



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Étude de l'impact de la ségrégation hydraulique des résidus miniers sur la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée

ZAHRA DRIOUKY

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Décembre 2020

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé:

Étude de l'impact de la ségrégation hydraulique des résidus miniers sur la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée

Présenté par **ZAHRA DRIOUKY**

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

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

Li Li, président

Mamert MBONIMPA, membre et directeur de recherche

Isabelle DEMERS, membre et codirectrice de recherche

Abdelkabir MAQSOUD, membre externe

DÉDICACE

À toute ma famille, mon mari et ma fille

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout d'abord mon directeur Mamert Mbonimpa pour m'avoir permis de vivre cette expérience, pour son encadrement et ses conseils pour le meilleur déroulement de ce projet. Mes remerciements s'adressent également à ma co-directrice Isabelle Demers pour sa contribution dans la réalisation de ce projet.

Je remercie le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), les Mines Agnico Eagle Ltd, la Mine Canadian Malartic et la Corporation IAMGOLD (Mine Westwood) qui ont soutenu financièrement la Subventions de recherche et développement coopérative (RDC) dans le cadre de laquelle ce projet de maîtrise a été réalisé.

Un remerciement spécial est bien mérité pour l'équipe URSTM, particulièrement Akué Sylvette Awoh, Patrick Bernèche, Yvan Poirier & Alain Perreault, Mathieu Villeneuve, et Marc Paquin pour leur soutien et aide dans la réalisation des travaux au laboratoire et sur terrain. Je remercie également tous les professeurs du programme de maîtrise en génie minéral pour leur formation et l'enrichissement scientifique fournis qui m'a bien guidé dans mon projet de recherche. Je pense aussi à Louise Labbé, Isabelle Collin et Ann Gervais pour leur excellent service administratif.

Je ne peux oublier de remercier ma collègue Marlène Temgoua qui m'a fourni de l'aide et des données le long du projet. Je peux dire fièrement que c'était un excellent travail d'équipe.

Je tiens à remercier Mario Gagnon, le personnel de la mine de Westwood pour nous avoir donné accès au site Doyon/Westwood et pour toutes les informations et le soutien fournis. Je remercie également Mélanie Roy pour nous avoir permis accéder au site Manitou/Goldex.

Je ne peux pas ne pas remercier le président du jury, Prof. Li Li, et le membre externe, Prof. Abdelkabir Maqsoud, qui ont accepté d'évaluer ce travail en période de fin d'année.

Finalement, mes pensées s'adressent à ma famille dans l'autre côté de l'Atlantique et à mon mari qui m'ont beaucoup soutenu et encouragé tout au long de ce projet.

RÉSUMÉ

La gestion des rejets de concentrateur ou résidus miniers constitue l'un des défis majeurs de l'industrie minière. Les millions de tonnes de rejets de concentrateur sont produits par la mine et déposés dans des parcs à résidus. Ces rejets de concentrateur peuvent contenir des sulfures métalliques qui deviennent sujets à l'oxydation en contact avec l'air et l'eau. Lorsque la quantité des minéraux neutralisant présents dans les résidus miniers est insuffisante, du drainage minier acide (DMA) peut être produit. Dans ce cas, des mesures préventives de la génération du DMA doivent être mis en place pour constituer une barrière à l'eau et/ou l'oxygène. L'efficacité d'une méthode de prévention du DMA dans les régions à climat humide comme le Québec se base sur sa capacité d'empêcher la migration de l'oxygène à travers le recouvrement afin qu'il n'atteigne pas les rejets de concentrateur sous-jacents. La technique de nappe phréatique surélevée (NPS) combinée à une couverture monocouche est une des méthodes de prévention utilisées à cette fin.

Le dépôt des résidus miniers selon la méthode conventionnelle sous forme de pulpe est souvent accompagné par une ségrégation hydraulique. Ces résidus, après leur dépôt, se caractérisent par des propriétés physiques, hydrogéotechniques, chimiques et minéralogiques hétérogènes entre le point de dépôt et l'étang d'eau. Or, ces caractéristiques contrôlent les flux d'eau et d'oxygène entrant la surface des résidus. Dans le cadre de la réhabilitation des sites miniers où la ségrégation a eu lieu, la conception des mesures de contrôle du DMA devrait tenir compte de l'effet de cette ségrégation sur les flux d'oxygène atteignant la surface des résidus miniers potentiellement générateur d'acide (PGA).

L'objectif de cette étude est d'étudier l'effet de la ségrégation hydraulique sur l'efficacité de la technique de la nappe phréatique surélevée. Pour cela, l'étude a évalué la distribution spatiale de la réactivité des résidus miniers et ensuite les flux d'eau et d'oxygène entrant à la surface des résidus dans différentes positions le long de la direction de dépôt, de la zone de la plage jusqu'à la zone de décantation. Le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood constitue le site principal de cette étude. La technique de NPS avec couverture monocouche construite avec des résidus non PGA est une des options de restauration envisagée pour ce site. Sachant que la ségrégation hydraulique peut survenir aussi pour les résidus d'une couverture monocouche utilisée en combinaison avec la technique de la nappe phréatique surélevée, les travaux ont été réalisés au niveau de la couverture monocouche constituée des résidus Goldex non potentiellement générateur

d'acide du parc 3 du site Manitou/Goldex. Des essais de consommation d'oxygène (CO) in-situ, des mesures de teneurs en eau volumiques et des succions sur le terrain et des observations in-situ, ont été réalisés dans quatre et six stations, respectivement, dans le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood et le parc 3 du site Manitou/Goldex, le long de la ligne de dépôt des résidus miniers. En outre, des échantillons ont été prélevés de chaque station (jusqu'à 1,25 m de profondeur) pour caractériser les résidus et effectuer des essais de CO en laboratoire. À l'issue des observations des échantillons et des caractérisations physiques et minéralogiques, une hétérogénéité latérale et verticale des matériaux a été observée dans toutes les stations des deux parcs.

Les essais CO en laboratoire et in-situ de longue durée (14 jours) ont été interprétés numériquement à l'aide du code POLLUTEv7 et du couplage des codes SEEP/W-CTRAN/W pour déterminer le coefficient taux de réaction des résidus miniers dans chaque station le long de la direction de dépôt. Les résultats des essais CO in-situ dans le parc 3 du site Manitou/Goldex ont montré que la concentration d'oxygène durant la période d'essai était presque invariable dans toutes les stations de mesure. Ce résultat est principalement attribué à la non-réactivité de ces résidus (taux de réaction K_r est nulle). Les résultats de l'interprétation des essais CO in-situ et en laboratoire, réalisés dans le parc 3 est du site Doyon/Westwood, ont permis d'obtenir des valeurs du taux de réaction K_r relativement similaires. Ces résultats ont aussi montré que le taux de réaction K_r varie d'une station à l'autre. En effet, K_r décroît en fonction de la distance à partir du point de dépôt.

En se basant sur les résultats des essais de CO in situ, un modèle numérique validé et calibré a été construit par couplage des codes SEEP/W-CTRAN/W pour évaluer respectivement les flux d'eau et d'oxygène entrant à la surface des rejets de concentrateur le long de la direction de leur écoulement, lorsque les résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sont exposés à l'atmosphère. Dans ce modèle, la variation verticale de la nature des matériaux observée sur 1,25 m a été prise en considération. Par la suite, un modèle simplifié (en considérant seulement les résidus non oxydés réactifs sur toute l'épaisseur) du parc 3 Est du site Doyon/Westwood a été construit où trois types de résidus miniers potentiellement générateurs d'acide (PGA) qui représentent la zone de la plage, intermédiaire et de décantation ont été définis sur toute l'épaisseur du modèle. Des modélisations numériques ont alors été réalisées avec ce modèle simplifié dans le cas où les résidus (PGA) sont sans recouvrement et avec un recouvrement monocouche. Dans ce dernier cas, il s'agit de modéliser la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à une

couverture monocouche. Pour une couverture monocouche d'une épaisseur de 0,5 m, des profondeurs initiales de la nappe phréatique de 0, 0,5, 1 à 2 m au-dessous l'interface résidus-couverture dans chaque simulation numérique. Deux types de recouvrement en monocouche ont été testés: les résidus non générateurs d'acide ségrégués de Goldex et les résidus désulfurés de Westwood non générateurs d'acide considérés ici homogènes. L'effet de l'épaisseur de la couverture monocouche a aussi été analysée en testant quatre épaisseurs : 0,5, 1, 2 et 3 m. Toutes ces modélisations ont porté sur une période de 214 jours (du 1 avril au 30 Octobre 2019). Les résultats des simulations numériques sont présentés en termes d'évolution temporelle du degré de saturation (obtenus avec SEEP/W) et du flux d'oxygène (obtenus avec CTRAN/W) à la surface des résidus PGA (ou à l'interface résidus-couverture) dans les trois zones du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood. La variation du flux annuel (sur 214 jours) cumulé d'oxygène à travers le parc à résidus est aussi présentée.

Dans les conditions testées, ces résultats ont montré que les flux d'eau et d'oxygène dépendent fortement des propriétés physico-chimiques des résidus, de la position de la nappe et des propriétés hydriques des résidus. Les résultats ont ainsi indiqué une large différence des flux entre les trois zones du parc à résidus (avec ou sans couverture monocouche). L'écart du flux d'oxygène entre les trois zones augmente également avec la profondeur de la nappe phréatique. Dans le cas où la nappe phréatique est profonde, la zone de la plage constitue la zone la plus risquée qui laisse passer le flux annuel d'oxygène le plus élevé à la surface des résidus miniers étudiés. Néanmoins, lorsque la nappe phréatique est proche de la surface, la zone de décantation montre le flux d'oxygène le plus élevé surtout sous les conditions de sécheresse prolongée pour le cas d'une couverture monocouche constituée de résidus désulfurés de Westwood en raison de sa forte sensibilité aux effets de l'évaporation. Lorsque la monocouche est constituée des résidus ségrégués de Goldex, ces derniers ont une forte capacité d'empêcher l'évaporation et à maintenir un degré de saturation élevée même sous les conditions de sécheresse prolongée pour une nappe phréatique proche de la surface des résidus. Par conséquent, la configuration la plus efficace pour limiter les flux d'oxygène dans les résidus du site Doyon/Westwood est de maintenir le niveau de la nappe phréatique proche de l'interface résidus-couverture avec la mise en place de couverture monocouche constituée des résidus de Goldex d'une épaisseur de 0,5 m.

Cette étude a permis de montrer l'influence de plusieurs facteurs induits par la ségrégation hydraulique et le type de matériau déposé (le cas échéant, par ex. les boues) sur la performance de

la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à une monocouche. En se basant sur les résultats obtenus, une procédure de conception de cette technique pour les parcs avec des résidus ségrégués a été proposée. De manière générale, pour éviter la complexité de la conception des méthodes de restauration avec recouvrements d'un parc à résidus existant, on recommande la mise en place de résidus miniers non ségrégant pour constituer la couverture en monocouche. Pour une nouvelle mine, le dépôt de résidus densifiés non ségrégant de manière à assurer une homogénéité horizontale des propriétés contribuerait à faciliter l'application des méthodes de restauration.

ABSTRACT

One of the major challenges of the mining industry is the management of the tailings. Millions of tonnes of mine tailings are produced and deposited in tailings storage facilities (TSF). These tailings may contain sulfide minerals which can be oxidized in contact with air and water. When the quantity of neutralizing minerals present in tailings is insufficient, acid mine drainage (AMD) can be produced. In this case, preventive measures for the generation of AMD should be put in place, including barriers to water and / or oxygen. The effectiveness of a method of preventing AMD in regions with a humid climate such as Quebec is based on its ability to prevent the migration of oxygen through the cover so that it does not reach the underlying potentially acid-generating (PAG) tailings. The technique of elevated water table (EWT) combined with a monolayer cover is one of the prevention methods used for this purpose. The deposition of tailings by the conventional method as form of pulp is often accompanied by hydraulic segregation. After their deposition, these tailings are characterized by heterogeneous physical, hydrogeotechnical, chemical and mineralogical properties between the point of deposition and the water pond. These characteristics control the flow of water and oxygen entering the PAG tailings surface. In the context of the rehabilitation of mining sites where segregation has taken place, the design of measures for the control of AMD generation should take into account the effect of this segregation on the oxygen flux reaching the surface of the PAG tailings.

The objective of this work was to study the effect of hydraulic segregation on the effectiveness of the EWT technique. For this reason, the spatial distribution of the reactivity of mining tailings and then the water and oxygen fluxes entering the PAG tailings surface in different positions along the direction of deposition, from the beach area to the settling area, were evaluated. The TSF 3 East at the Doyon/Westwood site is the main site of this study. One of the rehabilitation options considered for this site is the EWT technique combined with a monolayer cover made of non PAG tailings. Knowing that hydraulic segregation can also occur for the tailings of a monolayer cover used in combination with the EWT technique, field and laboratory work was also carried out on the monolayer cover made of the non-PAG Goldex tailings from the TSF 3 of the Manitou/Goldex site. In-situ oxygen consumption (OC) tests, measurements of volumetric water content and suction and observations were carried out in the field along the tailings deposit line at four and six stations in TSF 3 East of the Doyon/Westwood site and TSF 3 of the Manitou / Goldex site, respectively. In addition, samples were taken from each station (up to a depth of 1.25 m) to characterize the

tailings and conduct the OC tests in the laboratory. Following samples observations and physical and mineralogical characterizations, a lateral and vertical heterogeneity of the materials was observed in all stations of the two tailings facilities.

The laboratory and the long-term in-situ OC tests (14 days) were interpreted numerically using the POLLUTEv7 code and the coupling of the SEEP/W-CTRAN/W codes to determine the reaction rate coefficient of the tailings in each station along the deposition line. The results of in-situ OC tests at TSF 3 of the Manitou/Goldex site showed that the oxygen concentration during the test period was almost invariable in all the measuring stations. This result is mainly attributed to the non-reactivity of these tailings (effective reaction rate coefficient K_r is nil). The results of the interpretation of the in-situ and laboratory OC tests, carried out in TSF 3 East of the Doyon/Westwood site, yielded relatively similar K_r reaction rate values. These results also showed that the K_r values varied from one station to another. Indeed, K_r decreases as a function of the distance from the point of deposition.

Based on the results of the in situ OC tests, a validated and calibrated numerical model was constructed with the coupled the SEEP/W-CTRAN/W codes to respectively evaluate the water and oxygen fluxes entering the surface of the PAG tailings along the deposition direction when the tailings from the TSF 3 East of the Doyon/Westwood site are exposed to the atmosphere. In this model, the vertical variation in the nature of the materials observed over 1,25 m was taken into account. Subsequently, a simplified model (considering only the reactive non-oxidized tailings over the entire thickness) of the TSF 3 Est of the Doyon/Westwood site was built where three types of PAG tailings representing the beach, intermediate and settling area were defined in the model. Numerical models were then carried out with this simplified model in the case where the PAG tailings are without and with a monolayer cover. In the latter case, the numerical modelling presents various design scenarios of the EWT technique combined with a monolayer cover. For a 0,5 m-thick monolayer cover, initial water table depths of 0, 0,5, 1 to 2 m below the tailings-cover interface were considered in each numerical simulation. Two types of monolayer covers were tested: the segregated non-PAG tailings from Goldex and the non-PAG desulfurized tailings of Westwood considered here homogeneous. The effect of the thickness of the monolayer cover was also analyzed and discussed by testing four thicknesses: 0,5, 1, 2 and 3 m. All these models covered a period of 214 days (from April 1 to October 30, 2019). The results of the numerical simulations are presented in terms of temporal evolution of the degree of saturation (obtained with SEEP/W)

close to the surface of the PAG tailings and of the oxygen flux (obtained with CTRAN/W) at the tailings-cover interface in the three zones of the TSF 3 East of the Doyon/Westwood site. The variation of the cumulative annual (over 214 days) oxygen flux through the tailings pond was also presented and discussed.

Under the tested conditions, the results showed that the water and oxygen fluxes depend strongly on the physicochemical properties of the tailings, the position of the water table and the water retention properties of the tailings. Thus, the results indicated a large difference in the oxygen flux between the three areas of the TSF 3 East of the Doyon/Westwood site (with or without cover). The differences in oxygen fluxes between the three zones also increased with the depth of the water table. In the case where the water table is deep, the beach area is the most risky area that allows the highest annual oxygen flux entering to the surface of the PAG tailings. However, when the water table is close to the surface, the settling area showed the highest oxygen flux, especially under prolonged drought conditions for the case of a monolayer cover consisting of Westwood desulfurized tailings, due to its high sensitivity to the effects of evaporation. When the monolayer is made of the segregated Goldex tailings, a strong ability to prevent evaporation and maintain a high degree of saturation was observed, even under prolonged drought conditions for a water table close to the tailings surface. Consequently, the most effective design option to limit oxygen fluxes in the tailings of the Doyon/Westwood site is to maintain the level of the water table close to the tailings-cover interface with the installation of a monolayer cover consisting of 0,5 m-thick Goldex tailings.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs de l'étude	4
1.4 Structure de mémoire	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	6
2.1 Ségrégation hydraulique des résidus miniers	6
2.2 Drainage minier acide	9
2.3 Technique de NPS combinée à une monocouche	11
2.4 Écoulement de l'eau dans les milieux poreux non-saturés	14
2.4.1 Équations de base	14
2.4.2 Courbe de rétention d'eau (CRE).....	16
2.4.3 Courbe de perméabilité	19
2.4.4 Solutions numériques avec code SEEP/W	20
2.5 Migration d'oxygène en milieux poreux non saturés.....	23
2.5.1 Équations de base	23

2.5.2	Solutions numériques avec les codes POLLUTEv7 et CTRAN/W	24
2.5.3	Détermination expérimentale de D_e et K_r	26
2.5.4	Prédiction des coefficients D_e et K_r	29
2.6	Récapitulatif et justification de l'étude	30
CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE ET RÉSULTATS DE CARATÉRISATION DES MATÉRIAUX.....		32
3.1	Travaux de terrain	32
3.1.1	Présentation du site d'étude Manitou/Goldex	32
3.1.2	Présentation du site d'étude Doyon/Westwood	33
3.1.3	Localisation des stations de mesure	34
3.1.4	Procédure d'essai CO in-situ.....	36
3.1.5	Instruments pour l'essai CO	37
3.1.6	Correction des mesures pour les changements de température et de pression.....	40
3.1.7	Échantillonnage des résidus pour les essais CO réalisés au laboratoire	41
3.2	Travaux de laboratoire	42
3.2.1	Description et préparation des échantillons	42
3.2.2	Caractéristiques des matériaux.....	44
3.2.3	Essais de consommation d'oxygène (CO)	51
3.3	Procédure d'interprétation numérique des essais CO	52
3.3.1	POLLUTEv7	52
3.3.2	Couplage SEEP/W et CTRAN/W (Geostudio 2018).....	54
3.4	Évaluation numérique du transfert d'eau et d'oxygène à travers le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood	60
3.4.1	Résidus stratifiés du parc à résidus 3 Est exposés à l'atmosphère	61

3.4.2	Résidus miniers réactifs exposés à l'atmosphère dans un modèle simplifié du parc 3 Est	62
3.4.3	Résidus miniers réactifs dans un modèle simplifié du parc 3 Est avec recouvrements monocouches.....	65
CHAPITRE 4 RÉSULTATS DES TRAVAUX RÉALISÉS		67
4.1	Résultats des essais de CO	67
4.1.1	Résultats des essais de CO en laboratoire	67
4.1.2	Résultats des essais de CO in-situ	70
4.2	Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans le parc 3 Est du Doyon/Westwood exposés à l'atmosphère	75
4.2.1	Comportement hydrogéologique.....	76
4.2.2	Flux d'oxygène.....	77
4.3	Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans les résidus de Doyon/Westwood (modèle simplifié) exposés à l'atmosphère.....	79
4.3.1	Comportement hydrogéologique.....	79
4.3.2	Flux d'oxygène.....	81
4.4	Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans résidus miniers réactifs recouverts par une monocouche combinée à la technique de NPS	83
4.4.1	Effet du type de résidus utilisé pour la couverture monocouche et de profondeur initiale de nappe phréatique.....	84
4.4.2	Effet de l'épaisseur de la couverture monocouche.....	91
4.4.3	Effet de sécheresse prolongée	95
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		99
5.1	Distribution spatiale de la réactivité des résidus miniers étudiés.....	99
5.2	Profil vertical des concentrations d'oxygène	102
5.2.1	Essais CO in-situ	102

5.2.2	Résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques.....	103
5.2.3	Résidus miniers réactifs du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques.....	104
5.3	Distribution spatiale des flux d'oxygène entrant à la surface des résidus ségrégués sans et avec recouvrement (modèle simplifié).....	106
5.4	Fluctuation de la nappe phréatique.....	108
5.5	Effet de l'évaporation et de drainage sur l'efficacité de la technique de NPS combinée à une monocouche.....	110
5.6	Effet de la stratigraphie des matériaux du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sur les flux d'oxygène.....	113
5.7	Dernières remarques et retombées de ces travaux	115
	CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	118
6.1	Conclusions	118
6.2	Recommandations	122
	BIBLIOGRAPHIE	123
	ANNEXE A : COURBES GRANULOMÉTRIQUES DES RÉSIDUS MINIERS.....	131
	ANNEXE B : COMPOSITION MINÉRALOGIQUE DES RÉSIDUS MINIERS FRAIS ÉCHANTILLONNÉS DU PARC 3 EST DU SITE DOYON/WESTWOOD.....	133
	ANNEXE C : REPRODUCTION D'UN MODELE NUMÉRIQUE EXISTANT DANS LA LITTÉRATURE (PABST ET AL. 2018)	134
	ANNEXE D CALCUL DES FONCTIONS DES PARAMETRES DÉFINISSANT LES MATÉRIAUX DANS LE CODE CTRAN/W.....	136
	ANNEXE E CONDITIONS CLIMATIQUES DE L'ANNÉE 2019 UTILISÉES DANS LE CODE SEEP/W.....	137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Caractéristiques basiques des résidus miniers échantillonnés dans différentes stations de mesure de site minier Doyon/Westwood et Manitou/Goldex.	50
Tableau 3.2: Les valeurs de paramètres de lissage de la CRE selon la méthode de van Genuchten (1980) des matériaux définis dans le site Doyon/Westwood.	59
Tableau 3.3 : Paramètres de conception de la technique de NPS combinée à une couverture monocouche	66
Tableau 4.1: Résultats de l'interprétation des essais CO de laboratoire déterminant les valeurs des coefficients des taux de réaction des résidus des quatre stations du parc 3 Est du site Doyon /Westwood (résidus à une porosité $n=0,44$).	70
Tableau 5.1 : Valeurs moyennes des coefficients de taux de réaction K_r prédites (équation 2.30) et mesurés.....	100

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Zonation granulométrique créée par la ségrégation hydraulique des résidus miniers au cours de leur dépôt; zone 1 est la zone de la plage, zone 2 est la zone intermédiaire et zone 3 est celle de la décantation des particules fines en suspension (MEND 2001).	7
Figure 2.2: Distribution de la taille médiane des particules dominantes D_{50} le long de la distance du point de décharge (tiré de Blight & Steffen (1979)).	8
Figure 2.3: Schéma conceptuel de la technique de NPS avec couverture (Aubertin <i>et al.</i> , 2015)..	11
Figure 2.4: Courbe de rétention d'eau d'un matériau et détermination de ψ_a et ψ_r par la méthode des tangentes.	17
Figure 2.5: CRE obtenues en cycle de mouillage (imbibition) et drainage (tiré de Arai <i>et al.</i> (2013)).	19
Figure 2.6: Vue en section verticale schématique de dispositif de l'essai CO en laboratoire à gauche et photo de setup de l'essai à droite.....	26
Figure 2.7: Section verticale schématique du dispositif d'essai CO in-situ.....	27
Figure 3.1: Localisation géographique du site minier Manitou/Goldex et ses quatre parc à résidus (tiré de https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Mine_Akasaba_ValdOr/documents/DA15.3.pdf).	33
Figure 3.2: Localisation géographique du site minier Doyon/Westwood (tiré de: https://www.google.com/maps/place/Mine+westwood+Iamgold/) et ses parcs à résidus.	34
Figure 3.3: Localisation des stations de mesure dans le parc 3 du site Manitou et le parc 3 Est du site Doyon.	36
Figure 3.4: Vue en section verticale schématique d'essai CO _M in-situ (le cas de station 1) à gauche et photo de setup in-situ à droite.	37
Figure 3.5: Sonde Apogee S0-110 (https://www.apogeeinstruments.com/so-110-soil-response-thermistor-reference-oxygen-sensor/)	38

