchronisés.
- Les simulations reproduisaient particulièrement bien l'évolution du degré de saturation en profondeur, à 60 et 90 cm de profondeur. Par exemple, le degré de saturation simulé et mesuré à 90 cm de profondeur était généralement à moins de 5% de différence durant les cycles longs (du jour 0 au jour 90; Figure 5.6 a) et étaient essentiellement identiques, soit 100%, durant les cycles courts (du jour 90 au jour 160; Figure 5.6 b).
- Le degré de saturation à la surface (10 cm de profondeur) était significativement surestimé par les modèles durant les 160 jours. Par exemple, les simulations prédisaient un degré de saturation à 10 cm de profondeur de 85% au jour 75, soit 13% plus élevé que les 72% mesurés. Aussi, le degré de saturation mesurée durant les cycles courts (jour 90 au jour 160) variait généralement de 90% à 100%, or le degré de saturation simulé n'atteignait jamais des valeurs inférieures à 95% durant cette même période.
- Les simulations ne reproduisaient pas bien le changement de pente observé à 10 cm de profondeur, qui indiquait les différents stades de la désaturation (par drainage gravitaire et par évaporation). Les simulations reproduisaient effectivement une cassure de pente lors de la désaturation, soit une pente de désaturation initialement très abrupte, durant les premières 24 heures après l'ajout d'eau, et suivi d'une désaturation plus lente et plus constante jusqu'au prochain ajout d'eau. Or, la pente de désaturation secondaire obtenue avec la simulation était significativement plus faible que les résultats mesurés. Cette différence était bien visible lors du cycle 2 (du jour 33 au jour 54). Le degré de saturation à 10 cm de profondeur était bien reproduit lors du pic de saturation et lors de la désaturation rapide durant les premières 24 heures après l'ajout d'eau au jour 33. Par contre, le taux de désaturation simulé du jour 36 à 55 était de -0,5% de degré de saturation par jour, alors que

le taux de désaturation mesurée durant la même période était de -0,1% de degré de saturation par jour.

- L'augmentation du degré de saturation avec la profondeur était plus graduelle dans les simulations que les résultats mesurés. Par exemple, la différence entre les sondes à 10 et 20 cm de profondeur était généralement de 2% dans les simulations, alors que les résultats mesurés montraient une différence pouvant atteindre jusqu'à 12% ($S_r = 76\%$ à 10 cm de profondeur et $S_r = 88\%$ à 20 cm de profondeur au jour 55).

Enfin, les degrés de saturation en profondeur étaient plutôt bien reproduits alors que les degrés de saturation près de la surface étaient significativement surestimés. Cette tendance à la surestimation, surtout près de la surface, pourrait être causée par une sous-estimation de l'évaporation simulée à la surface du modèle en raison de la porosité plus élevée des résidus miniers filtrés près de la surface (voir Figure 3.11), alors que les résidus ont été considérés comme homogènes le long de la hauteur de la colonne dans le modèle numérique.

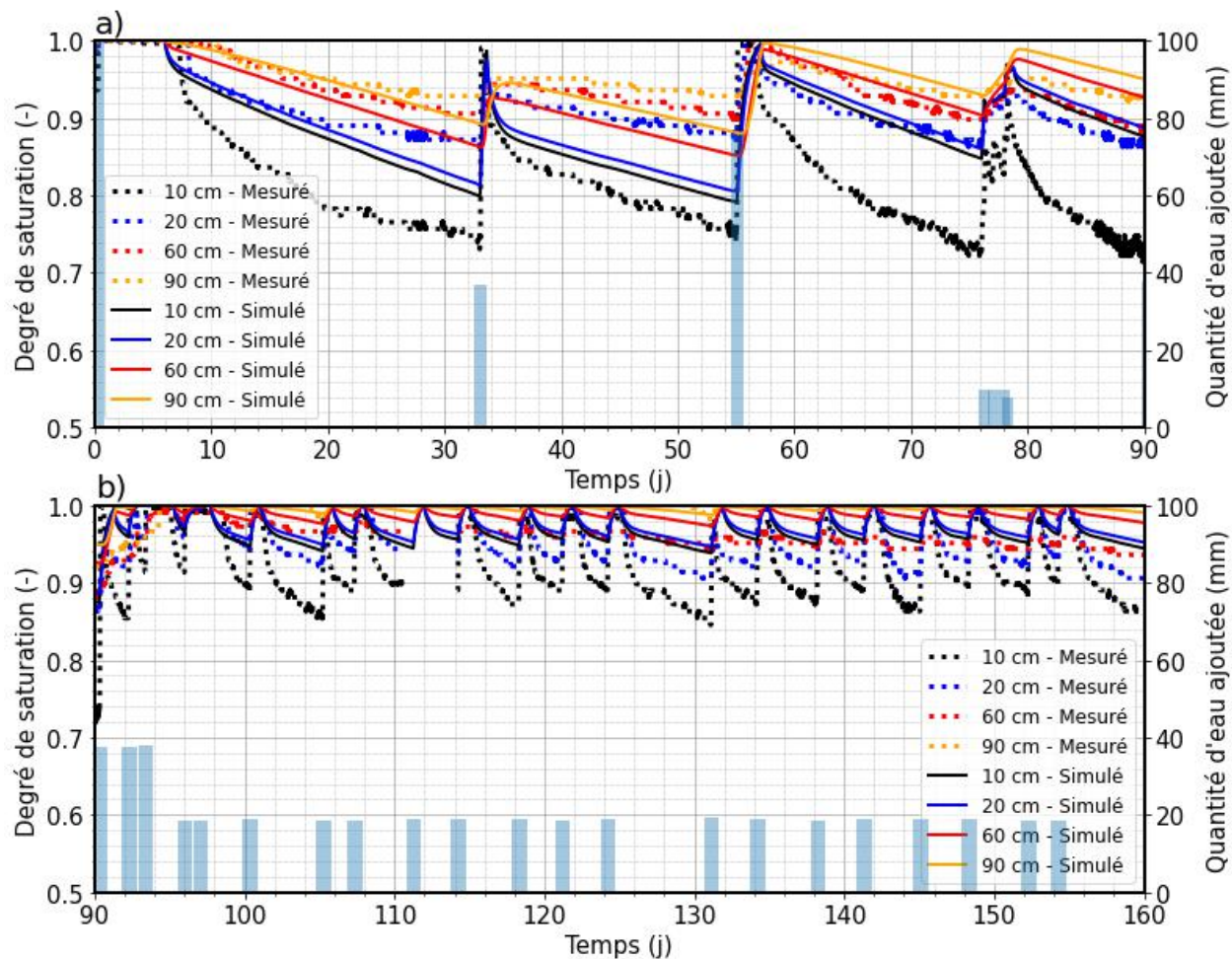


Figure 5.6 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et simulé (avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s) de la colonne 1 pour (a) les cycles longs (jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées.

La simulation présentée ci-haut avait été réalisée avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s. Or, la conductivité hydraulique saturée mesurée sur le terrain se situait entre 3×10^{-7} m/s et 2×10^{-6} m/s pour des conditions de compaction similaires aux colonnes expérimentales. Une simulation numérique supplémentaire a été réalisée avec la conductivité hydraulique minimale mesurée sur le terrain, soit 2×10^{-6} m/s, et a été comparée avec la simulation précédente (Figure 5.7). Cela permettait d'évaluer l'influence de la conductivité hydraulique saturée (qui n'avait pas été précisément mesurée dans les colonnes) sur les simulations.

Les deux simulations numériques reproduisaient le comportement hydrogéologique observé dans les colonnes de manière très similaire et montraient une différence maximale de 2% de degrés de saturation. Les principales différences entre les deux simulations étaient :

- La diminution du degré de saturation après l'ajout d'eau et l'atteinte du pic de saturation était légèrement plus rapide et abrupte pour une conductivité hydraulique élevée. Cela était particulièrement vrai à 10 et 20 cm de profondeur, où un changement dans la pente de désaturation était observé : une désaturation d'abord très rapide suite à l'ajout d'eau dû au drainage, suivi d'une désaturation plus lente et plus constante due à l'évaporation. Le degré de saturation pour une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s diminuait rapidement après l'atteinte du pic de saturation, avec une pente de désaturation très abrupte, alors que la diminution du degré de saturation pour une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s était plus graduelle. Par exemple, le degré de saturation à 10 cm de profondeur pour une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s augmentait de 0,90 à 1,0 suite à l'ajout d'eau du jour 124, puis diminuait à 0,92 presque immédiatement. En contraste, le degré de saturation à 10 cm de profondeur pour une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s demeurait saturé du jour 124 au jour 125 et ensuite diminuait jusqu'à 0,92 au jour 126.
- La pente de désaturation en surface, à 10 et 20 cm de profondeur, était légèrement plus abrupte pour une conductivité hydraulique plus faible. Par exemple, la pente de désaturation à 10 cm de profondeur entre les jours 36 et 54 était de -0,44% de degré de saturation par jour pour une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s et de -0,39% de degré de saturation par jour pour une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s. Par contre, les pentes de désaturation observées à 60 et 90 cm de profondeur étaient équivalentes pour les deux conductivités hydrauliques saturées. À titre d'exemple, la pente de désaturation à 60 cm de profondeur entre les jours 36 et 54 pour les deux conductivités hydrauliques saturées était -0,39% de degré de saturation par jour.

Les observations soulignées sont valables pour la CRE et les conditions frontières précisément appliquées (et décrites à la Section 5.1), car la fonction de conductivité hydraulique et la CRE sont des propriétés non linéaires interdépendantes qui dépendent des conditions de succion. C'est-à-dire

que la sensibilité du modèle à la conductivité hydraulique dépend et varie en fonction de la CRE et des conditions frontières qui définissent les conditions de succion.

Somme toute, les deux résultats de simulation étaient très similaires, à la principale différence que le passage du front de mouillage, c'est-à-dire l'augmentation et la diminution du degré de saturation après l'ajout d'eau était plus un peu plus graduels pour une conductivité hydraulique saturée plus faible (3×10^{-7} m/s). La simulation avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s reproduisait légèrement mieux les résultats mesurés, car la diminution du degré de saturation très rapide observée après l'ajout avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s était moins représentative des observations de laboratoire. La comparaison de la simulation avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s et des résultats mesurés est tout de même présentée à l'ANNEXE P.

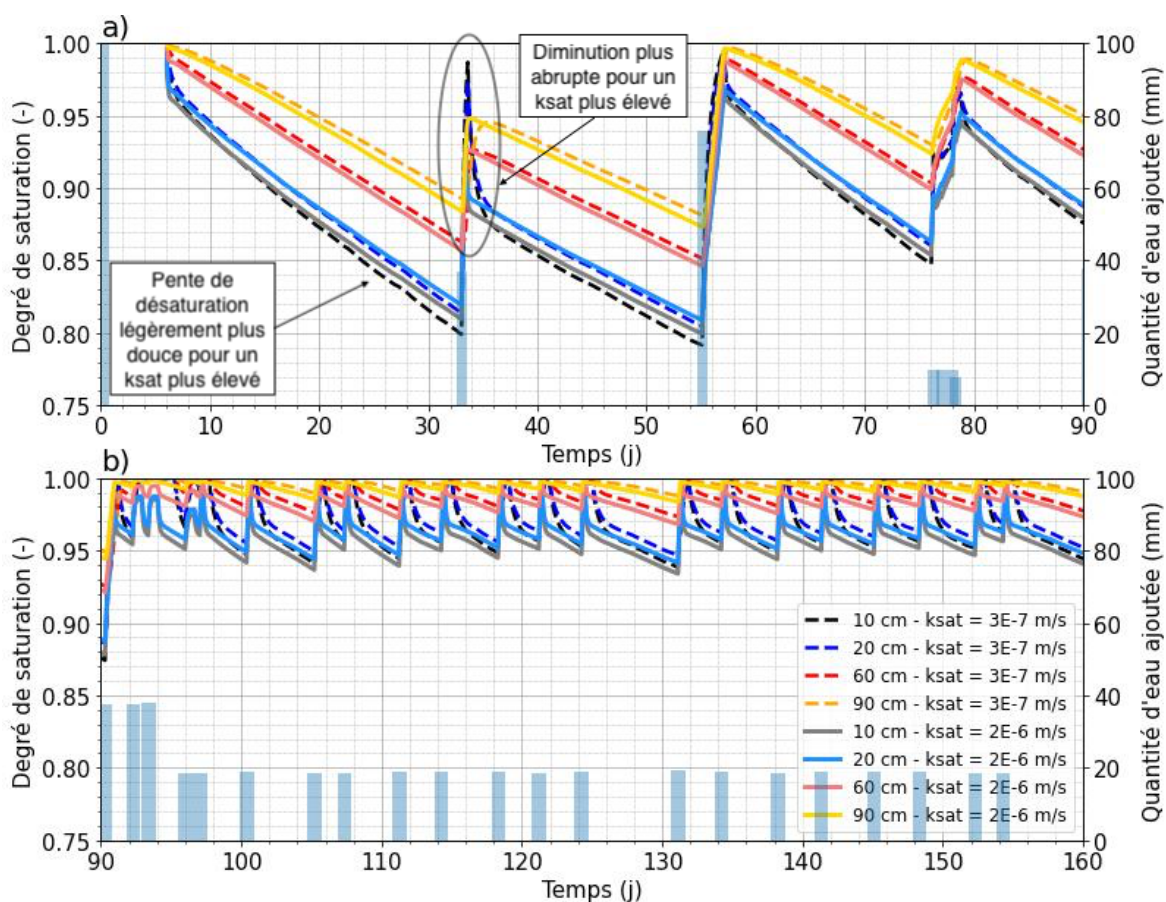


Figure 5.7 : Comparaison de l'évolution de degré de saturation simulé à partir d'une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s et de 2×10^{-6} m/s.

5.2.4 Comparaison de l'évolution de degré de saturation mesurée et simulé de la colonne 2

Comme vu précédemment, les essais en colonne étaient bien reproductibles (Section 3.8.3). Le modèle numérique a donc été utilisé pour reproduire les cycles de mouillages et séchage appliqués sur la colonne 2 (Figure 5.8). La colonne 2 avait été soumise des cycles plus longs et moins fréquents que la colonne 1. La géométrie et les propriétés du modèle étaient identiques à celles de la colonne 1, seule changeait la condition frontière supérieure qui a été ajustée afin de reproduire les cycles de mouillage (quantité d'eau ajoutée et fréquence de la colonne 2) appliqués au laboratoire. Tout comme pour la colonne 1, le modèle numérique reproduisait les tendances générales de saturation et désaturation lors des cycles de mouillages et de séchages, et le modèle surestimait les degrés de saturation, particulièrement durant les cycles courts et fréquents (jour 0 à 90; Figure 5.8). Le degré de saturation à 10 cm de profondeur était mieux simulé que pour la colonne 1, généralement avec moins de 10% d'erreur, mais le modèle ne reproduisait pas tout à fait les changements de pentes observées au laboratoire lors de la désaturation. Par exemple, le degré de saturation à 10 cm de profondeur était reproduit avec une erreur de moins de 3% lors du deuxième cycle, du jour 33 au jour 55. Or, le changement de pente de désaturation simulé se produisait le jour 35, alors que le changement de pente observée sur les données expérimentales se produisait au jour 38. Le modèle ne reproduisait pas la période de 5 jours où toutes les sondes étaient saturées durant le cycle 3 (jour 57).

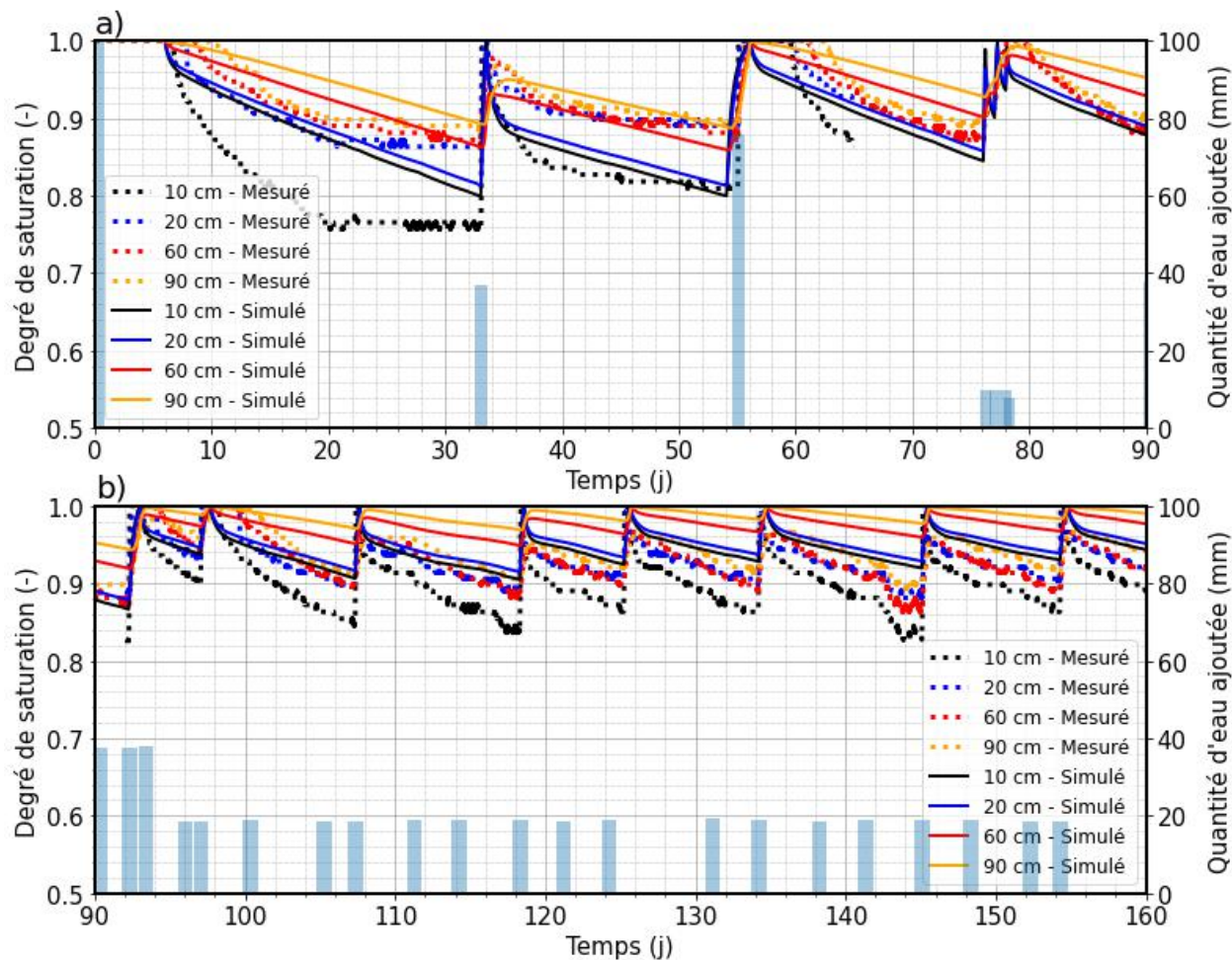


Figure 5.8 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et modélisé (avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s) de la colonne 2 pour (a) les cycles longs (jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées.

5.3 Principales conclusions

Les simulations numériques des essais en colonnes ont montré que :

- Le modèle reproduit l'augmentation rapide du degré de saturation suite à l'ajout d'eau et la diminution progressive dû au drainage et à l'évaporation. L'arrivée du front d'infiltration simulé coïncide particulièrement bien avec les résultats mesurés, et ce à toutes les profondeurs;

- La phase de désaturation par drainage est relativement bien reproduite avec une conductivité hydraulique faible (3×10^{-7} m/s) par contre, le modèle ne parvient pas à reproduire fidèlement la phase de désaturation par évaporation;
- Le modèle surestime significativement (parfois jusqu'à 0,15 degré) le degré de saturation mesuré, surtout près de la surface. Cette observation semble indiquer que la rétention d'eau est trop élevée dans le modèle numérique. Cela pourrait être dû à une sous-estimation de l'évaporation réelle ou une valeur d'entrée d'air trop élevée;
- Les simulations réalisées avec l'estimation de la FCH à partir d'une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s (valeur minimale) et de 2×10^{-6} m/s (valeur maximale mesurée sur le terrain) et pour la CRE utilisée ont montré des résultats très similaires avec une différence maximale de 2% en degrés de saturation.

La modélisation numérique est nécessaire pour évaluer le comportement hydrogéologique des PAR à grande échelle et à long terme et pour réaliser des analyses de sensibilité sur les paramètres de conception. Il est donc essentiel de s'assurer que le modèle numérique utilisé est fiable et applicable. L'applicabilité d'un code numérique est souvent vérifiée à travers une comparaison de résultats expérimentaux et numériques. Les travaux réalisés dans ce chapitre montrent que le module SEEP/W de GeoStudio permettait de reproduire qualitativement l'évolution du degré de saturation dans les colonnes, mais le modèle numérique a montré des limites dans la reproduction de la diminution du degré de saturation à la surface après le passage du front d'infiltration. Plus de travaux sont nécessaires pour comprendre les écarts importants entre les résultats numériques et expérimentaux. Il est toutefois intéressant de noter que le comportement hydrogéologique des colonnes était peu sensible aux variations de la FCH, du moins pour les simulations numériques avec des valeurs de conductivité hydraulique saturée à l'intérieur de la plage de valeurs observée sur le terrain. Les variations de la conductivité hydraulique saturée dans la plage de valeurs observées sur le terrain ne devraient donc pas modifier significativement le comportement hydrogéologique anticipé du PAR.

CHAPITRE 6 DISCUSSION

6.1 Synthèse des résultats

Des cycles de mouillages et séchages ont été appliqués à des résidus filtrés à l'aide de colonnes en laboratoire. Les résultats des essais en colonnes démontraient que :

- La diminution du degré de saturation en fonction du temps dépend de la quantité d'eau ajoutée, de la fréquence des cycles/durée de séchage et du degré de saturation initial;
- Le degré de saturation près de la surface est plus sensible aux conditions appliquées à la surface.
- Le degré de saturation reste plus élevé en profondeur qu'en surface;
- La diminution du degré de saturation près de la surface, suite à un ajout d'eau, est d'abord très rapide en raison de l'écoulement gravitaire et du taux d'évaporation maximal et la diminution devient ensuite plus lente et constante sous l'effet de l'évaporation. Le degré de saturation en profondeur montre une diminution plutôt constante tout au long de la période de séchage;
- La désaturation se fait principalement par évaporation, mais le drainage est plus important lorsque le degré de saturation initial et la quantité d'eau stockée dans les pores sont élevés;
- Le degré de saturation dans la colonne augmente lorsque la fréquence des cycles est plus grande et que les périodes de séchages sont moins longues;
- Le taux d'évaporation est plus élevé lorsque plus d'eau est disponible dans la colonne, c'est-à-dire lorsque le degré de saturation initial est élevé et que la quantité d'eau stockée dans les pores des résidus est grande.

Le suivi de la TEV sur le PAR offrait une perspective complémentaire à plus long terme prenant en compte l'effet de la topographie du PAR ainsi que les variables climatiques, comme les variations saisonnières, les écarts de températures et les précipitations. Les résultats ont démontré que :

- La zone la plus influencée par les conditions climatiques est proche de la surface (100 cm de profondeur et moins sur le site à l'étude) ;
- La TEV augmente lors de la fonte des neiges, diminue progressivement durant l'été et augmente durant l'automne
- L'orientation de la pente et la position sur la pente a une influence sur l'évolution de la TEV en réponse aux conditions climatiques ;
- Le dégel en profondeur se produit d'avril à juillet sur le site à l'étude et a un impact sur le bilan hydrique.
- Le dégel se produit plus tôt et la TEV est plus élevée au printemps sur la pente orientée vers le sud.
- La TEV était plus élevée en bas de pente qu'en haut de pente.

Somme tout, les essais en colonnes expérimentales étaient pertinents pour étudier le comportement hydrogéologique des résidus filtrés en conditions de laboratoire et l'étude de terrain offrait une perspective complémentaire à plus long terme prenant en compte les conditions climatiques. Les résultats des essais en colonnes et des observations de terrain se complétaient et certaines tendances observées au laboratoire ont pu être confirmées par les observations de terrain. Par exemple, la profondeur de pénétration du front d'infiltration observée en conditions de laboratoire (90 cm) et sur le terrain (100 cm) concordait. Cette corroboration soulignait la pertinence des essais en laboratoire pour reproduire le comportement des résidus filtrés à petite échelle. De plus, certaines tendances observées à petite échelle permettent d'anticiper les phénomènes hydrogéologiques qui se produiront sur le terrain. Par exemple, le drainage accru lorsque le degré de saturation dans les colonnes expérimentales était élevé (supérieur à 90%) et la prédominance de l'évaporation lorsque le degré de saturation était plus faible (70% à la surface) suggèrent que la saturation élevée sur le PAR lors de la fonte des neiges au printemps peut entraîner un drainage plus important, tandis que l'évaporation prédominerait lors des périodes sèches. Aussi, le taux d'évaporation plus élevé observé lorsque le degré de saturation et la quantité d'eau stockée dans les pores étaient élevés suggère que, pour une même demande évaporitive, plus d'évaporation se produirait où il y a plus d'eau disponible, par exemple en bas de pente.