Figure 3.6: Exemple de courbe de calibration d'une sonde Apogee S0-110 obtenue dans ce projet.	38
Figure 3.7: Sonde EC5 (Decagon Devices, Inc.).	39
Figure 3.8: Photo du système d'acquisition Em50 (Decagon Devices, Inc.).....	39
Figure 3.9: Sonde et lecteur Watermark.....	40
Figure 3.10: Variation de la concentration d'oxygène dans l'atmosphère sur le parc à résidus 3 Est de la mine Doyon entre le 25 juillet et le 7 août 2019.	41
Figure 3.11: Photo montrant le découpage des cylindres d'échantillonnage congelés.....	42
Figure 3.12: Photos des échantillons des matériaux prélevés de parc 3 Est du site Doyon/Westwood : a) cylindres prélevés de la station 1, b) échantillon de résidus frais, c) échantillon de résidus pré-oxydés fin, d) échantillon de résidus oxydés grossiers, e) échantillon de résidus frais avec des intercalation de résidus oxydés.....	43
Figure 3.13: Log stratigraphique dans les quatre stations de mesure installées sur la ligne de mesure au parc 3 Est du site Doyon.....	44
Figure 3.14 : Distribution spatiale latérale des diamètres D_{10} et D_{60} des résidus frais et oxydés échantillonnés sur le parc 3 Est du site Doyon/Westwood.	46
Figure 3.15 : Distribution horizontale des diamètres D_{10} et D_{60} des résidus frais échantillonnés sur le parc 3 du site Manitou Goldex.	47
Figure 3.16 : Pourcentage des minéraux a) légers et b) lourds dans les résidus frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en fonction de la distance par rapport au point de dépôt.	48
Figure 3.17 : Distribution spatiale de k_{sat} : a) des résidus frais et oxydés du parc 3 Est du site Doyon et b) des résidus Goldex du parc du site Manitou/Goldex	49
Figure 3.18: Lissage des CRE des matériaux étudiés à l'aide du modèle de van Genuchten: a) résidus frais de site Doyon/Westwood, b) résidus oxydés de site Doyon/Westwood, c) boue de traitement de site Doyon/Westwood et d) résidus de Goldex dans les stations 1, 3 et 6. .	51
Figure 3.19: Exemple de simulation numérique d'essai de CO.....	53

- Figure 3.20: Profil vertical de concentration d'oxygène à l'équilibre (en régime stationnaire) pour une colonne de matériau inerte (non-réactif) d'une hauteur de 1 m exposée à l'air libre en régime stationnaire.55
- Figure 3.21: Configuration numérique de l'essai CO en laboratoire.56
- Figure 3.22 : CREs spécifiques intégrées dans SEEP/W pour définir la teneur en eau volumique (TEV) θ_w (a) des résidus miniers (exemple de $S_r=80\%$) et (b) du réservoir.56
- Figure 3.23: Configuration du modèle numérique de l'essai CO modifié in-situ (exemple de l'essai effectué à la station 1 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood).58
- Figure 3.24: Conditions climatiques appliquées dans le modèle pour l'interprétation des essais CO modifiés in-situ ($t=0$ correspond au 25/07/2019).60
- Figure 3.25: Conditions climatiques du 1 avril au 30 Octobre 2019 appliquées à la surface du modèle pour la simulation numérique des résidus miniers exposés à l'atmosphère; (a) température moyenne de l'air ($^{\circ}\text{C}$), (b) précipitation journalière ($\text{m}^3/\text{s}/\text{m}^2$), (c) humidité relative et (d) vitesse du vent (m/s).62
- Figure 3.26 : Géométrie du modèle numérique du parc à résidus, les matériaux et les conditions initiales et aux frontières appliquées; (a) sans et (b) et avec affichage du maillage très fin (couleur grise).63
- Figure 3.27 : Paramètres de la convergence du modèle numérique; (a) fonction de perméabilité entrée vs calculée de chaque matériau, (b) Erreur du bilan d'eau, (c) nombre d'itérations en fonction du temps, (d) Nœuds de concentration du gaz non convergents.64
- Figure 4.1: Évolution des concentrations d'oxygène mesurées et simulées dans le réservoir en pour les essais CO au laboratoire avec $n = 0.44$ and a) $S_r = 0,4$, b) $S_r = 0,6$ et c) $S_r = 0,8$68
- Figure 4.2: Évolution de la teneur en eau volumique (TEV) durant la période de mesure du 25 juillet au 22 août 2019 dans les 4 stations de mesure au parc 3 Est du site Doyon/Westwood.72
- Figure 4.3 : Valeurs des mesures ponctuelles de la succion sur terrain les 25 juillet, 8 et 22 août 2019 dans les 4 stations de mesure au parc 3 Est du site Doyon/Westwood.72

- Figure 4.4: Comparaison des courbes de concentration d'oxygène (mg/L) expérimentales et simulées avec SEEP/W-CTAN/W en fonction du temps (h) dans les différentes stations de mesures (1, 2, 3 et 4).73
- Figure 4.5: Variation du coefficient de taux de réaction apparent K_r^* introduit dans les modèles numériques en fonction du degré de saturation S_r des résidus réactifs dans les stations 1, 2, 3 et 4.75
- Figure 4.6: Évolution du degré de saturation S_r à la surface des résidus du parc 3 Est du Doyon/Westwood en considérant la stratigraphie des matériaux fidèles du terrain sur 1 m de profondeur (aux stations S1, S2, S3 et S4) exposés aux conditions atmosphériques sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i): a) PNP_i = 0 m, b) PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m et d) PNP_i = 2 m.77
- Figure 4.7: Flux d'oxygène simulés atteignant les résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en considérant la stratigraphie des matériaux fidèle du terrain (sur 1 m de profondeur) au niveau des stations S1, S2, S3 et S4 pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique: a) PNP_i = 0 m, b) PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m et d) PNP_i = 2 m.78
- Figure 4.8: Évolution du flux d'oxygène annuel (sur 214 jours) cumulatif ($g/m^2/an$) dans les résidus miniers du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood exposés à l'air en considérant la stratigraphie des matériaux fidèle du terrain (sur 1,25 m de profondeur).79
- Figure 4.9: Évolution du degré de saturation S_r à la surface des résidus du parc 3 Est du Doyon/Westwood (aux stations S1, S2 et S4) exposés aux conditions atmosphériques sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i) :a) PNP_i = 0 m, b) PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m et d) PNP_i = 2 m.80
- Figure 4.10: Flux d'oxygène simulés atteignant les résidus au niveau des stations S1, S2 et S4 pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique: a) PNP_i = 0 m, b) PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m et d) PNP_i = 2 m.82
- Figure 4.11: Évolution du flux d'oxygène annuel cumulatif ($g/m^2/an$) dans les résidus du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood (modèle simplifié) exposés à l'air.83

Figure 4.12: Évolution du degré de saturation à l'interface des résidus-couverture (aux stations S1 and S4) couvert par 0.5 m des résidus ségrégués de Goldex pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour : (a); $PNP_i = 0$ m, (b); $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

.....84

Figure 4.13: Évolution sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) du degré de saturation proche de l'interface résidus-couverture (en S1, S2 et S4) dans le cas des résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood recouverts par 0,5 m de résidus désulfurés pour différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m, d) $PNP_i = 2$ m

86

Figure 4.14: Évolution durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) des flux d'oxygène simulés atteignant l'interface résidus-couverture (stations S1, S2 et S4) dans le cas de résidus couverts par des résidus ségrégués de Goldex, pour quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $PNP_i = 0$ m, b); $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m d) $PNP_i = 2$ m.

87

Figure 4.15: Effet de la nappe phréatique sur les flux d'oxygène annuels cumulatifs atteignant les résidus réactifs dans le cas d'une couverture de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus ségrégués de Manitou/Goldex placés sur les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon-Westwood.....

88

Figure 4.16: Évolution sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) des flux d'oxygène simulés atteignant l'interface couverture -résidus (au niveau des stations S1 et S4) lorsque les résidus du modèle simplifié du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood sont recouverts d'une couche de 0,5 m d'épaisseur de résidus désulfurés homogènes, pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $PNP_i = 0$ m, b); $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

89

Figure 4.17 : Effet de la nappe phréatique sur les flux d'oxygène annuels cumulatifs atteignant les résidus réactifs dans le cas d'une couverture de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés homogènes placés sur les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon-Westwood.

.....90

Figure 4.18: Comparaison des flux annuels obtenus pour les deux types de résidus utilisés pour la couverture monocouche par rapport: a) aux différentes zones (stations) et b) aux différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i).

91

- Figure 4.19: Évolution du degré de saturation durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) proche de l'interface de couverture - résidus pour $PNP_i = 2$ m et différentes épaisseurs de couvertures monocouches faites de résidus ségrégués de Goldex (colonne à gauche) et de résidus désulfurés de Westwood (colonne à droite).....93
- Figure 4.20: Effet de l'épaisseur de la couverture monocouche sur les flux annuels d'oxygène pour une profondeur initiale de la nappe phréatique de 2 m : a) monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex, b) monocouche faite de résidus désulfurés de la mine Westwood.94
- Figure 4.21: Évolution du degré de saturation durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) à l'interface couverture - résidus sous des conditions de sécheresse extrême pour une couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur constituée de : a et b) résidus ségrégués de Goldex (colonne à gauche) et c et d) de résidus désulfurés de la mine Westwood (colonne à droite) pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m.96
- Figure 4.22 : Effet d'une sécheresse totale simulée pour les mois de juillet et août 2019 sur les flux annuels d'oxygène consommés par les résidus PGA du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood pour des profondeurs initiales de la nappe phréatique de 0 et 0,5 m : a et b) monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex et c et d) monocouche faite de résidus désulfurés homogènes de la mine Westwood de Goldex.97
- Figure 5.1 : Variation du coefficient de taux de réaction K_r prédit et expérimental en fonction de la distance de dépôt par rapport au point de décharge. 100
- Figure 5.2 : Variation du diamètre équivalent D_H avec la distance de dépôt..... 101
- Figure 5.3 : Variation du diamètre moyen D_{50} avec la distance de dépôt..... 102
- Figure 5.4 : Profils verticaux des concentrations d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) au 8^e jour des essais CO in-situ dans les stations 1, 2, 3 et 4..... 103
- Figure 5.5 : Profils verticaux de la concentration d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) au 113^e jour de 214 jours de l'année 2019 dans les stations 1, 2, 3 et 4 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. 104
- Figure 5.6 : Profils verticaux de concentration d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) dans les résidus miniers réactifs du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques au niveau des stations 1, 2 et 4 au jour 113 des modélisations numériques

- pour des profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m 105
- Figure 5.7 : Distribution du flux d'oxygène annuel entrant à la surface des résidus en fonction de la distance pour différents niveaux de la nappe phréatique (0, 1 et 2m au-dessous la surface des résidus miniers)..... 107
- Figure 5.8: Distribution des flux d'oxygène annuels entrant à la surface des résidus en fonction de la distance après la mise en place d'une couverture monocouche formée de résidus ségrégués de Goldex (à gauche) et des résidus désulfurés de Westwood (à droite)..... 108
- Figure 5.9: Fluctuation de la nappe phréatique et la charge de pression d'eau présent dans le domaine dans le cas des résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood avec une couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés de Westwood, pour $PNP_i = 1$ m: a) jour 0, b) jour 50 and c) jour 113..... 109
- Figure 5.10: Profils verticaux de charge de pression d'eau dans les résidus PGA du site Doyon/Westwood et dans la couverture monocouche de 0.5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés de Westwood au jour 113: a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m..... 111
- Figure 5.11: Profils verticaux de charge de pression d'eau des résidus PGA du site Doyon/Westwood et dans la couverture monocouche de 0.5 m d'épaisseur faite de résidus ségrégués de Goldex au jour 113: a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m..... 112
- Figure 5.12: Effet de la stratigraphie des matériaux sur les flux annuels d'oxygène consommés par les résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood : a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m. 114
- Figure 5.13 : Schéma résumant la procédure pour le design de la technique de NPS combinée à une monocouche dans le cas des résidus et/ou monocouche ségrégués. 116

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Valeur d'entrée d'air
AWV	Valeur d'entrée d'eau
cm	Centimètre
C_0	Concentration d'oxygène dans l'air
C_p	Teneur massique en pyrite
CRE	Courbe de rétention d'eau.
C_U	Coefficient d'uniformité
D^*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène
D_{10}	Diamètre effectif des grains
D_a^0	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
D_e	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène
D_H	Diamètre moyen du grain solide
DMA	Drainage minier acide
D_w^0	Coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'eau
e	Indice des vides
g	Gramme
g	Accélération de la pesanteur
H	Heure
H	Constante de Henry
h	Charge hydraulique
j	Jour
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène
K_r	Coefficient effectif du taux de réaction de l'oxygène

K_r^*	Coefficient apparent du taux de réaction de l'oxygène
K_{rel}	Conductivité hydraulique relative
L	Litre
m	Mètre
mV	Millivolt
MK	Modèle de Kovács modifié
MRN	Ministère des Ressources naturelles
n	Porosité
NPS	Nappe phréatique surélevée
O ₂	Oxygène
Pa	Pascal
PGA	Potentiellement générateur d'acide
q _x	Débit spécifique dans la direction x
q _y	Débit spécifique dans la direction y
q _z	Débit spécifique dans la direction z
S _r	Degré de saturation
T	Température
t	Temps
s	Seconde
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
V _x	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction x
V _y	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction y
V _z	Vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction

V	Volt
θ_a	Teneur en air volumique
θ_{eq}	Teneur en air équivalente
θ_r	Teneur en eau résiduelle
θ_s	Teneur en eau saturée
θ_w	Teneur en eau volumique
ρ_w	Densité de l'eau
ρ_s	Masse volumique moyenne des grains solides
ψ	Succion matricielle
ψ_a	Valeur d'entrée d'air

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

La production d'un minerai exploitable économiquement est souvent accompagnée d'une quantité importante des rejets de concentrateur issus du traitement de minerai en usine. Ces résidus sont souvent déposés selon la méthode conventionnelle sous forme de pulpe, dont le pourcentage solide est inférieur à 45%, dans des aires d'accumulation appelées parc à résidus (Aubertin *et al.*, 2002; Bussière, 2007; Aubertin *et al.*, 2011). Les caractéristiques de ces résidus miniers peuvent influencer leur comportement après leur dépôt. Généralement, lorsque les rejets de concentrateur en pulpe sont déversés, ils s'écoulent loin du point de décharge et une ségrégation hydraulique naturelle s'effectue (Vick, 1990). Il en résulte subséquemment un dépôt hétérogène et anisotrope (Blight & Steffen, 1979; Blight, 1983; Vick *et al.*, 1993; Blight, 2009). Des méthodes alternatives de gestion des rejets de concentrateur densifiés incluant les résidus épaisés, les résidus en pâte et les résidus filtrés (Oxenford & Lord, 2006; Li *et al.*, 2009; Watson *et al.*, 2010) sont de plus en plus utilisées pour empêcher la ségrégation hydraulique.

La mise en exposition des rejets de concentrateur contenant des minéraux sulfureux, tels que la pyrite et la pyrrhotite, aux conditions atmosphériques favorise leur oxydation. En présence d'une quantité insuffisante de minéraux acidivores capables de neutraliser l'acidité produite (les réactions qui favorisent la consommation de H^+), le drainage minier acide (DMA) peut être produit (Moses *et al.*, 1987; Nicholson *et al.*, 1988; Moncur *et al.*, 2009). Le DMA entraîne des conséquences dévastatrices sur l'environnement (SRK, 1989; Grout & Levings, 2001; MEND, 2001; Akcil & Koldas, 2006). Au Canada, le gouvernement oblige l'industrie minière à présenter un plan de restauration efficace qui doit être conforme aux réglementations environnementales en vigueur. Plusieurs méthodes appropriées à chaque contexte sont suggérées et utilisées pour prévenir la formation du DMA. Ces méthodes dépendent des caractéristiques physiques et hydrogéotechniques des résidus miniers à restaurer (Bussière *et al.*, 2005). Les mesures de prévention visent à inhiber les réactions d'oxydation des sulfures. Elles sont fondées sur l'exclusion de l'un ou plusieurs éléments qui contrôlent la réaction d'oxydation (minéraux sulfureux, eau, oxygène). En climat humide tel que celui du Québec, où le bilan hydrique est positif, et il est généralement plus efficace d'éliminer à la surface des résidus l'entrée de l'oxygène

que celle de l'eau. La mise en place d'un recouvrement ayant une capacité de barrière de l'oxygène va donc freiner sa migration vers les résidus miniers réactifs (Aubertin *et al.*, 1999; Johnson & Hallberg, 2005; Ouangrawa *et al.*, 2005; Bussière *et al.*, 2007; Mbonimpa *et al.*, 2008; Ouangrawa *et al.*, 2009; Pabst *et al.*, 2018). Les méthodes les plus utilisées pour cela sont : i) la technique de nappe phréatique surélevée (NPS) généralement combinée à un recouvrement monocouche fait de matériaux inertes ou légèrement réactifs mais non générateurs d'acide (Ricard *et al.*, 1999; Ouangrawa *et al.*, 2005; Ouangrawa, 2007; Demers *et al.*, 2009; Ouangrawa *et al.*, 2009; Cosset & Aubertin, 2010; Dobchuk *et al.*, 2013; Ethier *et al.*, 2018), ii) les recouvrements étanches avec géo-synthétiques ou autre matériaux imperméables (Peppas *et al.*, 2000), iii) les couvertures avec effets de barrière capillaire (Aachib, 1997; Yanful *et al.*, 1999; Mbonimpa *et al.*, 2008; Dagenais *et al.*, 2012) et iv) les recouvrements en eau (St-Germain *et al.*, 1997; Adu-Wusu *et al.*, 2001; Vigneault *et al.*, 2001; Haug & Pauls, 2002; Mian & Yanful, 2003; Moncur *et al.*, 2015).

La technique de NPS se base sur le principe de rehausser le niveau de la nappe phréatique pour le maintien en permanence d'un degré de saturation (S_r) élevé dans les résidus réactifs potentiellement générateurs d'acide (PGA). Cela contribue à la réduction considérable et à l'oxydation des résidus (Ouangrawa *et al.*, 2005; Dagenais *et al.*, 2006; Demers, 2008; Cosset & Aubertin, 2010; Dobchuk *et al.*, 2013; Ethier *et al.*, 2018; Rey, 2020). L'ajout d'une monocouche de protection constituée de matériaux non générateurs d'acide permet d'améliorer l'efficacité de la technique. Cette monocouche permet de contrôler les échanges sol-atmosphère (évaporation). Plus le niveau d'eau est élevé, plus la production du drainage minier acide sera négligeable. Une monocouche constituée de matériaux fins se caractérise par une grande capacité de rétention d'eau alors que celle constituée de matériaux grossiers empêche l'évaporation en favorisant l'infiltration d'eau. Plusieurs travaux ont exploré la possibilité d'utiliser des résidus miniers NPGA comme matériaux constituant ce recouvrement (Demers, 2008; Cosset & Aubertin, 2010; Dobchuk *et al.*, 2013; Rey, 2020). Si cette monocouche est mise en place par dépôt hydraulique sous forme de résidus en pulpe, elle pourrait aussi faire objet du phénomène de ségrégation hydraulique. L'efficacité de la technique de NPS combinée à un recouvrement monocouche serait alors influencée d'une part par les propriétés hydrogéotechniques des résidus et d'autre part par les matériaux de la monocouche (Dagenais *et al.*, 2006; Cosset & Aubertin, 2010; Ouangrawa *et al.*, 2010; Dobchuk *et al.*, 2013).

1.2 Problématique

Le dépôt hydraulique des rejets de concentrateur en surface, sous forme de pulpe, est souvent accompagnée d'une ségrégation hydraulique qui peut influencer la distribution spatiale de leurs propriétés hydrogéotechniques et minéralogiques. Les paramètres hydrogéotechniques incluent la conductivité hydraulique saturée et la capacité de rétention d'eau des résidus ainsi que le niveau de la nappe phréatique dans le parc à résidus. Les propriétés minéralogiques peuvent consister en pourcentage de sulfures métalliques qui contrôlent la réactivité des résidus miniers avec l'oxygène. Tous ces paramètres contrôlent les flux d'eau et d'oxygène vers les résidus potentiellement générateurs d'acide (PGA). En effet, dans les sols fins poreux non saturés, le mécanisme du transport d'oxygène est la diffusion moléculaire exprimée par la loi de Fick (Collin & Rasmuson, 1987; Rasmuson & Collin, 1988; Yanful, 1993; Mbonimpa & Aubertin, 2003; Kim & Benson, 2004). Le flux d'oxygène selon la première loi de Fick est directement proportionnel au coefficient de diffusion d'oxygène D_e et au gradient de concentration d'oxygène. Ce gradient d'oxygène est obtenu à partir de la 2^e loi de Fick qui est exprimée en fonction de D_e et du coefficient du taux de réaction de résidus K_r . Le coefficient D_e décroît lorsque le degré de saturation augmente (Aachib *et al.*, 2004).

Le choix de la méthode de restauration la plus appropriée ainsi que l'évaluation de sa performance peut reposer sur l'évaluation des flux d'oxygène et d'eau entrants la surface des résidus miniers (Ricard *et al.*, 1999; Mbonimpa *et al.*, 2003). La sensibilité de la technique de NPS à la position de la nappe a été démontrée au cours des études récentes réalisées à l'aide des essais en colonnes, de mesures de terrain et de modélisations numériques (Yanful *et al.*, 2006; Ouangrawa *et al.*, 2009; Dobchuk *et al.*, 2013; Pabst *et al.*, 2018). Or, la position de la nappe phréatique à un endroit d'un parc à résidus peut être influencée par la variation latérale de la conductivité hydraulique et des propriétés de rétention d'eau qui résultent de la ségrégation granulométrique (Vick, 1990; Fitton *et al.*, 2006). En affectant le niveau de la nappe phréatique dans les résidus, la ségrégation hydraulique influence directement les flux d'oxygène et par la suite la performance de la technique de NPS. Une désaturation trop marquée dans la zone de la plage, en raison d'une granulométrie grossière des résidus, peut conduire à une pénétration importante de flux d'oxygène et nuire l'efficacité de la NPS. Une double ségrégation (dans les résidus réactifs et dans la monocouche) pourrait aussi engendrer le dysfonctionnement de la technique de NPS. En conséquence,

l'utilisation des résidus non-ségrégants pour la monocouche pourrait participer au renforcement de l'efficacité de cette technique.

La majorité des travaux de recherche portant sur la technique de NPS ne tiennent pas compte des divers impacts de la ségrégation engendrée lors du dépôt hydraulique des résidus miniers générateurs d'acide et non générateurs d'acide utilisés pour la monocouche de protection (Dagenais *et al.*, 2006; Demers, 2008; Cosset & Aubertin, 2010; Ouangrawa *et al.*, 2010; Rey, 2020). Compte tenu de l'intérêt que cette méthode de restauration présente pour l'industrie minière, ce projet permettra de proposer des outils pour prendre en considération la ségrégation lors de la conception de la technique de NPS.

1.3 Objectifs de l'étude

L'objectif général de ce projet est d'étudier l'effet de la ségrégation hydraulique sur l'efficacité de la technique de NPS combinée à une monocouche NPGA en termes de flux d'oxygène entrant à la surface des résidus PGA. Pour atteindre cet objectif général, les objectifs spécifiques suivants sont visés:

1. Détermination de l'impact de la ségrégation sur la distribution de la réactivité des résidus miniers dans différentes stations réparties sur des parcs à résidus à l'aide des essais de consommation d'oxygène in-situ.
2. Détermination de l'impact de la ségrégation sur les coefficients de diffusion (D_e) et les taux de réaction (K_r) des résidus en réalisant des essais au laboratoire sur des résidus échantillonnés au niveau des stations de mesures;
3. Validation d'un modèle numérique de transfert d'eau et d'oxygène à l'aide de données expérimentales;
4. Prédiction des flux d'oxygène annuels à l'aide du modèle numérique validé dans différents endroits dans le parc à résidus étudié.
5. Évaluation de l'efficacité de recouvrement monocouche combiné à la technique de NPS en comparant les flux d'oxygène entrant la surface des résidus miniers avant et après le recouvrement.

1.4 Structure de mémoire

Ce mémoire est composé de 6 chapitres incluant l'introduction. Le chapitre 2 comporte une revue de littérature qui présente les travaux antérieurs réalisés en relation avec les rejets de concentrateur, leurs caractéristiques hydrogéotechniques, le phénomène de la ségrégation hydraulique, le drainage minier acide et les méthodes de sa prévention. Ce chapitre présente également les notions fondamentales des lois régissant le mouvement de l'eau et de l'oxygène dans un milieu saturé-non saturé en plus des essais expérimentaux pour la détermination des paramètres contrôlant les flux d'oxygène et les méthodes numériques de leur interprétation. Le chapitre 3 présente la méthodologie de travail, les informations liées aux appareils et les instruments utilisés dans la collecte des données et la procédure de réalisation des essais de consommation d'oxygène in-situ et au laboratoire. Les méthodes d'interprétation numérique des essais de CO réalisés ainsi que les modèles numériques réalisés sont aussi fournis dans ce chapitre. Le chapitre 4 porte sur les résultats des travaux effectués dans le terrain et en laboratoire, des modélisations numériques des mouvements d'eau et d'oxygène dans des résidus miniers ségrégués avec stratigraphie de matériaux sur terrain et en considérant seulement les résidus réactifs sur toute l'épaisseur (modèle simplifié) soumis aux conditions atmosphériques. Différents scénarios pour la conception de la technique de NPS combinée à une monocouche NPGA (deux types de matériaux considérés : des résidus ségrégués et des résidus désulfurés) sont également présentés et discutés dans ce chapitre. Le chapitre 5 présente une discussion générale de tous les résultats présentés dans ce mémoire. Un processus de design de la technique de NPS qui tient compte de la ségrégation est proposé en se basant sur les résultats des simulations numériques réalisées. Finalement, une conclusion générale ainsi que différentes recommandations sont présentées au chapitre 6.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une synthèse des connaissances pertinentes et des anciens travaux de recherche en relation avec cette étude et particulièrement en rapport avec la ségrégation hydraulique. Les différentes informations sur les caractéristiques des résidus miniers, les facteurs de génération de drainage minier acide et les techniques de prévention sont d'abord décrits. Les techniques d'analyse de l'écoulement de l'eau sont ensuite développées. Enfin, les facteurs influençant la consommation et la diffusion de l'oxygène dans les résidus miniers ainsi que les méthodes analytiques et numériques pour l'évaluation des flux d'oxygène sont décrites.

2.1 Ségrégation hydraulique des résidus miniers

Pour extraire le concentré du minerai rentable économiquement, un ensemble de procédés mécaniques et chimiques sont utilisés dans l'usine de la mine. À la fin de ce processus, un flux de rejet qui n'a pas de valeur économique est produit. Ce flux composé d'une partie liquide et solide est appelé rejet de concentrateur ou résidus miniers. Ces derniers sont conventionnellement transportés et déposés, sous forme de pulpe à un pourcentage solide $\leq 45\%$, dans des aires d'accumulations (parcs à résidus) entourées de digues qui retiennent le fluide et les particules solides (Aubertin *et al.*, 2002; Bussière, 2007; Aubertin *et al.*, 2011). Le dépôt est fait le long de la digue par des lances multiples ou par un seul point qui est déplacé (Vick, 1990; Morris, 1993). Lors du dépôt des rejets de concentrateur, en raison de leur faible pourcentage solide, une ségrégation hydraulique naturelle peut se mettre en place en créant trois zones différentes le long de la direction de l'écoulement ((MEND, 2001); figure 2.1): une zone 1 de la plage proche du point de décharge, une zone 2 intermédiaire et une zone 3 de décantation des particules fines près de l'étang d'eau (Vick, 1990; Papageorgiou, 2004). On peut définir la ségrégation hydraulique par la tendance des éléments ou des particules d'une certaine granulométrie ou caractéristiques physicochimiques similaires à se regrouper préférentiellement dans une zone (Mihiretu, 2009). La sédimentation des particules peut avoir lieu à cause de la force de gravité induite par la différenciation de la taille granulométrique, la densité et la forme des particules (Mihiretu, 2009). La capacité des particules solides de se séparer de la phase liquide (agent de transport) et de se sédimenter varie selon leurs caractéristiques physiques. Les caractéristiques des résidus, incluant ses propriétés rhéologiques (viscosité et seuil de cisaillement), peuvent également influencer sur leur comportement après la décharge.

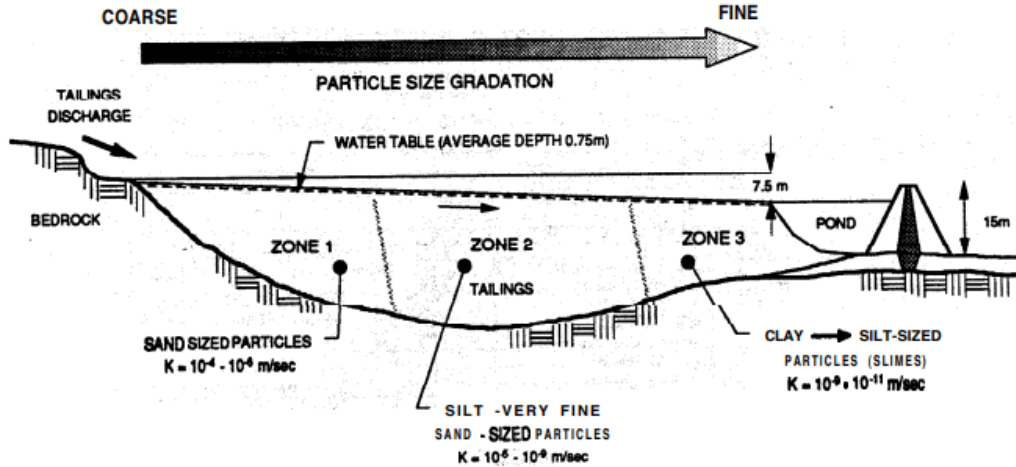


Figure 2.1: Zonation granulométrique créée par la ségrégation hydraulique des résidus miniers au cours de leur dépôt; zone 1 est la zone de la plage, zone 2 est la zone intermédiaire et zone 3 est celle de la décantation des particules fines en suspension (MEND 2001).

En effet, le diamètre maximal d des particules qui ont tendance à rester en suspension dans un fluide peut être estimé par la relation suivante (Mihiretu, 2009):

$$d = \frac{3\pi\tau_y}{2(\rho_s - \rho_f)g} \quad [2.1]$$

où τ_y est le seuil de cisaillement, ρ_s est la densité des particules solides, ρ_f est la densité du fluide et g est l'accélérateur.

Blight & Steffen (1979) ont essayé de prédire la taille médiane des particules (D_{50} qui présente le diamètre correspondant à 50% de passant sur la courbe granulométrique) des résidus ségrégants le long de la distance parcourue du point de dépôt dans des parcs à résidus de différentes mines (figure 2.2). La vitesse de sédimentation de ces particules est régie par la loi de Stokes. La relation empirique définissant la gradation de la granulométrie des particules lors du dépôt est exprimée comme suit:

$$D_{50} = \left[\frac{C1\delta^{2/3}i}{KH} \right]^{\frac{1}{2}} \quad [2.2]$$

où K est un paramètre lié aux caractéristiques rhéologiques et est propre à chaque type de résidus miniers. Il est défini par la relation suivante:

$$K = \frac{C(\rho_s - \rho_w)g}{18\eta} \quad [2.3]$$

C et C_1 sont des constantes, δ est la hauteur de la couche des résidus déposés, i est la pente de dépôt hydraulique, H est la distance du point de décharge, ρ_s est la densité des particules solides, ρ_w est la densité du fluide, g est l'accélérateur et η est la viscosité dynamique du fluide.

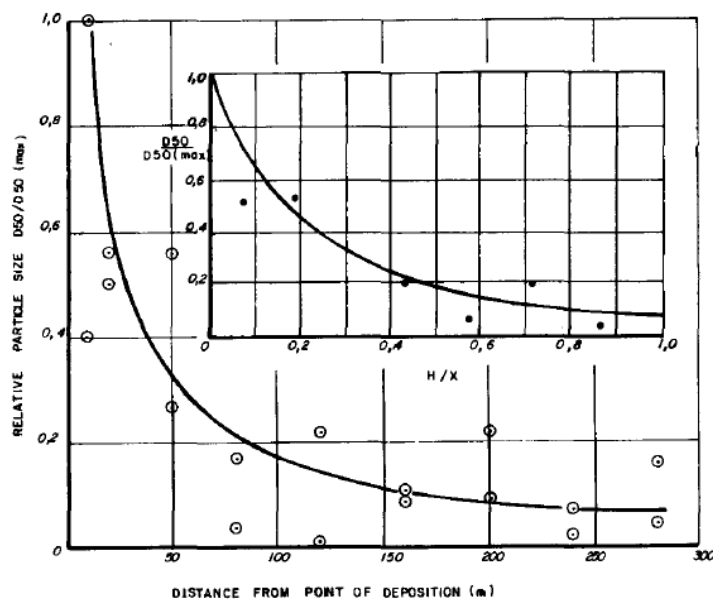


Figure 2.2: Distribution de la taille médiane des particules dominantes D_{50} le long de la distance du point de décharge (tiré de Blight & Steffen (1979)).

Les travaux de Vick (1990) pour estimer la pente de la zone de la plage des résidus miniers ont montré que celle-ci est comprise entre 0,5 et 2,0% dans les premières centaines de pieds.

Le processus de sédimentation des particules et la suspension reste encore mal défini. Les relations empiriques développées pour quantifier la ségrégation sont rares ou impossibles à généraliser à cause de la variété des caractéristiques physico-chimiques des résidus miniers d'un site minier à un autre. Les phénomènes hydrodynamiques sont contrôlés par de nombreux facteurs qui sont difficiles à prendre en considération en totalité dans les études rhéologiques au laboratoire qui visent à tracer le chemin des particules ségrégués le long de leur transport et dépôt (Selim *et al.*, 1983). Les caractéristiques physico-chimiques des rejets de concentrateur peuvent varier considérablement dépendamment de la minéralogie du minerai ainsi que des processus de traitement utilisés pour extraire le concentré (Ritcey, 1989).

Blight (1987) a constaté dans son étude sur la classification des résidus miniers de la zone de la plage que ces derniers comportent 15 à 50% de sable. Vick (1990) a défini un pourcentage de 45%

des particules grossières. La forme de ces particules grossières est très angulaire (Mlynarek *et al.*, 1995). Avant le dépôt des résidus miniers, ils sont classifiés selon USCS (Unified Soil Classification System) (McCarthy, 1998) comme des silts sableux de faible plasticité (ML). Après le dépôt, les résidus grossiers de la zone de la plage sont classifiés comme des silts non-plastiques (SM) ou des sable silteux (ML) selon leur localisation par rapport au point de décharge (Bussière, 2007). La granulométrie des résidus miniers est généralement déterminée par le type de gisement et les processus de traitement pour l'extraction du concentré. La granulométrie représente la propriété physique fondamentale des rejets de concentrateur qui contrôle les propriétés hydrogéotechniques (comme la conductivité hydraulique (k_{sat}) et la courbe de rétention d'eau (CRE)) et la réactivité des résidus miniers. Ces propriétés peuvent être estimées à partir de la courbe granulométrique du matériau en utilisant les modèles de prédictions respectives de Kozeny-Carman (Aubertin *et al.*, 1996; Mbonimpa *et al.*, 2002; Chapuis & Aubertin, 2003), de Kovács modifié (Aubertin *et al.*, 2003) et de (Collin & Rasmuson, 1988). La valeur k_{sat} d'un dépôt de résidus dépend non seulement de la taille des particules, mais aussi de l'anisotropie, de la distance de décharge et l'indice de vide (Vick, 1990). La valeur de k_{sat} des résidus fins, classés comme (ML), varie entre 10^{-6} et 10^{-8} m/s, alors que pour les résidus grossiers, classés comme (SM), elle se situe entre 10^{-4} et 10^{-6} m/s (Bussière, 2007). La conductivité hydraulique des résidus varie verticalement et latéralement à cause de la ségrégation hydraulique et le changement de placement de décharge de la pulpe (les séquences de sédimentation) (Witt *et al.*, 2004). La variation latérale de la conductivité hydraulique peut aller jusqu'à 3 ordres de grandeur entre la zone de la plage et celle de la décantation, dans certains cas. La variation dans les séquences de sédimentation, la direction de dépôt et la densité des résidus créent un dépôt anisotrope des couches fines et grossières, dans la zone de la plage (Vick, 1990). La migration des flux d'eau et d'oxygène à travers les dépôts de rejets de concentrateur étant directement contrôlée par la perméabilité du milieu, cela implique que les flux d'eau et d'oxygène entrant la surface des résidus ségrégant vont varier latéralement. Les flux d'oxygène consommés par les résidus sont directement liés au taux de production du drainage minier acide.

2.2 Drainage minier acide

Les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux tels que la pyrite peuvent avoir lieu lorsqu'ils sont exposés aux conditions atmosphériques (eau et oxygène). Ces réactions produisent une

solution acide ($\text{pH} < 2$), qui favorise la solubilisation des éléments métalliques fortement toxiques tels que Al, As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn. Des bactéries acidophiles présentes dans ces milieux contribuent également à accentuer ce processus par leur pouvoir d'oxydation du soufre. Tous ces phénomènes définissent le DMA. L'oxydation de pyrite par l'oxygène atmosphérique produit une mole de Fe^{3+} , deux moles de $(\text{SO}_4)^{2-}$ et quatre moles de H^+ pour chaque mole de pyrite oxydée. Le Fe^{2+} libéré peut être oxydé par la suite en Fe^{3+} . Les hydroxydes de Fe^{3+} peuvent précipiter par la suite. La réaction générale qui résume tous ces processus est donnée par (Kirk Nordstrom, 1982):



L'acide sulfurique généré par l'oxydation des sulfures peut réagir avec les minéraux de la gangue carbonatés dans les rejets miniers. Ces réactions de neutralisation peuvent augmenter le pH du lixiviat jusqu'à 6,5 grâce à la dissolution des minéraux carbonatés tel que la calcite. La dissolution de la calcite peut être décrite comme suit (Nicholson *et al.*, 1988):



Une fois les minéraux carbonatés épuisés, le pH baisse jusqu'à ce que l'équilibre avec le minéral secondaire le plus soluble soit atteint, et ainsi de suite jusqu'à la dissolution des oxyhydroxydes ferriques qui maintiennent des valeurs de pH de 3,5 à 2,5.

Le DMA présente des répercussions dévastatrices sur l'écosystème local (aquifère, faune et flore). Les réglementations environnementales obligent l'industrie minière de présenter un plan efficace pour la restauration du site minier avant de commencer chaque phase du cycle minier. Pour contrôler la génération de DMA, il faut exclure un ou plusieurs éléments responsables des réactions d'oxydation (eau, oxygène et sulfures) (Aubertin *et al.*, 1999; Johnson & Hallberg, 2005; Ouangrawa *et al.*, 2005; Bussière *et al.*, 2007; Mbonimpa *et al.*, 2008; Ouangrawa *et al.*, 2009; Pabst *et al.*, 2018). Les principales méthodes utilisées sont :

- La désulfuration des résidus par flottation des sulfures peut les rendre non générateurs d'acide en éliminant une quantité importante des sulfures et en laissant seulement une partie résiduelle (Benzaazoua *et al.*, 2000; Bois *et al.*, 2005). Cette technique produit un concentré de sulfures qui peut être utilisé en remblais miniers souterrains et des résidus désulfurés non générateurs d'acide qui peuvent être déposés dans le parc à résidus.

- La limitation de l'infiltration de l'eau à travers les rejets de concentrateur, à l'aide de la mise en place d'un recouvrement multicouche comportant une couche étanche.
- L'exclusion d'oxygène est considérée la méthode la plus efficace dans les climats humides (SRK, 1989). Des recouvrements en eau, des couvertures multicouches avec effets de barrière capillaire (CEBC) et la technique de la nappe phréatique surélevée (NPS) combinée à une monocouche (cette technique est détaillée dans la section suivante) peuvent être utilisés comme une barrière à l'oxygène. Les résidus désulfurés mentionnés plus haut peuvent également constituer une couche de couverture qui agit comme une barrière à l'oxygène. Ces résidus faiblement réactifs et non générateurs d'acide peuvent consommer de l'oxygène et réduire par la suite le flux d'oxygène pénétrant la surface des résidus (Mbonimpa & Aubertin, 2003; Mermillod-Blondin *et al.*, 2005; Demers, 2008; Demers *et al.*, 2009; Dobchuk *et al.*, 2013; Rey, 2020).

2.3 Technique de NPS combinée à une monocouche

La technique de NPS a pour objectif de limiter l'apport de l'oxygène à la surface des résidus miniers. Elle se base généralement sur le principe de rehausser le niveau de la nappe phréatique afin de maintenir les résidus proches de la saturation ($S_r > 85\%$), même durant les périodes les plus sèches de l'année. Le fait que la diffusion de l'oxygène dans l'eau soit 10 000 fois moins faible que dans l'air, rend cette technique beaucoup plus efficace pour inhiber la pénétration des flux d'oxygène à la surface des résidus réactifs PGA (Aachib *et al.*, 2004; Dagenais *et al.*, 2006; Ouangrawa *et al.*, 2009; Pabst, 2011; Maqoud *et al.*, 2012; Ethier *et al.*, 2013). Pour rehausser le niveau de la nappe phréatique, il faut modifier le bilan hydrique ou/et améliorer la capacité de rétention d'eau des résidus (Ouangrawa *et al.*, 2005; Ouangrawa *et al.*, 2010; Rey, 2020).

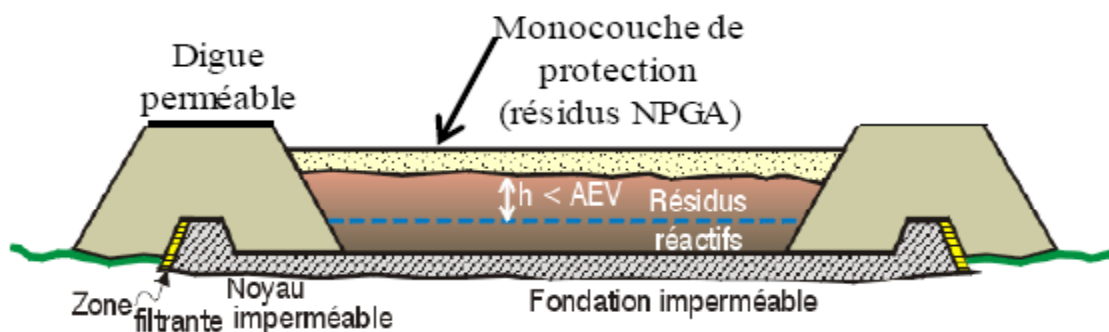


Figure 2.3: Schéma conceptuel de la technique de NPS avec couverture (Aubertin *et al.*, 2015).

Cette technique peut être combinée à un recouvrement monocouche pour améliorer son fonctionnement en contrôlant les échanges sol-atmosphère (exemple de l'évaporation). Deux types de recouvrements sont considérés : les recouvrements fins et grossiers (SENES, 1996). Les recouvrements fins se caractérisent généralement par une forte capacité de rétention d'eau qui favorise le maintien d'un degré de saturation plus élevé sur une plus grande hauteur au-dessus du niveau phréatique. Néanmoins ils sont plus sensibles aux pertes d'humidité par évaporation (Nicholson *et al.*, 1989; SENES, 1996; Dagenais, 2005; Demers, 2008; Cosset, 2009; Pabst *et al.*, 2011). Les recouvrements grossiers favorisent l'infiltration et limitent l'effet de l'évaporation (SENES, 1996; Yanful *et al.*, 1999).

Aubertin *et al.* (1999) ont suggéré que la nappe soit maintenue à une profondeur (h) inférieure à la valeur d'entrée d'air des résidus par rapport à la surface des résidus en plus d'une monocouche agissant contre l'évaporation ($h=1$ AEV) (figure 2.3). De son côté, Ouangrawa (2007) a proposé que la profondeur de la nappe phréatique soit placée inférieure à la moitié de la valeur de la pression d'entrée d'air (AEV) des résidus miniers afin de les maintenir saturés ($h = \frac{1}{2}$ AEV).

Demers (2008); Cosset (2009); Demers *et al.* (2009); Pabst *et al.* (2011); Dobchuk *et al.* (2013); Pabst *et al.* (2018); Rey (2020) ont aussi réalisé plusieurs essais en colonnes soit au laboratoire et/ou in-situ accompagnés des études numériques pour statuer sur la position de la nappe phréatique, l'épaisseur et la nature du recouvrement pour une meilleure application de la technique de NPS combinée à une couverture monocouche. Demers *et al.* (2009) a réalisé une étude au laboratoire à l'aide des essais en colonnes instrumentées contenant les résidus désulfurés de Doyon pour évaluer l'impact de la concentration des sulfures résiduels dans la couverture, du niveau de la nappe phréatique et de l'épaisseur du recouvrement sur la qualité de l'effluent des résidus du parc 2 du site Doyon/Westwood à la suite de plusieurs cycles de lixiviations. Des simulations numériques ont aussi été réalisées. Ces travaux ont montré que la technique de NPS est plus efficace lorsque la nappe est située à l'interface des résidus et la monocouche. En se basant sur ces travaux, Rey (2020) a construit des cellules sur terrain pour tester la technique de NPS à une échelle intermédiaire en conditions climatiques réelles. Chaque cellule simulait une position de la nappe phréatique différente ainsi qu'un matériau différent au niveau de la couverture monocouche. Deux types de matériaux de recouvrement non générateurs d'acide ont été utilisés pour cela : les résidus miniers grossiers de Goldex et les résidus désulfurés de Westwood. Des essais en colonnes ont aussi été réalisés au laboratoire pour l'évaluation du comportement hydrogéologique et des flux

d'oxygène de différents scénarios testés. Un modèle numérique a été enfin construit pour évaluer la performance des recouvrements monocouches testés. D'après ces travaux, la technique de NPS est fortement influencée par le niveau de la nappe phréatique et le type de recouvrement monocouche. Pour une meilleure application de cette technique dans les parcs à résidus 2 et 3 du site Doyon/Westwood, la nappe phréatique doit être positionnée à l'interface des résidus-monocouche.

La technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche a été utilisée pour restaurer les parcs 2 et 3 du site Manitou/Goldex. Plusieurs travaux ont étudié l'efficacité de cette technique dans le site Manitou/Goldex; des essais de consommation d'oxygène, des essais en colonnes, des suivis hydrogéologiques et la qualité des effluents d'eau ont été réalisés (Demers *et al.*, 2011; Pabst *et al.*, 2014; Maqsoud *et al.*, 2016). Les résultats de l'ensemble de ces travaux ont mené à l'installation d'une monocouche constituée d'environ un mètre des résidus non générateurs de DMA provenant de la mine Goldex mis en place sous forme de pulpe (à 50% solides). Dans ces conditions, la nappe phréatique était à l'interface entre les résidus Manitou et la couverture (Pabst *et al.*, 2011; Demers *et al.*, 2013; Pabst *et al.*, 2014; Ethier *et al.*, 2018). Ethier *et al.* (2018) ont trouvé que la monocouche de résidus Goldex était hétérogène après sa mise en place. Une différenciation granulométrique au niveau de la monocouche a été également observée. Ethier *et al.* (2018); Ben Khouya (2020) ont classifié les résidus Goldex en deux catégories : matériaux grossiers et fins. Cela est dû à la ségrégation hydraulique des résidus Goldex durant leur dépôt.

D'après les études antérieures citées, différents paramètres peuvent influencer l'efficacité de la NPS combinée à un recouvrement monocouche. Ces paramètres diffèrent d'une étude à l'autre en fonction de la configuration et des paramètres spécifiques étudiés. La position de la nappe phréatique influence plus la technique; plus qu'elle est proche de la surface des résidus plus la technique est plus efficace (Pabst *et al.*, 2018; Rey, 2020). De plus, les propriétés granulométriques et hydriques des résidus et de la couverture influencent fortement la performance de la NPS (Dagenais, 2005; Ouangrawa, 2007; Cosset, 2009; Dobchuk *et al.*, 2013). Les résidus plus grossiers se désaturent rapidement et donc permettent la pénétration du flux d'oxygène (Cosset, 2009). L'évaporation peut également réduire la saturation du recouvrement et augmenter le coefficient de diffusion de l'oxygène (Pabst *et al.*, 2018). Néanmoins, une couverture monocouche faite de matériaux grossiers peut protéger le recouvrement d'une évaporation excessive durant les

périodes sèches (Cosset, 2009; Ethier *et al.*, 2018). Les matériaux qui ont une conductivité hydraulique faible (le cas des résidus fins) augmentent la performance de la technique en ralentissant la désaturation par drainage (Ouangrawa *et al.*, 2005; Ouangrawa *et al.*, 2010). L'utilisation d'un matériau ayant de faibles teneurs en sulfures comme recouvrement permet de réduire la quantité d'oxygène atteignant les résidus réactifs (Demers, 2008; Demers *et al.*, 2009; Dobchuk *et al.*, 2013; Rey, 2020). L'augmentation de l'épaisseur n'améliore pas nécessairement la performance de la technique, à partir d'une certaine épaisseur critique. En effet, une couverture plus épaisse est moins sensible aux variations des conditions climatiques (Maqsoud *et al.*, 2013; Pabst *et al.*, 2018).