La capacité du logiciel SEEP/W de GeoStudio à simuler le comportement hydrogéologique des résidus filtrés a été évaluée par la reproduction numérique des résultats expérimentaux obtenus au laboratoire. Les résultats montraient que :

- L'évolution du degré de saturation des résidus filtrés près de la surface peut être reproduite d'une façon qualitative, mais la diminution du degré de saturation après le passage du front d'infiltration n'est pas fidèlement reproduite et mène à une surestimation significative du degré de saturation près de la surface;
- L'évolution du degré de saturation des résidus filtrés en profondeur est reproduite avec une assez bonne corrélation;
- Le fait que le modèle reproduit moins bien le comportement des résidus à la surface peut être expliqué par une sous-estimation de l'évaporation actuelle à la surface du modèle et/ou par une capacité de rétention d'eau trop élevée due à une valeur d'entrée d'air du matériau trop élevée.

Les outils de modélisation numérique sont souvent utilisés sous l'hypothèse que le climat est relativement constant à travers le site à l'étude. Toutefois, les données des stations de suivi du terrain ont montré des réponses hydrogéologiques variant de manière différente selon l'orientation des pentes et selon la position sur la pente sous les mêmes conditions climatiques. Cela démontre que le microclimat d'un site peut être influencé par la topographie et que l'effet d'une pente et de son orientation devrait être pris en compte dans l'approche de modélisation numérique du terrain et dans l'interprétation des résultats de simulations numériques.

6.2 Limites de l'étude

6.2.1 Limites des essais en colonnes

Les essais en colonnes expérimentales sont certainement un outil utile pour comprendre le comportement hydrogéologique des résidus filtrés, mais certaines limitations doivent être soulignées. Par exemple, les résultats reposent sur les mesures de sondes et ces instruments

présentent des limitations importantes. Une différence importante entre la TEV mesurée au démantèlement des colonnes et mesurée par les sondes avait d'ailleurs été soulignée à la Section 3.7.1. Cette différence pouvait être due à l'imprécision de l'instrumentation et à la procédure de démantèlement des colonnes.

Le traitement des données ne tenait pas compte de l'hétérogénéité des propriétés à travers les colonnes, la sensibilité des sondes aux facteurs externes et de l'effet d'hystérésis de la CRE. Le traitement de données consistait à convertir la succion matricielle brute en degré de saturation à l'aide de la CRE expérimentale des colonnes reconstituée à partir des couples de degrés de saturation et de succion mesurés. L'utilisation de cette CRE expérimentale des colonnes supposait une certaine homogénéité des propriétés des résidus dans les colonnes. De légères variations avaient été observées dans les profils verticaux des propriétés des résidus (Section 3.6.1) et soulèvent des questions sur la représentativité des résultats sur toute la profondeur des colonnes. L'utilisation de cette CRE expérimentale des colonnes supposait que la CRE dans les résidus lors des phases de mouillages et séchages était la même. En réalité, un effet d'hystérésis peut être observé dans la CRE et l'AEV est plus faible lors du mouillage et plus élevée lors du séchage (Hillel, 2003; Maqsoud et al., 2012). De plus, les sondes EC-5 (utilisées pour la reconstitution de la CRE expérimentale des colonnes) peuvent être influencées par la salinité, une limitation soulignée par Ayang (2021). Une salinité élevée avait été observée dans les colonnes (Figure 3.10), or l'effet de la salinité n'a pas été directement mesuré et quantifié dans le cadre de cette étude.

La procédure de démantèlement pouvait également induire des erreurs pouvant expliquer l'écart entre la TEV mesurée au démantèlement et par les sondes (Section 3.7.1). Les teneurs en eau massiques étaient possiblement sous-estimées en raison du délai entre l'exposition des tranches à l'air et la prise de mesure de la masse. Il est également possible que l'échantillon prélevé pour la mesure de la teneur en eau n'ait pas été représentatif de la teneur en eau globale, car la teneur en eau des tranches pouvait varier spatialement à même la tranche. Le volume des tranches pouvait également être sous-estimé ou surestimé en raison de l'incertitude sur les mesures de dimensions des tranches.

6.2.1.1 Représentativité des conditions réelles

L'écoulement de l'eau dans des résidus filtrés dépend de processus hydrogéologiques complexes. Les essais en colonnes et les conditions en laboratoire ne peuvent pas reproduire parfaitement les conditions complexes du terrain, en raison d'hypothèses simplificatrices dans la configuration des colonnes et également de quelques défaillances des colonnes. Les résultats doivent donc être interprétés de manière avisée et dans le contexte spécifique d'essais en colonnes en laboratoire.

Les colonnes de laboratoire ne permettaient pas d'étudier les effets de la topographie. Par exemple, le ruissellement est un élément important du bilan d'eau qui n'a pas été considéré dans les essais en colonnes, car la surface était horizontale. L'inclinaison de la surface influence l'infiltration, particulièrement sur un PAR, où l'infiltration serait réduite sur les surfaces inclinées, mais plus importante au pied des bancs du PAR. L'effet de pente influence également l'évaporation (Weeks & Wilson, 2006).

Un espace d'environ 0,5 cm de large et 0,5 cm de profond entre les résidus et la paroi à la surface de la colonne avait été observé (particulièrement visible sur la Figure 3.10 b), ainsi que des fentes de dessiccation (Figure 3.9). Ces interstices pouvaient agir comme chemin d'écoulement préférentiel et donc augmenter la conductivité hydraulique de la couche superficielle. Ils pouvaient aussi agir comme plan d'évaporation supplémentaire. Des zones de précipitation de sels avaient été observées (voir Chapitre 5) et pouvaient limiter l'évaporation (Fisseha et al., 2010; Hillel, 2003).

6.2.2 Limites des données de terrain

Les stations de suivi fournissent des données précieuses pour le suivi à long terme du comportement hydrogéologique de parc à résidus, mais présentent toutefois des limitations qui doivent être prises en compte dans l'interprétation :

- Au niveau de l'instrumentation, aucune calibration n'a été appliquée aux données brutes des lectures de sondes. Les sondes devraient être calibrées dans les conditions spécifiques du terrain (même résidus et même porosité) pour valider leur bon fonctionnement et augmenter la précision des lectures (Patrignani et al., 2022). Les résultats des échantillons prélevés lors de l'installation des sondes n'étaient pas disponibles au moment d'écrire ce

mémoire. Ainsi, la porosité exacte des résidus filtrés à l'emplacement des sondes n'était pas connue. Les données de porosité auraient été utiles pour vérifier la précision des sondes et pour comparer les données en termes de degrés de saturation. La variation de la porosité peut induire un biais dans l'interprétation des données de teneur en eau, car une même teneur en eau peut représenter des conditions de saturation différentes en fonction de la porosité à chaque emplacement. D'ailleurs, l'installation des sondes perturbe les résidus en place et modifie temporairement les propriétés de compaction ou de tassement. Les résidus et l'eau peuvent prendre un certain temps à se redistribuer et retrouver un état stable. Ainsi, les résultats de la première année d'installation des stations de suivi (2019) n'ont pas été considérés dans l'interprétation des données, afin d'éviter de tirer des conclusions à partir de données non représentatives de l'état relativement équilibré du PAR.

- Les propriétés physiques des résidus peuvent évoluer au fil du temps en raison des cycles de mouillages ou de gel-dégel et de la consolidation. Cela n'a pas été pris en compte.
- La période de fonte de neige durant le printemps a été identifiée comme un moment critique engendrant des variations significatives de la TEV. Le suivi de l'épaisseur du couvert de neige durant les hivers aurait été nécessaire pour approfondir l'interprétation des données.
- Les données piézométriques n'ont pas été prises en compte, mais auraient permis d'avoir une meilleure compréhension et une meilleure vue d'ensemble sur le comportement hydrogéologique du PAR filtrés.

6.2.3 Limites des simulations numériques

Les simulations numériques sont un outil intéressant pour comprendre le comportement hydrogéologique des résidus filtrés. Le modèle numérique a toutefois été construit à partir d'hypothèses et de simplifications des conditions réelles et présente quelques limitations :

- D'abord, les simulations numériques étaient basées sur l'hypothèse que les résidus filtrés sont homogènes et isotropes à travers la colonne. Le modèle homogène ne prenait pas prendre en compte les profils verticaux qui montraient une légère variabilité des propriétés et les simulations ont été réalisées en utilisant les propriétés moyennes, ce qui peut donner des résultats non représentatifs des conditions réelles (Klebson Belarmino dos Santos et al.,

2022). De plus, les interfaces entre les couches de compaction qui étaient parfois visibles (voir Figure 3.8) pouvaient induire une certaine anisotropie de la conductivité hydraulique.

- Les simulations numériques négligeaient l'effet d'hystérésis de la CRE, ce qui n'est pas représentatif des conditions réelles (voir les limitations des essais en colonnes). Cette simplification peut induire des erreurs, car la CRE contrôle les flux d'eau lors de l'infiltration et de l'évaporation.
- La géométrie simplifiée du modèle unidimensionnel assumait que l'écoulement était strictement vertical et la condition de drainage avait été appliquée à la base du modèle. En réalité, les colonnes expérimentales avaient un drain latéral près de la base plutôt qu'un drain placé directement à la base. L'emplacement du drain sur le côté de la colonne pouvait entraîner un écoulement directionnel vers le drain latéral et le modèle unidimensionnel ne permettait pas de prendre en compte cet écoulement latéral.
- La condition frontière d'interaction sol-climat ne prenait pas en compte la complexité des conditions réelle, notamment la colonne d'eau qui se formait sur la surface lors des ajouts d'eau et le fait que la configuration des colonnes n'admettait pas de ruissellement. L'application rapide d'eau lors des cycles de mouillages et l'absence de ruissellement dans la colonne menaient à la formation d'une colonne d'eau à la surface jusqu'à ce que l'eau se soit entièrement infiltrée. Cette colonne d'eau pouvait mettre jusqu'à 4 jours pour s'infiltrer complètement lors des cycles de précipitations extrêmes (par exemple lors du cycle 1). Cette accumulation d'eau à la surface ne pouvait pas être reproduite avec une condition d'interaction sol-climat, et causait deux limitations aux simulations. D'abord, l'évaporation qui se produisait à partir de cette surface d'eau libre correspondait à l'évaporation potentielle et était probablement plus élevée que l'évaporation simulée par le modèle à partir de la surface humide des résidus sans présence d'une colonne d'eau. Ensuite, la charge de pression d'eau créée par l'accumulation d'eau à la surface augmentait le taux d'infiltration, ce qui était un effet que le modèle ne pouvait pas reproduire. Enfin, les précipitations définies dans la condition frontière ont dû être ajustées pour reproduire l'application des cycles d'eau sans ruissellement. La durée des précipitations a dû être étendue afin que l'eau s'infilte progressivement à un taux réaliste qui permettait d'éviter la simulation de ruissellement, plutôt que de laisser le modèle le déterminer.

- Le logiciel calculait l'évaporation actuelle avec l'équation de Penman-Wilson à partir de l'humidité relative, les radiations solaires, l'albédo et de la vitesse du vent. La mesure de ces paramètres pouvait présenter une certaine incertitude et induire une erreur dans les simulations. Par exemple, la sonde mesurant l'humidité relative et la température était placée dans la même pièce que les colonnes lors des essais, mais l'humidité relative et la température directement à la surface des résidus (où l'évaporation se produit) pouvait être légèrement différente.
- L'évaporation actuelle simulée aurait également pu être calculée à partir de données de l'évaporation potentielle mesurée au laboratoire. Le suivi de l'évaporation potentielle durant les cycles de mouillage et séchage au laboratoire aurait possiblement permis d'obtenir une meilleure simulation des essais en colonnes.

CHAPITRE 7 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les résidus miniers sont conventionnellement entreposés sous forme de pulpe dans des PAR ceinturés de digues. Or, le risque de ruptures de digues est un enjeu majeur associé aux PAR conventionnels, notamment en raison la susceptibilité des résidus miniers à la liquéfaction et la grande quantité d'eau contenue dans le PAR. La déposition des résidus sous forme filtrée, c'est-à-dire à une teneur en eau réduite, se présente comme une alternative qui permet d'améliorer les propriétés géotechniques des PAR et qui ne nécessite pas de digues de retenue. Les résidus filtrés doivent conserver leurs conditions non saturées pour atteindre une densité sèche et assurer la stabilité des aires d'entreposage de résidus filtrés. L'exposition des PAR filtrés aux conditions climatiques peut mener à la resaturation des résidus. La gestion des eaux sur les PAR filtrés joue donc un rôle crucial pour assurer leur pérennité.

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'effet des conditions climatiques sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés à partir d'essais en laboratoire, d'observations de terrain et de simulations numériques. La densité relative des grains, la distribution granulométrique et la CRE des résidus filtrés ont été mesurés au laboratoire. L'évolution du degré de saturation et du bilan hydrique de colonnes expérimentales instrumentées ont été suivi lors de cycles de mouillage et séchage en laboratoire. Une visite de terrain a été réalisée sur un PAR filtrés pour échantillonner les résidus filtrés et mesurer les propriétés *in-situ* du PAR. Des essais au perméamètre de Guelph ont également été réalisés pour mesurer la conductivité hydraulique saturée *in-situ* sur le PAR. L'évolution de la TEV a été analysée à l'échelle du terrain grâce à six stations de suivi installées sur le PAR filtrés. Des simulations numériques sur SEEP/W ont été réalisées pour vérifier la capacité du logiciel à reproduire les essais en colonnes expérimentales.

7.1 Conclusions

Les principales conclusions de cette étude sont :

- La TEV est influencée par le degré de saturation initial, la quantité d'eau ajoutée, la fréquence des ajouts d'eau, la durée de période de séchage (Chapitre 3) et les conditions climatiques (Chapitre 4)

- La zone la plus influencée par les conditions climatiques à la surface est proche de la surface (100 cm de profondeur et moins ; Chapitre 3 et Chapitre 4).
- Le drainage augmente et le taux d'évaporation est plus élevé lorsque le degré de saturation initial et la quantité d'eau stockée dans les pores sont élevés (Chapitre 3).
- L'évolution de la TEV pour les mêmes conditions climatiques varie selon l'orientation de la pente et la position sur la pente (Chapitre 4). Par exemple, la TEV est généralement plus élevée sur la pente orientée vers le sud et les résidus sont plus saturés en bas de pente qu'en haut de pente;
- Le dégel à la surface du PAR se produit progressivement d'avril (à la surface) à juillet (à 150 cm de profondeur) et le dégel se produit plus tôt sur la pente orientée vers le Sud (Chapitre 4);
- La fonte de neige au printemps est un moment critique où une infiltration importante se produit sur une courte période (Chapitre 4);
- Les simulations numériques permettent de reproduire l'augmentation rapide du degré de saturation après les ajouts d'eau, mais ont de la difficulté à reproduire la phase de désaturation par évaporation et surestiment significativement le degré de saturation (Chapitre 5).

Les résultats de cette étude sur le comportement hydrogéologique des résidus filtrés ont des implications pratiques pour la gestion et la stabilité à long terme des PAR filtrés. Les principales implications pratiques sont :

- Les résidus filtrés près de la surface montraient des variations de TEV plus rapides et plus fortes qu'en profondeur et étaient plus influencés par les conditions climatiques. La variation de la TEV des résidus filtrés près de la surface variait également en fonction de l'emplacement sur le PAR. En contraste, les résidus filtrés en profondeur semblaient moins sensibles aux variations des conditions climatiques à la surface et ne montraient généralement pas de grandes différences selon l'emplacement sur le PAR. La variation de la TEV en profondeur pourrait être considérée comme un indicateur du comportement hydrogéologique à plus long terme et devrait être surveillée attentivement;

- La période de fonte des neiges était un moment critique associé à une infiltration significative et souligne la nécessité d'une surveillance accrue du PAR durant le printemps. D'ailleurs, les essais en colonnes avaient montré que le drainage était plus important lorsque le degré de saturation des résidus filtrés était élevé et que plus d'eau était contenue dans les pores. Cette observation est pertinente pour le terrain et suggère que la saturation élevée sur le PAR lors de la fonte des neiges au printemps pourrait entraîner un drainage plus important. Une gestion saisonnière, telle que la gestion de la neige sur le PAR, pourrait être nécessaire pour atténuer les risques associés à une infiltration rapide.
- Des zones spécifiques considérées plus sensibles aux conditions climatiques ont été identifiées et pourraient nécessiter une surveillance particulière, notamment le bas des pentes du PAR était plus saturé que le haut des pentes, et la pente orientée vers le sud montrait une TEV généralement plus élevée que la pente orientée vers le nord.

Ces périodes et ces zones critiques devraient être intégrées dans la planification de la déposition de résidus.

7.2 Recommandations

Les principales recommandations de cette étude sont :

- Une calibration spécifique de chacune des sondes de TEV des colonnes expérimentales pourrait être réalisée pour améliorer davantage leur précision. De plus, une calibration prenant en compte la salinité de l'eau interstitielle des résidus filtrés permettrait d'augmenter significativement la confiance envers les résultats des sondes de TEV.
- Les propriétés physiques des résidus peuvent changer au cours du temps. Il aurait donc été intéressant de mesurer cette variation dans le temps des propriétés physiques. Malheureusement, les propriétés (telles que la porosité et la densité sèche) mesurées au démontage des colonnes n'ont pas pu être comparées avec les données au montage des colonnes en raison de données manquantes. De la même manière, les données complètes des échantillons prélevés lors de l'installation des stations de suivi n'étaient pas disponibles au moment d'écrire ce mémoire.

- Une calibration spécifique devrait être réalisée sur les sondes des stations de suivi sur le PAR pour valider leur précision.
- Le dégel du printemps a été identifié comme un moment critique pour l'infiltration dans le PAR. Une meilleure compréhension des phénomènes de dégel et d'infiltration durant cette période serait donc nécessaire. Des données sur l'épaisseur de la couverture de neige et la variabilité spatiale du couvert de neige (notamment sur les pentes sud et nord et en haut et en bas de pente) permettraient de mieux interpréter les données de TEV et de mieux comprendre les différences observées. L'obtention des données des stations de suivi durant l'hiver permettrait de détecter si le gel à la surface du PAR est continu tout au long de l'hiver ou si des périodes de dégel (et potentiellement d'infiltration) et regel ont lieu au milieu de l'hiver.
- Une analyse de sensibilité sur la CRE et la conductivité hydraulique permettrait de mieux comprendre l'impact de ces paramètres sur le comportement global du modèle. L'ajustement de la conductivité hydraulique et la CRE pourrait éventuellement permettre de mieux refléter les caractéristiques moyennes des résidus filtrés observées afin que le modèle simule la réponse moyenne des résidus filtrés sur toute la colonne et réduire l'écart entre les données des colonnes et les simulations. La caractérisation de la CRE en mouillage et en séchage pourrait également être réalisée et être utilisée dans les simulations pour prendre en compte l'effet d'hystérésis.
- Une analyse paramétrique devrait être réalisée sur le modèle numérique des colonnes pour évaluer davantage l'influence des paramètres climatiques définis dans le logiciel.
- Des simulations 2D des observations de terrain pourraient être réalisées pour vérifier la capacité du logiciel à reproduire les conditions de terrain et pour étudier les fluctuations du niveau de la nappe phréatique dans le PAR. Les propriétés *in situ* mesurées lors de la campagne d'échantillonnage et les différentes CRE mesurées au *pressure plate* pourraient être utilisées dans le modèle numérique du PAR pour prendre en compte la variabilité des propriétés des résidus filtrés (Klebson Belarmino dos Santos et al., 2022). Une analyse paramétrique pourrait être réalisée pour évaluer l'influence de différents paramètres climatiques. D'ailleurs, des projections climatiques pourraient être appliquées au modèle pour évaluer les effets des changements climatiques sur le comportement hydrogéologique

du PAR filtrés. Ce modèle 2D pourrait également être utilisé pour prendre en compte l'effet des inclusions de roches stériles dans le PAR.

- Des simulations couplées du comportement hydrogéologique et thermique du PAR seraient très pertinentes étant donné que la fonte de neige a été identifiée comme une période critique pour l'infiltration.
- Les données des niveaux piézométriques n'ont pas été utilisées dans le cadre de cette étude, mais sont des informations très pertinentes qui devraient être analysées pour mieux comprendre la dynamique d'infiltration et de drainage en profondeur.
- Finalement, les données de terrain utilisées dans le cadre de cette étude provenaient d'une phase du PAR qui était complétée, c'est-à-dire qu'il n'y avait pas de déposition active en cours. Il serait pertinent d'étudier (expérimentalement, numériquement ou avec d'autres observations de terrain) comment le comportement hydrogéologique des résidus évolue pendant la déposition des résidus filtrés pour évaluer l'influence de la durée d'exposition et de l'épaisseur des couches de déposition.

RÉFÉRENCES

- Andersland, O. B., & Ladanyi, B. (2004). Frozen ground engineering. John Wiley & Sons.
- ASTM. (2016a). ASTM-5084-16a Hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2016b). ASTM-D6836-16 Determination of the soil water characteristic curve for desorption using hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, or centrifuge. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2017). ASTM-D1140-14 Determining the amount of material finer than 75- μm (No. 200) sieve in soils by washing. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2018). ASTM D3385-18 Standard test method for infiltration rate of soils in field using double-ring infiltrometer. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2020). ASTM-D2487 Standard classification of soils for engineering purposes. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2021a). ASTM-D6913-04 Particle size distribution of soils using sieve analysis. ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2021b). D698—12 Standard test methods for laboratory compaction characteristics of soil using standard effort (12,400 ft-lbf/ft³ (600 kN-m/m³)). ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2022). ASTM D2434-22 Standard test method for permeability of granular soils (Constant head). ASTM International. www.astm.org.
- ASTM. (2023). ASTM-D854-14 Specific gravity of soil solids by water pycnometer. ASTM International. www.astm.org.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Bernier, L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers. Presses internationales Polytechnique.

- Aubertin, M., Bussiere, B., & Chapuis, R. P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.
<https://doi.org/10.1139/t96-068>
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*.
<https://doi.org/10.1139/t03-054>
- Awoh, A., Mbonimpa, M., Bussière, B., Plante, B., & Bouzahzah, H. (2014). Laboratory study of highly pyritic tailings submerged beneath a water cover under various hydrodynamic conditions. *Mine Water and the Environment*, 33, 241-255.
<https://doi.org/10.1007/s10230-014-0264-x>
- Ayang, L. (2021). Effets des conditions climatiques et de la déposition sur le comportement hydrogéochimique des résidus filtrés réactifs [Mémoire de maîtrise]. Polytechnique Montréal.
- Azam, S., & Li, Q. (2010, juillet 20). Tailings dam failures : A review of the last one hundred years. *Geotechnical news*, 28(4), 50-54.
- Baker, D. G., Ruschy, D. L., & Wall, D. B. (1990). The albedo decay of prairie snows. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 29(2), 179-187. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1990\)029<0179:TADOPS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1990)029<0179:TADOPS>2.0.CO;2)
- Baldocchi, D., Hicks, B., & Meyers, T. (1988). Measuring biosphere-atmosphere exchanges of biologically related gases with micrometeorological methods. *Ecology*, 69, 1331-1340.
<https://doi.org/10.2307/1941631>
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., & Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation.

International Journal of Mineral Processing, 60(1), 57-74. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(00\)00006-5](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(00)00006-5)

Black, D. L., McQuay, M. Q., & Bonin, M. P. (1996). Laser-based techniques for particle-size measurement : A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science*, 22(3), 267-306. [https://doi.org/10.1016/S0360-1285\(96\)00008-1](https://doi.org/10.1016/S0360-1285(96)00008-1)

Blight, G. E. (2009). *Geotechnical engineering for mine waste storage facilities*. CRC press.

Blight, G. E. (2013). *Unsaturated soil mechanics in geotechnical practice*. CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/b15239>

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2005). The geochemistry of acid mine. *Environmental Geochemistry*, 9, 149.

Boulanger-Martel, V. (2019). Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/4113/>

Bowen, I. S. (1926). The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. *Physical Review*, 27(6), 779-787. <https://doi.org/10.1103/PhysRev.27.779>

Bréard Lanoix, M.-L. (2017). Caractérisation des propriétés hydrogéologiques de la couche de contrôle des écoulements placée sur la halde à stériles expérimentale à la mine du lac Tio [Mémoire de maîtrise], École Polytechnique de Montréal.
<https://publications.polymtl.ca/2590/>

Bresson, E., Gandonou, M., Hotton, G., Labonté-Raymond, P. L., Lieber, E., Bussière, B., Demers, I., Pabst, T., & Roy, P. (2018). Efficacité des méthodes de gestion et de restauration des rejets miniers en Abitibi-Témiscamingue face aux changements climatiques.

- Broadhurst, J. L., & Harrison, S. (2015). A desulfurization flotation approach for the integrated management of sulfide wastes and acid rock drainage risks. In Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage & IMWA Annual Conference, Santiago, Chile (pp. 21-24).
- Brooks & Corey. (1964). Hydraulic properties of porous media and their relation to drainage design. Transactions of the ASAE, 7(1), 0026-0028. <https://doi.org/10.13031/2013.40684>
- Bussière, B. (2007). Colloquium 2004 : Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, 44(9), 1019-1052. <https://doi.org/10.1139/T07-040>
- Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). Hard rock mine reclamation : From prediction to management of acid mine drainage. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315166698>
- Cacciuttolo Vargas, C., & Pérez Campomanes, G. (2022). Practical experience of filtered tailings technology in Chile and Peru : An environmentally friendly solution. Minerals, 12(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/min12070889>
- Carneiro, A., & Fourie, A. (2020). Assessing the impacts of uncertain future closure costs when evaluating strategies for tailings management. Journal of Cleaner Production, 247, 119173. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119173>
- Chapuis, & Aubertin. (2003). On the use of the Kozeny Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, 40(3), 616-628.
- Chapuis, R. (2012). Influence of element size in numerical studies of seepage : Small-scale details. Geotechnical News - Groundwater.
- Chapuis, R., Chenaf, D., Bussière, B., Aubertin, M., & Crespo, R. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. Canadian Geotechnical Journal, 38, 1113-1126. <https://doi.org/10.1139/t01-055>

- Chapuis, R., & Légaré, P.-P. (1992). A simple method for determining the surface area of fine aggregates and fillers in bituminous mixtures (R. Meininger, Éd.; p. 177-177-10). ASTM International. <https://doi.org/10.1520/STP24217S>
- Chapuis, R. P. (2009). Numerical modeling of reservoirs or pipes in groundwater seepage. *Computers and Geotechnics*, 36, 895-901. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2009.01.005>
- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2011). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*.
<https://doi.org/10.1139/t03-013>
- Cincilla, W., Landriault, D. A., & Verburg, R. (1997). Application of paste technology to surface disposal of mineral wastes. *Tailings and mine waste'97*, 343-356.
- Conway, H., Gades, A., & Raymond, C. F. (1996). Albedo of dirty snow during conditions of melt. *Water Resources Research*, 32(6), 1713-1718. <https://doi.org/10.1029/96WR00712>
- Crystal, C., Hore, C., & Ezama, I. (2018). Filter-pressed dry stacking : Design considerations based on practical experience. *Tailings and mine waste 2018–Proceedings of the 24th international conference on tailings and mine waste*, 30, 209-219.
- Cui, Y.-J., & Zornberg, J. G. (2009). Water balance and evapotranspiration monitoring in geotechnical and geoenvironmental engineering. *Laboratory and Field Testing of Unsaturated Soils*, 171-186.
- Daliri, F., Simms, P., & Sivathayalan, S. (2016). Shear and dewatering behaviour of densified gold tailings in a laboratory simulation of multi-layer deposition. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(8), 1246-1257. <https://doi.org/10.1139/cgj-2014-0411>
- Davies, M. (2018). Filtered dry stacked tailings-The fundamentals.

- Davies, M., Lupo, J., Martin, T., McRoberts, E., & Ritchie, M. M. & D. (2011). Dewatered tailings practice – trends and observations. Dans Tailings and Mine Waste 2010. CRC Press.
- Davies, M. P., & Rice, S. (2001). An alternative to conventional tailing management – “dry stack” filtered tailings. Dans Tailings and Mine Waste '01. CRC Press.
- Deiminiat, A., Li, L., & Pabst, T. (2023). Experimental study on specimen size effect and the minimum required specimen diameter to maximum particle size ratio for constant head permeability tests. *Environmental Earth Sciences*, 82(14), 355.
<https://doi.org/10.1007/s12665-023-11029-4>
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.
- Dirksen, C., & Dasberg, S. (1993). Improved calibration of time domain reflectometry soil water content measurements. *Soil Science Society of America Journal*, 57(3), 660-667.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700030005x>
- Elrick, D. E., & Reynolds, W. D. (1992). Methods for analyzing constant-head well permeameter data. *Soil Science Society of America Journal*, 56(1), 320-323.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600010052x>
- Fala, O., Aubertin, M., Molson, J., Bussière, B., Wilson, G., Chapuis, R., & Martin, V. (2003). Numerical modelling of unsaturated flow in uniform and heterogeneous waste rock piles. Proceedings, Sixth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Fank, J. (2011). Lysimeters : A tool for measurements of soil fluxes (p. 428-431). Dordrecht: Springer-Verlag.

- Fisseha, B., Bryan, R., & Simms, P. (2010). Evaporation, unsaturated flow, and salt accumulation in multilayer deposits of “paste” gold tailings. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 136(12), 1703-1712.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000367](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000367)
- Franks, D. M., Stringer, M., Torres-Cruz, L. A., Baker, E., Valenta, R., Thygesen, K., Matthews, A., Howchin, J., & Barrie, S. (2021). Tailings facility disclosures reveal stability risks. *Scientific Reports*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84897-0>
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H., & Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons. <https://cornell-library.skillport.com/skillportfe/main.action?assetid=49783>
- 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>
- Fredlund, D., & Houston, S. L. (2013). Interpretation of soil-water characteristic curves when volume change occurs as soil suction is changed. *Advances in Unsaturated Soils - Proceedings of the 1st Pan-American Conference on Unsaturated Soils, PanAmUNSAT 2013*, 15-31. <https://doi.org/10.1201/b14393-4>
- Fredlund, M. D., Wilson, G. W., & Fredlund, D. G. (2002). Use of the grain-size distribution for estimation of the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 39(5), 1103-1117.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.
- Fresser, W. (2019). *Modélisation numérique de l'érosion éolienne en application sur des aires d'entreposage de résidus miniers [Mémoire de maitrise]*. École Polytechnique de Montréal. <https://publications.polymtl.ca/3915/>

- Fujiyasu, Y., & 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.
- Furnell, E., Bilaniuk, K., Goldbaum, M., Shoaib, M., Wani, O., Tian, X., Chen, Z., Boucher, D., & Bobicki, E. R. (2022). Dewatered and stacked mine tailings : A review. *ACS ES&T Engineering*, 2(5), 728-745. <https://doi.org/10.1021/acsestengg.1c00480>
- Gandonou, M. (2019). Effet des changements climatiques sur la stabilité géotechnique d'un parc à résidus [Mémoire de maitrise]. École Polytechnique de Montréal.
- Gardner, W. R. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85(4), 228.
- GEO-SLOPE International Ltd. (2012). Seepage Modeling with SEEP/W.
- Gervais, D., Roy, C., Thibault, A., Pednault, C., & Doucet, D. (2014). Technical report on the mineral resource and mineral reserve estimates for the Canadian Malartic property – NI 41-101- Mine Canadian Malartic.
- Gomes, R. B., De Tomi, G., & Assis, P. S. (2016). Iron ore tailings dry stacking in Pau Branco mine, Brazil. *Journal of Materials Research and Technology*, 5(4), 339-344.
<https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2016.03.008>
- Gowing, J. W., Konukcu, F., & Rose, D. A. (2006). Evaporative flux from a shallow watertable : The influence of a vapour–liquid phase transition. *Journal of Hydrology*, 321(1), 77-89.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.035>

- Green, R. E., & Corey, J. C. (1971). Calculation of hydraulic conductivity : A further evaluation of some predictive methods. *Soil Science Society of America Journal*, 35(1), 3-8.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500010010x>
- Green, W. H., & Ampt, G. A. (1911). Studies on soil physics. *The Journal of Agricultural Science*, 4(1), 1-24. <https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>
- Gunson, A. J., Klein, B., Veiga, M., & Dunbar, S. (2012). Reducing mine water requirements. *Journal of Cleaner Production*, 21(1), 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.08.020>
- Hassani, F., Mantegh, A., Mohamed, A.-M., & Ouellet, J. (2008). Evaluation of flow liquefaction in fine grained tailings using elastic wave velocities. *International Journal of Geotechnical Engineering*, 2(3), 169-178. <https://doi.org/10.3328/IJGE.2008.02.03.169-178>
- Haverkamp, R., & Parlange, J.-Y. (1986). Predicting the water-retention curve from particle-size distribution : 1. Sandy soils without organic matter : 1. *Soil science*, 142(6), 325-339.
- Haverkamp, R., Parlange, J.-Y., Starr, J. L., Schmitz, G., & Fuentes, C. (1990). Infiltration under ponded conditions : 3. A predictive equation based on physical parameters. *Soil Science*, 149(5), 292.
- Hilhorst, M. A., Dirksen, C., Kampers, F. W. H., & Feddes, R. A. (2001). Dielectric relaxation of bound water versus soil matric pressure. *Soil Science Society of America Journal*, 65(2), 311-314. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652311x>
- Hillel, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier.
<https://www.sciencedirect.com/book/9780123486554/introduction-to-environmental-soil-physics?via=ihub=>
- Hogg, C. (2010). Filtered tailings in Western Australian iron ore projects—Comparison of filtered tailings with other tailings disposal methods. *Mine waste 2010: Proceedings of the*

- first international seminar on the reduction of risk in the management of tailings and mine waste, 463-472.
- Holtan, H. N. (1961). Concept for infiltration estimates in watershed engineering. United States Dept. of Agriculture.
- Holtz, R. D., Kovacs, W. D., Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). Introduction à la géotechnique. Éditions de l'École polytechnique de Montréal.
- Horton, R. E. (1940). An approach towards a physical interpretation of infiltration capacity. Soil Science Society of America Journal, 5, 339-417.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075x>
- Hotton, G. (2019). Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effets de barrière capillaire : Étude du cas Lorraine [Mémoire de maîtrise]. École Polytechnique de Montréal.
- Hudson, N., & Nations, F. and A. O. of the U. (1993). Field measurement of soil erosion and runoff. Food & Agriculture Org.
- Idso, S. B., Reginato, R. J., Jackson, R. D., Kimball, B. A., & Nakayama, F. S. (1974). The three stages of drying of a field soil. Soil Science Society of America Journal, 38(5), 831-837.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800050037x>
- Irrrometer. (2023). Watermark Sensor Model 200SS.
<https://www.irrometer.com/downloads.html#200ss>
- James, M., Aubertin, M., Wijewickreme, D., & Wilson, G. W. (2011). A laboratory investigation of the dynamic properties of tailings. Canadian Geotechnical Journal, 48(11), 1587-1600.
<https://doi.org/10.1139/t11-060>

- Jourgholami, M., Karami, S., Tavankar, F., Lo Monaco, A., & Picchio, R. (2021). Effects of slope gradient on runoff and sediment yield on machine-Induced compacted soil in temperate forests. *Forests*, 12(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/f12010049>
- Karthikeyan, M., Tan, T.-S., & Phoon, K.-K. (2001). Numerical oscillation in seepage analysis of unsaturated soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 38, 639-651. <https://doi.org/10.1139/t01-018>
- Klebson Belarmino dos Santos, A., Caroline Looms, M., & de Jong van Lier, Q. (2022). Stochastic merging of soil hydraulic properties for vadose zone hydrological modeling. *Journal of Hydrologic Engineering*, 27(11), 05022014.
- Kleinmann, R., Crerar, D., & Paelli, R. (2019). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33, 300-306.
- Kon, L. C., Durucan, S., & Korre, A. (2007). The development and application of a wind erosion model for the assessment of fugitive dust emissions from mine tailings dumps. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 21(3), 198-218. <https://doi.org/10.1080/17480930701365547>
- Konrad, J.-M., & Duquennoi, C. (1993). A model for water transport and ice lensing in freezing soils. *Water Resources Research*, 29(9), 3109-3124. <https://doi.org/10.1029/93WR00773>
- Kossoff, D., Dubbin, W. E., Alfredsson, M., Edwards, S. J., Macklin, M. G., & Hudson-Edwards, K. A. (2014). Mine tailings dams : Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, 51, 229-245. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>
- Kostiakov A., N. (1932). On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. *Trans. 6th Cong. International. Soil Science, Russian Part A*, 17-21.

- Lara, J. L., Pornillos, E., & Munoz, H. (2013). Geotechnical-geochemical and operational considerations for the application of dry stacking tailings deposits—State-of-the-art. *Proceedings of the 16th International Seminar on Paste and Thickened Tailings*, Belo Horizonte, Brazil, June 17-20, 249-260.
- Leij, F. J., Romano, N., Palladino, M., Schaap, M. G., & Coppola, A. (2004). Topographical attributes to predict soil hydraulic properties along a hillslope transect. *Water Resources Research*, 40(2). <https://doi.org/10.1029/2002WR001641>
- Li, S., Chen, Q., & Wang, X. (2016). Superiority of filtered tailings storage facility to conventional tailings impoundment in southern rainy regions of China. *Sustainability*, 8(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/su8111130>
- Lieber, É. (2019). Influence des facteurs climatiques sur la performance de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche [Mémoire de maîtrise]. École Polytechnique de Montréal.
- 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. *Applied Geochemistry*, 57, 157-177. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>
- Lottermoser, B. (2007). *Mine wastes : Characterization, treatment and environmental impacts*. Springer.
- Lupo, J. F., & Hall, J. E. (2010). Dry stack tailings – design considerations.
- Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., & Cao, J. (2019). A comprehensive review on reasons for tailings dam failures based on case history. *Advances in Civil Engineering*, 2019, e4159306. <https://doi.org/10.1155/2019/4159306>

- Mahrt, L., & Ek, M. (1984). The influence of atmospheric stability on potential evaporation. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 23(2), 222-234.
[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1984\)023<0222:TIOASO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0222:TIOASO>2.0.CO;2)
- Makkink, G. (1957). Testing the Penman formula by means of lysimeters. *Journal of the Institution of Water Engineers*, 11, 277-288.
- Maqsoud, A., Bussiere, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. 4th International Conference on Unsaturated Soils, April 2, 2006 - April 5, 2006, 147, 2465-2476.
[https://doi.org/10.1061/40802\(189\)210](https://doi.org/10.1061/40802(189)210)
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 5(30), 1147-1159. <https://doi.org/10.1007/s10706-012-9529-y>
- Martin, V. (2018). Evolution of the hydrogeotechnical properties of paste tailings deposited on the surface [Thèse de doctorat]. École Polytechnique de Montréal.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002a). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20(3), 235-259.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002b). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20(3), 235-259.
- McCauley, C. A., White, D. M., Lilly, M. R., & Nyman, D. M. (2002). A comparison of hydraulic conductivities, permeabilities and infiltration rates in frozen and unfrozen soils. *Cold Regions Science and Technology*, 34(2), 117-125. [https://doi.org/10.1016/S0165-232X\(01\)00064-7](https://doi.org/10.1016/S0165-232X(01)00064-7)

- MEND. (2009). Mine waste covers in cold regions. Project 1.61.5a. (Mine Environment Neutral Drainage (MEND)). Canada Center for Mineral and Energy Technology.
- MEND. (2017). Study of tailings management technologies : MEND Report 2.50.1 (24th Annual BC MEND Metal Leaching /Acid Rock Drainage Workshop). MEND (Mine Environment Neutral Drainage); MAC (Mineralogical Association Of Canada).
<http://mend-nedem.org/mend-report/study-of-tailings-management-technologies-2017/>
- Meter Group. (2023a). EC-5 Manual. <https://www.metergroup.com/en/meter-environment/products/ech20-ec-5/ech20-ec-5-support>
- Meter Group. (2023b). GS3 Manual.
https://library.metergroup.com/Manuals/20429_GS3_Web.pdf
- Meza-Figueroa, D., Maier, R. M., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., Campillo, A., Grandlic, C. J., Anaya, R., & Palafox-Reyes, J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment : Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1), 140-147.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.068>
- Miyazaki, T. (2006). Water flow in soils. Taylor & Francis.
<http://www.crcnetbase.com/isbn/9780824753252>
- Mohammed, A. A., Kurylyk, B. L., Cey, E. E., & Hayashi, M. (2018). Snowmelt infiltration and macropore flow in frozen soils : Overview, knowledge gaps, and a conceptual framework. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 180084. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.04.0084>
- Morbidelli, R., Saltalippi, C., Flammini, A., & Govindaraju, R. S. (2018). Role of slope on infiltration : A review. *Journal of Hydrology*, 557, 878-886.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.019>

- Moreno, J. J., Kendall, S., Ortiz, A., Jewell, R. J., & Fourie, A. B. (2018). Dewatering options for management of fine gold tailings in Western Australian Goldfields (p. 413-424). Australian Centre for Geomechanics.
https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1805_34_Moreno
- 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). Government of British Columbia. <https://www.mountpolleyreviewpanel.ca/final-report>
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Newman, L. B., Arnold, K., & Wittwer, D. (2010). Dry stack tailings design for the Rosemont Copper project. *Tailings and Mine Waste* (pp. 315-326).
- Newson, T. A., & Fahey, M. (2003). Measurement of evaporation from saline tailings storages. *Engineering Geology*, 70(3), 217-233. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(03\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(03)00091-7)
- Nordstrom, D. K., 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>
- Nyhan, J. W., Schofield, T. G., & Starmer, R. H. (1997). A water balance study of four landfill cover designs varying in slope for semiarid regions. *Journal of Environmental Quality*, 26(5), 1385-1392. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600050026x>
- Oke, T. R. (1987). *Boundary layer climates* (2^e éd.). Routledge.
<https://doi.org/10.4324/9780203407219>
- Oldecop, L. A., & Rodari, G. (2018). Unsaturated soil mechanics in mining. 257-280.
<https://doi.org/10.1061/9780784481677.014>

- Oldecop, L., & Rodari, G. (2021). Unsaturated mine tailings disposal. *Soils and Rocks*, 44, 1-12.
<https://doi.org/10.28927/SR.2021.067421>
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering*, 35(4), 1421-1438. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0185-0>
- Parlange, J.-Y., Haverkamp, R., & Touma, J. (1985). Infiltration under ponded conditions : 1. Optimal analytical solution and comparison with experimental observations. *Soil Science*, 139(4), 305.
- Parsons, A. J., Brazier, R. E., Wainwright, J., & Powell, D. M. (2006). Scale relationships in hillslope runoff and erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(11), 1384-1393.
<https://doi.org/10.1002/esp.1345>
- Patrignani, A., Ochsner, T. E., Feng, L., Dyer, D., & Rossini, P. R. (2022). Calibration and validation of soil water reflectometers. *Vadose Zone Journal*, 21(3), e20190.
<https://doi.org/10.1002/vzj2.20190>
- Penman, H. (1940). Gas and vapour movements in the soil : I. The diffusion of vapours through porous solids. *The Journal of Agricultural Science*, 30(3), 437-462.
- Perovich, D. K., Maykut, G. A., & Grenfell, T. C. (1986). Optical properties of ice and snow In the Polar oceans. I : Observations. *Ocean Optics VIII*, 0637, 232-241.
<https://doi.org/10.1117/12.964238>
- Petrenko, V. F., & Whitworth, R. W. (1999). *Physics of Ice*. Oxford University Press.
- Philip, J. R. (1957). The theory of infiltration : 1. The infiltration equation and its solution. *Soil Science*, 83(5), 345.

- Poirier, A., Pabst, T., Painchaud, J.-F., & Sara, Y. (2021). Comportement hydrogéotechnique d'un parc à résidus filtrés exposé aux conditions climatiques. Symposium sur les mines et l'environnement, Rouyn-Noranda, Canada.
- Poulovassilis, A. (1962). Hysteresis of pore water, an application of the concept of independent domains. *Soil Science*, 93(6), 405-412. <https://doi.org/10.1097/00010694-196206000-00007>
- Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2)
- Raupach, M. R., & Finnigan, J. J. (1997). The influence of topography on meteorological variables and surface-atmosphere interactions. *Journal of Hydrology*, 190(3), 182-213. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03127-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03127-7)
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>
- Rico, M., Benito, G., & Díez-Herrero, A. (2008). Floods from tailings dam failures. *Journal of hazardous materials*, 154, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.110>
- Robertson, P. K., de Melo, L., Williams, D. J., & Wilson, G. W. (2019). Report of the expert panel on the technical causes of the failure of Feijão Dam I. <http://www.b1technicalinvestigation.com/>
- Robinsky, E. I. (1975). Thickened discharge. A new approach to tailings disposal.
- Robinsky, E. I. (1999). Thickened tailings disposal in the mining industry. EI Robinsky Associates.
- Robinsky, E. I. (2017). Thickened tailing disposal in any topography (Vol. 1, p. 933-937). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48176-0>

- Santamarina, J. C., Torres-Cruz, L. A., & Bachus, R. C. (2019). Why coal ash and tailings dam disasters occur. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.aax1927>
- Sedláčková, K., & Ševelová, L. (2021). Comparison of laser diffraction method and hydrometer method for soil particle size distribution analysis. *Acta Horticulturae et Regiotecturae*, 24(1), 49-55.
- Seequent. (2022). Heat and mass transfer modelling with Geostudio.
- Sensoy, H., & Kara, Ö. (2014). Slope shape effect on runoff and soil erosion under natural rainfall conditions. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 7(2), 110. <https://doi.org/10.3832/ifor0845-007>
- Simms, P. (2017). 2013 Colloquium of the Canadian Geotechnical Society : Geotechnical and geoenvironmental behaviour of high-density tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(4), 455-468.
- Simms, P., Grabinsky, M., & Zhan, G. (2007). Modelling evaporation of paste tailings from the Bulyanhulu mine. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(12), 1417-1432. <https://doi.org/10.1139/T07-067>
- Soil Moisture. (2012). Guelph permeameter operating instructions. Soilmoisture Equipment Corp. https://www.soilmoisture.com/pdfs/Resource_Instructions_0898-2800_2800K1%20Guelph%20Permeameter%20.pdf
- Spitz, K., & Trudinger, J. (2019). *Mining and the environment : From ore to metal* (2^e éd.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351183666>
- Suits, L., Sheahan, T., Wen, B., Aydin, A., & Duzgoren-Aydin, N. (2002). A comparative study of particle size analyses by sieve-hydrometer and laser diffraction methods. *Geotechnical Testing Journal*. <https://doi.org/10.1520/GTJ11289J>

- Swartzendruber, D. (1987). A quasi-solution of Richards' Equation for the downward infiltration of water into soil. *Water Resources Research*, 23(5), 809-817.
<https://doi.org/10.1029/WR023i005p00809>
- Tan, T.-S., Phoon, K.-K., & Chong, P.-C. (2004). Numerical study of finite element method based solutions for propagation of wetting fronts in unsaturated soil. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 130(3), 254-263.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2004\)130:3\(254\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2004)130:3(254))
- Tarantino, A., Ridley, A. M., & Toll, D. G. (2008). Field measurement of suction, water content, and water permeability. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 751-782.
<https://doi.org/10.1007/s10706-008-9205-4>
- Turc, L. (1961). Water requirements assessment of irrigation, potential evapotranspiration : Simplified and updated climatic formula. *Annales agronomiques*, 12, 13-49.
- Ulrich, B., Coffin, J., Jewell, R., Fourie, A. B., Caldwell, J., & Pimenta, J. (2013). Considerations for tailings facility design and operation using filtered tailings (p. 201-210). Australian Centre for Geomechanics. https://doi.org/10.36487/ACG_rep/1363_15_Ulrich
- Ulrich, B. F., & Coffin, J. G. (2017). Characterization of unsaturated tailings & its effects on liquefaction. *Tailings and mine waste*.
- van Genuchten, M. Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- Vick, S. G. (1990). Planning, design, and analysis of tailings dams. BiTech Publishers Ltd.
<https://doi.org/10.14288/1.0394902>
- Wang, C., Harbottle, D., Liu, Q., & Xu, Z. (2014). Current state of fine mineral tailings treatment : A critical review on theory and practice. *Minerals Engineering*, 58, 113-131.