L'évaluation de l'efficacité de la technique de NPS combinée à une monocouche demande le suivi et la mesure de plusieurs paramètres sur terrain, à savoir, le niveau de la nappe phréatique, la qualité d'eau en surface et souterraine, le tassement, la teneur en eau volumique et la succion près de la surface, les concentrations et les flux d'oxygène (Aubertin *et al.* 1999; 2002, 2015; Bussièrre *et al.* 2006; Dagenais *et al.* 2012).

L'efficacité de la technique de NPS avec une monocouche peut être évaluée par le flux d'oxygène entrant à la surface des résidus réactifs. Aubertin *et al.* (1999) ont suggéré un flux d'oxygène qui soit inférieur à 40 g/m²/an. Cependant des études récentes ont montré que le critère de flux d'O₂ entrant les résidus réactifs pouvait être variable (ex; Kalonji-Kabambi *et al.*, 2020). Pour les résidus déjà oxydés, il n'y a pas encore de seuil critique de flux défini (Pabst *et al.*, 2018). L'efficacité (E) de cette méthode peut aussi être estimée en faisant une comparaison entre le flux d'O₂ à travers la couverture (F_c) et dans les résidus sans couverture (F₀). La performance de la nappe phréatique surélevée peut être ainsi évaluée en fonction de sa capacité à atteindre les objectifs cibles des exigences environnementales comme la Directive 019 (MDDEP, 2012) ou Règlement sur les Effluents de Mines de Métaux (MERN, 2017).

2.4 Écoulement de l'eau dans les milieux poreux non-saturés

2.4.1 Équations de base

La zone du sol au-dessus de la nappe phréatique, appelée zone vadose, est un milieu non saturé composé de trois phases : phase solide, liquide et gazeuse. Directement au-dessus de la nappe phréatique se trouve néanmoins une frange capillaire saturée grâce à la remontée capillaire d'eau

du sol. L'écoulement de l'eau dans cette zone vadose est définie par l'équation différentielle partielle et non-linéaire de Richards (1931). Cette équation est dérivée de la combinaison des équations de continuité (Hillel, 2004) et de Darcy (Darcy, 1856). L'équation de continuité généralisée en trois dimensions, dans les axes x , y et z d'un repère cartésien, dans un volume unitaire, est exprimée comme suit (équation 2.4) (Hillel, 2004):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad [2.4]$$

où θ_w est la teneur en eau volumique, q_x , q_y et q_z sont respectivement les débits spécifiques selon les directions x , y et z .

Le débit spécifique q en milieu non saturé en 3D peut être calculé par la loi de Darcy tel que donné par l'équation 2.5:

$$q = - \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} + k_y \frac{\partial h}{\partial y} + k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) \quad [2.5]$$

Où : h est la charge hydraulique qui est définie comme la somme de la pression (suction ψ) et de l'élévation z ($h = -\psi + z$), k_x , k_y , et k_z sont respectivement la conductivité hydraulique non saturée dans les directions x , y et z . Pour les milieux poreux non saturés, la conductivité hydraulique k devient en fonction de la suction ψ ($k = k(\psi)$) (Richards, 1931). On a donc :

$$q = - \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \quad [2.6]$$

En considérant la relation caractéristique du sol entre les deux la suction ψ et θ_w , exprimée en termes de courbe de rétention d'eau (CRE), l'équation (2.6) peut aussi s'écrire de la façon suivante (Richards, 1931):

$$q = - \left(k_x(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial z} \right) \quad [2.7]$$

L'incorporation du principe de continuité en intégrant l'équation (2.6) dans l'équation (2.4) et en tenant compte que $\partial z / \partial x$ et $\partial z / \partial y$ sont nuls et $\partial z / \partial z$ est unitaire, on obtient l'équation finale de Richards (1931):

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] + \frac{\partial k_z}{\partial z} \quad [2.8]$$

La courbe de rétention d'eau $\theta_w(\psi)$ et la fonction de perméabilité non-saturée $k(\psi)$ sont requises pour décrire l'écoulement d'eau à travers le milieu poreux. Ces propriétés sont définies dans les deux prochaines sections.

2.4.2 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La CRE est une caractéristique hydrique du sol non saturé- saturé qui quantifie sa capacité à attirer et retenir l'eau au-dessus de la nappe phréatique. Elle est définie par la relation entre la teneur en eau volumique θ_w (ou la teneur en eau massique w ou le degré de saturation S_r) et la succion ψ . Elle dépend également des caractéristiques physiques intrinsèques du matériau comme la granulométrie et la porosité (Aubertin *et al.*, 1998; Aubertin *et al.*, 2003). Au niveau de la CRE, deux paramètres caractéristiques du matériau sont définis: la pression d'entrée d'air ψ_a ou AEV (Air Entry Value) qui correspond à la pression au début de la désaturation et la pression résiduelle ψ_r (Water Entry Value) qui est la pression exercée à la teneur en eau résiduelle θ_r . Les valeurs de ces deux paramètres spécifiques peuvent être déterminées graphiquement à l'aide de la méthode de tangentes (Fredlund & Xing, 1994) (figure 2.4).

La courbe de rétention d'eau peut être déterminée par des essais au laboratoire à l'aide de la cellule de pression (Tempe cell), de la plaque drainante, de la cellule triaxiale, du papier filtre, des tensiomètres, psychomètres, d'essais en colonne, de solutions salines (Klute, 1986; Carter, 1993; Fredlund & Rahardjo, 1993; Marshall *et al.*, 1996; Looney & Falta, 2000). Des modèles prédictifs, basés sur des équations empiriques, ont été proposés pour estimer la CRE. Ces modèles ont pour objectif de relier les caractéristiques de rétention d'eau du sol avec leur propriétés physiques (Arya & Paris, 1981; Aubertin *et al.*, 1998; Arya *et al.*, 1999).

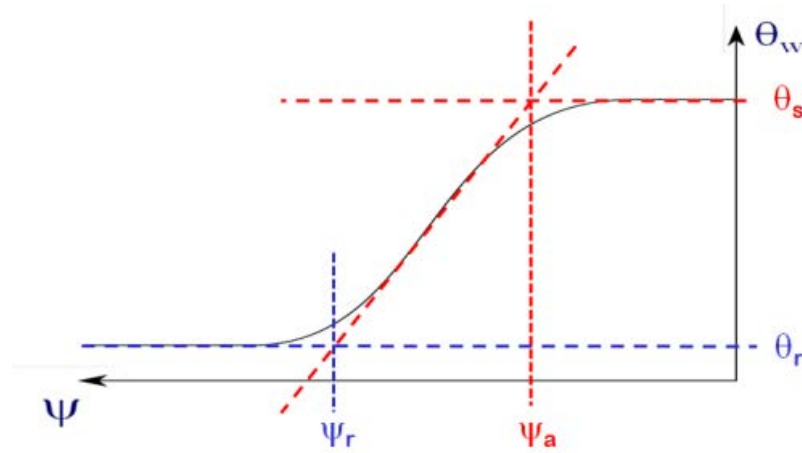


Figure 2.4: Courbe de rétention d'eau d'un matériau et détermination de ψ_a et ψ_r par la méthode des tangentes.

Le modèle modifié de Kovács (MK) (Aubertin *et al.*, 2003) considère les phénomènes de rétention d'eau par capillarité et par adhésion pour estimer la CRE. Dans le cas de matériaux pulvérulents, la quantification de ces deux phénomènes est effectuée en fonction de l'indice de vide e , le coefficient d'uniformité C_U ($=D_{60}/D_{10}$, dont D_{60} et D_{10} sont les diamètres correspondant respectivement à 60 et 10 % des passants) et le diamètre effectif des grains D_{10} (Aubertin *et al.*, 1998; Aubertin *et al.*, 2003). Pour les sols cohérents, la CRE peut être prédite à partir de la limite de liquidité w_L , de densité solide ρ_s et de l'indice des vides e .

Le degré de saturation est donné par l'équation 2.9:

$$S_r = \frac{\theta_w}{n} = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c) \quad [2.9]$$

où S_c est une composante due à la capillarité, S_a est une composante due à l'adhésion, les crochets de Macauley $\langle \rangle$ sont définis par: $\langle x \rangle = 0.5(x + |x|)$. S_a et S_c sont définis par les équations (2.10 et 2.11):

$$S_c = 1 - [(h_{co}/\Psi)^2 + 1]^m \exp[-m(h_{co}/\Psi)^2] \quad [2.10]$$

$$S_a = a_c \left[1 - \frac{\ln(1+\Psi/\Psi_r)}{\ln(1+\Psi_0/\Psi_r)} \right] \frac{(h_{co}/\Psi_n)^{2/3}}{e^{1/3} (\frac{\Psi}{\Psi_n})^{1/6}} \quad [2.11]$$

où h_{co} est la hauteur de remonté capillaire équivalente (en cm), m est un paramètre de granulométrie ($m=1/C_U$ dans le cas d'un sol granulaire de faible plasticité et $m= 3 \times 10^{-5}$ dans le cas d'un sol fin plastique), Ψ est la succion (en cm), a_c est un coefficient d'adhésion ($a_c = 0.01$ dans

le cas d'un sol granulaire et 7×10^{-4}), ψ_n est un paramètre de normalisation (= 1 cm), ψ_0 est la succion correspondante à $\theta_w=0$ ($\psi_0=10^7$ cm). ψ_r est la succion résiduelle ($\psi_r=0.86 h_{co,G}^{1.2}$ ans le cas du sol granulaire et $\psi_r=0.86 (0.15 \rho_s/e)^{1.2} w_L^{1.74}$ dans le cas d'un sol cohérent plastique).

La hauteur de remonté capillaire équivalente h_{co} (en cm) est exprimé en fonction des propriétés géotechniques du sol. Dans le cas du sol pulvérulent, h_{co} est défini par l'équation 2.12:

$$h_{co,G} = \frac{0.75}{[1.17 \log(C_u)+1]eD_{10}} \quad [2.12]$$

Dans le cas du sol cohérent, h_{co} est défini par l'équation 2.13 :

$$h_{co,p} = \frac{0.15 \rho_s}{e} w_L^{1.45} \quad [2.13]$$

où ρ_s est la masse volumique en kg/m^3 , e est l'indice des vides w_L est la limite de liquidité en %.

Les CREs mesurées ou prédites sont souvent décrites par des fonctions mathématiques qui sont ensuite utilisées dans les codes de calculs. Les modèles les plus utilisés sont généralement ceux de Brooks & Corey (1964), Gardner (1958) et van Genuchten (1980) suivant la loi de puissance et celui de Fredlund & Xing (1994) présentant un hybride entre les modèles exponentiels et de puissance. Seul le modèle de van Genuchten (1980) est présenté dans l'équation [2.14] qui sera utilisée plus tard pour les modélisations numériques.

$$\theta_w = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \psi)^{n_v}]^{m_v}} \quad [2.14]$$

où α est un paramètre du modèle (m^{-1}) qui correspond approximativement à l'inverse de l' AEV (m), θ_s est la teneur en eau volumique à la saturation (en général, $\theta_s = n$ la porosité), ψ est la succion (m), n_v et m_v sont des constantes adimensionnelles d'ajustement du modèle et la relation entre n et m .

Une importante différence observée entre les CREs obtenues en phase de mouillage et en drainage du sol comme conséquence de l'effet d'hystérésis (Lambe & Whitman, 1979; Likos & Lu, 2004; Pham *et al.*, 2005; Maqsood *et al.*, 2012; Arai *et al.*, 2013) (figure 2.5). L'effet de l'hystérésis augmente avec la complexité de la structure interne d'un sol tel que la forme des pores et leur connectivité. Le modèle MK prend en considération les phénomènes d'hystérésis lors de la prédiction de CREs de matériaux pulvérulents (Maqsood *et al.*, 2004; Maqsood *et al.*, 2012).

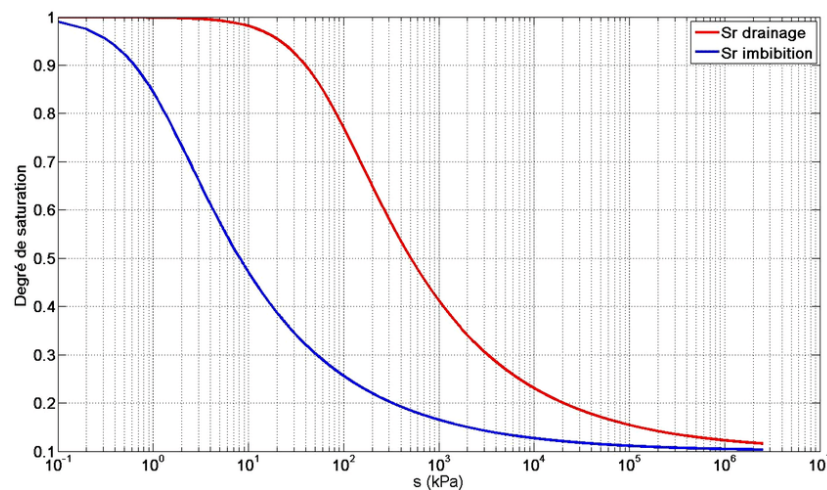


Figure 2.5: CRE obtenues en cycle de mouillage (imbibition) et drainage (tiré de Arairol *et al.* (2013)).

2.4.3 Courbe de perméabilité

La courbe de perméabilité d'un matériau définit l'évolution de la conductivité hydraulique du sol en fonction de la succion appliquée. La conductivité hydraulique non-saturée diminue avec l'augmentation de la succion. La détermination expérimentale de cette fonction est très difficile vu la complexité et le coût élevé des essais. À ce titre, des modèles empiriques et statistiques sont utilisés pour estimer la fonction de conductivité hydraulique relative k_{rel} ($k_{rel} = k/k_{sat}$; k et k_{sat} sont respectivement la conductivité hydraulique non saturée et saturée) à partir de la CRE (Fredlund *et al.*, 1994; Leij *et al.*, 1997; Mbonimpa *et al.*, 2006). Le modèle statistique souvent utilisé dans la littérature est celui de (Mualem, 1976). Il est décrit par l'équation (2.15) suivante (Mbonimpa *et al.*, 2006):

$$k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^l \left[\frac{\int_0^{\theta_r} \psi^{-1}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-1}(\gamma) d\gamma} \right]^2 \quad [2.15]$$

Où θ_e est la teneur en eau volumique effective (ou réduite), avec $\theta_e = (\theta_w - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$, l représente l'inter-connectivité des pores ($l = 0,5$) et γ est une variable d'intégration. θ_e^l est finalement un facteur de correction qui vise à tenir en compte de la tortuosité du milieu poreux.

Dans le cas de matériaux granulaires pulvérulents (sols de faible plasticité ou non-plastique), la conductivité hydraulique saturée k_{sat-G} (cm/s) peut être prédite par le modèle de Kozeny-Carman

modifié (Mbonimpa *et al.*, 2002) qui est fonction du coefficient d'uniformité C_U , l'indice de vide e , et du diamètre D_{10} (en cm) (équation 2.16):

$$k_{sat-G} = 980 \frac{e^5}{(1+e)} C_U^{1/3} D_{10}^2 \quad [2.16]$$

Pour un sol fin plastique, la conductivité hydraulique saturée k_{sat-P} (cm/s) peut être à son tour prédite en fonction de la limite de liquidité w_L (%), l'indice de vide e (-) et la masse volumique du sol ρ_s (kg/m³) (équation 2.17) (Mbonimpa *et al.*, 2002) :

$$k_{sat-P} = 54880 \frac{e^{7.7} w_L^{-0.15}}{(1+e)} \frac{1}{\rho_s^2 w_L^3} \quad [2.17]$$

Ce modèle ne tient pas compte du comportement anisotrope qui peut se développer dans les sols en raison d'une déformation préférentielle ou de la stratification granulométrique. Dans le cas des sols plastiques, l'hétérogénéité de la structure poreuse (la microstructure et la distribution de la taille des pores) causée par les conditions de compactage n'est pas prise en compte dans l'équation précitée 2.17 pour prédire la conductivité hydraulique.

2.4.4 Solutions numériques avec code SEEP/W

Plusieurs outils numériques sont disponibles sur le marché pour résoudre l'équation différentielle partielle et non-linéaire de Richards (1931), connaissant la CRE $\theta_w(\psi)$ et la fonction de conductivité hydraulique non-saturée $k(\theta_w)$ ou $k(\psi)$. Le principe général de simulation numérique passe généralement par quatre étapes: définir le problème et les propriétés de l'analyse physique, délimiter le domaine à modéliser (définir le modèle géométrique), découper le domaine en maillage, définir les propriétés des matériaux simulés, appliquer les conditions initiales et frontières et finalement réaliser les calculs en régime permanent ou transitoire selon un pas de temps défini. La validation du modèle par rapport à des résultats expérimentaux ou théoriques et le calage (en utilisant les paramètres spécifiques) sont requis.

SEEP/W de Geostudio 2018 (GeoSlope International Ltd. 2018) est un code qui utilise la méthode des éléments finis qui simule le mouvement de l'eau sous forme liquide ou vapeur à travers les milieux poreux saturés et non saturés en 1D ou 2D (Chapuis, 2009). Cela peut inclure les simulations du flux des eaux souterraines en régime permanent et/ou transitoire dans les systèmes naturels. Différentes conditions initiales et aux frontières (climatiques, pression interstitielle, charge totale, ...etc.) peuvent être appliquées durant la simulation.

La géométrie peut être définie en utilisant des lignes (pour un modèle 1D) ou une région (pour un modèle 2D). Cette géométrie est par la suite discrétisée en plusieurs éléments de taille bien définie (le maillage) pour un calcul bien précis. Selon Chapuis (2012), on essaie une première taille et on la réduit à chaque simulation jusqu'à atteindre la même solution. La bonne taille de maillage correspond donc à la solution indépendante du maillage. Pour ce, on peut commencer avec un maillage plus grand et reproduire le même problème avec un maillage plus petit à chaque fois jusqu'à obtenir une solution indépendante du maillage. On peut procéder avec cette même méthode pour déterminer le bon pas du temps de calcul.

Les matériaux dans SEEP/W sont caractérisés par leur capacité à emmagasiner et à transmettre l'eau. Pour quantifier la transmission et le stockage de l'eau dans un milieu saturé-non saturé, il faut la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité comme des données d'entrée. SEEP/W donne un nombre de méthodes pour définir la courbe de rétention d'eau (CRE). Cette dernière peut être estimée soit à partir des échantillons de la courbe de rétention d'eau de différents types du sol allant d'argile à gravier, soit des formules mathématiques explicites nécessitant des paramètres d'ajustement de courbe utilisés pour générer la courbe de rétention d'eau (CRE) suivant les techniques développés par Fredlund & Xing (1994) et van Genuchten *et al.* (1992). La CRE peut être aussi estimée en utilisant le modèle modifié de Kovács développé par Aubertin *et al.* (2003). Finalement, les données tabulaires de la teneur en eau volumique en fonction de la succion, obtenues de la littérature, estimées des autres fonctions de transfert du sol ou obtenues des résultats des essais de laboratoire, peuvent être entrées directement dans le modèle. La fonction de la perméabilité peut être calculé par l'équation de Fredlund *et al.* (1994) ou celle proposée par van Genuchten (1980). La fonction de perméabilité est générée en sélectionnant la courbe de rétention d'eau et entrant la valeur de conductivité hydraulique saturée k_{sat} .

La solution des équations de la méthode des éléments finis dépend directement des conditions aux limites spécifiées à travers le domaine. Les conditions initiales (à $t=0$) utilisées dans l'analyse en régime stationnaire sont la charge hydraulique totale ou la charge de pression d'eau constante, qui traduit la position de la nappe phréatique initiale.

En régime transitoire, SEEP/W peut simuler le transfert entre le sol et l'atmosphère à travers la surface du sol en utilisant la condition frontière 'Interaction Sol-Climat (ISC)'. ISC peut inclure différentes conditions appliquées à la surface du sol nu, couvert par la neige, ou colonisé par la

végétation. Une condition à la limite de ce type peut être utilisée pour calculer le bilan d'eau et la percolation à travers un système de couverture ou évaluer sa capacité d'emmagasiner suffisamment de l'eau pour la croissance des plantes à long terme. La quantité maximale d'évapotranspiration in-situ est définie par l'évapotranspiration potentielle (ETP). La modélisation du flux d'évaporation à la surface demande la connaissance de l'évaporation réelle (ETR), alors que la modélisation de l'absorption de l'eau par les racines requiert longueur de racine, forme des racines et l'évapotranspiration potentielle. On cite trois méthodes pour définir l'évapotranspiration potentielle dans SEEP/W: celle définie par l'utilisateur, par le modèle de Penman-Monteith (Monteith, 1965) et par le modèle de Penman-Wilson (Wilson, 1990).

Les trois différentes méthodes d'évapotranspiration réelle demandent des fonctions de la température d'air, des précipitations, de l'humidité relative en fonction du temps comme données d'entrée de ISC. Les équations de Penman-Wilson (Wilson, 1990) et Penman-Monteith (Monteith, 1965) nécessitent la vitesse du vent et la radiation nette. SEEP/W donne une option de sélectionner la radiation solaire (entrée) pour que la radiation nette soit calculée durant le temps de résolution. La méthode de Penman-Wilson est la plus utilisée pour calculer l'évaporation réelle sur la surface des résidus miniers (le cas de ce travail). L'équation de Penman-Monteith nécessite la hauteur de la végétation pour calculer l'évapotranspiration potentielle d'un sol colonisé par la végétation. Finalement, l'option défini par l'utilisateur demande l'évapotranspiration potentielle spécifiée en fonction du temps.

Pour résoudre les équations des éléments finis, un calcul itératif est mené à plusieurs reprises en se basant sur la solution à l'itération précédente. Le modèle construit dans SEEP/W converge, lorsque les solutions successives sont égales en respectant une certaine tolérance. La convergence peut être évaluée selon plusieurs manières: graphe montrant le nombre des nœuds non-convergés à chaque itération de calcul, comparaison de la fonction de perméabilité entrée avec celle calculée dans la dernière itération et les pressions interstitielles d'eau finales et l'erreur du bilan hydrique. Pour une solution convergente, le nombre des nœuds non-convergents doit être nul à chaque itération de calcul. La fonction de perméabilité calculée va être superposée à celle entrée si la solution n'a pas changé significativement sur les deux dernières itérations. L'erreur du bilan hydrique doit être minimale.

Les résultats de la simulation sont présentés sous forme de graphique soit d'un point positionné dans le modèle en fonction du temps ou d'une ligne en fonction de la distance (en x et /ou y). Les résultats peuvent être l'évolution de la pression interstitielle, de la succion, de la teneur en eau volumique, du degré de saturation et des précipitations accumulées. L'évolution de la distribution spatiale de l'état de saturation dans les milieux poreux va influencer le transfert de gaz dans ce milieu, et particulièrement le transfert de l'oxygène de l'air comme expliqué dans la section suivante. C'est pour cette raison que SEEP/W peut être couplé au code CTRAN/W (GeoSlope International Ltd. 2018) qui simule la migration de l'oxygène. Il convient de mentionner que l'ancien code VADOSE/W (GeoSlope International Ltd. 2018) permettait de réaliser simultanément lui seul les mouvements d'eau et d'oxygène.

2.5 Migration d'oxygène en milieux poreux non saturés

2.5.1 Équations de base

Dans les matériaux relativement fins comme les résidus miniers, la diffusion moléculaire, engendrée par un gradient de concentration, est le principal mécanisme de transfert d'oxygène (Rolston, 1986; Collin & Rasmuson, 1988; Yanful, 1993). Le flux diffusif d'oxygène unidimensionnel est défini par la première loi de Fick. Ce flux est lié directement au coefficient de diffusion effectif du matériau D_e (équation 2.18) (Mbonimpa *et al.*, 2003):

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad [2.18]$$

Où F est le flux diffusif de gaz, z est la profondeur, t est le temps, D_e et D^* sont respectivement les coefficients de diffusion effectif et apparent (en m^2/s) ($D_e = \theta_{eq} D^*$) et C est la concentration du gaz. Le paramètre θ_{eq} est la porosité équivalente. Elle est définie à partir de la teneur en eau volumétrique θ_w , la teneur en air θ_a [L^3L^{-3}], et la constante d'équilibre d'Henry H (Aubertin *et al.*, 1999; Aachib *et al.*, 2004):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad [2.19]$$

La constante H est le rapport entre le taux de concentration d'oxygène dissout dans l'eau (9 mg/L à 20 °C) et celle dans la phase d'air (280 mg/L); la valeur de H à une température de 20 °C est environ 0.032 (Mbonimpa *et al.*, 2003).