- Warren, S., & Wiscombe, J. (1980). A model for the spectral albedo of snow. II. Snow containing atmospheric aerosols. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 2734-2745.
[https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1980\)037<2734:AMFTSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1980)037<2734:AMFTSA>2.0.CO;2)
- Watanabe, K., Kito, T., Dun, S., Wu, J., Greer, R., & Flury, M. (2013). Water infiltration into a frozen soil with simultaneous melting of the frozen layer. *Vadose Zone Journal*, 12.
<https://doi.org/10.2136/vzj2011.0188>
- Watanabe, K., & Wake, T. (2009). Measurement of unfrozen water content and relative permittivity of frozen unsaturated soil using NMR and TDR. *Cold Regions Science and Technology*, 59(1), 34-41. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2009.05.011>
- Weeks, B., & Wilson, G. (2003). Net radiation and the prediction of evaporation from sloped soil surfaces. 21, 21-25.
- Weeks, B., & Wilson, G. W. (2006). Prediction of evaporation from soil slopes. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 815-829. <https://doi.org/10.1139/t06-049>
- Weeks, B., & Wilson, G. W. (2012). The impact of slope and exposure on the design of soil covers in three dimensions. 670-681. [https://doi.org/10.1061/40802\(189\)52](https://doi.org/10.1061/40802(189)52)
- Williams, D. J. (2021). Lessons from tailings dam failures—Where to go from here? *Minerals*, 11(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/min11080853>
- Wills, B. A., Napier-Munn, T. J., & Julius Kruttschnitt Mineral Research Centre. (2006). *Wills' mineral processing technology : An introduction to the practical aspects of ore treatment and mineral recovery*. Butterworth-Heinemann Oxford.
<http://www.loc.gov/catdir/toc/fy0803/2006929719.html>
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(2), 151-161.
<https://doi.org/10.1139/t94-021>

- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(1), 145-155.
<https://doi.org/10.1139/t96-078>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses : A guide to conservation planning. Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Wiscombe, W. J., & Warren, S. G. (1980). A model for the spectral albedo of snow. I : Pure snow. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 37(12), 2712-2733.
[https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1980\)037<2712:AMFTSA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1980)037<2712:AMFTSA>2.0.CO;2)

ANNEXE A DISTRIBUTIONS GRANULOMÉTRIQUES

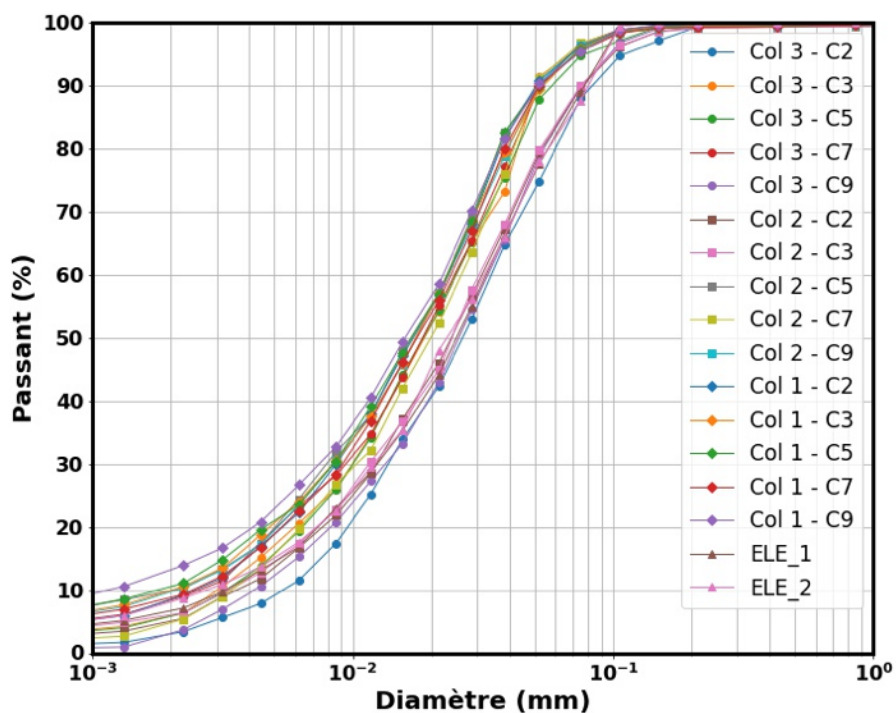


Figure A.1 : Distribution granulométrique des échantillons prélevés au démontage des colonnes. Les échantillons ont été prélevés dans des couches différentes (C2, C3, C5, C7, C9) correspondant à l'emplacement des sondes (respectivement 10 cm, 20 cm, 40 cm, 60 cm et 90 cm de profondeur). Deux échantillons analysés provenaient directement du baril de résidus (ELE_1 et 2). Les échantillons ont été analysés par tamisage et sédimentométrie.

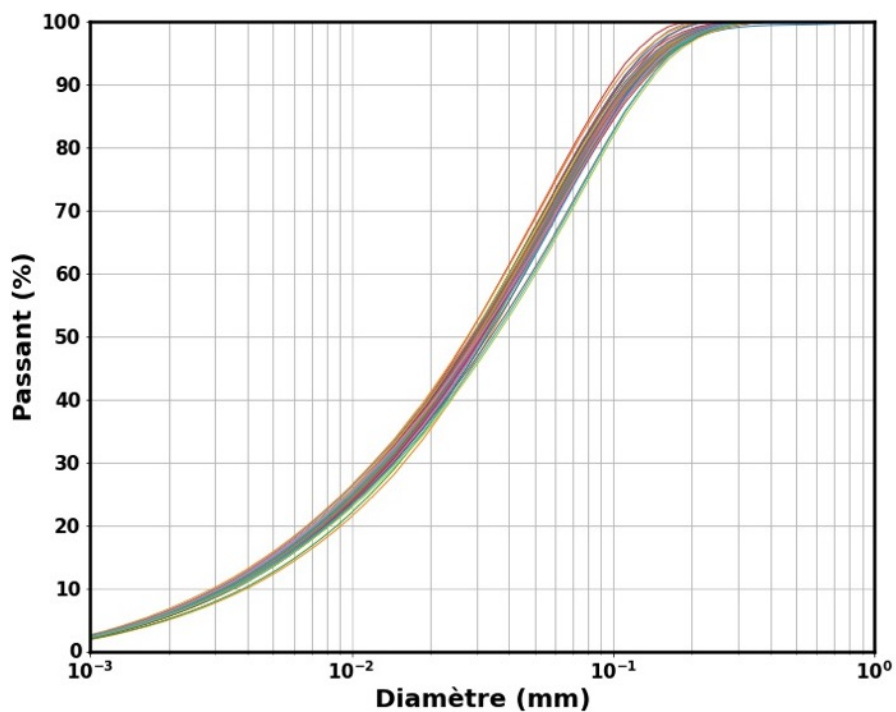


Figure A.2 : Distribution granulométrique des soixante échantillons prélevés lors de la campagne d'échantillonnage. Les échantillons ont été analysés par granulométrie à diffraction laser (Malvern).

ANNEXE B COURBES DE RÉTENTION D'EAU

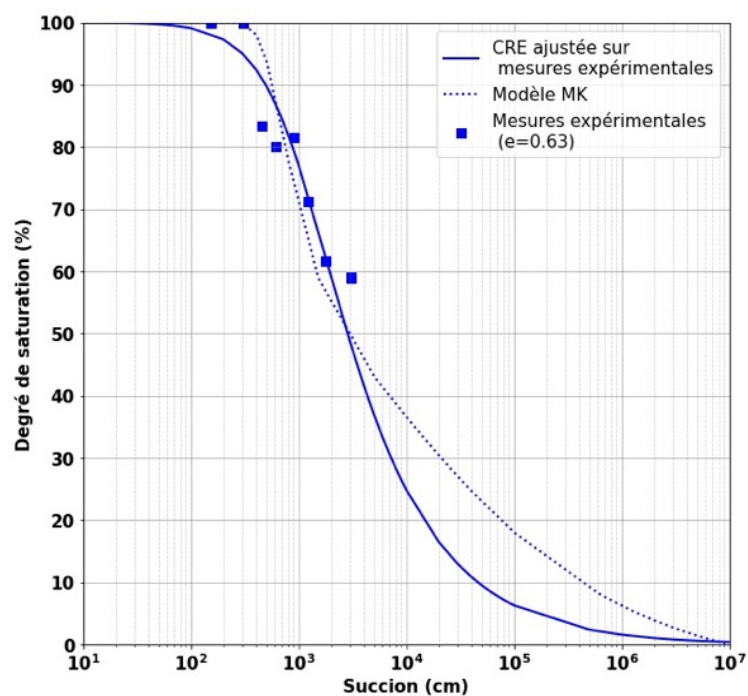


Figure A.3 : CRE pour un indice des vides de 0,63 ($n=0,39$)

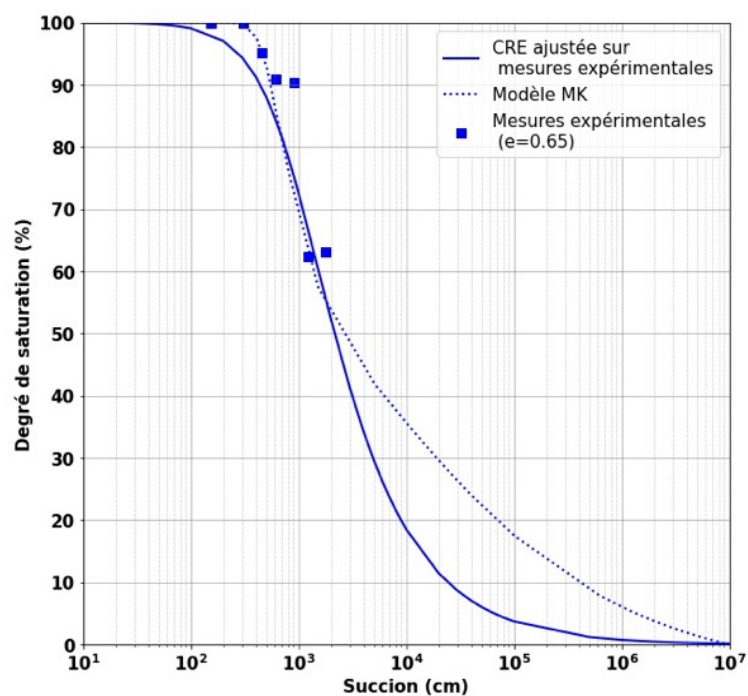


Figure A.4 : CRE pour un indice des vides de 0,65 ($n=0,39$)

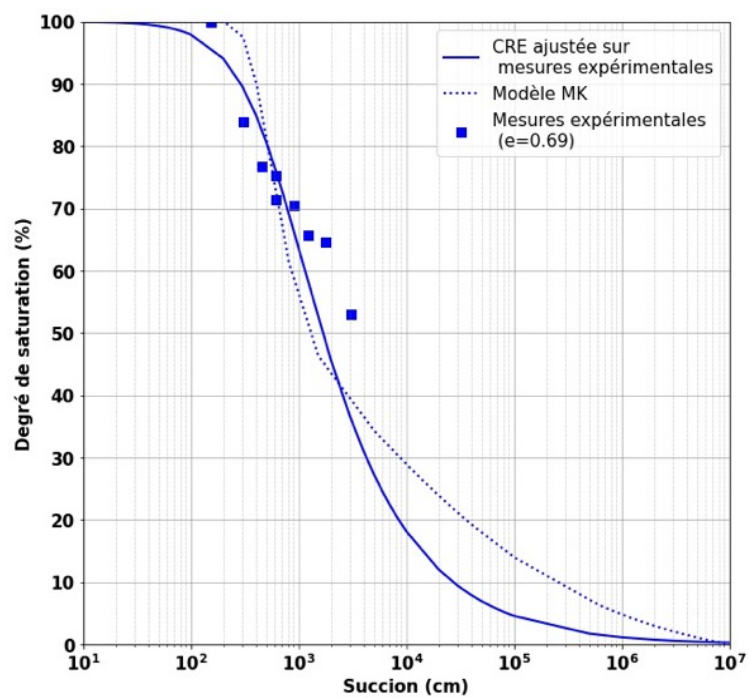


Figure A.5 : CRE pour un indice des vides de 0,69 ($n=0,41$)

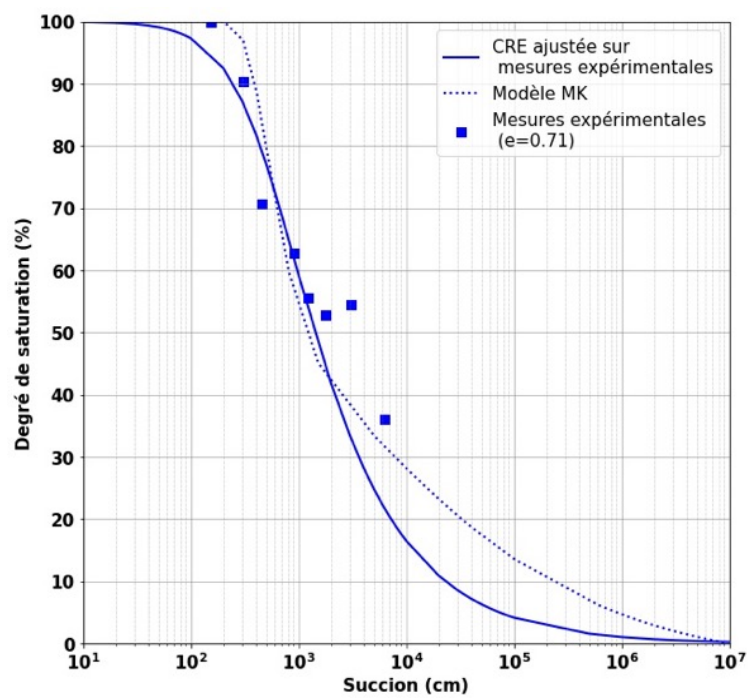


Figure A.6 : CRE pour un indice des vides de 0,71 ($n=0,42$)

ANNEXE C DONNÉES DE CONSTRUCTION DES COLONNES

Notes : Ces données ont été fournies par les techniciens du laboratoire de Polytechnique.

Tableau A.1 : Données mesurées à la construction de la colonne 1.

ID	Layer	Bot. (cm)	Top (cm)	Thick. (cm)	W _{wet} (g)	V (cm ³)	ρ
C1	1	152.5	137.5	15.0	14785.4	7071.5	2.091
C2	2	137.5	132.5	5.0	5053.2	2357.2	2.144
C3	3	132.5	127.0	5.5	5073.0	2592.9	1.957
C4	4	127.0	122.0	5.0	5058.2	2357.2	2.146
C5	5	122.0	117.0	5.0	5037.5	2357.2	2.137
C6	6	117.0	112.0	5.0	5046.8	2357.2	2.141
C7	7	112.0	107.0	5.0	5065.6	2357.2	2.149
C8	8	107.0	102.0	5.0	5003.2	2357.2	2.123
C9	9	102.0	97.0	5.0	5059.2	2357.2	2.146
C10	10	97.0	92.0	5.0	5042.5	2357.2	2.139
C11	11	92.0	87.0	5.0	5055.4	2357.2	2.145
C12	12	87.0	82.0	5.0	5022.1	2357.2	2.131
C13	13	82.0	77.0	5.0	5044.3	2357.2	2.140
C14	14	77.0	72.0	5.0	5045.1	2357.2	2.140
C15	15	72.0	67.0	5.0	5035.0	2357.2	2.136
C16	16	67.0	61.5	5.5	5027.5	2592.9	1.939
C17	17	61.5	56.5	5.0	5050.8	2357.2	2.143
C18	18	56.5	51.5	5.0	5041.3	2357.2	2.139
C19	19	51.5	46.0	5.5	5069.4	2592.9	1.955
C20	20	46.0	41.0	5.0	5031.1	2357.2	2.134
C21	21	41.0	36.0	5.0	5026.1	2357.2	2.132
C22	22	36.0	31.0	5.0	5020.4	2357.2	2.130
C23	23	31.0	26.0	5.0	5007	2357.2	2.124
C24	24	26.0	21.0	5.0	5024.2	2357.2	2.131

Tableau A.2 : Données mesurées à la construction de la colonne 2.

ID	Layer	Bot. (cm)	Top (cm)	Thick. (cm)	W _{wet} (g)	V (cm ³)	ρ
B1	1	152.5	135.5	17.0	13709.5	8014.4	1.711
B2	2	135.5	130.5	5.0	5033.1	2357.2	2.135
B3	3	130.5	125.0	5.5	5059.3	2592.9	1.951
B4	4	125.0	120.0	5.0	5041.7	2357.2	2.139
B5	5	120.0	115.0	5.0	5048.0	2357.2	2.142
B6	6	115.0	110.0	5.0	5025.5	2357.2	2.132
B7	7	110.0	105.0	5.0	5036.5	2357.2	2.137
B8	8	105.0	100.0	5.0	5061.3	2357.2	2.147
B9	9	100.0	95.0	5.0	5070.4	2357.2	2.151
B10	10	95.0	90.0	5.0	5050.2	2357.2	2.142
B11	11	90.0	85.0	5.0	5077.2	2357.2	2.154
B12	12	85.0	80.0	5.0	5028.7	2357.2	2.133
B13	13	80.0	75.0	5.0	5073.6	2357.2	2.152
B14	14	75.0	69.5	5.5	5034.1	2592.9	1.941
B15	15	69.5	64.5	5.0	5045.4	2357.2	2.140
B16	16	64.5	59.5	5.0	5069.4	2357.2	2.151
B17	17	59.5	54.5	5.0	5044.7	2357.2	2.140
B18	18	54.5	49.5	5.0	5060.1	2357.2	2.147
B19	19	49.5	44.0	5.5	5072.3	2592.9	1.956
B20	20	44.0	39.0	5.0	5065.1	2357.2	2.149
B21	21	39.0	34.0	5.0	5018.2	2357.2	2.129
B22	22	34.0	29.0	5.0	5040.8	2357.2	2.138
B23	23	29.0	24.0	5.0	5048.9	2357.2	2.142
B24	24	24.0	20.0	4.0	4013.7	1885.7	2.128

Tableau A.3 : Données mesurées à la construction de la colonne 3.

ID	Layer	Bot. (cm)	Top (cm)	Thick. (cm)	W _{wet} (g)	V (cm ³)	ρ
A1	1	152.5	135.5	17	14200.4	8014.4	1.772
A2	2	135.5	129.5	6.0	5642.0	2828.6	1.995
A3	3	129.5	125.5	4.0	3000.0	1885.7	1.591
A4	4	125.5	120.5	5.0	5005.1	2357.2	2.123
A5	5	120.5	115.5	5.0	5008.1	2357.2	2.125
A6	6	115.5	110.5	5.0	5016.8	2357.2	2.128
A7	7	110.5	105.5	5.0	5040.2	2357.2	2.138
A8	8	105.5	100.5	5.0	5005.3	2357.2	2.123
A9	9	100.5	95.5	5.0	5024.4	2357.2	2.132
A10	10	95.5	90.5	5.0	5090.7	2357.2	2.160
A11	11	90.5	85.5	5.0	5069.3	2357.2	2.151
A12	12	85.5	80.5	5.0	5041.8	2357.2	2.139
A13	13	80.5	75.5	5.0	5074.3	2357.2	2.153
A14	14	75.5	70.5	5.0	5069.1	2357.2	2.150
A15	15	70.5	65.5	5.0	5061.4	2357.2	2.147
A16	16	65.5	60.0	5.5	5103.4	2592.9	1.968
A17	17	60.0	55.0	5.0	5075	2357.2	2.153
A18	18	55.0	50.0	5.0	5056	2357.2	2.145
A19	19	50.0	45.0	5.0	5078.8	2357.2	2.155
A20	20	45.0	40.0	5.0	5042.6	2357.2	2.139
A21	21	40.0	35.0	5.0	5045.9	2357.2	2.141
A22	22	35.0	30.0	5.0	5060.9	2357.2	2.147
A23	23	30.0	25.0	5.0	5077.5	2357.2	2.154
A24	24	25.0	20.0	5.0	5063.5	2357.2	2.148

ANNEXE D SUCCION MATRICIELLE MESURÉE PAR LES SONDES WATERMARK

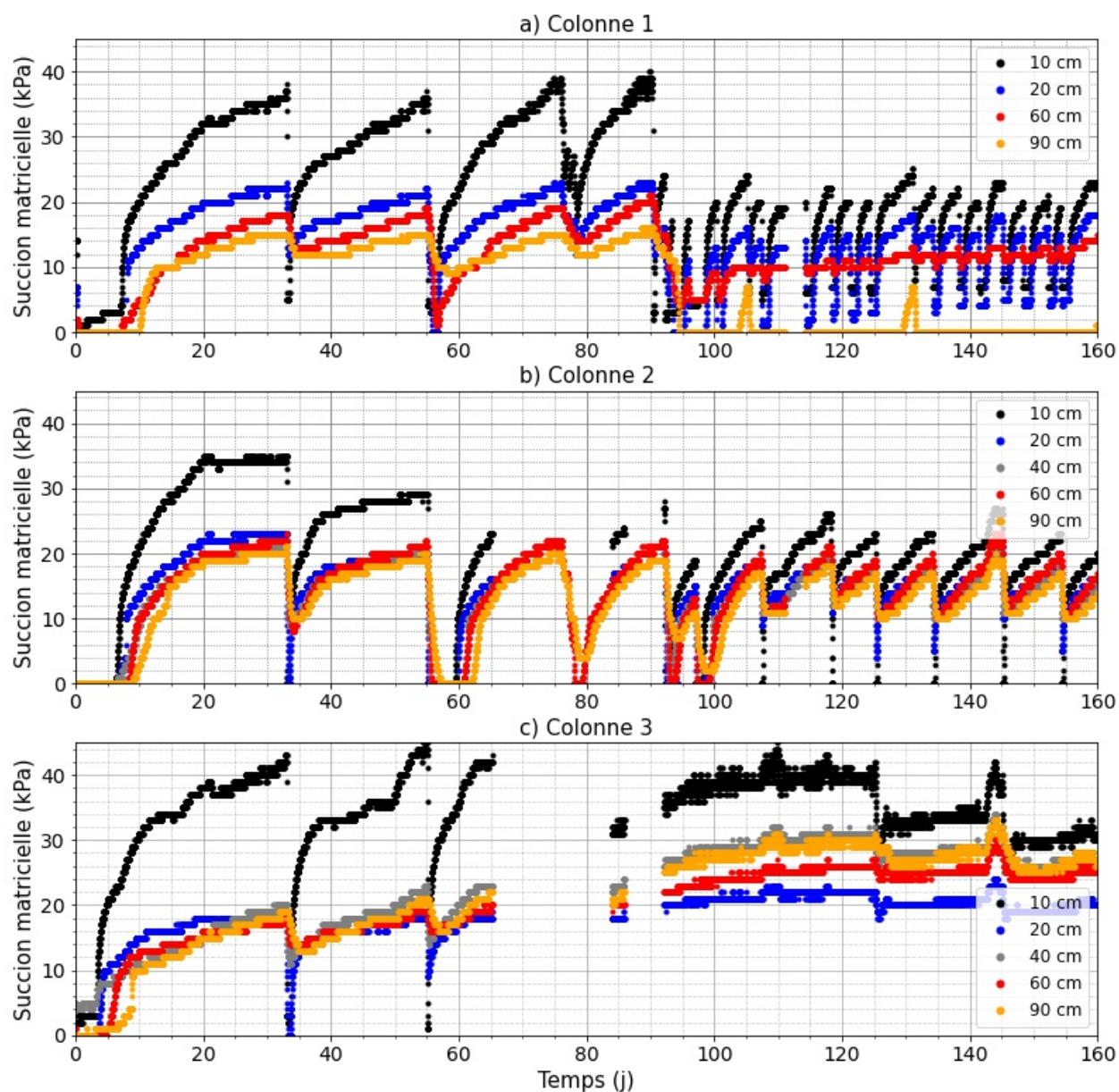


Figure A.7 : Évolution de la succion matricielle brute dans le temps des 3 colonnes. Quelques données sont manquantes entre les jours 65 et 92 pour les colonnes 2 et 3.

ANNEXE E DEGRÉS DE SATURATION CORRIGÉS ET MESURÉS PAR LES SONDES EC-5

Les sondes EC-5 ont été calibrées au laboratoire. Cinq échantillons de résidus filtrés à différentes teneurs en eau différentes ont été préparés. Les échantillons de teneur en eau différentes ont été compactés dans des récipients à une porosité visée similaire à celle des colonnes (environ 0,43). Une sonde a été insérée dans les récipients pour enregistrer les mesures de la TEV. Les cinq échantillons ont été placés dans l'étuve pour déterminer leur teneur en eau exacte et déterminer la TEV réelle (environ 0%, 7%, 15%, 24%, 39%)

La régression linéaire entre les points de mesures de la calibration (Figure A.8) correspondait à :

$$TEV_{réelle} = 0,8356 TEV_{mesurée} + 0,0245$$

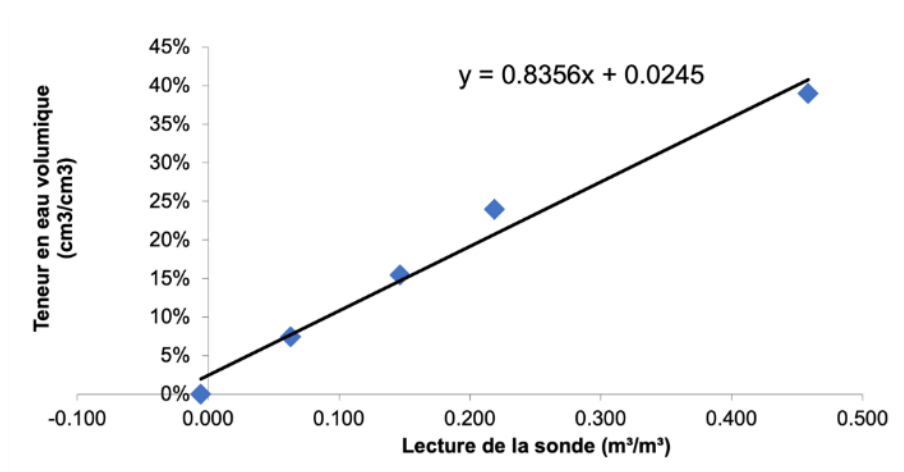


Figure A.8 : Régression linéaire de la calibration pour les sondes EC-5.

Cette calibration a été appliquée aux données brutes des sondes EC-5. Certains résultats aberrants persistaient malgré leur calibration, par exemple des degrés de saturation supérieurs à la porosité des résidus. Les TEV ont donc été transformées en degrés de saturation (Figure A.9) en divisant la TEV par la porosité à l'emplacement de chaque sonde. La porosité correspondait à la TEV mesurée avec les sondes EC-5 lorsque les sondes Watermark indiquaient une succion nulle.

Les résultats calibrés et convertis en degrés de saturation ont été utilisés pour reconstituer la CRE expérimentale (Section 3.6.2).

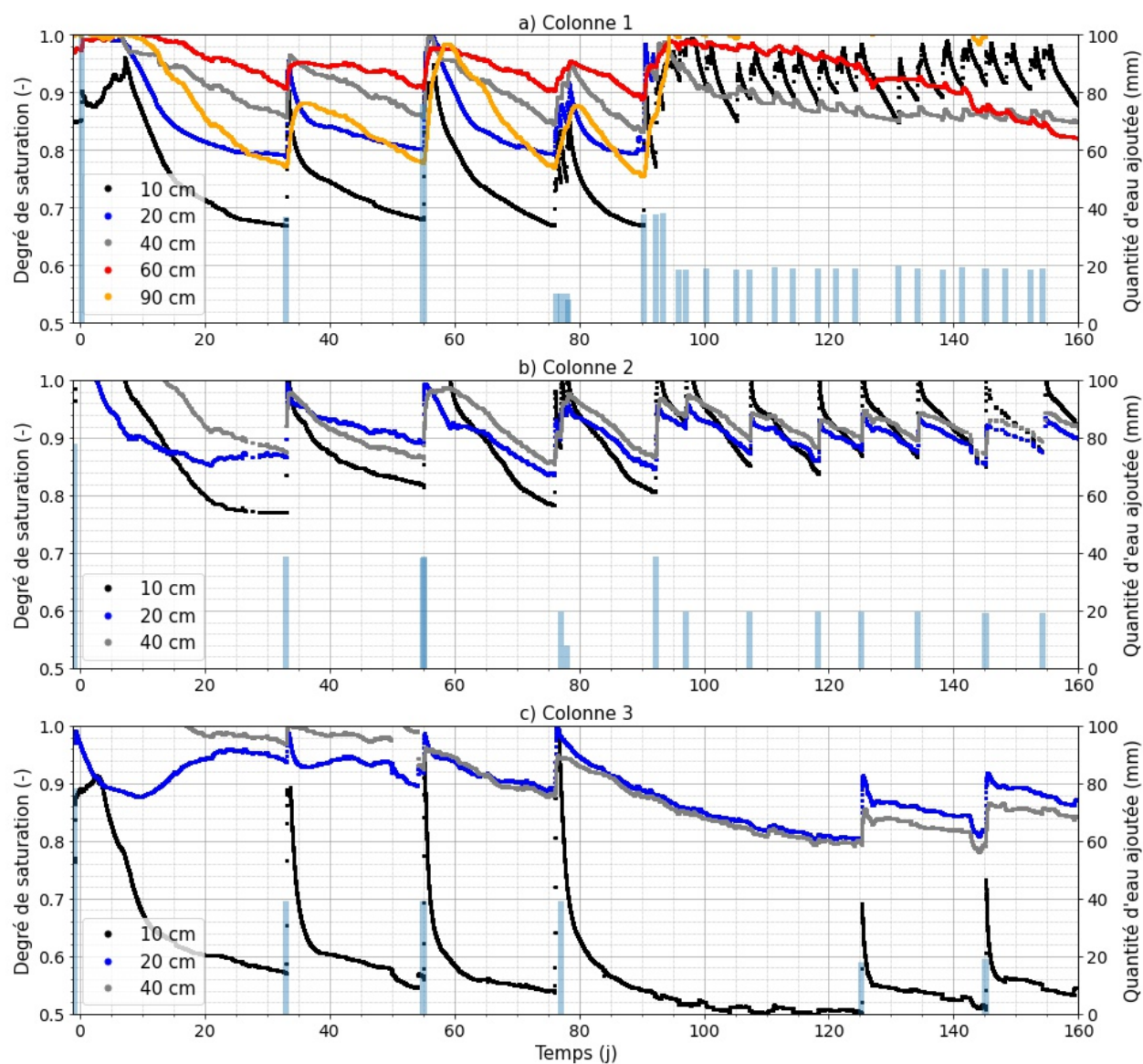


Figure A.9 : Évolution du degré de saturation à différentes profondeurs au cours des essais de mouillage-séchage mesurés avec les sondes EC-5 calibrées. Les sondes à 60 et 90 cm de profondeur de la colonne 2 et 3 étaient défectueuses.

ANNEXE F TAUX D'ÉVAPORATION JOURNALIERS POUR DIFFÉRENTES PROFONDEURS DU NIVEAU D'EAU

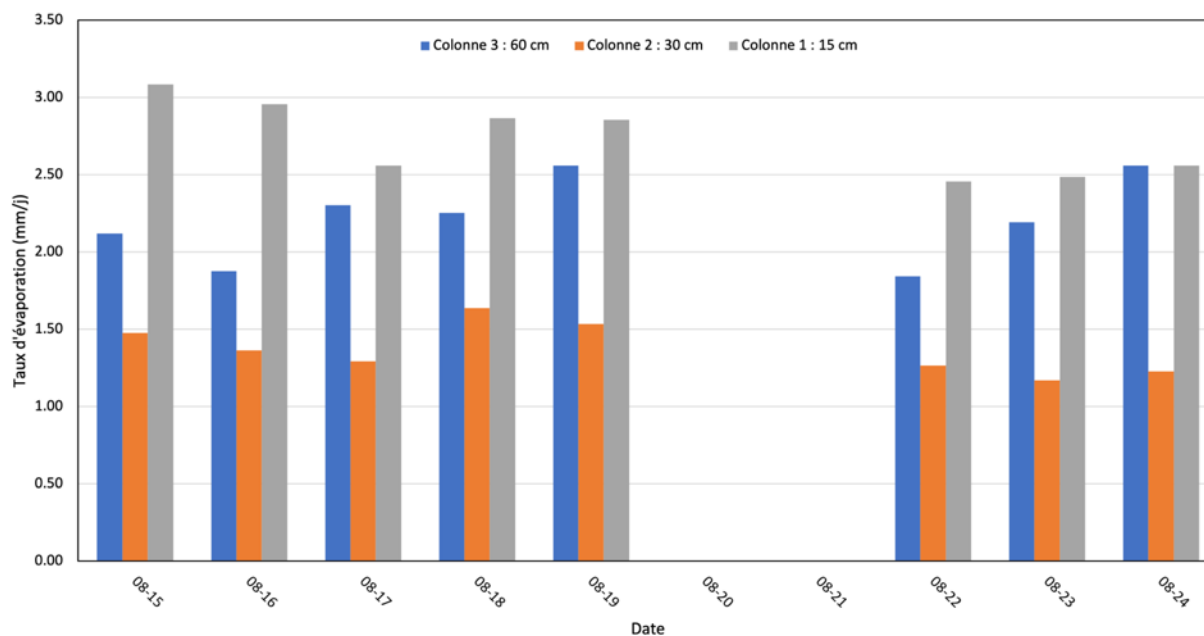


Figure A.10 : Taux d'évaporation journalier mesuré pour différentes profondeurs du niveau d'eau. Les résultats sont présentés en termes de profondeur par rapport à la surface des colonnes.

ANNEXE G ÉVOLUTION DU DEGRÉ DE SATURATION DANS LE TEMPS DE LA COLONNE 3

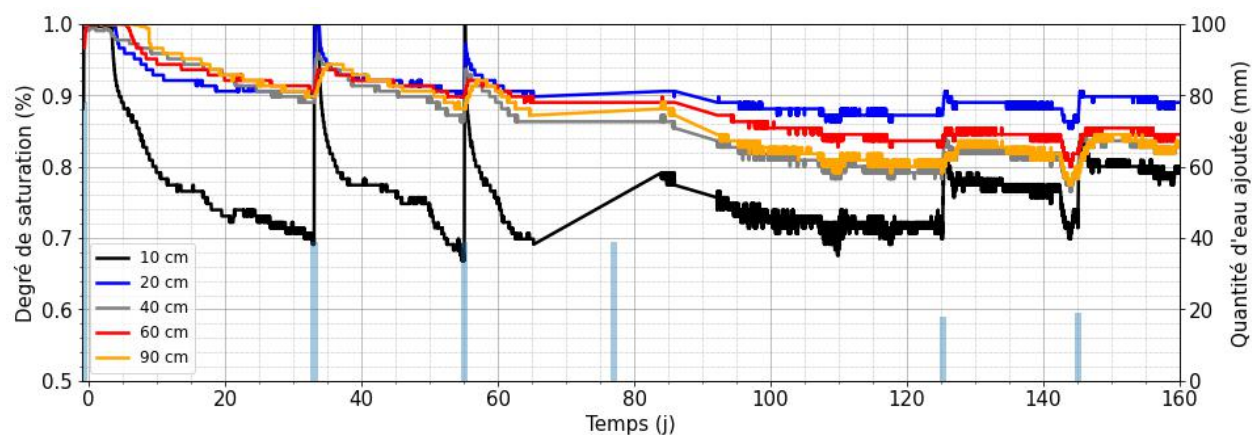


Figure A.11 : Évolution du degré de saturation dans le temps reconstitué à partir des mesures de suctions par les sondes Watermark à plusieurs profondeurs dans la colonne 3. Quelques données sont manquantes entre les jours 65 et 92.

ANNEXE H BILAN HYDRIQUE DE CHAQUE CYCLE DES COLONNES 1 ET 2

Tableau A.4 : Bilan hydrique pour chaque cycle de la colonne 1.

Description	Cycle	Jour	Durée du cycle	P (mm)	D (mm)	ΔS (mm)	E (mm)
1. Cycles longs et peu fréquents	1	0	33	152.2	43.7	-73.9	182.4
	2	33	22	36.8	0.0	-2.4	39.2
	3	55	21	76.0	0.0	4.2	71.8
	4	76	14	35.0	0.0	-12.1	47.1
	Total 1			300.1	43.7	-84.2	340.5
2. Cycles courts et fréquents	5	90	2	37.6	0.0	28.7	8.9
	6	92	1	37.6	0.0	30.6	7.0
	7	93	3	37.9	0.2	20.1	17.5
	8	96	1	18.4	2.1	8.7	7.6
	9	97	3	18.4	9.5	-10.5	19.3
	10	100	5	19.0	3.6	-9.2	24.6
	11	105	2	18.5	0.2	9.1	9.3
	12	107	4	18.6	5.1	2.2	11.4
	13	111	3	19.1	4.7	1.2	13.2
	14	114	4	18.9	5.4	-1.4	15.0
	15	118	3	18.8	4.2	3.1	11.5
	16	121	3	18.7	5.4	3.4	9.8
	17	124	7	18.8	5.5	-14.3	27.6
	18	131	3	19.5	0.0	7.7	11.8
	19	134	4	18.9	3.1	2.7	13.1
	20	138	3	18.6	5.5	3.3	9.9
	21	141	4	19.1	6.6	0.4	12.1
	22	145	3	18.8	7.8	1.2	9.8
	23	148	4	18.8	8.2	-1.3	11.9
	24	152	2	18.5	5.9	5.2	7.4
	25	154	8	18.7	10.3	-17.7	26.0
	Total 2			338.2	93.0	-6.1	251.2
<u>Total</u>				<u>751.3</u>	<u>137.0</u>	<u>-10.9</u>	<u>625.2</u>

Note : P, précipitation; D, drainage; ΔS , variation du stockage d'eau dans les pores (à la fin du cycle); E, évaporation.

Tableau A.5 : Bilan hydrique pour chaque cycle de la colonne 2.

Description	Cycle	Jour	Durée du cycle	P (mm)	D (mm)	ΔS (mm)	E (mm)
1. Cycles longs et espacés	1	0	33	77.8	36.6	-53.7	94.8
	2	33	22	39.0	0.0	2.0	36.9
	3	55	22	77.3	0.0	21.9	55.4
	4	77	15	27.3	0.0	-15.6	42.8
	Total 1			221.3	36.6	-45.3	229.9
	5	92	5	38.9	0.0	22.1	16.8
2. Cycles courts et fréquents	6	97	10	19.5	0.0	-12.5	32.0
	7	107	11	19.5	0.0	-5.1	24.6
	8	118	7	19.5	0.0	3.6	16.0
	9	125	9	19.5	0.0	-2.1	21.6
	10	134	11	19.4	0.0	-3.0	22.4
	11	145	9	19.4	0.0	2.9	16.5
	12	154	8	19.0	0.0	3.8	15.2
	Total 2			135.8	0.0	-12.4	148.2
	Total			617.3	73.3	-80.8	624.9

Note : P, précipitation; D, drainage; ΔS , variation du stockage d'eau (à la fin du cycle); E, évaporation.

ANNEXE I CALIBRATION DES SONDES GS-3

Les résultats de calibration suivants ont été fournis. Cette calibration avait été réalisés par des étudiants de l'IRME.

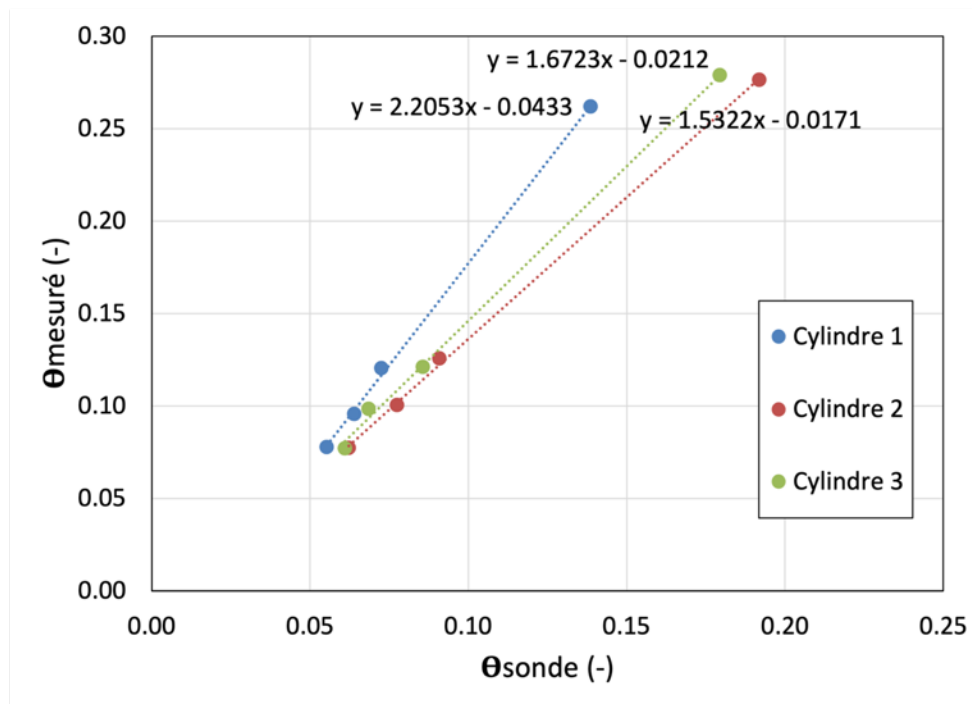


Figure A.12 : Calibration des sondes GS3 réalisée par des étudiants de l'IRME.

ANNEXE J RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

Tableau A.6 : Coordonnées, teneur en eau, densités humide et sèche, indice des vides et porosité de chacun des 60 échantillons prélevés sur le parc à résidus (début).

Échantillon	Coord. Est (m)	Coord. Nord (m)	Altitude (m)	Teneur en eau massique (-)	Densité humide (g/cm ³)	Densité sèche (g/cm ³)	Indice des vides (-)	Porosité (-)
1	424399.322	5841069.86	258.12	0.21	1.78	1.47	0.84	0.46
2	424401.017	5841070.01	258.529	0.19	1.82	1.53	0.80	0.45
3	424401.089	5841070.5	258.722	0.17	1.68	1.44	0.90	0.47
4	424401.745	5841070.21	259.055	0.15	1.86	1.61	0.69	0.41
5	424402.075	5841070.98	259.358	0.15	1.79	1.56	0.74	0.43
6	424419.627	5841077.17	258.164	0.19	1.98	1.66	0.63	0.39
7	424420.871	5841077.42	258.614	0.18	1.83	1.55	0.75	0.43
8	424421.128	5841078.07	258.978	0.18	1.96	1.66	0.64	0.39
9	424421.712	5841078.23	259.32	0.16	1.99	1.72	0.58	0.37
10	424422.054	5841077.89	259.413	0.15	1.96	1.71	0.59	0.37
11	424401.759	5841091.6	259.527	0.15	1.81	1.57	0.76	0.43
12	424397.87	5841100.73	259.773	0.15	1.85	1.62	0.69	0.41
13	424393.791	5841109.97	259.955	0.14	1.84	1.61	0.71	0.42
14	424388.331	5841096.83	259.626	0.15	1.84	1.60	0.72	0.42
15	424384.743	5841106.04	259.829	0.15	1.86	1.62	0.71	0.41
16	424403.006	5841114.06	260.076	0.16	1.80	1.55	0.78	0.44

Tableau A.6 : Coordonnées, teneur en eau, densités humide et sèche, indice des vides et porosité de chacun des 60 échantillons prélevés sur le parc à résidus (suite).

Échantillon	Coord. Est (m)	Coord. Nord (m)	Altitude (m)	Teneur en eau massique (-)	Densité humide (g/cm ³)	Densité sèche (g/cm ³)	Indice des vides (-)	Porosité (-)
17	424407.823	5841105.21	259.925	0.16	1.85	1.59	0.74	0.42
18	424394.076	5841089.21	259.404	0.16	1.89	1.62	0.70	0.41
19	424414.215	5841097.19	259.536	0.19	1.97	1.65	0.63	0.39
20	424392.019	5841087.5	258.077	0.22	1.93	1.58	0.75	0.43
21	424393.223	5841087.98	258.583	0.21	1.96	1.62	0.71	0.42
22	424393.431	5841088.56	258.861	0.18	1.83	1.55	0.78	0.44
23	424394.255	5841088.15	259.233	0.17	1.91	1.64	0.68	0.40
24	424411.472	5841095.65	258.281	0.21	2.00	1.64	0.67	0.40
25	424413.484	5841095.78	258.748	0.20	1.70	1.41	0.93	0.48
26	424413.579	5841096.56	259.044	0.19	1.58	1.34	1.04	0.51
27	424414.149	5841096.15	259.188	0.18	1.66	1.41	0.92	0.48
28	424169.477	5840946.37	248.5	0.12	1.65	1.47	0.84	0.46
29	424162.436	5840943.12	248.395	0.15	1.84	1.60	0.70	0.41
30	424155.199	5840940.02	248.286	0.14	1.85	1.62	0.67	0.40
31	424172.096	5840939.62	248.329	0.15	1.98	1.72	0.58	0.37
32	424175.362	5840932.88	248.49	0.15	1.90	1.66	0.63	0.39
33	424168.646	5840929.42	248.413	0.15	1.76	1.53	0.76	0.43
34	424164.462	5840936.05	248.194	0.15	1.94	1.69	0.61	0.38

Tableau A.6 : Coordonnées, teneur en eau, densités humide et sèche, indice des vides et porosité de chacun des 60 échantillons prélevés sur le parc à résidus (suite).

Échantillon	Coord. Est (m)	Coord. Nord (m)	Altitude (m)	Teneur en eau massique (-)	Densité humide (g/cm ³)	Densité sèche (g/cm ³)	Indice des vides (-)	Porosité (-)
35	424157.613	5840933.35	248.137	0.15	1.93	1.68	0.62	0.38
36	423846.879	5840801.31	230.564	0.15	1.92	1.67	0.63	0.38
37	423864.934	5840810.49	230.802	0.16	1.94	1.67	0.62	0.38
38	423856.341	5840829.03	230.368	0.16	1.99	1.71	0.59	0.37
39	423839.946	5840820.55	229.989	0.18	1.86	1.58	0.73	0.42
40	423852.076	5840814.88	230.442	0.17	1.98	1.69	0.61	0.38
41	423629.335	5840827.79	221.227	0.21	2.02	1.67	0.67	0.40
42	423644.183	5840826.15	221.147	0.21	2.04	1.69	0.63	0.38
43	423630.127	5840840.59	221.489	0.23	1.90	1.55	0.78	0.44
44	423613.789	5840828.87	221.307	0.22	2.05	1.68	0.62	0.38
45	423627.952	5840813.52	220.992	0.22	1.98	1.62	0.70	0.41
46	423912.543	5840671.39	231.706	0.17	1.70	1.45	0.88	0.47
47	424449.125	5840939.05	241.307	0.22	2.03	1.67	0.67	0.40
48	423801.719	5840955.03	230.44	0.18	1.84	1.56	0.78	0.44
49	423958.927	5841027.22	234.097	0.22	2.03	1.67	0.63	0.39
50	424317.274	5841213.82	242.955	0.24	1.82	1.47	0.84	0.46
51	424148.023	5841097.19	240.485	0.22	1.88	1.54	0.76	0.43
52	424033.478	5840911.09	247.851	0.19	1.93	1.62	0.68	0.40

Tableau A.6 : Coordonnées, teneur en eau, densités humide et sèche, indice des vides et porosité de chacun des 60 échantillons prélevés sur le parc à résidus (suite et fin).