La deuxième loi de Fick donne la distribution de la concentration $C(z,t)$ d'oxygène diffusant à travers un matériau non-saturé. Dans le cas de matériaux inertes, cette loi s'écrit en 1D comme suit (équation 2.20) (Mbonimpa *et al.*, 2003):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left[\theta_{eq}D^*\frac{\partial C}{\partial z}\right] = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e\frac{\partial C}{\partial z}\right) \quad [2.20]$$

Dans le cas des résidus miniers réactifs, la diffusion d'oxygène est accompagnée d'une consommation d'oxygène par les réactions d'oxydation irréversibles (Yanful *et al.*, 1999), qui sont souvent considérés comment suivant une cinétique de premier ordre (Garrels & Thompson, 1960; Chander & Briceno, 1987). Pour des conditions unidimensionnelles, l'équation (2.21) de la deuxième loi de Fick modifiée qui prend considération de ce phénomène s'écrit comme suit (Mbonimpa *et al.*, 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left[\theta_{eq}D^*\frac{\partial C}{\partial z}\right] - \theta_{eq}K_r^* C = \frac{\partial}{\partial z}\left[D_e\frac{\partial C}{\partial z}\right] - K_r C \quad [2.21]$$

où K_r et K_r^* ($=K_r/\theta_{eq}$) sont le coefficient du taux de réaction effectif et apparent [L^2/T].

Ces équations aux dérivés partielles des lois de Fick de forme modifiées (2.18 et 2.21) peuvent être résolues par des solutions analytiques pour des conditions initiales et limites simples (Mbonimpa *et al.*, 2003) afin d'obtenir le profil de concentration $C(z, t)$ et le flux correspondant. Pour des conditions plus complexes, un traitement numérique est souvent requis pour résoudre ces équations (voir section suivante).

2.5.2 Solutions numériques avec les codes POLLUTEv7 et CTRAN/W

Les équations de Fick définissant le flux d'oxygène et le gradient de concentration d'oxygène (équations 2.18 et 2.21) peuvent être résolues numériquement sous des conditions plus complexes et réalistes. Dans ce projet, deux codes ont été utilisés pour l'évaluation de flux d'oxygène à la surface des résidus miniers et ou à travers des recouvrements: POLLUTE (Rowe *et al.*, 1994) et le code CTRAN/W de Geostudio 2018 (la nouvelle version de VADOSE/W) (GEO-SLOPE International Ltd. 2018), couplé au code SEEP/W (voir section 2.4.4).

POLLUTEv7 (GAEA technologies Ltd.) a été largement utilisé depuis plus de quinze ans pour analyser les résultats expérimentaux et évaluer le flux correspondant à différents systèmes de couverture. Ce code numérique a été initialement développé pour modéliser le transport des solutés à travers des milieux poreux saturés et dans l'analyse de la migration des contaminants. Ce

programme a été par la suite adapté pour modéliser la diffusion de gaz dans des milieux non saturés-saturés en utilisant la porosité équivalente θ_{eq} à la place de la porosité totale n . La géométrie du modèle numérique est définie selon le nombre des couches à simuler dont on peut introduire les épaisseurs. Pour chaque couche, on définit le matériau par la porosité équivalente θ_{eq} , le coefficient de diffusion apparent D^* et le coefficient de taux de réaction qui est défini à partir d'un temps de demi-vie apparent $t_{1/2}^*$ ($=\ln 2/K_r^*$), par analogie avec le paramètre de désintégration radioactive. Le code offre trois conditions à la limite supérieure : flux zéro, concentration constante et masse finie. Les conditions à la limite inférieure possibles sont : flux zéro, concentration constante, débit à l'effluent fixe ou épaisseur infinie. Les résultats issus du code peuvent se présenter sous forme de profil de concentration d'oxygène et/ou concentration d'oxygène en fonction du temps.

CTRAN/W est un programme basé sur la méthode des éléments finis ayant pour objectif la simulation du transport des constituants dissouts ou de gaz à travers un milieu poreux en régime stationnaire et/ou transitoire. Des applications typiques de CTRAN/W incluent le transport de solution ou de gaz à travers des systèmes souterrains régionaux ou locaux, ou transport d'oxygène à travers l'air et l'eau dans des rejets miniers non saturés-saturés.

Il y a un seul modèle de matériau disponible pour l'analyse de transfert de gaz en CTRAN/W. Les paramètres d'entrée sont les coefficients de diffusion apparents dans les phases gazeuse et aqueuse (D_a^* et D_w^*) qui sont définis comme une fonction de teneur en air et en eau volumique (θ_a et θ_w). D_a^* et D_w^* peuvent être estimés à partir des équations 2.28 et 2.29 (Aachib *et al.*, 2004). Le coefficient de taux de réaction apparent K_r^* est aussi défini comme une fonction de degré de saturation. Les données d'entrée de la dispersivité longitudinale et transversale sont visibles seulement quand l'advection-dispersion est incluse dans l'analyse.

Les conditions initiales et aux limites qui peuvent être appliquées dans le domaine de concentration d'oxygène pour résoudre les équations du transfert du gaz sont la concentration de gaz, le gradient de concentration de gaz et/ ou le flux de gaz. La condition à la limite par défaut dans CTRAN/W, (la condition implicite si aucune condition ni spécifiée), est un flux de gaz nul.

On peut évaluer la convergence des solutions fournies par CTRAN/W, en examinant le nombre des nœuds répondant aux critères de convergence sur deux itérations successives; en comparant les nombres d'itérations à chaque pas de temps et en vérifiant le nombre des nœuds non-convergeants pour chaque itération.

À l'issue des calculs, les résultats peuvent être exprimés en termes de profils de concentration de gaz et/ ou de flux de gaz dans un temps spécifié, de concentration de gaz en fonction du temps et/ ou de flux de gaz en fonction du temps.

2.5.3 Détermination expérimentale de D_e et K_r

Comme mentionné ci-dessus, la résolution analytique ou numérique des lois de Fick relatives à la diffusion de l'oxygène dans les matériaux poreux non saturés inerte ou réactifs requiert la connaissance des coefficients D_e et K_r . Ces coefficients peuvent être déterminées par différentes techniques, dont les essais de consommation d'oxygène au laboratoire ou in-situ qui sont décrites ci-dessous ainsi que leur méthode d'interprétation.

2.5.3.1 Essais de consommation d'oxygène en laboratoire

Cet essai est effectué dans une cellule à une seule chambre (Gosselin *et al.*, 2007). L'essai consiste à mettre une couche mince des résidus réactifs (environ 2 cm d'épaisseur) dans une cellule en laissant un vide de hauteur h (réservoir source) tel qu'illustré à la figure 2.6.

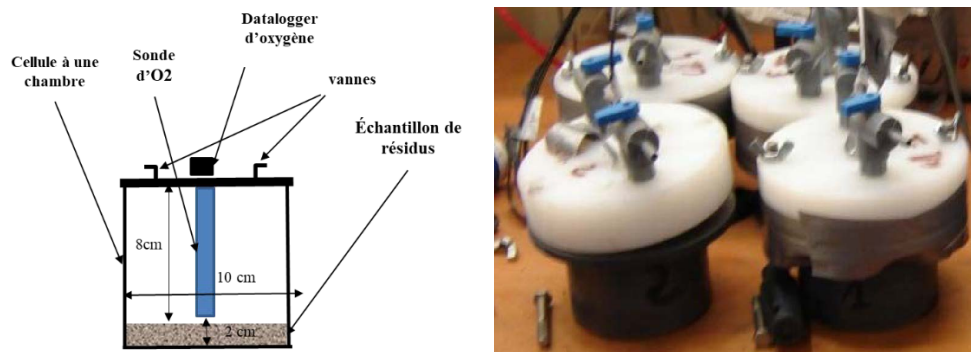


Figure 2.6: Vue en section verticale schématique de dispositif de l'essai CO en laboratoire à gauche et photo de setup de l'essai à droite.

Avant de commencer l'essai, la cellule est purgée avec de l'azote, fermée hermétiquement à l'aide d'un couvercle muni d'une sonde d'oxygène et laissée au repos pour une période de 24h pour vérifier son étanchéité. Par la suite, l'air est réintroduit dans le réservoir source, et la cellule est ensuite scellée. Cela lance l'essai et la sonde à oxygène mesure l'évolution temporelle de la concentration de l'oxygène dans le réservoir source. Les résultats qui montrent l'évolution

temporelle de la concentration d'oxygène sont par la suite utilisés pour déterminer les paramètres des lois de Fick (coefficient de diffusion d'oxygène apparent D^* et taux de réaction apparent K_r^*). La procédure d'interprétation de l'essai est présentée à la section 2.5.3.3.

2.5.3.2 Essais de consommation d'oxygène in-situ

L'essai de consommation d'oxygène in-situ, tel que proposé par Elberling *et al.* (1994), consiste à insérer un cylindre dans des résidus miniers en assumant qu'ils sont homogènes en laissant un petit réservoir d'une hauteur h au-dessus des résidus contenant initialement une quantité limitée d'air. L'insertion des cylindres dans les résidus miniers permet de créer une zone isolée de son environnement. Le diamètre du cylindre doit être suffisamment grand par rapport à la taille des particules pour minimiser les effets de bord sur la paroi (Bussière *et al.*, 2002; Mbonimpa *et al.*, 2011). Le cylindre est ensuite fermé hermétiquement à l'aide d'un couvercle muni d'un senseur d'oxygène (figure 2.7).

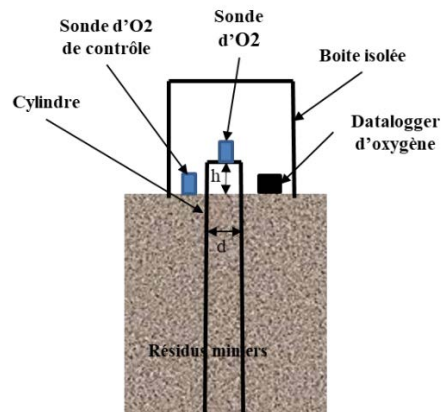


Figure 2.7: Section verticale schématique du dispositif d'essai CO in-situ.

Ce senseur sert à mesurer la décroissance de la concentration d'oxygène en fonction du temps dans le réservoir. Un senseur d'oxygène de contrôle permet en outre de mesurer la variation de la concentration d'oxygène dans l'air environnant. Avec ce capteur de contrôle, une correction peut être appliquée à la mesure prise dans le réservoir pour tenir compte des fluctuations, au cours du test, causées par la variation de la température ambiante et les variations de pression atmosphérique (Bussière *et al.*, 2002). Ces deux senseurs sont justement protégés à l'aide d'un couvercle comme indiqué à la figure 3.4. Les mesures de concentration d'O₂ durent suffisamment longtemps pour mesurer une variation significative de la concentration d'O₂ dans le réservoir (entre 3% et 5%).

Cette courbe est par la suite utilisée pour déterminer les paramètres des lois de Fick (D^* et K_r^*). La procédure d'interprétation de l'essai est aussi présentée à la section 2.5.3.3.

2.5.3.3 Interprétations numériques des essais CO

Deux codes numériques d'éléments finis peuvent être utilisés pour l'interprétation des essais de CO présentés dans la section 2.5.3: POLLUTEv7 et le couplage SEEP/W-CTRAN/W (nouvelle version 2018 de VADOSE/W). Pour la simulation des essais de CO avec POLLUTE v7, il faut entrer les paramètres géométriques du modèle : l'épaisseur de la couche de matériau testé et la hauteur du réservoir, ainsi que les caractéristiques du matériau cités plus haut (θ_{eq} , D^* et $t_{1/2}^*$). La concentration d'oxygène initiale d'une masse finie et un flux nul en haut et en bas du modèle, respectivement, sont également entrés comme conditions initiale et frontière. Les résultats sont présentés sous forme de l'évolution de la concentration d'oxygène en fonction du temps ou de l'épaisseur de l'échantillon.

Dans le couplage SEEP/W- CTRAN/W (GeoSlope 2018, Int.), il faut d'abord reproduire le modèle géométrique et définir le maillage désiré. La définition des matériaux requiert: la CRE, et la fonction de perméabilité (Dans SEEP/W), les coefficients de diffusion d'oxygène apparents en air D_a^* et en eau D_w^* (voir la section suivante) et le coefficient de taux de réaction K_r^* (Dans CTRAN/W). Une condition initiale de la position de la nappe phréatique et ainsi requise en plus de la concentration d'oxygène. Une condition frontière de flux nul est appliquée pour l'étanchéité de la cellule ou du cylindre. SEEP/W donne aussi l'option de la condition à la limite d'interaction sol-climat qui présente les conditions climatiques (température d'air, précipitation, humidité relative, vitesse de vent et rayonnement solaire). Cette condition permet de calculer l'évaporation, le bilan hydrique, les précipitations cumulées, etc. Elle peut être appliquée dans le cas des essais de CO in-situ de longue durée ou il y avait un changement de condition climatique pour les prendre en considération dans le calcul du transfert de l'eau à travers le matériau testé.

Pour déterminer les valeurs de D^* et K_r^* avec le couplage SEEP/W-CTRAN/W et POLLUTEv7, un calcul itératif est effectué (par essai et erreur). Les valeurs de départ, sont souvent prédites (voir la section suivante 2.5.5). Les valeurs réelles de D^* et K_r^* sont obtenus lorsque les courbe de concentration d'oxygène expérimentale et celle simulée par le logiciel sont parfaitement superposées.

2.5.4 Prédiction des coefficients D_e et K_r

Le coefficient de diffusion effectif D_e peut être estimé par le modèle empirique proposé par Aachib *et al.* (2002); Aachib *et al.* (2004) tel que défini ci-dessous :

$$D_e = D_a + HD_w \quad [2.22]$$

où D_a et D_w sont respectivement les coefficients de diffusion effectifs dans la phase d'air et dans la phase d'eau, et H est la constante de Henry ($\approx 0,032$ à 25°C). Considérant que D_a et D_w peuvent être estimés à l'aide des équations suivantes :

$$D_a = \frac{1}{n^2} [D_a^0 \theta_a^{p_a}] \quad [2.23]$$

$$D_w = \frac{1}{n^2} [D_w^0 \theta_w^{p_w}] \quad [2.24]$$

où n est la porosité totale, D_a^0 est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ($1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C), D_w^0 est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C), θ_a est la teneur en air volumique du sol, θ_w est la teneur en eau volumique du sol, et p_a et p_w sont des paramètres liés à la tortuosité.

Les paramètres p_a et p_w peuvent être obtenus par les équations 2.25 et 2.26, mais des valeurs acceptables de D_e sont obtenus en considérant $p_a = p_w = 3,4$ (Mbonimpa *et al.*, 2003).

$$p_a = 1,201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119 \quad [2.25]$$

$$p_w = 1,201\theta_w^3 - 1,515\theta_w^2 + 0,987\theta_w + 3,119 \quad [2.26]$$

Le coefficient D_e est donc défini comme suit :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + HD_w^{p_w} \theta_w^{p_w}) \quad [2.27]$$

Les coefficients de diffusion apparents dans la phase d'air (D_a^*) et dans la phase de l'eau (D_w^*) utilisés dans CTRAN/W sont définis par les équations suivantes, en considérant $p_a = p_w = 3,4$:

$$D_a^* = \frac{D_a}{\theta_a} = \frac{1}{n^2} [D_a^0 \theta_a^{p_a-1}] \quad [2.28]$$

$$D_w^* = \frac{D_w}{\theta_w} = \frac{1}{n^2} [D_w^0 \theta_w^{p_w-1}] \quad [2.29]$$

Pour prédire la valeur du coefficient du taux de la réactivité K_r de résidus miniers contenant de la pyrite (le minéral sulfureux le plus abondant), Collin & Rasmuson (1988) a proposé un modèle

simple, basé sur la surface spécifique du matériau. Il a été ensuite modifié par Aubertin, et al. (1998) et Mbonimpa et al. (2002a; 2003) en introduisant la granulométrie. Le modèle de Collin (1988) modifié est donné par l'équation suivante (Mbonimpa et al., 2003):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad [2.30]$$

où K_r est le coefficient du taux de réaction; K' est la réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ($\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s}$), C_p est la teneur en pyrite contenu dans les résidus miniers sec, et D_H est un paramètre représentant le diamètre moyen des particules, estimé ici à l'aide de l'équation [2.33] à partir de la courbe granulométrique (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2003) :

$$D_H = (1 + 1,17 \log C_U) D_{10} \quad [2.31]$$

où D_{10} [L] : est le diamètre correspondant à 10% de passant sur la courbe granulométrique et C_U [-] est le coefficient d'uniformité.

Le modèle de Collin modifié ne tient pas compte de la teneur en eau ou du degré de saturation S_r du matériau. Gosselin (2007) a essayé de modifier ce modèle pour intégrer S_r . Selon ses résultats expérimentaux, K_r d'un matériau ayant S_r entre 0 et 20% est inférieur à la valeur de K_r estimé par le modèle de Collin. En fait, ce dernier présente la valeur maximale pour un S_r entre 20% et 80%. Pour $S_r > 80\%$, la valeur de K_r baisse ou reste constante selon les résidus (Gosselin *et al.*, 2007). Pour prendre en considération l'effet du degré de la saturation d'un matériau sur le coefficient du taux de réaction, l'équation suivante (2.32) a été suggérée par Gosselin *et al.* (2007) :

$$K_r = K_{rm} \left[1 - \left(1 - \frac{S_r}{b} \right) \right]^{x_1} \quad [2.32]$$

b (-) est un paramètre de correction correspond au degré de saturation pour que la valeur de K_r devient constante (compris entre 0 et 1), x_1 (-) est un paramètre qui contrôle la courbure entre les valeurs du degré de saturation entre 0% et 20%. Les valeurs des paramètres b et x_1 sont propres au matériau.

2.6 Récapitulatif et justification de l'étude

Dans ce chapitre, quelques études sur les rejets de concentrateur sujets à la ségrégation hydraulique après leur dépôt ont été présentées. Les rejets de concentrateur sont des matériaux très hétérogènes en raison de la différenciation de granulométrie, de minéralogie, de densité et de forme des

particules. L'emphase de ces travaux antérieurs a porté sur l'effet de la ségrégation sur la distribution granulométrique des résidus miniers. Cependant, dans la conception des méthodes de restauration minière, l'impact de la ségrégation hydraulique n'est pas pris spécifiquement en considération. C'est le cas particulièrement pour la technique de NPS combinée à une monocouche, qui peut être constituée des résidus NPGA déposés sous forme de pulpe. Ces résidus peuvent aussi subir une ségrégation hydraulique, conduisant à une double ségrégation qui peut nuire à l'efficacité de la technique de NPS. La conception de cette technique de NPS considère jusqu'ici que les résidus sont homogènes à travers le parc à résidus et le recouvrement monocouche. Pourtant, l'évaluation de la performance de cette technique est basée essentiellement sur la comparaison des flux d'oxygène entrant la surface des résidus avant et après l'application de la méthode. Or, les flux d'oxygène sont généralement contrôlés par les propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers. Par conséquent, la distribution spatiale de ces propriétés dans les aires d'accumulation des rejets devrait être prise en considération lors de l'évaluation des flux d'oxygènes. La variation de la réactivité des résidus en fonction de la distance du point de la décharge reste aussi mal connue.

Il est donc pertinent de compléter les études antérieures pour justifier et proposer une procédure de design de la technique de NPS qui tienne compte de la ségrégation. Cet objectif sera atteint en: i) quantifiant la variation spatiale des paramètres contrôlant le flux d'oxygène le long de la direction de décharge des résidus; ii) évaluant et comparant les flux d'oxygène mesurés dans différentes positions le long de la direction de dépôt des résidus; et iii) évaluant numériquement la performance de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche lorsque l'hétérogénéité des résidus est prise en compte.

Il s'agit d'une approche originale qui vise à quantifier la distribution spatiale de la réactivité des résidus miniers ségrégués et le flux d'oxygène entrant leur surface le long de la direction de leur écoulement durant le dépôt. La méthodologie du travail consiste à réaliser des essais de consommation d'oxygène in-situ et au laboratoire dans différentes positions le long de la direction de dépôt des résidus miniers ségrégués pour déterminer leur réactivité et flux d'oxygène atteignant leur surface. La comparaison de ces flux d'oxygène calculés va aider à choisir le meilleur design de la technique NPS combinée à une monocouche en se basant sur la zone présentant le flux d'oxygène le plus élevé, puisque c'est la zone la plus risquée dans le parc à résidus. Cette nouvelle approche sera un important ajout qui va fournir plus de précision aux études de conception et qui va améliorer le fonctionnement de la technique de NPS ou autre.

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE ET RÉSULTATS DE CARATÉRISATION DES MATÉRIAUX

Ce chapitre présente la démarche suivie pour la réalisation des travaux sur les parcs à résidus des sites miniers Manitou et Doyon et décrit les procédures de laboratoire visant à caractériser les résidus échantillonnés. Lors de cette étude, l'essai de consommation d'oxygène a été adapté sur terrain et au laboratoire pour déterminer la réactivité des résidus déposés le long de la direction de leur dépôt. Ces essais ont été interprétés numériquement en utilisant POLLUTEv7 (GAEGA Technologies Ltd. 2004) et le couplage SEEP/W-CTRAN/W de Geostudio (GEOSLOPE international Ltd. 2018). On présente également la méthode de construction d'un modèle numérique calibré par le couplage SEEP/E-CTRAN/W pour évaluer les flux d'oxygène annuels entrant la surface des résidus exposés à l'air avec et sans stratigraphie en différentes positions du parc à résidus. Les modèles numériques des différents scénarios de la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche sont aussi présentés dans le but de proposer une procédure de design de la technique en prenant en considération l'hétérogénéité des résidus.

3.1 Travaux de terrain

Le premier objectif de ces travaux était de déterminer les paramètres contrôlant les lois de Fick par le biais de la réalisation des essais de consommation d'oxygène in-situ. Le deuxième objectif consistait à suivre l'état hydrogéologique des résidus lors de la réalisation des essais et de déterminer les flux d'oxygène pénétrant dans les résidus miniers.

3.1.1 Présentation du site d'étude Manitou/Goldex

Le site Manitou/Goldex est un site minier abandonné situé à environ 15 km au sud-est de la ville de Val-d'Or en Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. Ce site s'étend sur une superficie de près de 200 hectares couverte par 11 millions de tonnes de résidus miniers générateurs d'acide. Des détails sur l'historique du parc peuvent être trouvés dans (Pabst 2011, Ethier 2018). Le site Manitou/Goldex est composé de quatre parcs à résidus; à savoir les parcs 1, 2, 3 et 4 tel qu'illustré à la figure 3.1. Le parc 3 constitue le secteur d'étude dans ce projet.



Figure 3.1: Localisation géographique du site minier Manitou/Goldex et ses quatre parc à résidus (tiré de https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/Mine_Akasaba_ValdOr/documents/DA15.3.pdf).

Le site est devenu propriété du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec, en 2002. En 2008, le gouvernement du Québec en partenariat avec la compagnie Mines Agnico-Eagle Ltée se sont engagés pour restaurer le site en utilisant les résidus de la mine Goldex comme couverture.

3.1.2 Présentation du site d'étude Doyon/Westwood

Le site minier Doyon/Westwood est localisé au nord-est du canton de Bousquet, à environ 40 km à l'Est de la ville de Rouyn-Noranda, au Québec (figure 3.2). Il s'agit de deux mines installées sur le même territoire. La mine Doyon est une ancienne mine d'or qui a été exploitée depuis 1978 à ciel ouvert et sous terre. La mine a déposé des résidus miniers générateurs d'acide dans trois parcs à résidus: 1, 2 et 3 Est et Ouest. Les travaux de cette étude ont été réalisés dans le parc 3 Est (voir figure 3.2).