Échantillon	Coord. Est (m)	Coord. Nord (m)	Altitude (m)	Teneur en eau massique (-)	Densité humide (g/cm ³)	Densité sèche (g/cm ³)	Indice des vides (-)	Porosité (-)
53	424203.249	5840961.08	249.576	0.20	1.99	1.66	0.64	0.39
54	424192.522	5840994.09	250.642	0.19	2.04	1.72	0.57	0.36
55	424398.166	5841101.18	259.806	0.16	1.85	1.59	0.70	0.41
56	424561.52	5841162.02	243.65	0.17	1.72	1.48	0.82	0.45
57	424403.229	5841292.68	235.139	0.21	1.98	1.63	0.65	0.40
58	424628.27	5841027.87	231.324	0.22	1.76	1.44	0.87	0.47
59	424262.387	5840841.85	230.438	0.17	1.75	1.49	0.81	0.45
60	424090.913	5840760.65	230.575	0.19	1.84	1.55	0.75	0.43

ANNEXE K PRÉCIPITATIONS ET TEMPÉRATURE JOURNALIÈRE POUR LES QUATRE ANNÉES

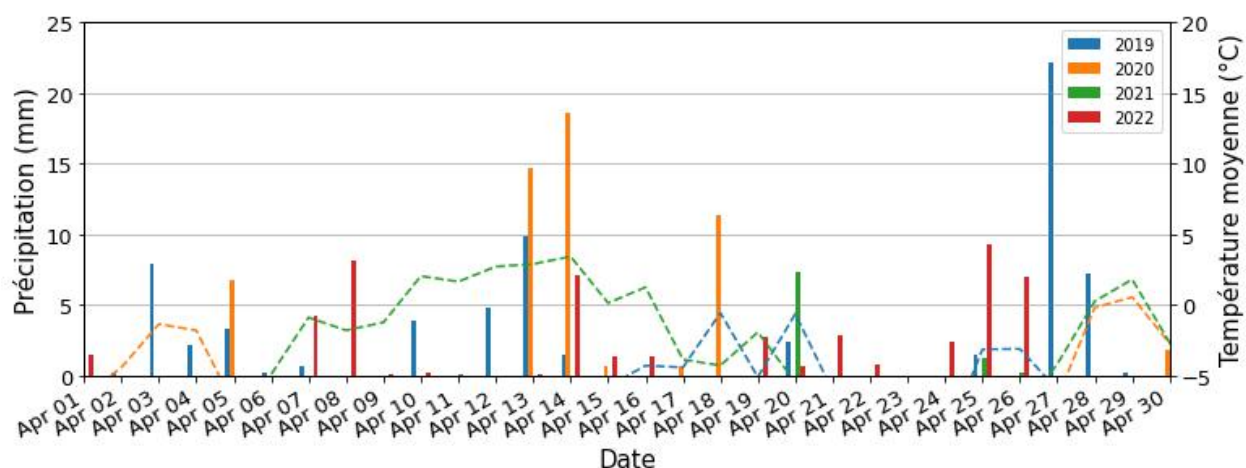


Figure A.13 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'avril de 2019 à 2022.

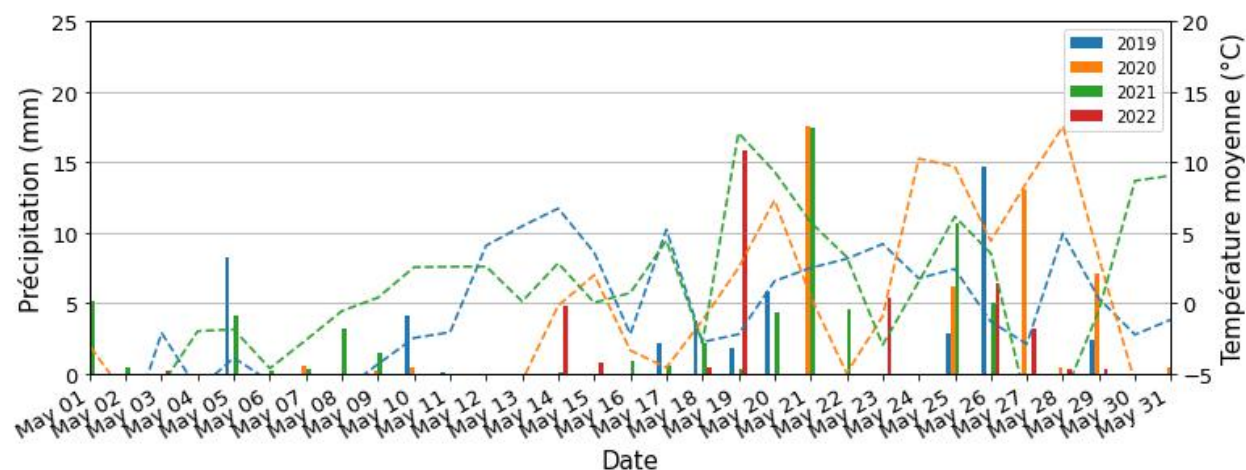


Figure A.14 : Précipitations et températures journalières pour le mois de mai de 2019 à 2022.

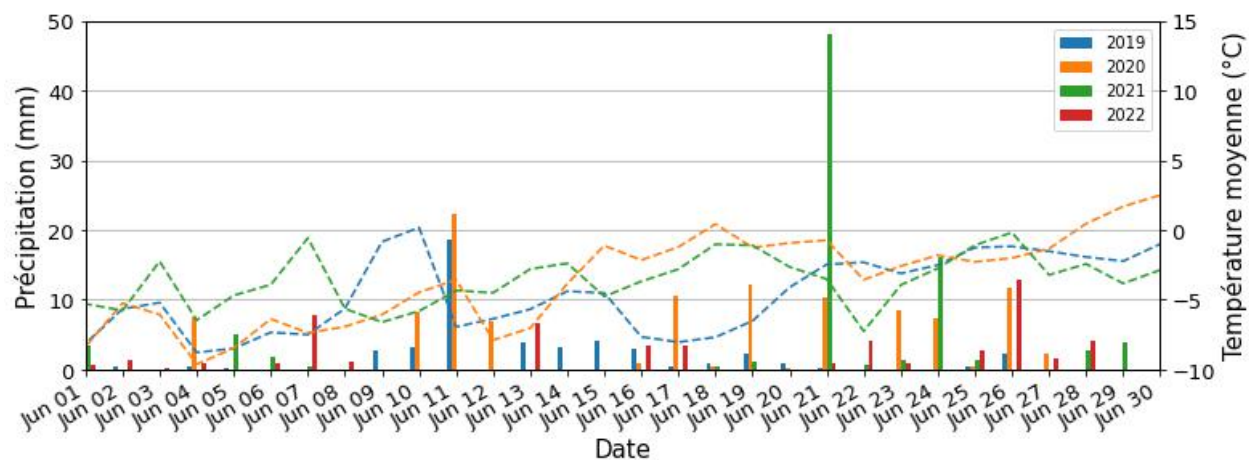


Figure A.15 : Précipitations et températures journalières pour le mois de juin de 2019 à 2022.

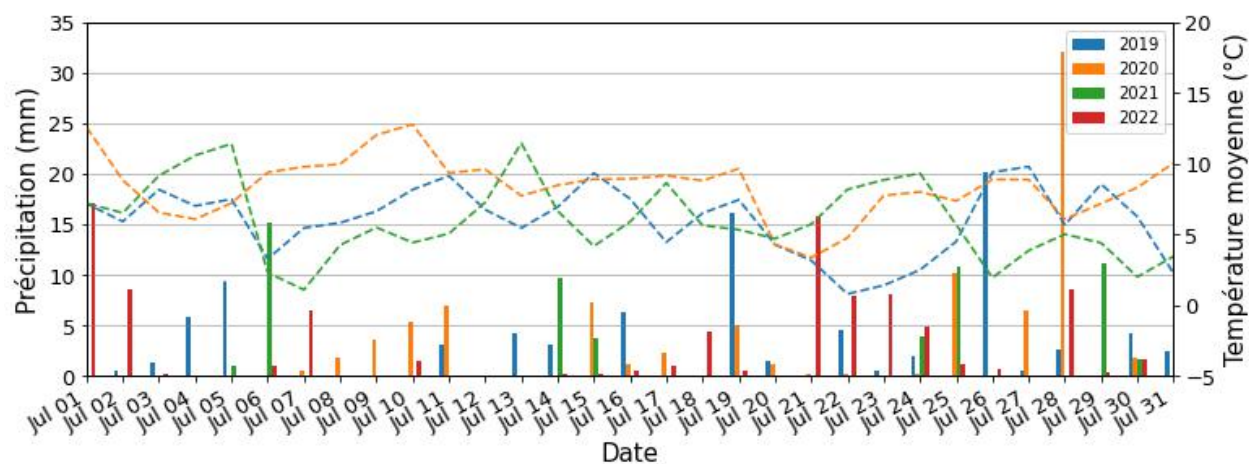


Figure A.16 : Précipitations et températures journalières pour le mois de juillet de 2019 à 2022.

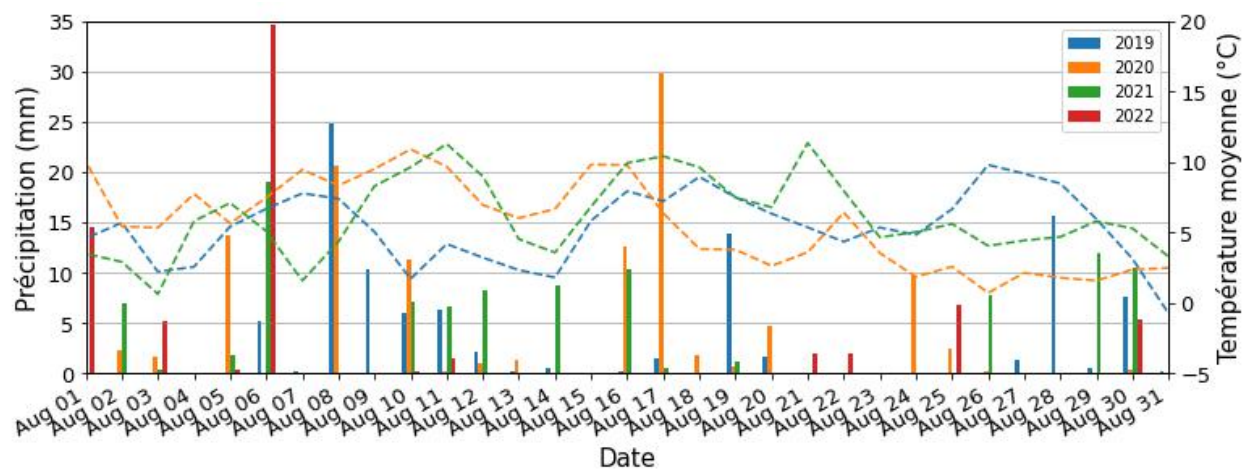


Figure A.17 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'août de 2019 à 2022.

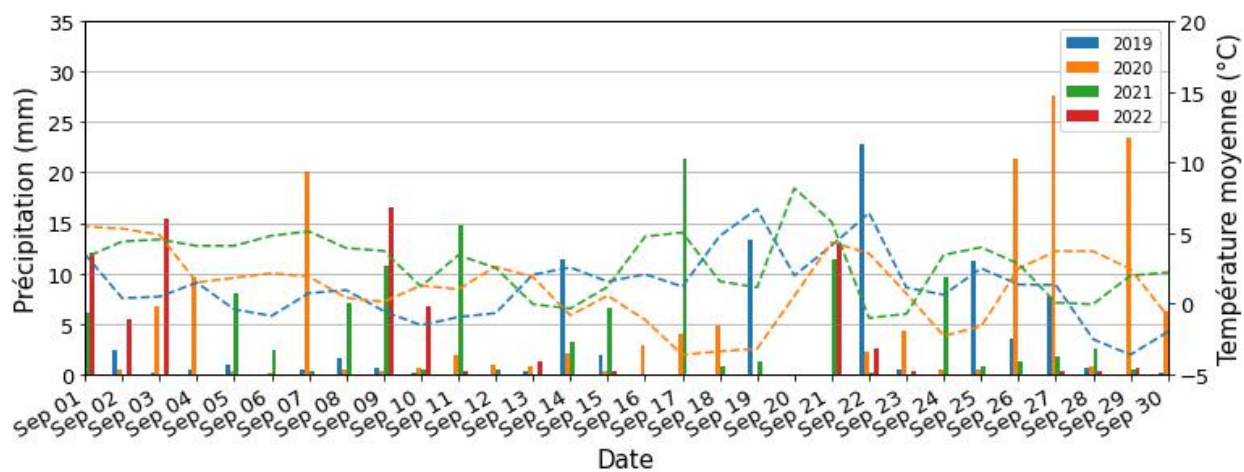


Figure A.18 : Précipitations et températures journalières pour le mois de septembre de 2019 à 2022.

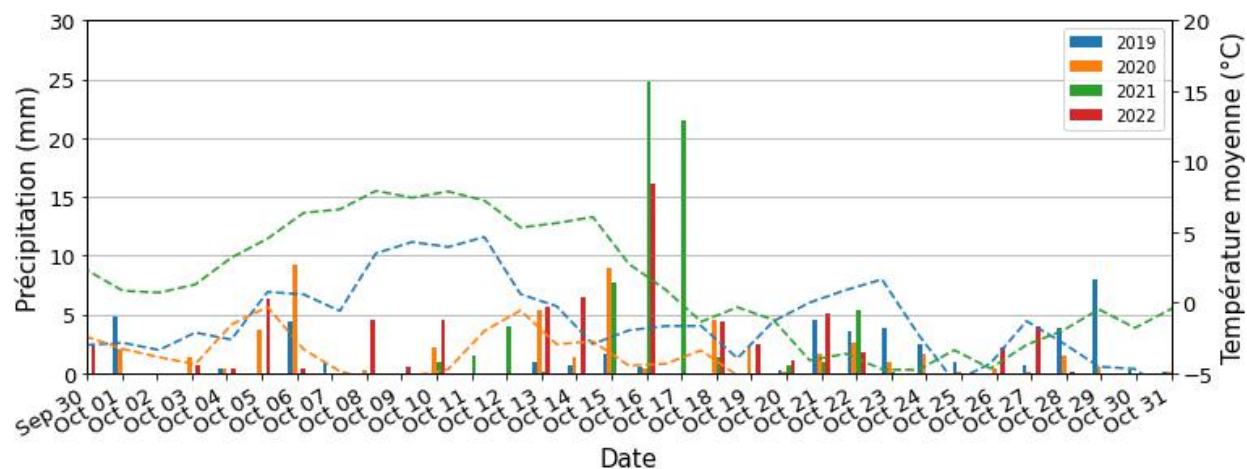


Figure A.19 : Précipitations et températures journalières pour le mois d'octobre de 2019 à 2022.

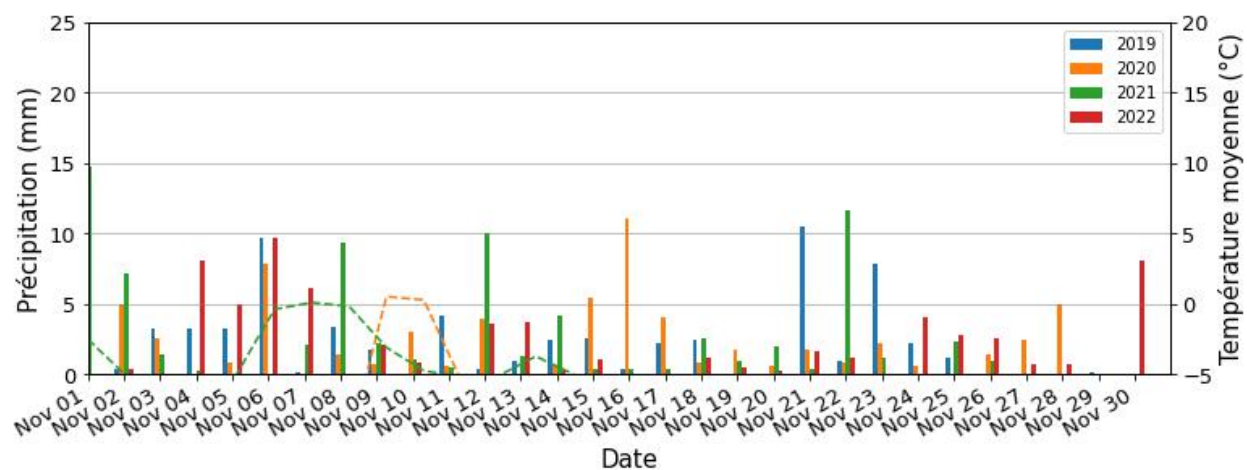


Figure A.20 : Précipitations et températures journalières pour le mois de novembre de 2019 à 2022.

ANNEXE L ROSE DES VENTS POUR CHAQUE ANNÉE

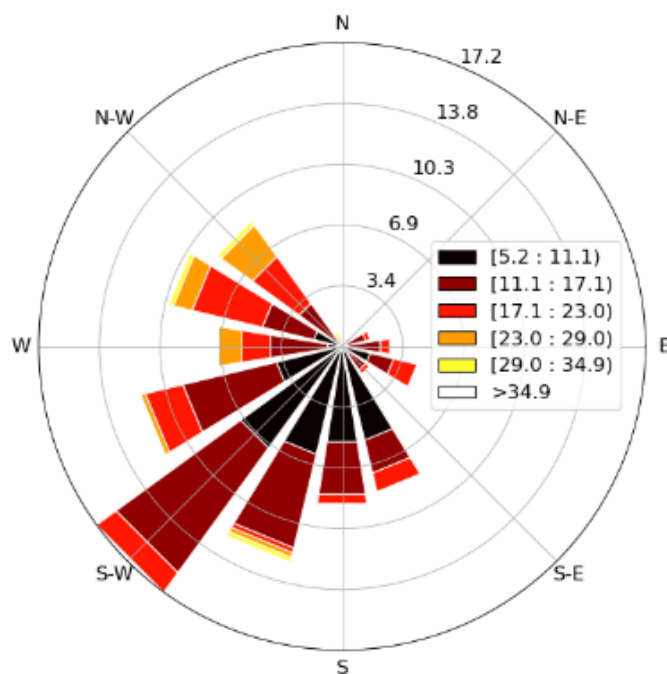


Figure A.21 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2019.

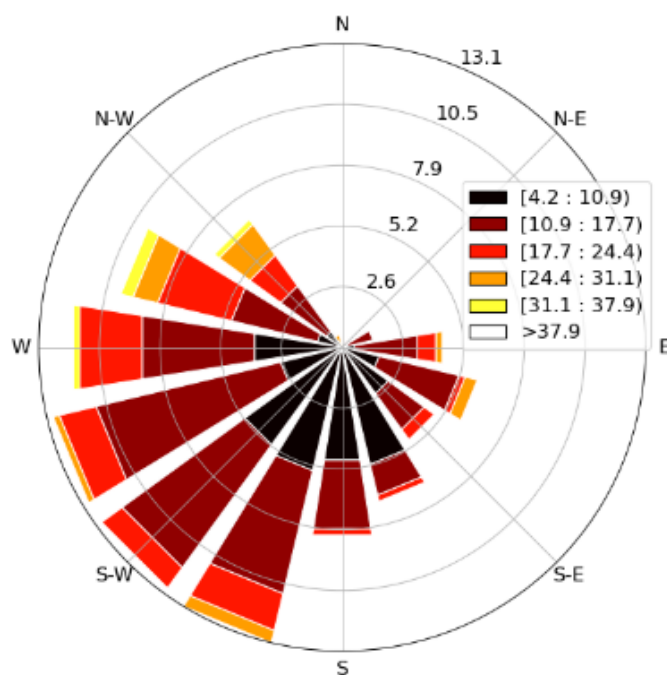


Figure A.22 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2020.

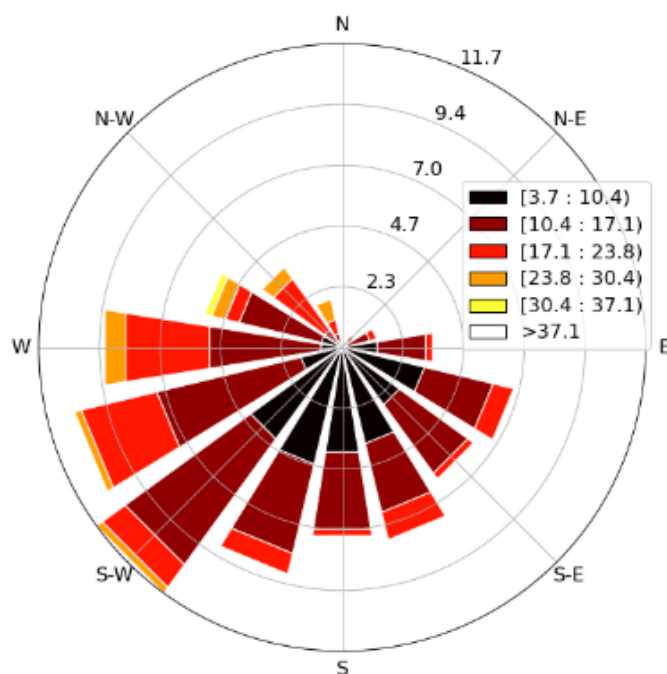


Figure A.23 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2021.

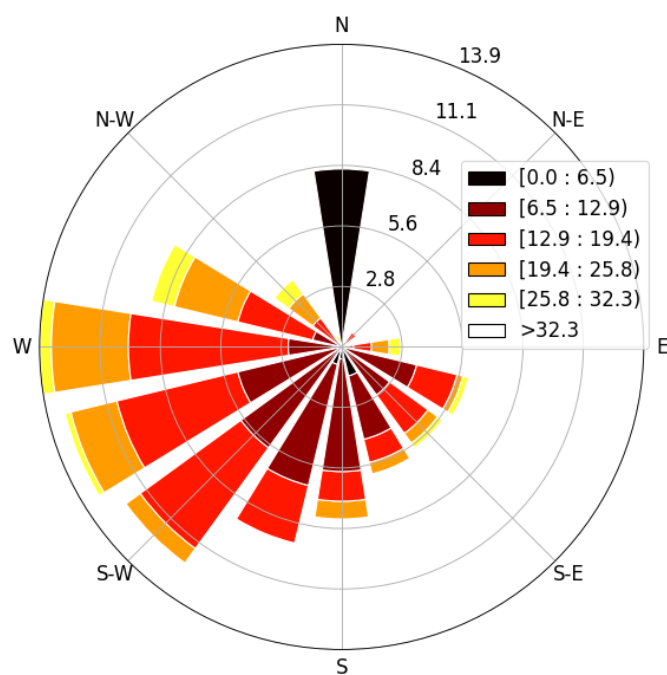


Figure A.24 : Distribution de la direction et de la vitesse du vent en km/h sur le site du PAR pour l'année 2022.

ANNEXE M TOUS LES RÉSULTATS DES STATIONS DE SUIVI

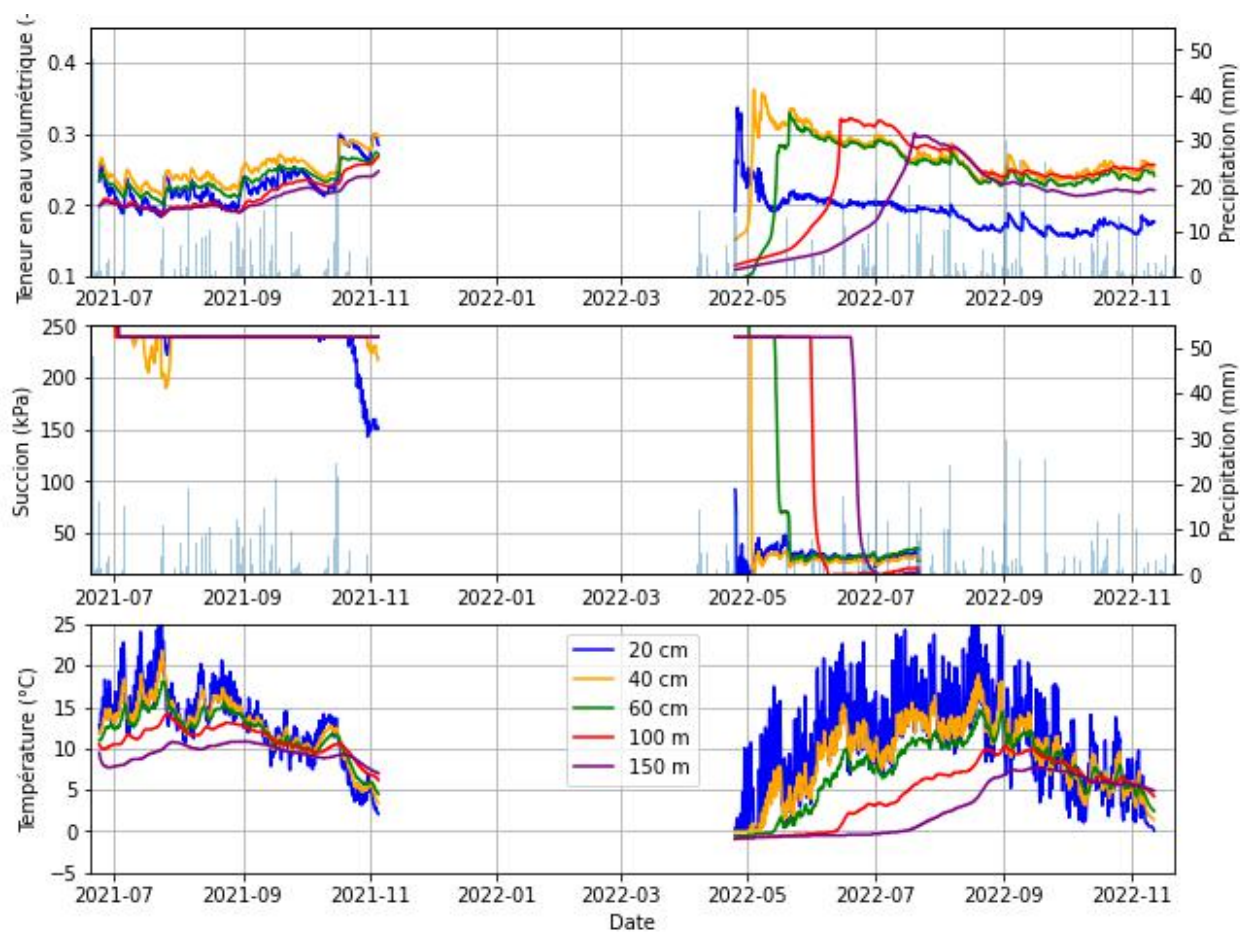


Figure A.25 : Évolution de la TEV, la suction et la température à différentes profondeurs de la station située sur le banc supérieur orienté vers le sud.

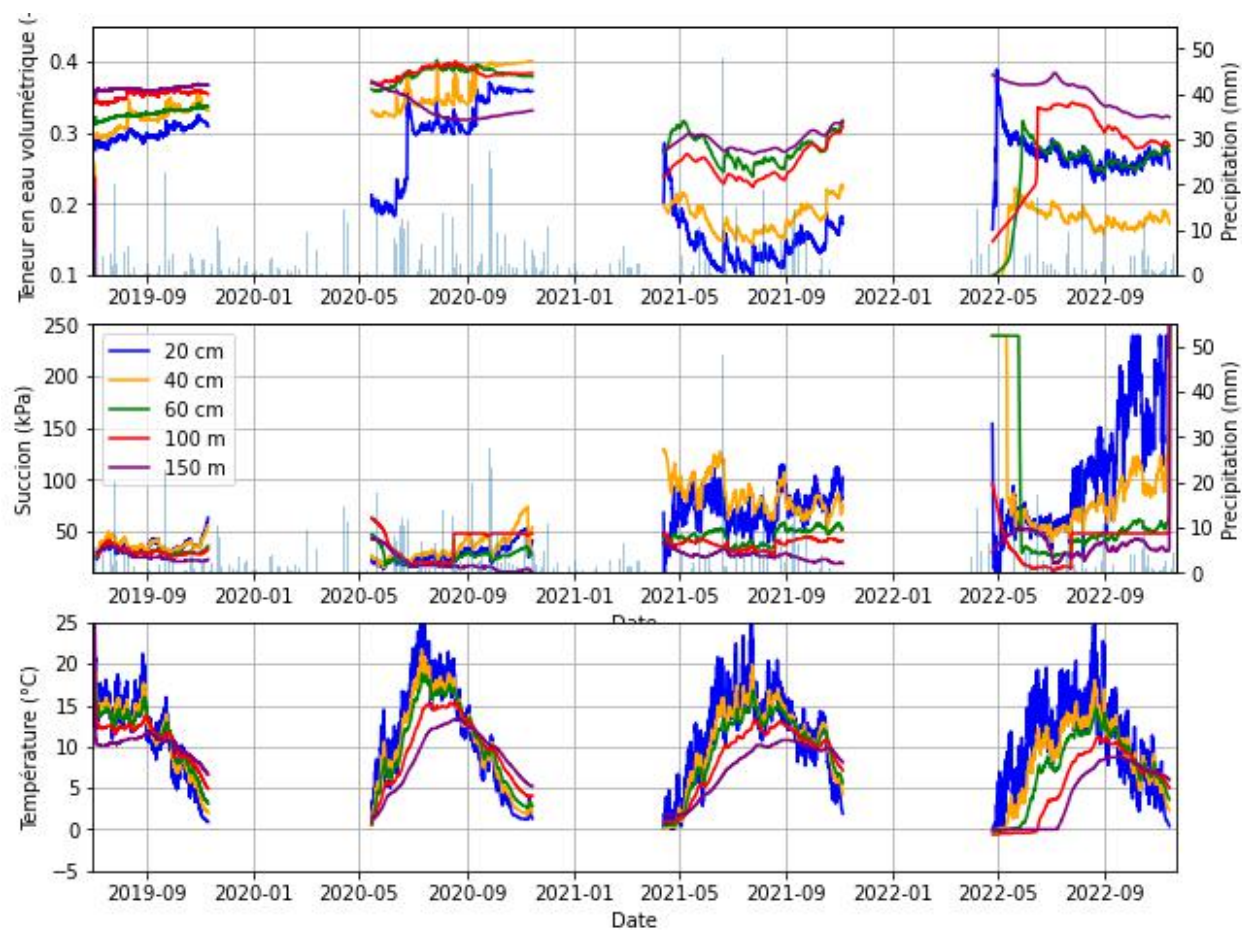


Figure A.26 : Évolution de la TEV, la suction et la température à différentes profondeurs de la station située sur le haut de pente du banc inférieur orienté vers le sud.

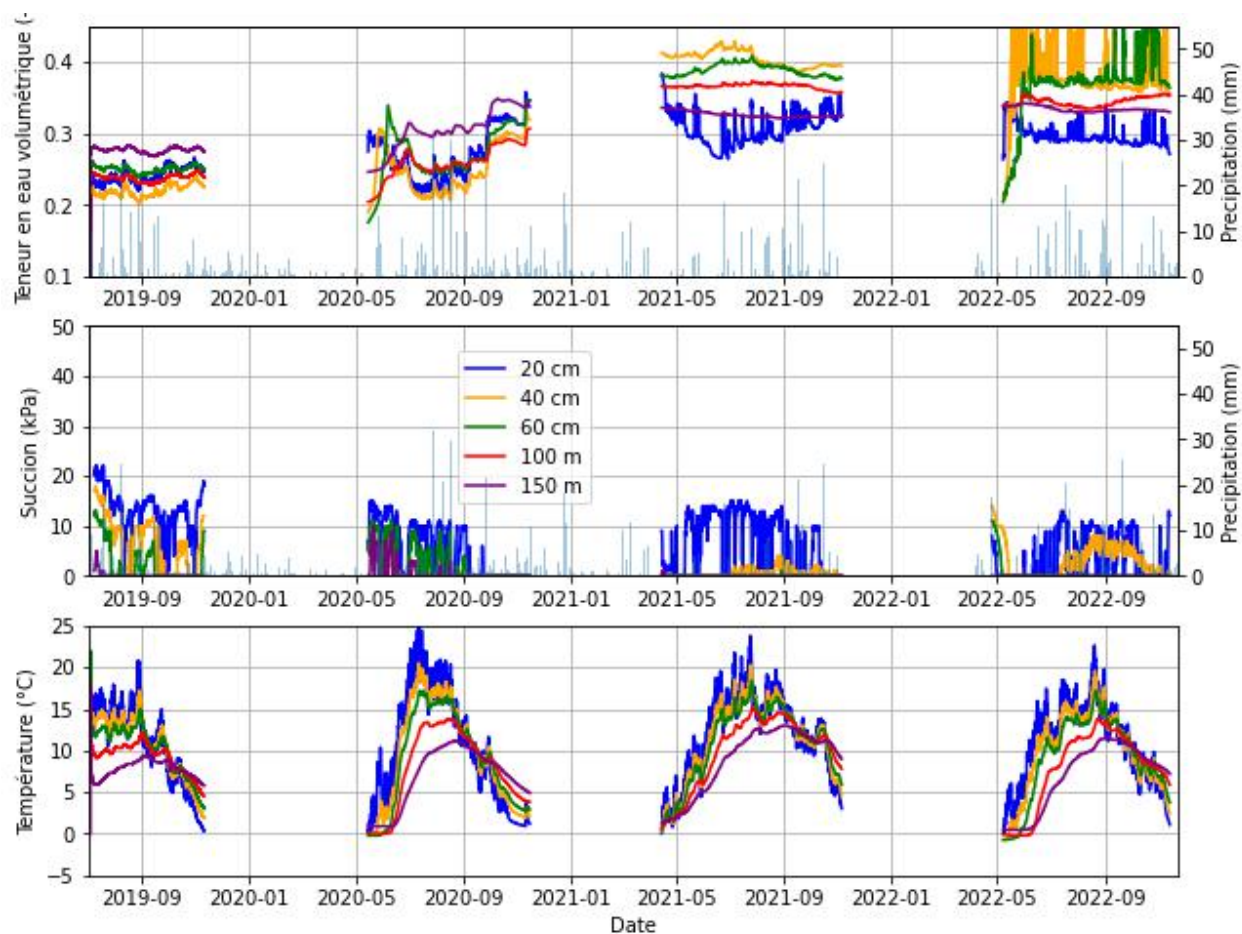


Figure A.27 : Évolution de la TEV, la suction et la température à différentes profondeurs de la station située sur le bas de pente du banc inférieur orienté vers le sud.

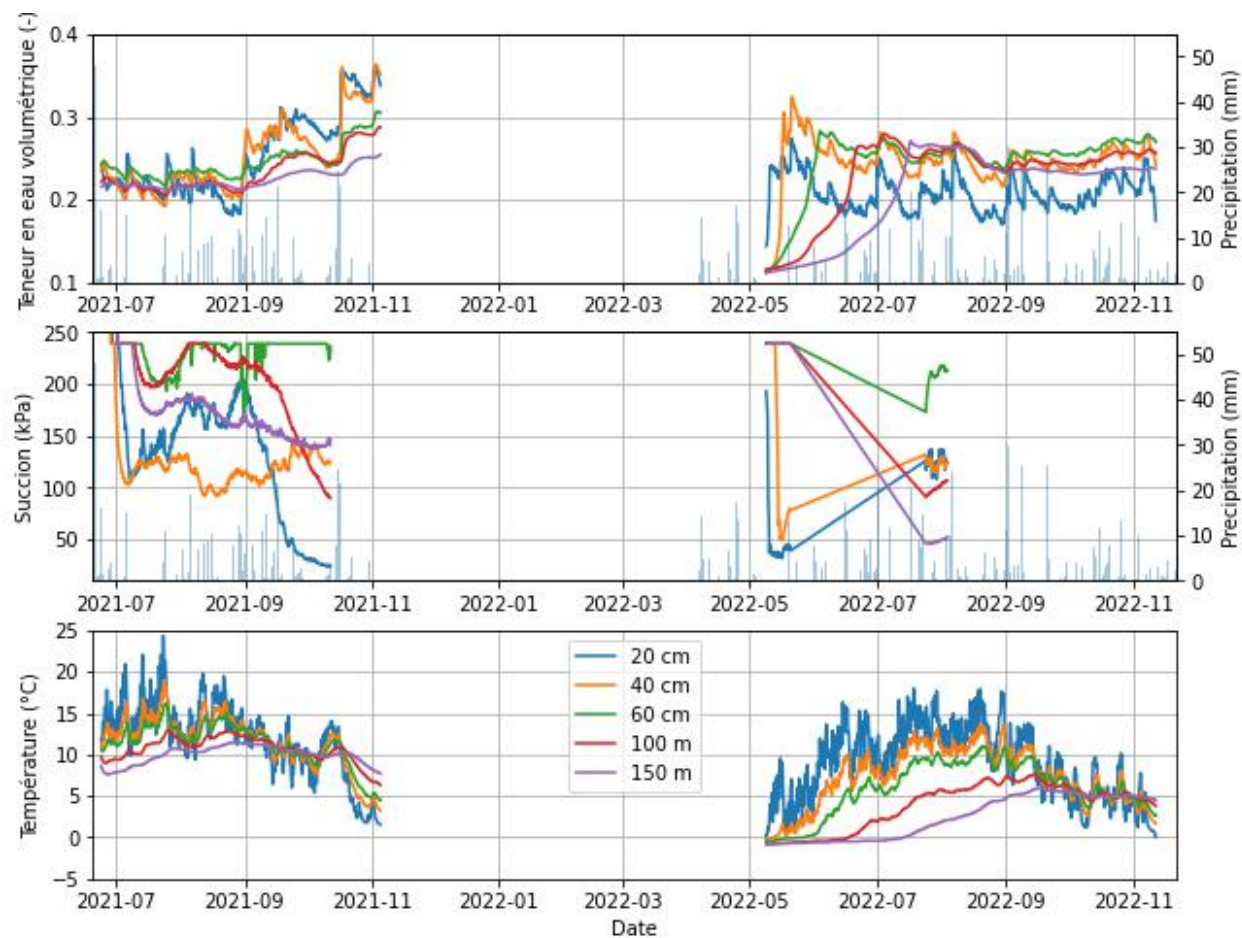


Figure A.28 : Évolution de la TEV, la suction et la température à différentes profondeurs de la station située sur le banc supérieur orienté vers le nord.

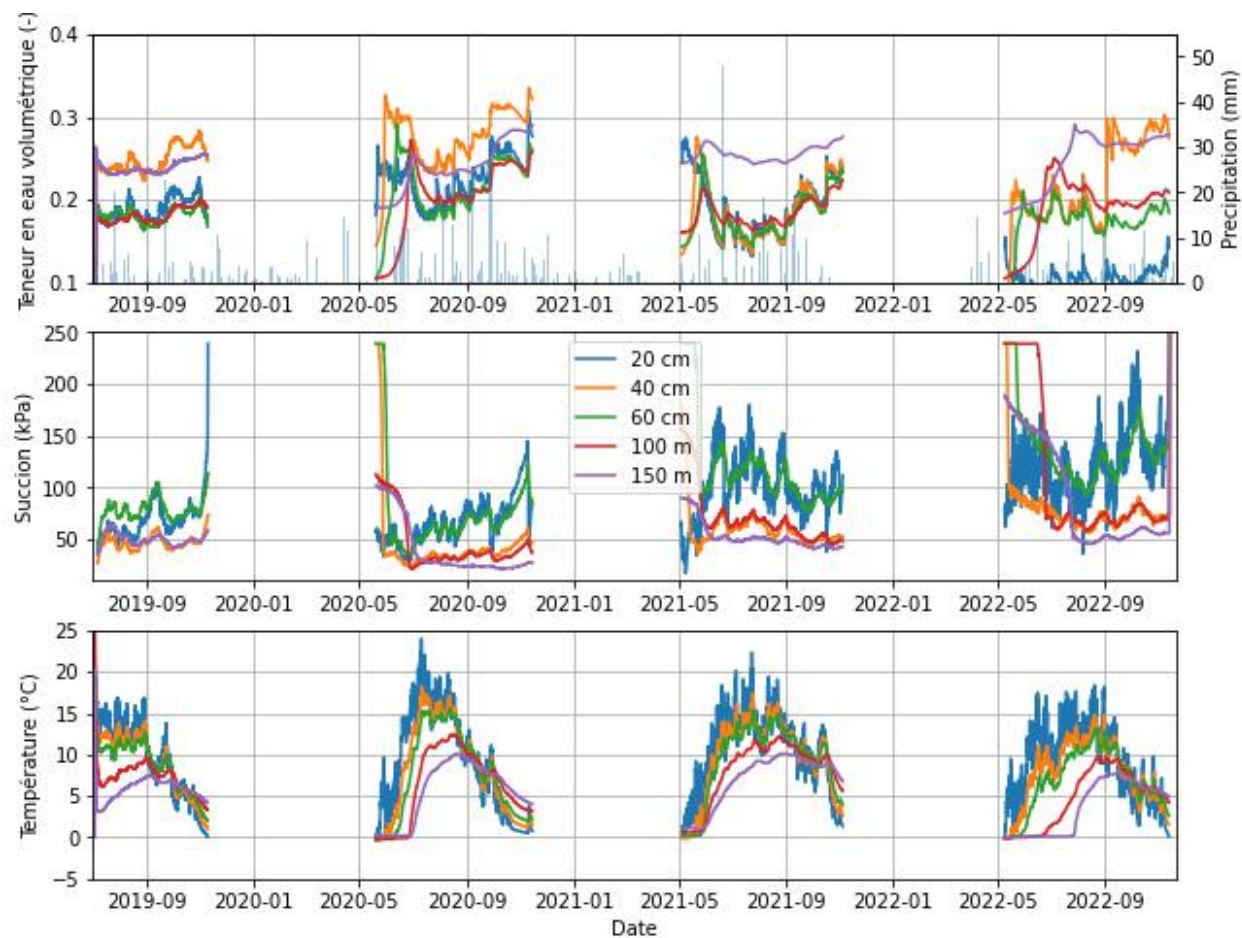


Figure A.29 : Évolution de la TEV, la succion et la température à différentes profondeurs de la station située sur le haut de pente du banc inférieur orienté vers le nord.

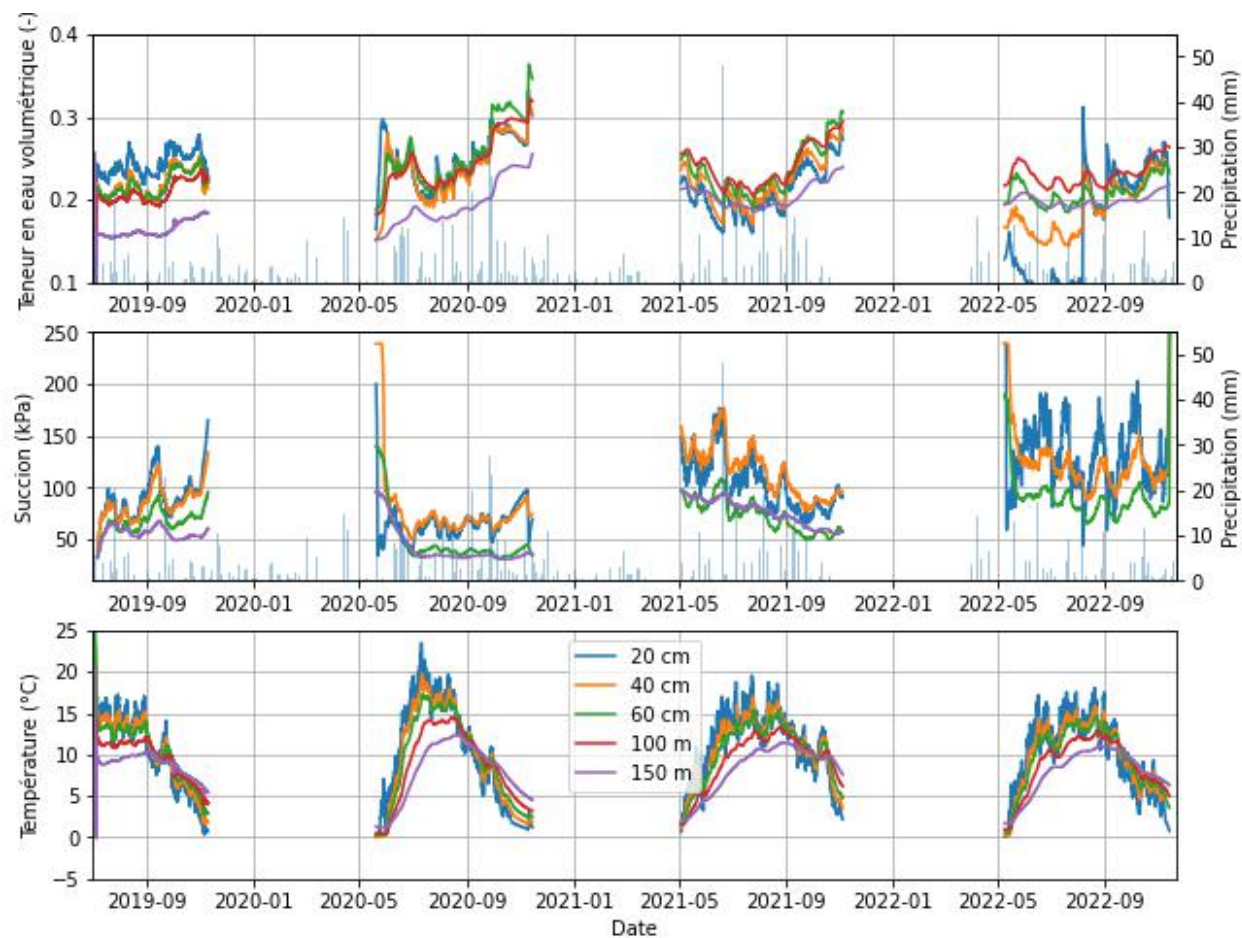


Figure A.30 : Évolution de la TEV, la suction et la température à différentes profondeurs de la station située sur le bas de la pente du banc inférieur orienté vers le nord.

ANNEXE N RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ DES PARAMÈTRES NUMÉRIQUES SUR LA PRESSION D'EAU

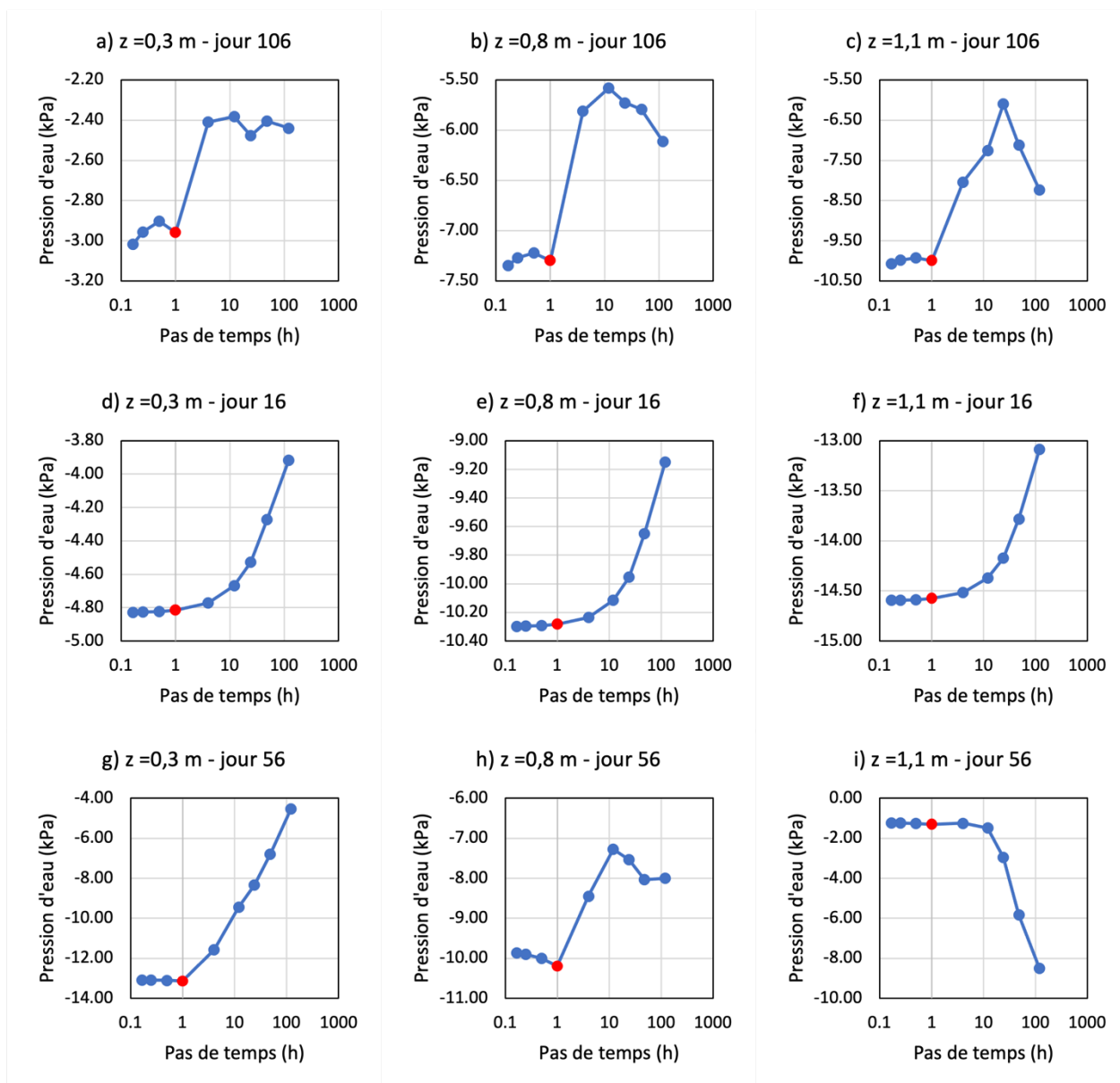


Figure A.31 : Variation de la pression d'eau en fonction du pas de temps du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). Le pas de temps considéré optimal est représenté en rouge.