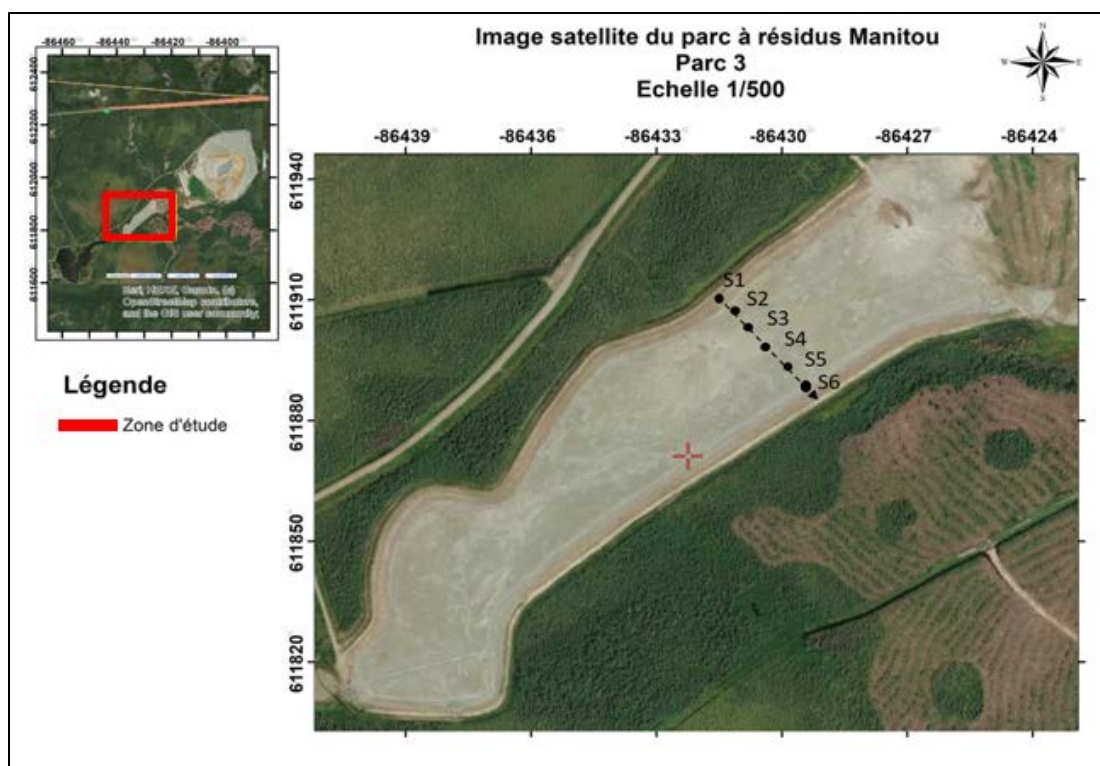
Figure 3.2: Localisation géographique du site minier Doyon/Westwood (tiré de: <https://www.google.com/maps/place/Mine+westwood+Iamgold/>) et ses parcs à résidus.

En 2008, la mine Westwood de la compagnie IAMGOLD, a récupéré le site Doyon et a pris en charge la restauration des parcs à résidus existants. Une des méthodes de restauration envisagée pour les parcs à résidus 2 et 3 est la technique de la nappe phréatique surélevée combinée à un recouvrement monocouche (Demers, 2008). Une monocouche composée de résidus désulfurés de la mine Doyon a été étudiée par les travaux de Demers (2008); Demers *et al.* (2009); Rey (2020). La possibilité d'utiliser les résidus non générateurs d'acide de la mine Goldex a aussi été étudiée puisque la quantité des résidus désulfurés a été insuffisante pour effectuer les cellules à l'échelle intermédiaire sur terrain (Rey *et al.* 2016; Rey 2019; Rey *et al.* 2020).

3.1.3 Localisation des stations de mesure

Au cours de l'été 2019, six stations de mesure ont été installées sur le parc à résidus 3 du site Manitou/Goldex et quatre stations sur le parc 3 Est du site Doyon/Westwood afin d'évaluer le flux d'oxygène entrant la surface des résidus. Ces stations sont respectivement localisées sur les cartes des figures 3.3a et 3.3b. L'emplacement des stations de mesure a été choisi en se basant sur la direction d'écoulement présumée lors du dépôt hydraulique des résidus dans chaque parc à résidus. Dans les deux sites d'étude, le dépôt des résidus sous forme de pulpe a été effectuées par robinet à lances multiples. L'ensemble de ces stations se situe sur une ligne le long de la direction

d'écoulement lors du dépôt des résidus et donc sur une ligne perpendiculaire à la direction de la digue. La station 1 (S1) est proche du point de dépôt (la digue), la station 4 est près de l'étang d'eau pour le site Doyon/Westwood) et la station 6 est vers le fond du parc pour le site Manitou/Goldex. Le reste des stations est situé dans la zone intermédiaire entre S1 et S4 ou S6 (voir figure 3.3). Le choix de la localisation des stations de mesure a été fait de manière à avoir un portrait général de l'influence de la ségrégation hydraulique potentielle sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans les résidus des parcs étudiés. Les stations de mesures du parc 3 du site Manitou/Goldex sont implantées dans la monocouche constituée de résidus non générateurs d'acide de la mine Goldex, tandis que celles du parc 3 du site Doyon/Westwood sont installées directement dans les résidus miniers potentiellement générateurs d'acide exposés aux conditions atmosphériques de la mine Doyon. Les stations du parc 3 Est sur le site Doyon/Westwood sont espacées de 12 m (entre les stations 2 et 3) et de 23 m (entre les stations 1 et 2 et entre 3 et 4) sur une ligne d'une longueur totale de 58 m. La première station (S1) se situe à une distance horizontale de 30 mètres en amont du sommet de la digue 1. Quant aux six stations de mesures sur le parc 3 du site Manitou/Goldex, elles sont espacées de 30 m sur une ligne d'une longueur totale de 150 m.



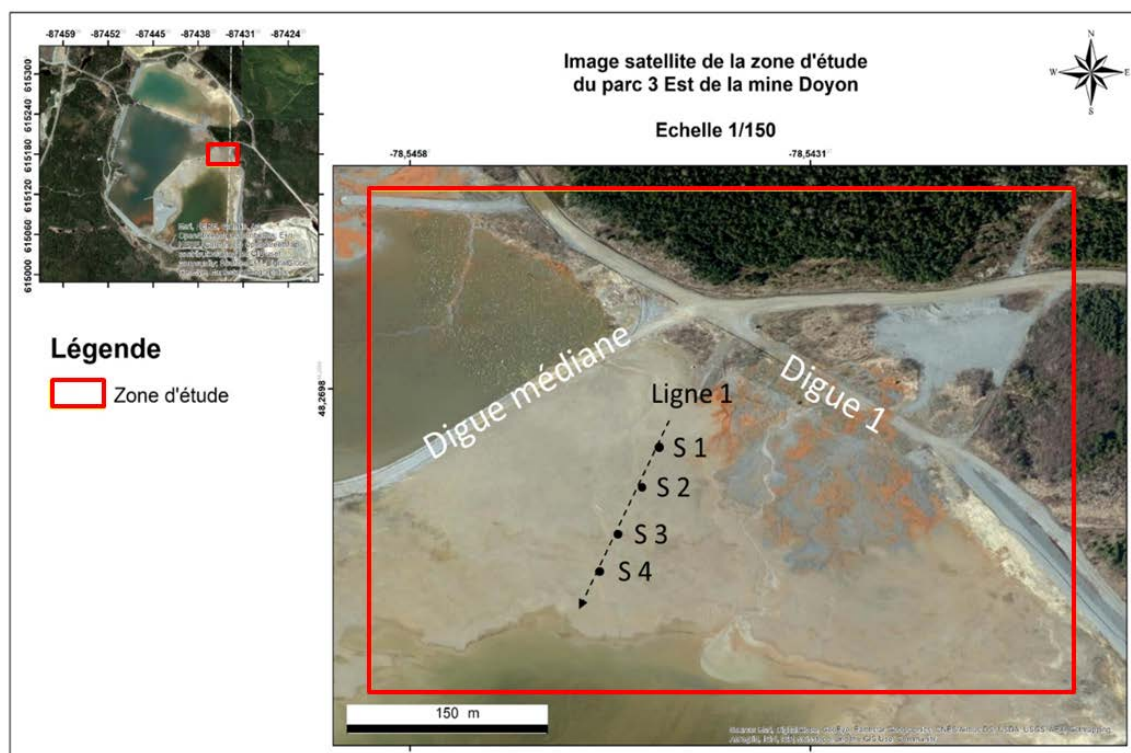


Figure 3.3: Localisation des stations de mesure dans le parc 3 du site Manitou et le parc 3 Est du site Doyon.

3.1.4 Procédure d'essai CO in-situ

La procédure de l'essai de consommation d'oxygène a été présentée dans la section 2.5.3.2. Afin de réaliser les essais de CO de longue durée (Dagenais *et al.*, 2012), un cylindre en aluminium d'une hauteur d'un mètre a été enfoncé dans les résidus au niveau de chaque station des deux sites à l'étude. En haut du cylindre, un espace libre de 8 cm est laissé pour créer un réservoir d'O₂. Le diamètre des cylindres utilisés est de 14 cm. Le cylindre est scellé hermétiquement à l'aide d'un couvercle muni d'un capteur d'oxygène (Apogée S0-110) qui mesure la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir. Les essais ont été réalisés durant la période la plus sèche de l'année; soit du 25 juillet jusqu'à 22 août 2019. La période de chaque essai était de 7 à 15 jours dans les deux sites étudiés (pour un intervalle de mesure de 4 heures) du fait que les résidus sont pré-oxydés et/ou peu réactifs. Les mesures sont enregistrées dans le lecteur et lues par le logiciel HOBOWare.

Les stations ont aussi été instrumentées (à une profondeur de 5 cm de la surface des résidus) avec des sondes pour la mesure en continue des teneurs en eau volumiques et des succions (respectivement à l'aide des sondes EC-5 et Watermark).

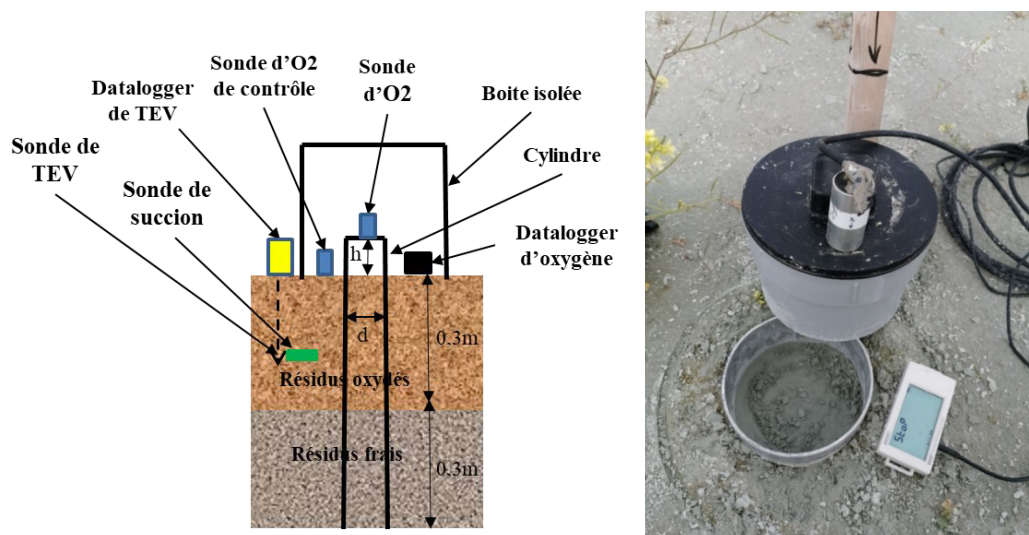


Figure 3.4: Vue en section verticale schématique d'essai CO_M in-situ (le cas de station 1) à gauche et photo de setup in-situ à droite.

3.1.5 Instruments pour l'essai CO

3.1.5.1 Sonde Apogee S0-110

Une sonde de type Apogee S0-110 (Apogee Instruments, Inc.) a été utilisée pour la mesure de la concentration d'oxygène lors de l'essai CO in-situ. Le capteur Apogee S0-110 est formé d'une cellule électrochimique qui produit un signal en millivolt proportionnel à la concentration en oxygène, d'une membrane en téflon très résistante aux agents chimiques et à la température, et d'un circuit de traitement du signal, montés dans un boîtier en plastique polypropylène et des fils conducteurs pour connecter le capteur à un lecteur. Le capteur a une longueur de 68 mm et un diamètre de 32 mm. Il fonctionne dans un intervalle de température entre -20 à 60°C. Le fonctionnement de cette sonde se base principalement sur le principe de la loi des gaz parfaits. La sensibilité de la mesure est de 2,6 mV/O₂. La concentration d'oxygène diminue de 2,2 μmol O₂/jour par les réactions électrochimiques au sein de la sonde. Les mesures prises par la sonde sont influencées par la température et la pression atmosphérique (<https://www.apogeeinstruments.com/so-110-soil-response-thermistor-reference-oxygen-sensor/>).



Figure 3.5: Sonde Apogee S0-110 (<https://www.apogeeinstruments.com/so-110-soil-response-thermistor-reference-oxygen-sensor/>)

Pour convertir les valeurs mesurées en millivolt en pourcentage de concentration d'oxygène, il faut calibrer la sonde. Cette opération s'effectue en prenant la valeur mesurée stable par la sonde à l'air libre au laboratoire, où la température est 20°C et la pression est 10⁵ Pa. Cette mesure correspond à une concentration d'oxygène optimale de 20,9%. Par la suite, on met la même sonde dans un sac rempli à 100% d'azote jusqu'à obtenir une valeur stable. Cette dernière valeur correspond à 0% d'O₂. Les deux valeurs de tension avec les concentration d'oxygène correspondantes définissent alors la courbe linéaire de calibration de la sonde (<https://www.apogeeinstruments.com/so-110-soil-response-thermistor-reference-oxygen-sensor/>). Cette courbe sert à convertir toutes les valeurs mesurées en mV en concentration d'oxygène. La figure 3.6 représente un exemple d'une courbe de calibration d'une sonde utilisée dans ce projet.

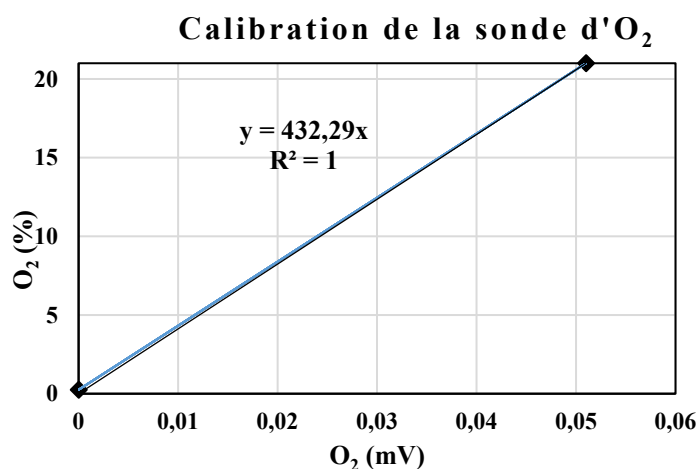


Figure 3.6: Exemple de courbe de calibration d'une sonde Apogee S0-110 obtenue dans ce projet.

3.1.5.2 Sonde EC-5 et système d'acquisition Em50

La sonde EC-5 (Decagon Devices, Inc.) a été utilisée (voir Figure 3.7) pour déterminer la teneur en eau volumique (TEV) en mesurant la permittivité diélectrique du milieu en utilisant la

technologie du domaine de fréquentiel, par une onde oscillant à 70 MHz. Cette fréquence permet de minimiser l'effet de la salinité et les effets de texture du sol sur les mesures (ce qui donne une précision élevée des mesures). La sonde mesure 8,9 cm de longueur, 1,8 cm de largeur et 0,7 cm d'épaisseur. Elle peut être utilisée à des températures allant de - 40°C à 60°C. La longueur du câble est de 5 m. La sonde donne des valeurs de TEV précises à $\pm 0,02 \text{ m}^3/\text{m}^3$ sur une gamme de 0 à 100% pour une calibration propre au matériel (<https://www.metergroup.com/environment/products/ec-5-soil-moisture-sensor/>).

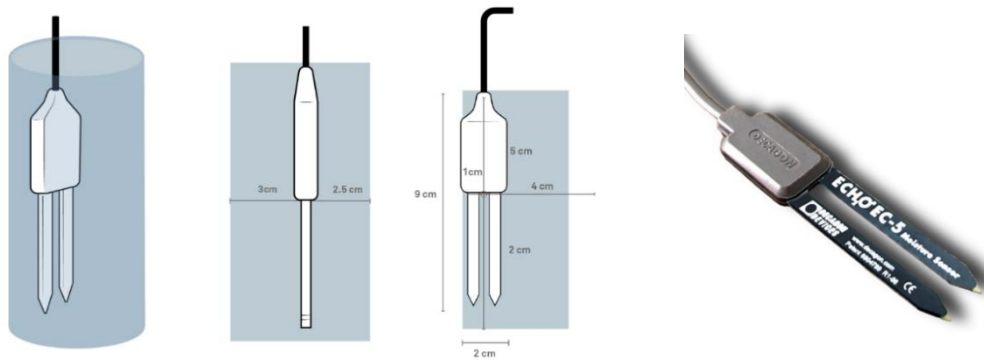


Figure 3.7: Sonde EC5 (Decagon Devices, Inc.).

La sonde EC-5 peut être liée à un système d'acquisition qui enregistre les mesures prises. Dans ce projet, le système d'acquisition Em50 (Decagon Devices, Inc.) est utilisé (voir Figure 3.8). Ce système a été placé dans un sac plastique pour éviter l'infiltration d'eau de pluie.



Figure 3.8: Photo du système d'acquisition Em50 (Decagon Devices, Inc.).

3.1.5.3 Sonde et lecteur Watermark

La sonde Watermark a été utilisée pour la mesure de la succion. Elle est constituée de deux électrodes qui sont plongées dans une matrice granulaire spéciale. La sonde est protégée par de l'acier inoxydable. Le sol environnant et la matrice granulaire à l'intérieur de la sonde Watermark parviennent à un équilibre de potentiel hydrique. La matrice granulaire a une résistance au courant électrique (AC) variant en fonction du degré d'humidité. Cette résistance est convertie par le dispositif de lecture en potentiel hydrique du sol (des valeurs entre 0 et 200 kPa). L'interprétation des données est facile puisque le résultat de mesure est donné immédiatement par un lecteur en kPa valide pour tous types de sol (<https://www.mmm-tech.de/fr/watermark/wms>).



Figure 3.9: Sonde et lecteur Watermark.

3.1.6 Correction des mesures pour les changements de température et de pression

Les mesures de la concentration d'oxygène ont été corrigées en utilisant une sonde de contrôle qui mesure de façon continue la concentration d'oxygène de l'atmosphère. Les valeurs mesurées ont été amenées à la valeur 0,051 mV équivalent de la concentration d'oxygène mesurée aux conditions de laboratoire (à $T=20^{\circ}\text{C}$ et $P=1\text{atm}$). La figure 3.10 présente un exemple des variations des mesures de la concentration d'oxygène à l'air libre en mV pendant la période d'été de 25 juillet jusqu'à 7 août 2019. Dans cette figure, on observe des oscillations des valeurs de la concentration d'oxygène de courte durée, dans la même journée de mesure. Pour corriger ces mesures, on ajoute ou on soustrait la différence entre la valeur mesurée et 0,051 mV, à chaque mesure effectuée dans la même heure. Par exemple, le 02 août 2019 (à midi), la valeur minimale d'oxygène mesurée, la

valeur mesurée de concentration d'oxygène est 0,44 mV pour l'amener à 0,051, il faut ajouter 0,007 mV à toute les mesures effectuées dans chaque station à la même date.

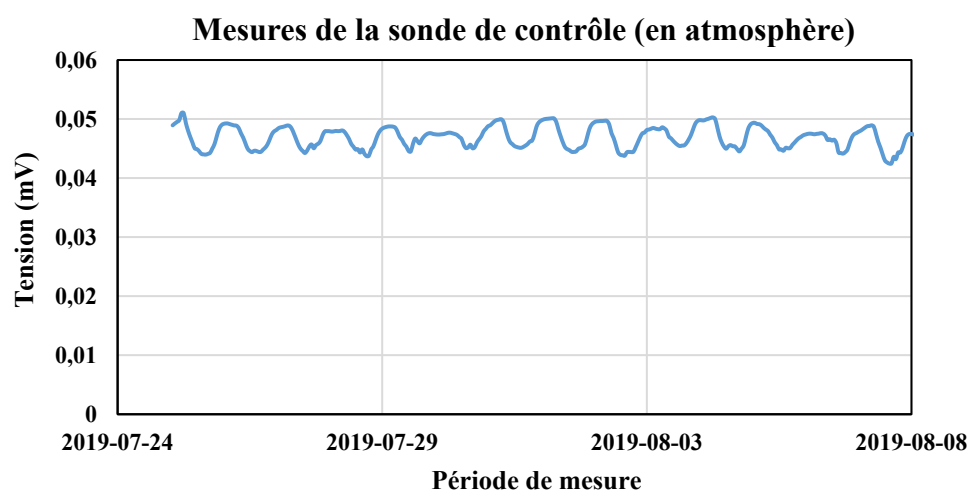


Figure 3.10: Variation de la concentration d'oxygène dans l'atmosphère sur le parc à résidus 3 Est de la mine Doyon entre le 25 juillet et le 7 août 2019.

3.1.7 Échantillonnage des résidus pour les essais CO réalisés au laboratoire

Des échantillons des résidus ont été prélevés à proximité de chaque station d'essai de CO et analysés pour obtenir certaines propriétés nécessaires à l'interprétation des essais de consommation d'oxygène in-situ et en laboratoire. Ces propriétés incluent la distribution granulométrique, la densité relative des grains solides (G_s), la porosité (n), la courbe de rétention d'eau (CRE), et la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). Des colonnes verticales de 1,25 m des résidus en triplicata ont été prélevés près de chaque station de mesure. Le prélèvement des échantillons était réalisé en enfonçant des cylindres en plastique de 1,25 m de hauteur et 14 cm de diamètre dans les résidus. Ces cylindres ont été récupéré en creusant autour du cylindre avec une pelle mécanique. Ces cylindres ont été gardés dans la chambre froide au laboratoire pour un découpage facile. Ces échantillons ont été par la suite préparés pour la caractérisation des résidus et la réalisation des essais de consommation d'oxygène (CO) au laboratoire.

3.2 Travaux de laboratoire

3.2.1 Description et préparation des échantillons

Les cylindres des matériaux échantillonnés du parc 3 Est du site Doyon/Westwood ont été mis dans une chambre froide en laboratoire pour geler les échantillons et en faciliter la conservation. Chaque cylindre a été découpé à plusieurs niveaux verticalement pour différencier macroscopiquement les différents types de matériaux : résidus frais, pré-oxydés, et la boue de traitement actif des eaux acides (voir figure 3.11 et 3.12). La figure 3.13 présente un log stratigraphique décrivant chaque station S1 à S4 (voir Figure 3.3) en fonction de la profondeur.

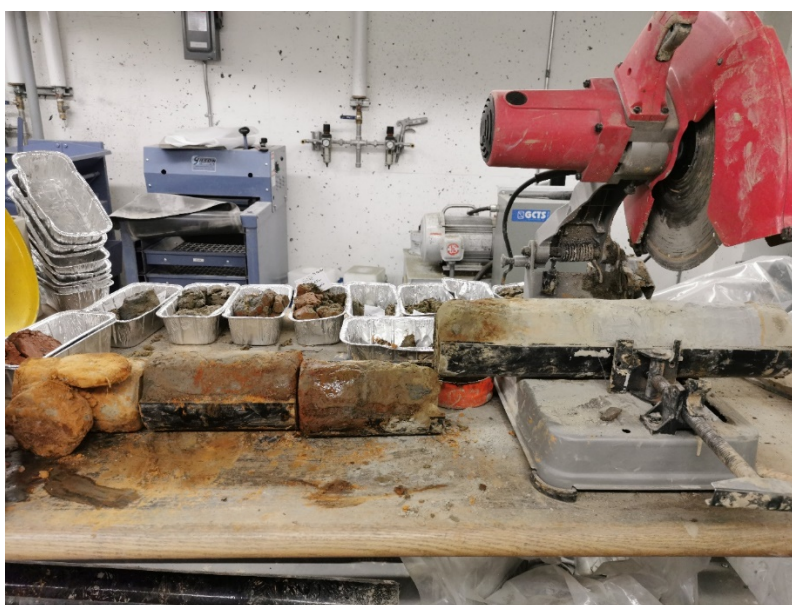


Figure 3.11: Photo montrant le découpage des cylindres d'échantillonnage congelés

Pour la station S1, on observe entre 0 et 20 cm à partir de la surface, un matériau de couleur ocre orange d'apparence oxydée. Entre 20 et 40 cm, il y a la présence d'un horizon gris intercalé d'une couche de boue de 5 cm d'une couleur ocre à 30 cm à partir de la surface. Entre 40 et 50 cm, on retrouve un matériau de couleur ocre orange d'apparence oxydée suivi de la même couche de boue identifiée plus haut. À une profondeur entre 50 et 55 cm, un matériau de couleur grise avec des stratifications subhorizontales différenciables par leur couleur ocre à grise. Ce matériau est suivi d'une couche de matériau oxydé de couleur ocre jaune d'une épaisseur de 10 cm. À une profondeur de 65 cm, on retrouve le même matériau gris sous-jacent la mince couche de la boue. En profondeur, il reste des résidus oxydés d'une couleur jaune.