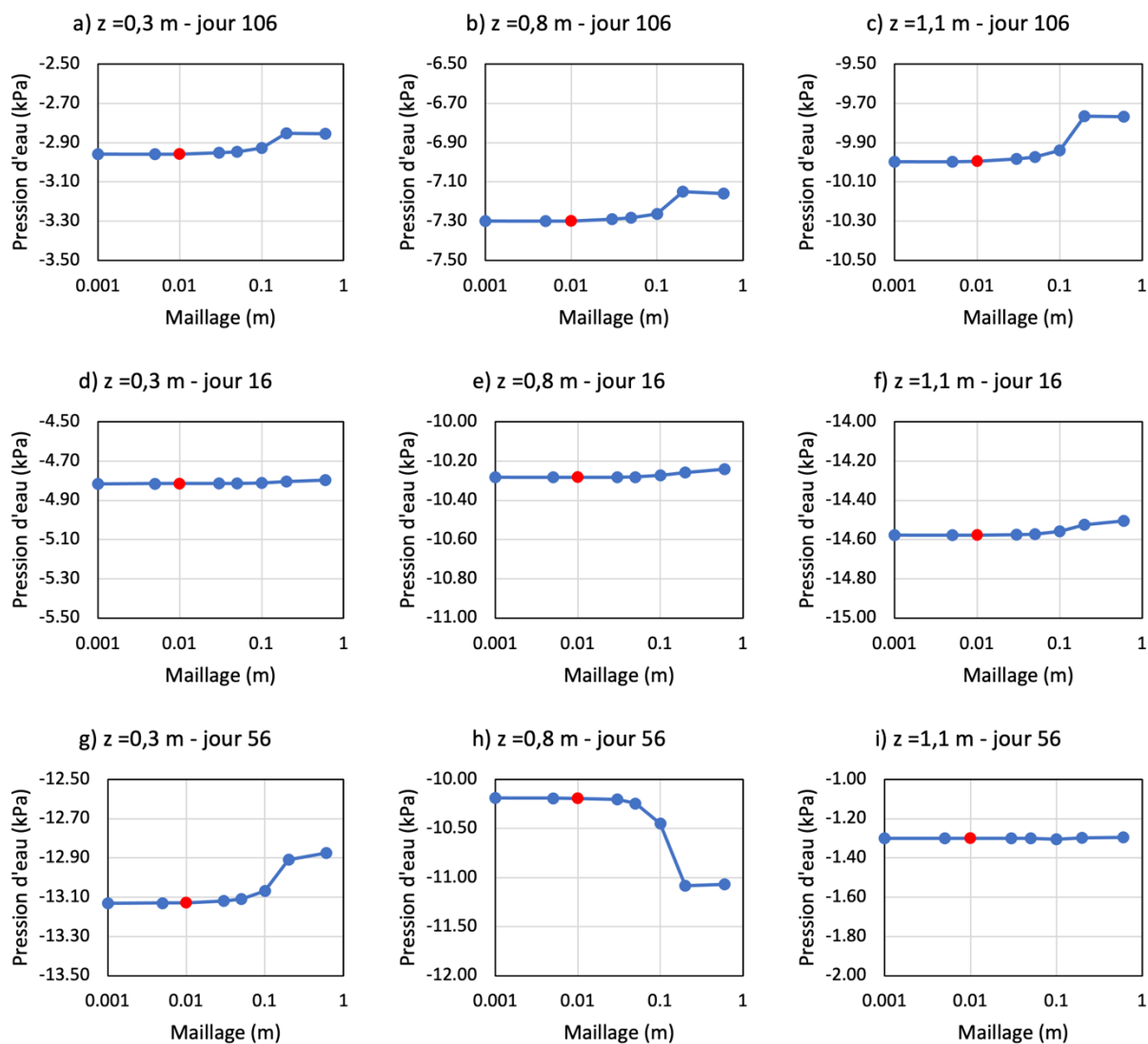


Figure A.32 : Variation de la pression d'eau en fonction de la taille du maillage du modèle à trois élévations différentes ($z = 0.3$ m, $z = 0.8$ m et $z = 1.1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La taille de maillage considérée optimale est représentée en rouge.

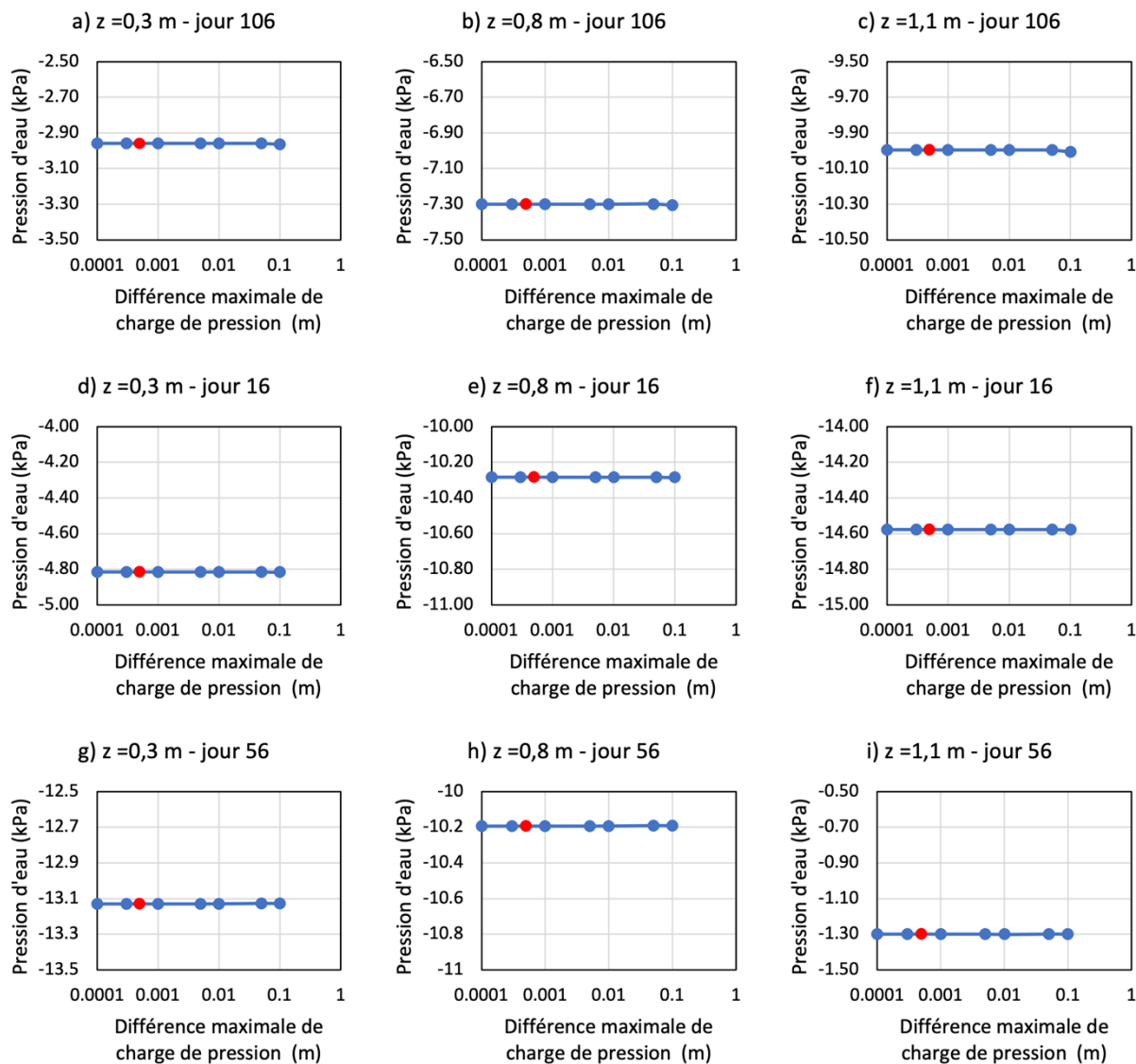


Figure A.33 : Variation de la pression d'eau en fonction de la différence maximale de charge de pression d'eau du critère de convergence du modèle à trois élévations différentes ($z = 0,3$ m, $z = 0,8$ m et $z = 1,1$ m) et à trois temps différents (jour 16, 56 et 106). La différence maximale de pression d'eau considérée optimale est représentée en rouge.

ANNEXE O ÉTAT DE CONVERGENCE DES SIMULATIONS NUMÉRIQUES RÉALISÉES

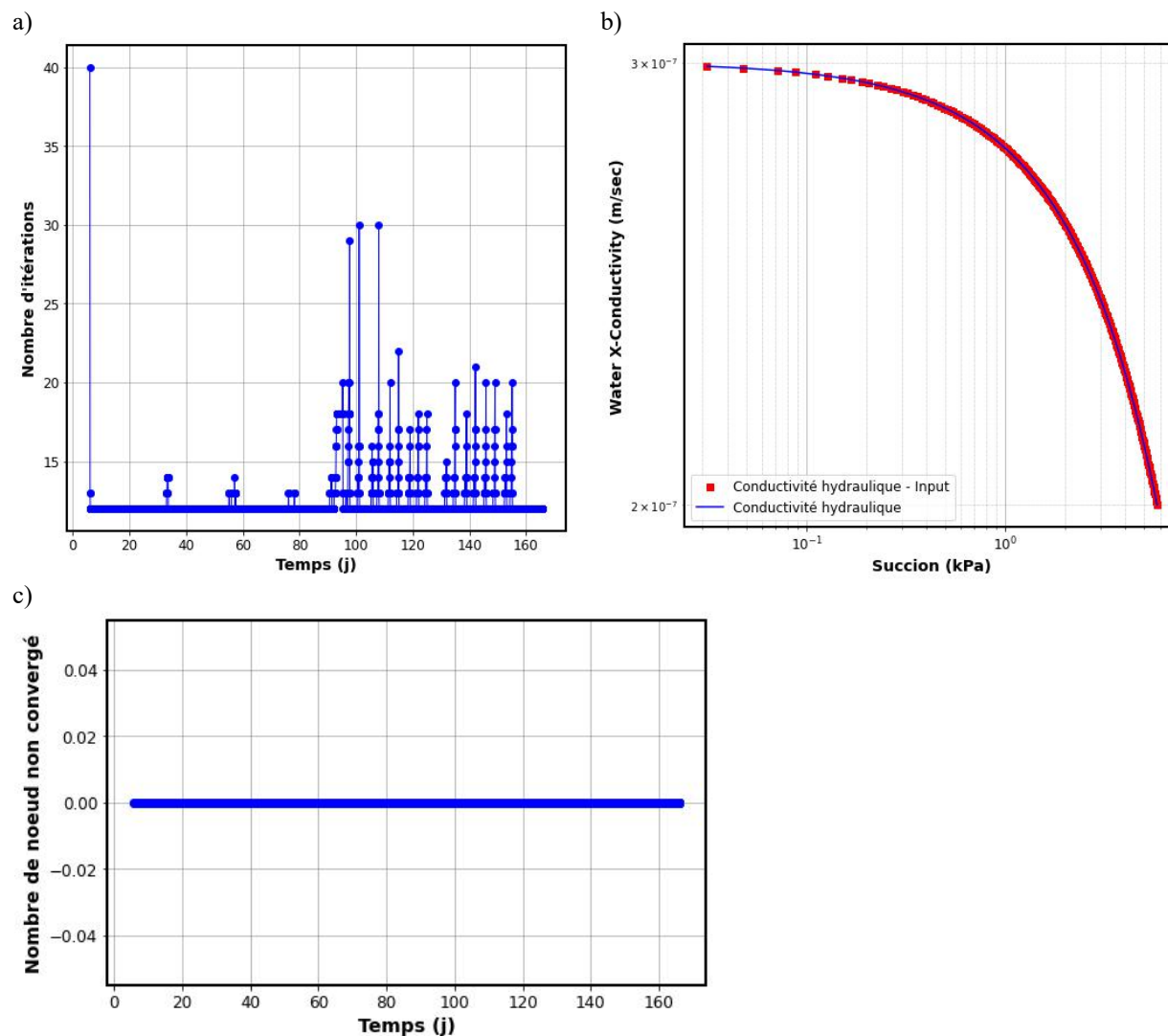


Figure A.34 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 1 avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergé par pas de temps.

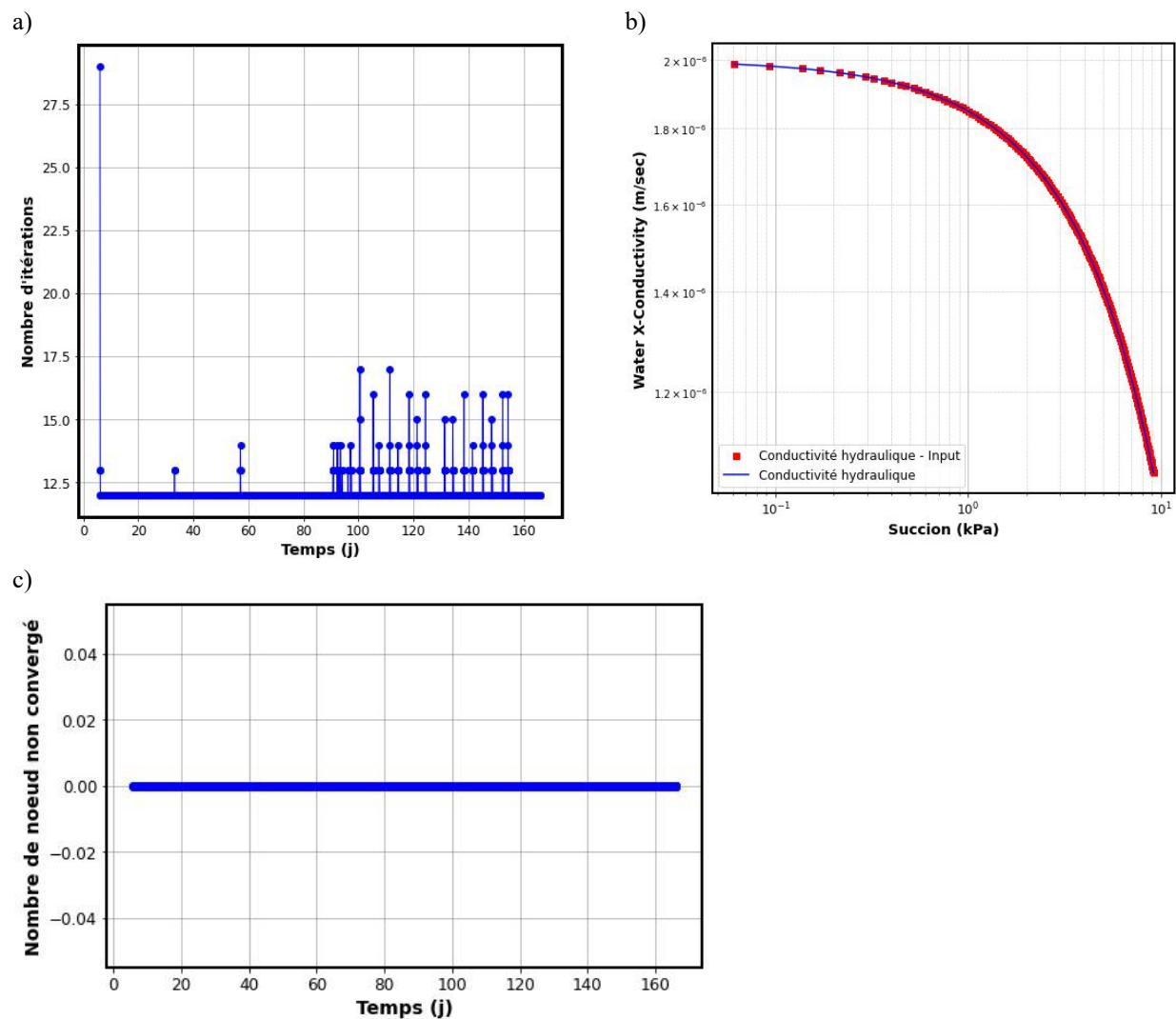


Figure A.35 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 1 avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergés par pas de temps.

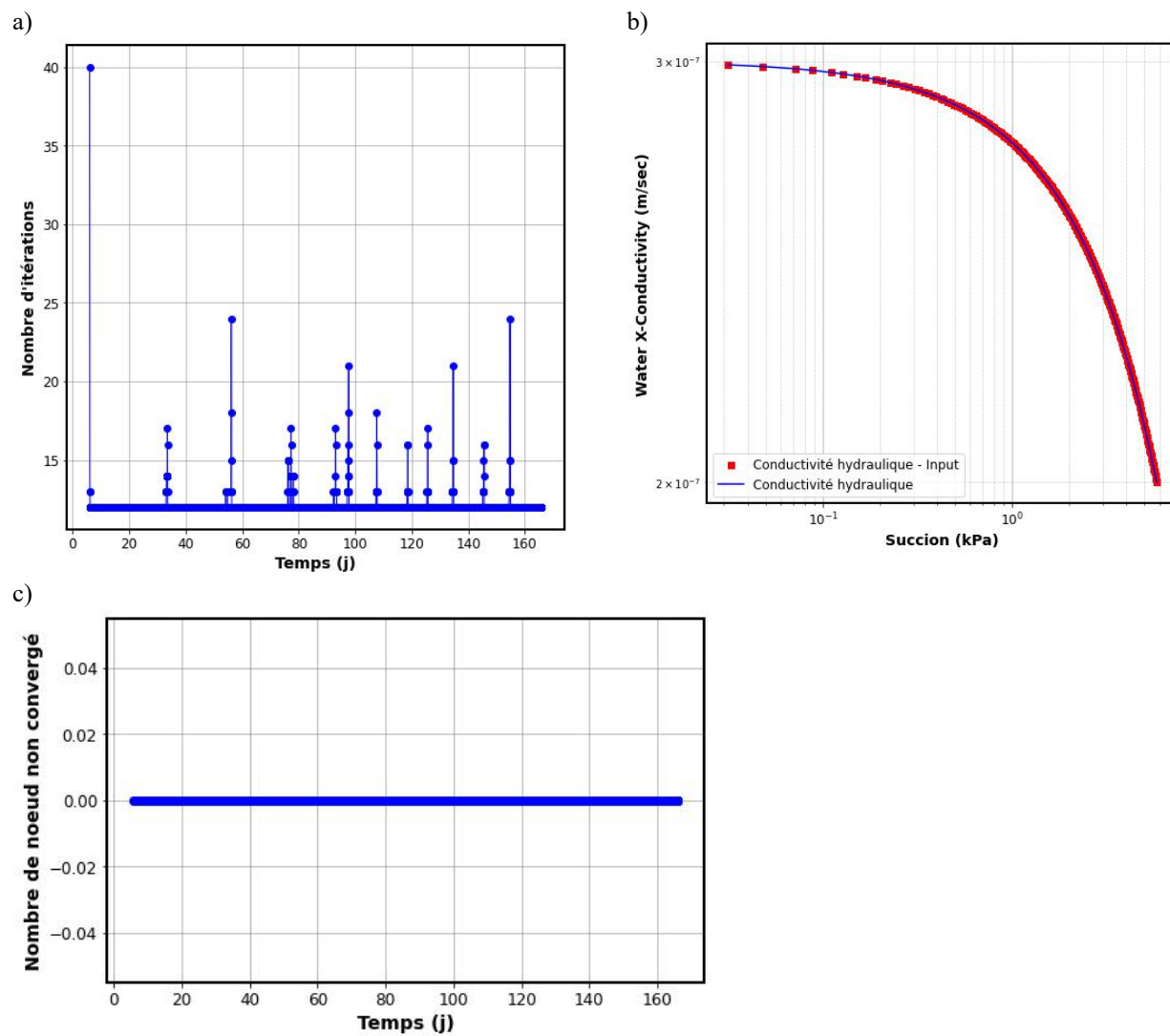


Figure A.36 : Graphiques de l'état de convergence pour les simulations de la colonne 2 avec une conductivité hydraulique saturée de 3×10^{-7} m/s. a) Nombre d'itérations réalisées à chaque pas de temps. b) Comparaison de la conductivité hydraulique d'entrée et la conductivité hydraulique obtenue par résolution numérique. c) Nombre de nœuds non convergé par pas de temps.

ANNEXE P COMPARAISON DE L'ÉVOLUTION DU DEGRÉ DE SATURATION MESURÉ ET SIMULÉ (AVEC UNE CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE SATURÉE DE 2×10^{-6} M/S) DE LA COLONNE 1

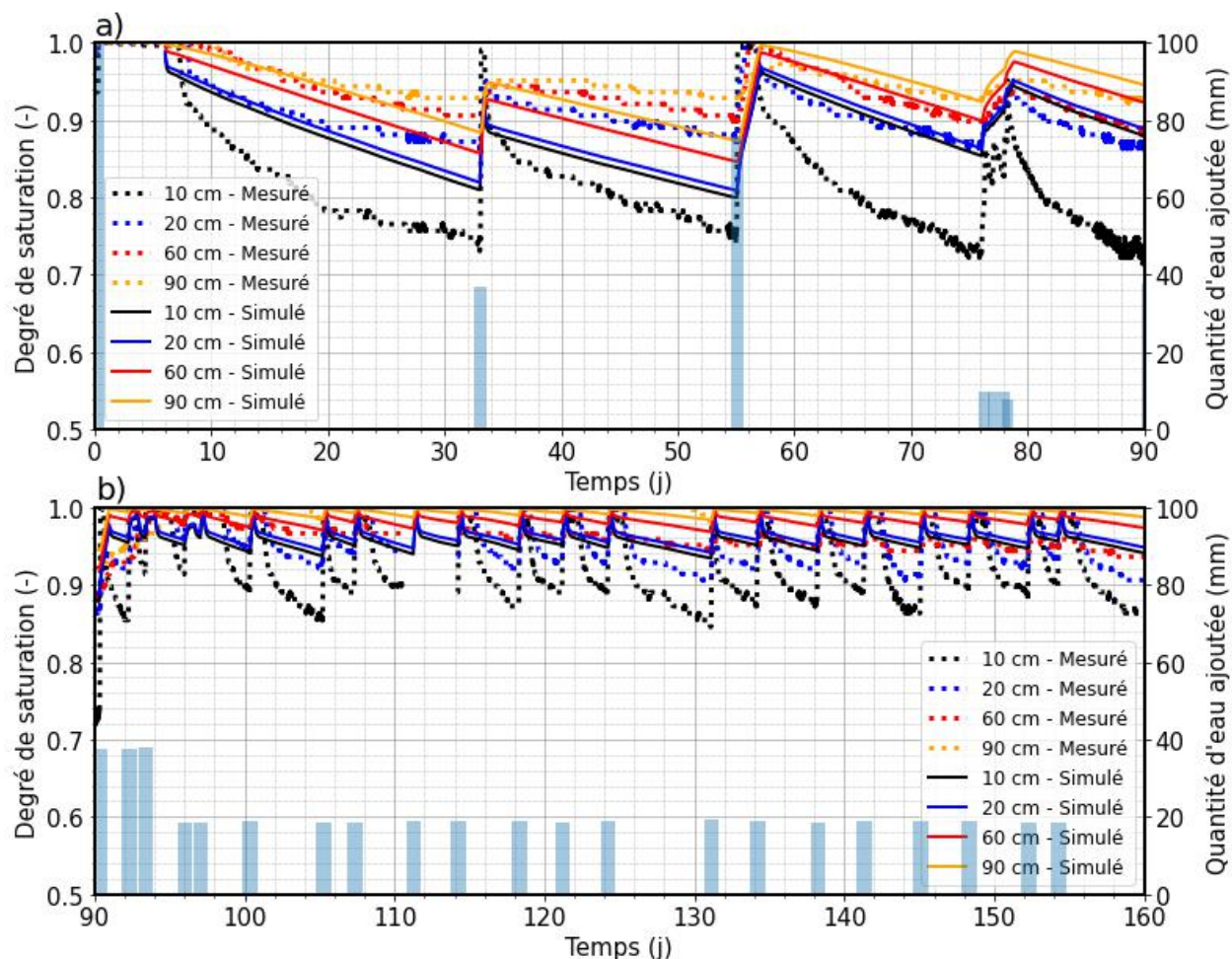


Figure A.37 : Comparaison de l'évolution du degré de saturation mesuré et simulé (avec une conductivité hydraulique saturée de 2×10^{-6} m/s) de la colonne 1 pour (a) les cycles longs (jour 0 au jour 90) et (b) les cycles courts (jour 90 au jour 160). Les quantités d'eau ajoutée au début de chaque cycle de mouillage sont également indiquées.