Figure 3.12: Photos des échantillons des matériaux prélevés de parc 3 Est du site

Doyon/Westwood : a) cylindres prélevés de la station 1, b) échantillon de résidus frais, c) échantillon de résidus pré-oxydés fin, d) échantillon de résidus oxydés grossiers, e) échantillon de résidus frais avec des intercalation de résidus oxydés.

Pour la station S2 on trouve un matériau de couleur ocre orange (résidus oxydés) entre 0 et 20 cm à partir de la surface. Entre 20 et 90 cm, il y a présence d'un horizon des résidus gris intercalé de trois minces couches de la boue (à des profondeurs de 40, 60 et 90 cm). Plus profond, on retrouve des résidus oxydés de couleur jaune.

Pour la station S3, on observe des résidus oxydés entre 0 et 15 cm à partir de la surface. Entre 15 et 40 cm, il y a présence des résidus gris intercalé de la boue à 30 cm à partir de la surface. Entre 40 et 55 cm, on retrouve des résidus de couleur jaune suivis de la boue. Entre 55 et 100 cm, il y a des résidus frais avec des stratifications différenciables par leur couleur ocre à grise avec un niveau de 2 cm de la boue à 80 cm de profondeur. En profondeur, il reste des résidus de couleur ocre.

Pour la station 4, on observe des résidus frais de 10 cm d'épaisseur prise en sandwich entre deux matériaux oxydés de même épaisseur (10 cm). Ces trois couches sont sus-jacentes la mince couche de la boue. Entre 32 et 55 cm, on retrouve les résidus frais. Entre 55 et 75 cm, on voit les résidus

oxydés suivis de la boue. À une profondeur entre 75 et 105 cm, il y a encore de résidus frais. Ce matériau est suivi d'une couche de résidus oxydés.

Pour la suite, chaque échantillon a été divisé longitudinalement en deux: une moitié est gardée comme échantillon témoin et une autre a été utilisée pour les analyses. Les échantillons ont été étiquetés selon le numéro de la station et du niveau de profondeur (ex; S1-0-10 est un échantillon de la station 1 et du niveau 0 à 10 cm en profondeur). Après le tri des échantillons, ils ont été séchés au four à une température de 50°C pour une période d'une semaine et homogénéisés par la méthode de quartage.

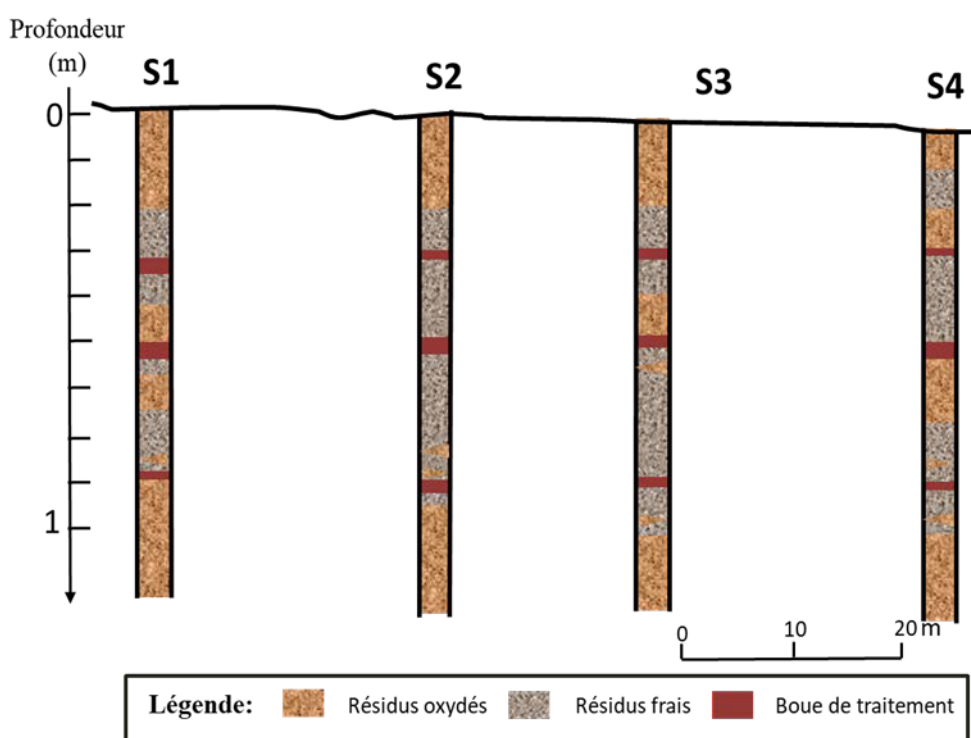


Figure 3.13: Log stratigraphique dans les quatre stations de mesure installées sur la ligne de mesure au parc 3 Est du site Doyon.

3.2.2 Caractéristiques des matériaux

Les analyses granulométriques et minéralogiques et les mesures de densité relative des grains solides ont été réalisées dans le cadre d'un autre projet de maîtrise (Temgoua 2020) en cours simultanément avec les présents travaux. C'est dans ce cadre que les caractérisations des résidus du parc 3 Est du site minier Manitou et Doyon ont été réalisées. Pour tous types de matériaux, la courbe de la distribution granulométrique, la densité relative des grains D_r , la minéralogie, la

conductivité hydraulique saturée k_{sat} , la courbe de rétention d'eau et la courbe de perméabilité ont été évaluées. La granulométrie est obtenue par le granulomètre laser Masterizer de Malvern. La valeur de D_r a été déterminée via un pycnomètre micrométrique à hélium. La composition minéralogique des échantillons a été déterminée par la méthode de diffraction des rayons X (DRX). La k_{sat} a été mesurée dans un perméamétrie à paroi flexible selon la norme de ASTM D5084 (ASTM, 2016). La valeur de k_{sat} a été également estimée par la méthode de MKC (Mbonimpa et al. 2002) (voir équation 2.16). La CRE a été mesurée en laboratoire dans les cellules Tempe et a aussi été prédite par le modèle modifié de Kovács développé pour les matériaux granulaires non déformables au cours du drainage (Aubertin et al., 2003). La courbe de perméabilité a été estimée à partir de la CRE et k_{sat} en utilisant l'équation de Mualem (1976) basée sur la solution analytique proposée par van Genuchten (1980).

Dans cette étude, seulement les caractéristiques des trois premières couches de matériaux à partir de la surface (les résidus oxydés, frais et la boue de traitement) sont présentés pour le parc 3 Est de la mine Doyon/Westwood. Ces matériaux contrôlent plus les flux d'oxygène (voir détails au Chapitre 4). Pour le parc 3 de la mine Manitou/Goldex, les caractéristiques physiques des 20 premiers centimètres des résidus Goldex (qui constituent la couverture monocouche mise en place) au niveau de trois stations 1, 3 et 6 sont également présentés. La caractérisation de ces matériaux a été réalisée par Temgoua (2020). Les courbes granulométriques des différents matériaux sont présentées en Annexe A. Les principales propriétés des résidus miniers étudiés dans les deux sites miniers sont présentées dans le tableau 3.1, où ROx et Rfx signifient les résidus oxydés et frais de la station x, respectivement, et RGx est les résidus de Goldex de la station de mesure x. Les caractéristiques de la boue de traitement de la mine Doyon/Westwood sont détaillées à la fin de cette section.

Les résultats des analyses granulométriques des matériaux prélevés dans les différentes positions le long de la ligne de dépôt des résidus dans le parc 3 Est du site Doyon/Westwood sont présentés graphiquement en fonction de la distance à partir du point de dépôt (de la digue 1) afin d'évaluer l'effet de la ségrégation hydraulique sur la distribution spatiale de la granulométrie. Cette représentation graphique est faite en termes de D_{10} et D_{60} (figure 3.14). Les résultats montrent une variation des valeurs de D_{10} et D_{60} d'une station d'échantillonnage à une autre tant pour les résidus frais que ceux oxydés. Pour les résidus frais, D_{10} a montré une augmentation jusqu'à la station 3 puis une diminution à la station 4 (la valeur de D_{10} dans les stations 1 et 4 sont presque égales)

(figure 3.14 a). Cependant, dans les résidus oxydés, D_{10} marque une diminution jusqu'à station 3 suivi d'une légère augmentation à la station 4, en gardant en générale une tendance décroissante de station 1 ($D_{10} = 5,6 \mu\text{m}$) vers station 4 ($D_{10} = 4,9 \mu\text{m}$) (figure 3.14 b). D_{60} diminue d'une valeur de $41,4 \mu\text{m}$ à la station 1 (près de la digue) à $23 \mu\text{m}$ à la station 4 (près de l'étang d'eau) dans les résidus frais (figure 3.14 a). Dans les résidus oxydés, D_{60} décroît de la station 1 ($64 \mu\text{m}$) vers la station 3 ($31 \mu\text{m}$) avec une légère augmentation au niveau de la station 4 ($48 \mu\text{m}$), tout en gardant la tendance décroissante générale de la station 1 vers la station 4 (figure 3.14b).

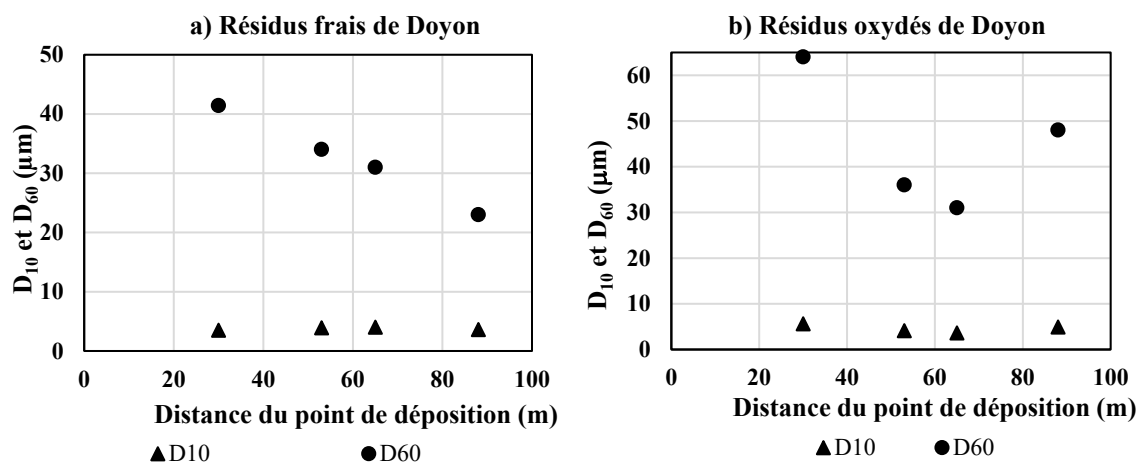


Figure 3.14 : Distribution spatiale latérale des diamètres D_{10} et D_{60} des résidus frais et oxydés échantillonnés sur le parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

La figure 3.15 montre la distribution horizontale des diamètres D_{10} et D_{60} des résidus Goldex frais échantillonnés sur le parc 3 du site Manitou/Goldex. Les valeurs de D_{10} sont respectivement entre $35,6$ et $2,5 \mu\text{m}$ dans les stations 1 et 6. La distribution spatiale horizontale de D_{10} et D_{60} est présentée dans la figure 3.17. Selon cette représentation graphique, on note une décroissance de D_{10} d'un ordre de grandeur de la valeur initiale et de D_{60} à $1/6$ de la valeur initiale le long de la distance de dépôt. La valeur de C_U augmente cependant de $3,2$ à $11,2$ de la station 1 à la station 6. L'indice de vide (ϵ) de ces deux matériaux est de $0,72$ (porosité $n = 0,42$).

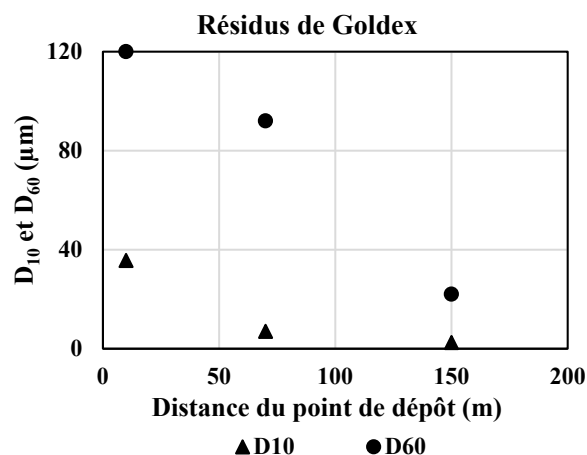


Figure 3.15 : Distribution horizontale des diamètres D_{10} et D_{60} des résidus frais échantillonnés sur le parc 3 du site Manitou Goldex.

La valeur du coefficient de conformité C_U des résidus est comprise entre 11,8 et 6,4 dans les différentes stations de mesure du parc 3 est du site Doyon/Westwood. Ces valeurs montrent également une tendance décroissante le long de la distance de dépôt. Près du point de dépôt, la valeur de C_U est maximale alors que plus loin, elle diminue. Cela traduit que la courbe granulométrique des résidus est plus étalée près de la digue et que les grains plus loin tendent à être plus uniformes.

La densité relative des grains solides des résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sur la ligne étudiée est comprise entre 2,78 et 2,92 et elle décroît généralement en fonction de la distance par rapport au point de dépôt. La valeur de l'indice de vide (e) a été obtenue in-situ par la mesure de la valeur de la teneur en eau volumique lors de la saturation des résidus (c.à.d., lorsque la succion mesurée est nulle). Les valeurs de e ne changent pas assez le long de la distance et montrent des valeurs entre 0,92 et 0,96 pour les résidus frais et entre 0,85 et 1 pour les résidus oxydés.

La minéralogie des résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood est composée de quartz, de muscovite, de chlorite, de pyrite, de feldspath, de rutile, de calcite, de dolomite et de chalcopryrite (voir Annexe B). La teneur de chaque minéral varie d'une station à l'autre en raison de leurs différentes densités et leurs tailles de grains. La teneur en pyrite (C_p) dans les résidus oxydés des quatre stations est négligeable alors qu'elle varie entre 5,0 % à la station 1 et 2,4 % à la station 4 dans les résidus frais. La teneur de chalcopryrite varie de 0,8% à la station 1 et 0% à la station 4. La représentation graphique des minéraux légers (qui ont une densité faible < 3) et les minéraux lourds

(qui ont une densité élevée > 3) dans les résidus frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en fonction de la distance du point de dépôt a été réalisée pour distinguer leur tendance (figure 3.16). Les minéraux légers présentés ici sont : muscovite (densité = 2,9), chlorite (densité = 2,5), feldspath (densité = 2,65) et calcite (densité = 2,71). Les minéraux lourds présentés sont : pyrite (densité = 5), rutile (densité = 4,2) et chalcopryrite (densité = 4,2).

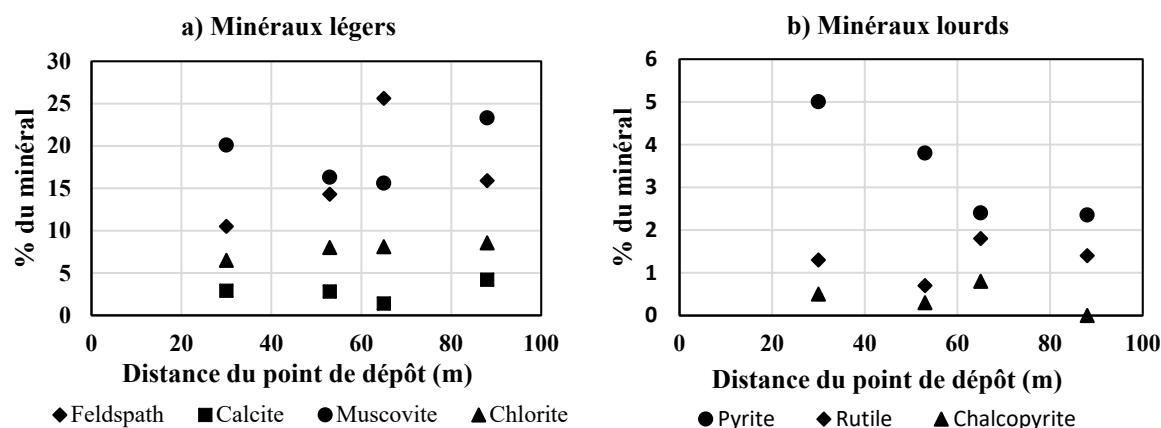


Figure 3.16 : Pourcentage des minéraux a) légers et b) lourds dans les résidus frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en fonction de la distance par rapport au point de dépôt.

Ces représentations graphiques facilitent la lecture des données minéralogiques dans différentes stations de mesure. Elles montrent clairement une certaine tendance de présence de certains minéraux dépendamment de la distance parcourue. Le pourcentage des minéraux légers (calcite, chlorite) augmente généralement avec la distance. La teneur en feldspath croit en général avec la distance tout en marquant un pic au niveau de la station 3 (située à 65 m du point de dépôt). La proportion de la muscovite décroît jusqu'à la station 3 puis augmente vers la station 4, néanmoins la valeur observée à la station 4 (située à 88 m du point de décharge) est supérieure à celle à la station 1 (située à 30 m du point de décharge). Pour les minéraux lourds, on voit que les teneurs en pyrite et en chalcopryrite décroissent généralement avec la distance. Le pourcentage de rutile est presque le même dans les stations 1 et 4 mais il fluctue entre les stations 2 et 3.

Les minéraux de grande densité (comme la pyrite et la chalcopryrite) ont généralement tendance à se concentrer plus proche de la digue (station 1). Cela peut être expliqué par la densité élevée de ces minéraux qui diminue leur capacité de migration et favorise leur dépôt. Inversement, les minéraux d'une faible densité restent en suspension et parcourent une plus longue distance du transport. Ces minéraux sont dominants dans les zones des particules fines.

La figure 3.17 présente la distribution spatiale des valeurs de k_{sat} des résidus frais et oxydés du parc 3 Est du site Doyon et de résidus de Goldex. Les valeurs de k_{sat} varient entre $2,1 \times 10^{-6}$ m/s (à la station 1) et $1,2 \times 10^{-6}$ m/s (à la station 4) dans les résidus oxydés et entre 8×10^{-7} m/s (à la station 1) et $2,7 \times 10^{-7}$ m/s (à la station 4) dans les résidus frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood (figure 3.17a). Les valeurs de k_{sat} diminuent le long de la distance à la moitié de la valeur initiale dans les résidus oxydés et au tiers de la valeur initiale dans les résidus frais (figure 3.17a). La valeur de k_{sat} dans les résidus de Goldex du parc 3 Est du site Manitou/Goldex varie avec la distance de dépôt de $5,7 \times 10^{-5}$ m/s à la station 1 à $1,6 \times 10^{-7}$ m/s à la station 6 (figure 3.17b). Ces résultats marquent une diminution de la valeur de k_{sat} de plus deux ordres de grandeur (figure 3.17b).

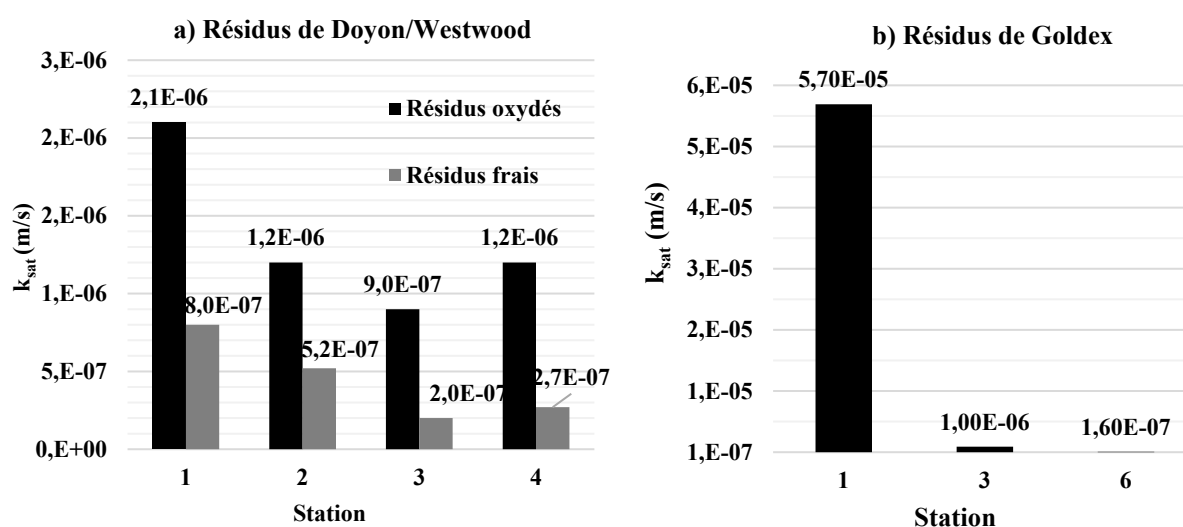


Figure 3.17 : Distribution spatiale de k_{sat} : a) des résidus frais et oxydés du parc 3 Est du site Doyon et b) des résidus Goldex du parc du site Manitou/Goldex

Les résultats des CREs mesurées des résidus ont été lissées par le modèle de van Genuchten (1980). Les courbes obtenus sont présentés dans les figures 3.18. Les résultats des résidus frais et oxydés du site Doyon/Westwood (figure 18a et b) montrent une variation de la CRE selon la nature des matériaux (résidus frais et oxydés) et selon la localisation de la station d'échantillonnage. Généralement, les résidus frais montrent une capacité de rétention d'eau plus élevée que celle des résidus oxydés (les résidus oxydés sont plus grossiers que les résidus frais). En addition, la capacité de rétention d'eau, dans les résidus frais et oxydés, augmente de station 1 vers station 4. Les CREs des résidus Goldex (figure 3.18d) montrent que la capacité de rétention d'eau des résidus augmente

de la station 1 vers la station 6. La valeur d'entrée d'air, augmente de 5 à 20 kPa de la stations 1 à la station 6) (figure 3.18d).

Tableau 3.1 : Caractéristiques basiques des résidus miniers échantillonnés dans différentes stations de mesure de site minier Doyon/Westwood et Manitou/Goldex.

	Matériau	D ₁₀ (µm)	C _U (-)	e (-)	D _r (-)	C _P (%)	ψ _a (m)	k _{sat} (m/s)
<i>Doyon/</i>	RO1	5,6	11,5	0,85	2,88	-	0,8	2,1×10 ⁻⁶
<i>Westwood</i>	RF1	3,5	11,8	0,92	2,84	5	1,2	8×10 ⁻⁷
	RO2	4,1	8,8	0,92	2,77	-	1,2	1,2×10 ⁻⁶
	RF2	3,9	8,9	0,92	2,79	3,6	1,4	5,2×10 ⁻⁷
	RO3	3,6	8,7	0,96	2,82	-	2	9×10 ⁻⁷
	RF3	4,0	7,4	1	2,76	2	1,8	2×10 ⁻⁷
	RO4	4,9	9,8	0,85	2,73	-	1,3	1,2×10 ⁻⁶
	RF4	3,6	6,4	0,96	2,77	2,4	2	2,7×10 ⁻⁷
<i>Manitou/</i>	RG1	35,6	3,4	0,72	2,72	-	0,5	5,7×10 ⁻⁵
<i>Goldex</i>	RG3	7,0	13,5	0,72	2,72	-	0,8	1×10 ⁻⁶
	RG6	2,5	11,2	0,72	2,72	-	2	1,6×10 ⁻⁷

La boue issue de traitement des eaux acides de la mine Westwood est classée comme un silt inorganique (MH) selon la classification d'USCS. Elle a une limite de liquidité w_L de 88%. La valeur de D_r est 2.4. L'indice de vide (e) mesurée in-situ est de 1.08. La conductivité hydraulique k_{sat} est estimée avec le modèle KCM pour les sols fins (Mbonimpa et al., 2002) (voir équation 2.17). La valeur de k_{sat} est 1.2×10^{-9} m/s. La CRE est estimée Kovács (MK) modifié proposé par Aubertin et al. (2003) pour sol fin (équation 2.13). La valeur d'entrée d'air prédite de la boue avec ce modèle est 8 m (figure 3.18c). En effet, ce matériau reste saturé même dans la période la plus sèche de l'année selon les observations faites sur le parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

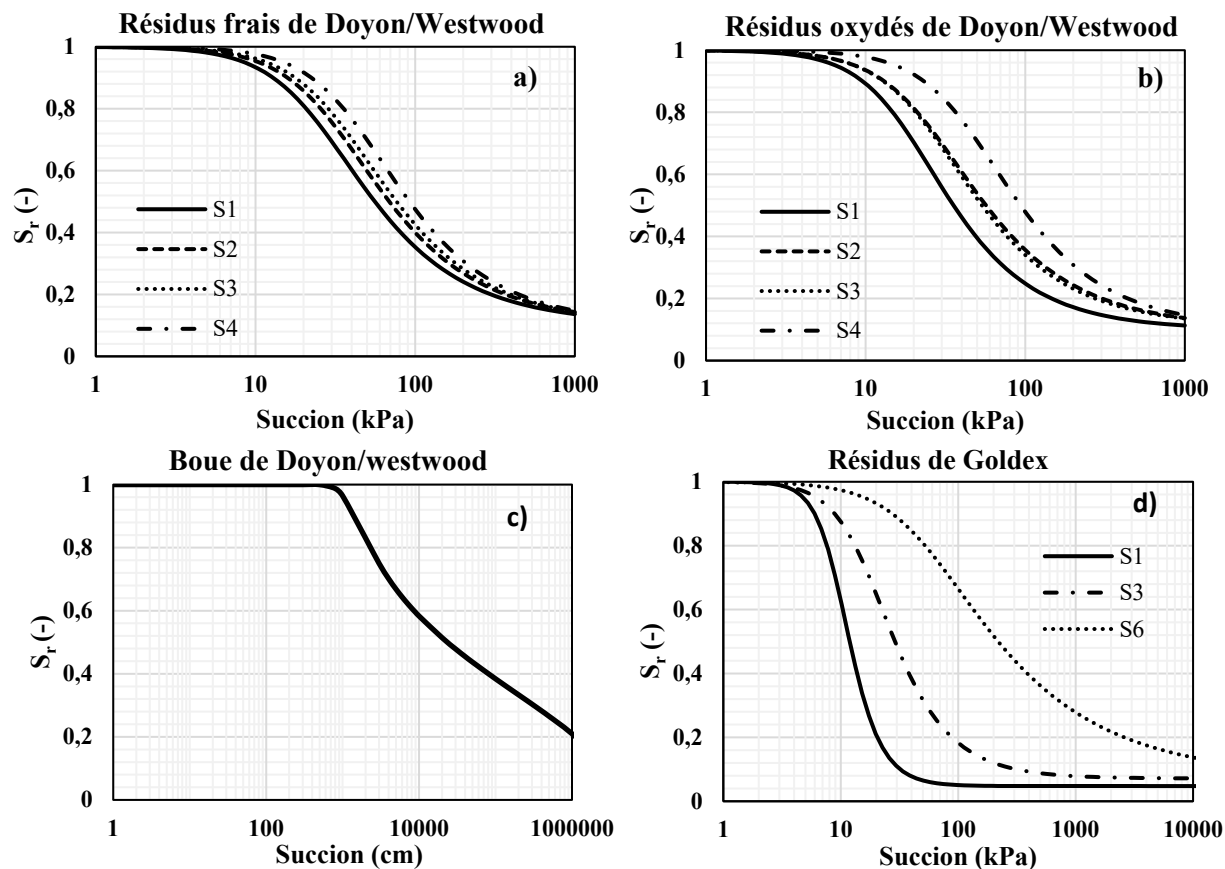


Figure 3.18: Lissage des CRE des matériaux étudiés à l'aide du modèle de van Genuchten: a) résidus frais de site Doyon/Westwood, b) résidus oxydés de site Doyon/Westwood, c) boue de traitement de site Doyon/Westwood et d) résidus de Goldex dans les stations 1, 3 et 6.

En se basant sur les résultats présentés ci-dessus, on peut conclure que les résidus de Doyon/Westwood et les résidus de Goldex ont subi une ségrégation hydraulique après leur dépôt. Il est à noter que le degré de la ségrégation hydraulique est plus élevé au niveau de résidus de Goldex qu'au niveau de résidus de Doyon, en raison de différences de tailles granulométriques initiales de ces résidus. En effet, les résidus de Goldex sont plus grossiers que les résidus de Doyon.

3.2.3 Essais de consommation d'oxygène (CO)

Le principe de l'essai de consommation d'oxygène réalisé au laboratoire a été détaillé dans la section 2.5.4 du chapitre 2. Le dispositif est montré à la section 2.5.3.1 dans la figure 2.6. Des cellules à une chambre unique en plastique de 10 cm de diamètre et de 10 cm de hauteur munie de couvercles ont été utilisées. Un capteur électrochimique (de type Apogee S0-110) est fixé dans le couvercle de réservoir de la cellule pour mesurer l'évolution de la concentration d'oxygène. Le

capteur d'oxygène est connecté à un lecteur dont le rôle est d'enregistrer les informations et de les transmettre à l'ordinateur via le logiciel HOBOWare. Un échantillon de 2 cm est mis en place dans la cellule en laissant un réservoir d'une hauteur de 8 cm. Ces essais ont été réalisés avec les échantillons des matériaux prélevés du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Pour les résidus frais de chaque station du parc 3 Est du site Doyon/Westwood, les essais ont été réalisés sur des résidus avec une porosité prédéterminée $n=0,44$ et des degrés de saturation $S_r=0,4, 0,6$ et $0,8$. Les coefficients de diffusion effectifs D_e correspondants tel que prédits par le modèle de Aachib et al. (2004) sont respectivement de 1.0×10^{-6} , 2.53×10^{-7} et 2.4×10^{-8} m²/s. Les résidus oxydés et la boue de traitement ont été testés pour une porosité $n=0,5$ et un degré de saturation $S_r = 0.8$ (la réactivité est maximale pour cette valeur de degré de saturation). Au total, 17 essais CO ont été effectués.

La masse sèche (M_s) de matériau et de l'eau (M_w) à mélanger pour avoir un échantillon de 2 cm de hauteur mis en place à indice de vide e et S_r donnés sont calculées à partir de la densité des grains solide ($D_r = \rho_s / \rho_w$, où ρ_w est la masse volumique de l'eau) et du volume total de l'échantillon (V_t) à l'aide des équation 3.1 et 3.2.

$$M_s = \frac{D_r \rho_w V_t}{1+e} \quad [3.1]$$

$$M_w = \frac{M_s e S_r}{D_r} \quad [3.2]$$

3.3 Procédure d'interprétation numérique des essais CO

Dans cette section, les codes numériques utilisés dans l'interprétation des essais CO effectués in-situ et au laboratoire sont présentés. Les deux codes sont le couplage SEEP/ W et CTRAN/W de Geostudio (GeoSlope Int. 2018) et POLLUTEv7 (GAEGA Technologie Ltd. 2004). On présente la géométrie, le maillage, les matériaux et les conditions aux limites utilisés dans la modélisation.

3.3.1 POLLUTEv7

POLLUTEv7 est utilisée ici pour interpréter les essais CO effectués au laboratoire. Le code a été présenté dans la section 2.5.2. L'approche pour interpréter l'essai CO a été décrite et utilisée par Gosselin *et al.* (2007); Gosselin *et al.* (2012). La géométrie et les conditions du test CO sont reproduites dans le code. L'épaisseur de matériau testé (ici 2 cm) et du réservoir (ici 8 cm) sont introduit (voir figure 3.19). Les caractéristiques du matériau à identifier sont la porosité équivalente

θ_{eq} (voir équation 2.19), le coefficient de diffusion apparent D^* (D_e / θ_{eq}) et le temps de demi-vie apparent $t_{1/2}^*$ ($= \theta_{eq} \ln 2 / K_r$) (Mbonimpa et al., 2003). Pour les conditions initiales, on considère la concentration initiale d'oxygène dans le réservoir ($C_0 = 280$ mg/L) et une concentration nulle d'oxygène dans l'échantillon (Gosselin *et al.*, 2012). Pour les conditions aux frontières, une masse d'oxygène finie et un flux d'oxygène nul sont respectivement, appliquées à la limite supérieure et inférieure du réservoir, ce qui traduit une cellule hermétique. La figure 3.20 montre la géométrie du modèle et les conditions aux limites appliquées à gauche ainsi que la courbe de concentration d'oxygène générée à droite. L'oxygène a diffusé à travers l'échantillon et atteint sa base après 72 s. La concentration d'oxygène devient identique à travers l'échantillon et égal à la concentration dans le réservoir source après 1 h de temps. Par la suite, la concentration d'oxygène diminue en raison de sa consommation par les résidus. Les valeurs des coefficients apparents D^* et K_r^* sont obtenues de façon itérative (par essai et erreur). La valeur de D_e de départ est estimée à partir de l'équation d'Aachib (2004) (voir équation 2.27), alors que celle de K_r est obtenue du modèle de Collin (1988) (voir équation 2.30). Un processus itératif permet de trouver les valeurs D^* et K_r^* qui font que la courbe obtenue à l'aide de la simulation avec POLLUTEv7 soit juxtaposée à la courbe obtenue expérimentalement. Dans ce cas, on a gardé la valeur de D^* estimée par Aachib (2004) presque constante et on a varié la valeur de K_r^* puisque cette dernière a plus d'incertitudes.

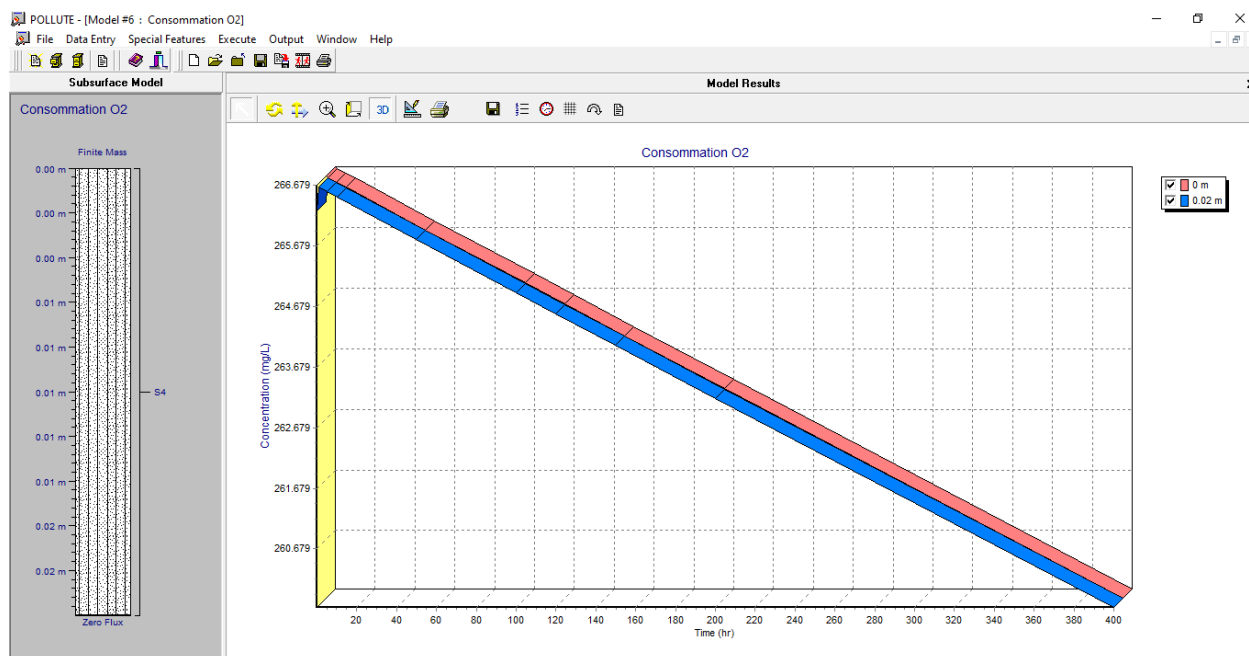


Figure 3.19: Exemple de simulation numérique d'essai de CO

3.3.2 Couplage SEEP/W et CTRAN/W (Geostudio 2018)

Dans cette section, la méthode de validation du modèle numérique construit par ce couplage est montrée. Les méthodes d'interprétation des essais de consommation d'oxygène en laboratoire et in-situ sont développées. La calibration d'un modèle numérique sous les conditions climatiques pour prédire les flux d'oxygène annuels est ainsi montrée.

3.3.2.1 Validation du modèle numérique

Avant de commencer la simulation des essais CO, il a fallu vérifier si le couplage SEEP/W et CTRAN/W (Geostudio 2018) donnait des bons résultats. Pour cela, on peut utiliser deux méthodes.

La première méthode est simple. Il consiste à simuler la diffusion d'oxygène dans une colonne du matériau neutre (non-réactif) d'une hauteur d'un mètre exposée à l'air libre atmosphérique (apport infini de l'oxygène) en régime stationnaire (les conditions de l'essai sont constantes). Les conditions initiales appliquées sont : une pression d'eau constante et une concentration de gaz nulle à la base du modèle et une concentration de gaz de 280 mg/l au sommet du modèle. À l'équilibre (atteinte d'état stationnaire), la courbe de concentration d'oxygène en fonction de la hauteur de la colonne (distance Y), pour tous les pas du temps, doit présenter une droite définie par l'équation 2.20 en considérant $t \rightarrow \infty$, i.e. $C(z, t \rightarrow \infty) = (1-z/L)$. La droite passe d'une concentration initiale $C_0 = 280$ mg/L (en surface) à une concentration nulle à la base de la colonne simulée. La figure 3.20 montre les résultats obtenus numériquement.

La seconde méthode est basée sur la reproduction d'un modèle numérique déjà réalisé dans la littérature. La plateforme de GeoSlope International Ltd. 2018 a donné l'exemple de la reproduction du modèle numérique de recouvrement CEBC réalisé par Mbonimpa et al. (2003). Le couplage SEEP/W-CTRAN/W a donné les mêmes résultats que ceux présentés dans l'article de Mbonimpa et al. (2003). Pour plus de détails, voir le fichier Geostudio de la simulation numérique ainsi que le fichier pdf qui sont disponibles sur la plateforme de GeoSlope International Ltd. 2018.

La reproduction d'un modèle numérique créé avec le code Vadose/W par Pabst et al. (2018) a été également réalisée pour plus de vérification (plus de détails sont dans l'Annexe C). Les résultats reproduits par le couplage SEEP/W-CTRAN/W de Geostudio (2018) ont été similaires à ceux obtenus par Pabst et al. (2018).

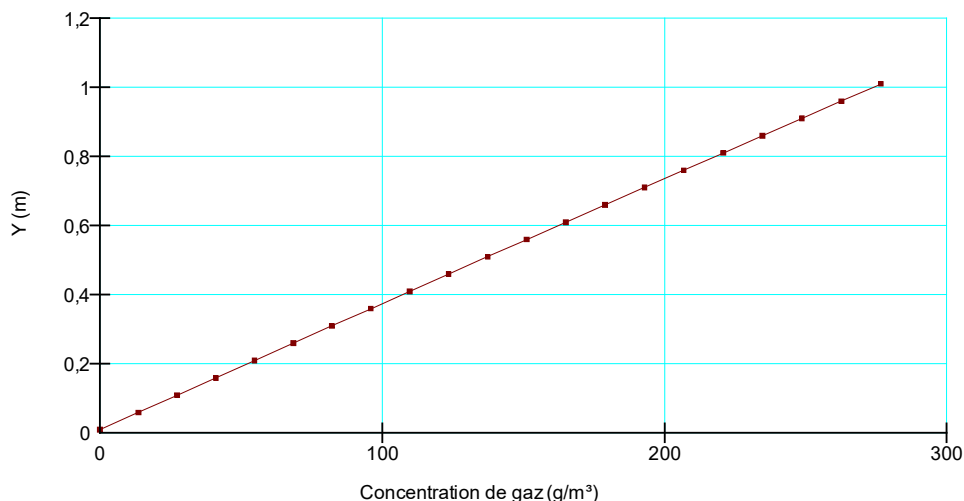


Figure 3.20: Profil vertical de concentration d'oxygène à l'équilibre (en régime stationnaire) pour une colonne de matériau inerte (non-réactif) d'une hauteur de 1 m exposée à l'air libre en régime stationnaire.

3.2.1.1. Simulation des essais CO au laboratoire

Il s'agit d'une interprétation basée sur un modèle axisymétrique (1D). La méthode consiste à modéliser une colonne constituée de matériaux réactifs (ici résidus du parc 3 est du site Doyon/Westwood) ayant une hauteur de 2 cm. La colonne inclut à son sommet un réservoir d'une hauteur de 8 cm. Le maillage défini est de 0.001m (la colonne est composée de 100 arrêtes) (figure 3.21).

Les paramètres intrinsèques du matériau requis pour la modélisation de l'essai sont la porosité totale n et la teneur en eau volumique θ_w . On suppose que ces propriétés sont stationnaires au cours de l'essai et uniformes sur toute la hauteur de l'échantillon.

La première étape de la simulation numérique consiste à définir la géométrie, le maillage et les caractéristiques des matériaux. Le maillage défini est d'une taille de 1mm. Une CRE spécifique est déterminée à partir des valeurs de la teneur en eau volumique θ_w utilisées lors de l'essai. La valeur de θ_w à saturation qui correspond à la valeur de la porosité totale n s'applique lorsque la pression d'eau est positive. Alors que la teneur en eau volumique prédéterminée dans l'essai est définie pour les pressions d'eau négatives (suction) (figure 3.22a). Le volume d'air du réservoir est caractérisé par une porosité totale qui est égale à 1 ($n=1$) et un degré de saturation nul ($S_r=0$). Pour le réservoir d'air, une CRE particulière est aussi définie. On impose $\theta_w=1$ pour une pression

d'eau positive et θ_w nulle pour les pressions négatives (figure 3.22b). Les coefficients de diffusion effectif en air D_a^* et en eau D_w^* sont également entrés.

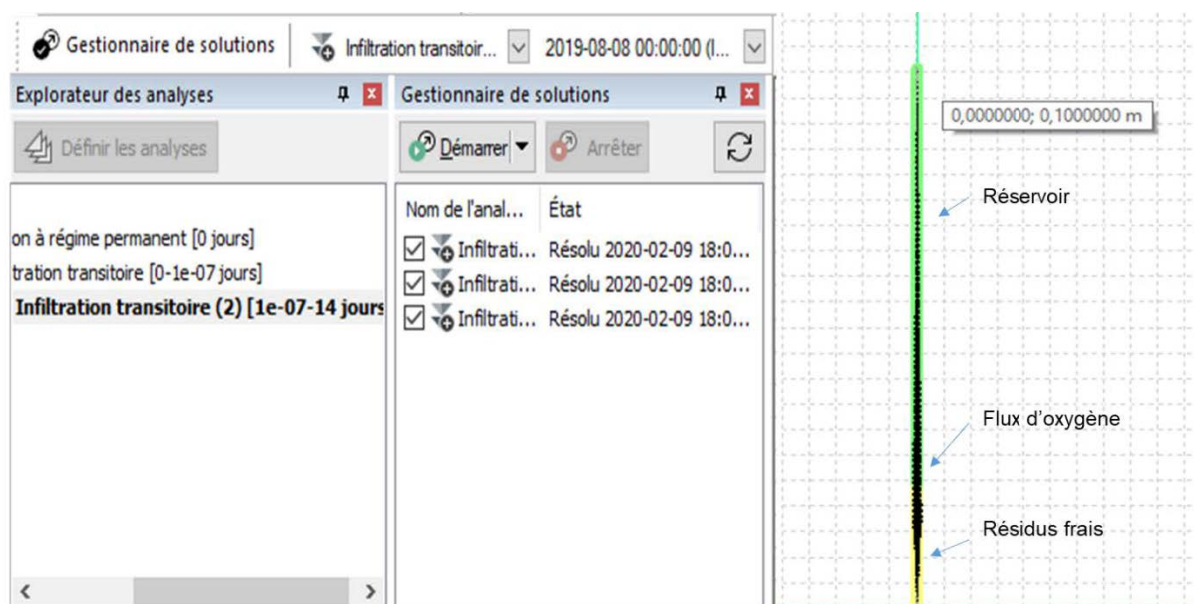


Figure 3.21: Configuration numérique de l'essai CO en laboratoire.

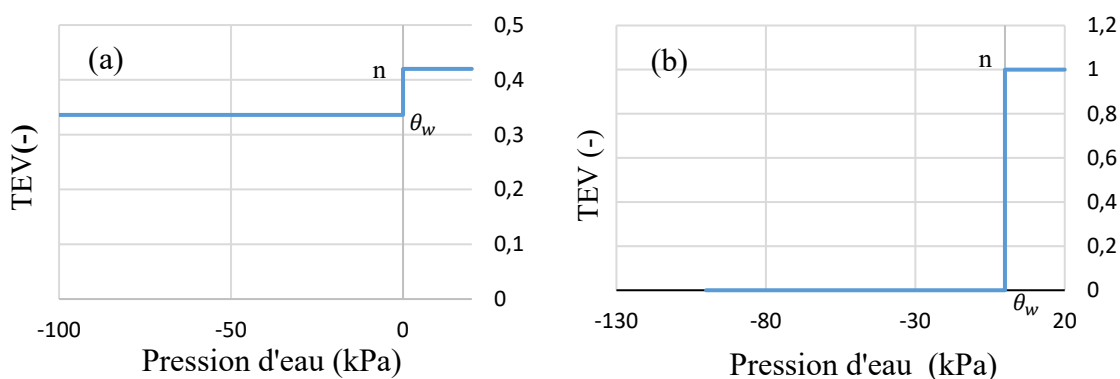


Figure 3.22 : CREs spécifiques intégrées dans SEEP/W pour définir la teneur en eau volumique (TEV) θ_w (a) des résidus miniers (exemple de $S_r=80\%$) et (b) du réservoir.

L'étape 2 (avant le début de l'essai à temps zéro ($t = 0$ h) en analyse en régime stationnaire est d'appliquer une condition hydrique d'une charge de pression négative choisie aléatoirement (la valeur de charge de pression n'influence pas la valeur de la teneur volumique déterminée suivant la CRE spécifique) à la base du modèle et d'imposer une concentration constante de 280 mg/l d'oxygène aux nœuds formant le sommet de réservoir. Ainsi une condition d'un flux de gaz nul est mise au sommet de résidus pour empêcher l'oxygène à pénétrer (garder la condition de

concentration d'oxygène nulle dans les résidus au départ de l'essai puisque la cellule est purgée avant le départ de l'essai). Après le remplissage de réservoir avec du gaz, on suppose qu'on a atteint un régime stationnaire dans quelques minutes. L'étape 3, on enlève la condition de flux nul au sommet des résidus et on l'applique au sommet de réservoir pour l'étanchéité de la cellule (ce qui traduit une masse finie d'oxygène dans le réservoir et aucun apport de l'oxygène de l'atmosphère). À la suite de la différence de concentration d'oxygène dans le réservoir (280 mg/L) et dans les résidus (0 mg/L), la diffusion d'oxygène dans l'échantillon a lieu.

Un calcul en régime transitoire (en fonction du temps) de même durée de l'essai permet d'obtenir la courbe de décroissance de la concentration d'oxygène dans le temps. La condition initiale de cette étape correspond au profil de concentration d'oxygène à l'équilibre. En outre, le coefficient $K_r (= K_r^* \theta_{eq})$ de la première étape itérative est estimé avec le modèle de Collin (1988) (équation 2.30). La courbe de la concentration d'oxygène mesurée dans le temps est alors comparée avec celle calculée par CTRAN/W. La valeur de K_r est obtenue par itération en répétant l'étape 3 jusqu'à l'obtention de la meilleure juxtaposition des deux courbes mesurée et calculée. Lors de ce processus itératif, les valeurs de D_a^* et D_w^* prédites (par les équations 2.28 et 2.29) n'ont pas été trop modifiées car l'incertitude sur K_r était plus élevée.

3.3.2.2 Simulation des essais CO modifié in-situ

Un modèle 1D a été utilisé pour ces simulations : une colonne constituée de matériaux testés sur terrain ayant une hauteur de 10 m. Au sommet de la colonne, il y a un réservoir d'une hauteur de 8 cm. La configuration du premier mètre des matériaux sur le terrain est reproduite dans le modèle en ajoutant 9 mètres des résidus réactifs. La figure 3.23 montre un exemple de la configuration du modèle numérique de l'essai CO modifié réalisé in-situ à la station 1 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Le maillage est défini selon la longueur de 0,01 m. Vu que la durée de l'essai CO modifié sur terrain est assez longue, la teneur en eau volumique lors de l'essai a varié à cause du changement de niveau de la nappe phréatique. Ce niveau varie selon les conditions climatiques; les précipitations, la température, humidité relative.

La première étape de la simulation numérique est de définir les caractéristiques des matériaux et les conditions initiales avant le début de l'essai (à temps zéro $t=0$, analyse en régime stationnaire). Les paramètres hydriques des matériaux (définis dans SEEP/W) requis pour la modélisation de l'essai sont la porosité totale n , la CRE (voir figure 3.18) et k_{sat} (voir tableau 3.2). La CRE est

ajustée par le modèle de van Genuchten (1980). Les paramètres d'ajustement sont donnés dans le tableau 3.2. Les courbes de la perméabilité des différents matériaux sont calculées à partir des CREs et k_{sat} en utilisant la formulation de Mualem (1976) basée sur la solution analytique de van Genuchten (équation 2.9).

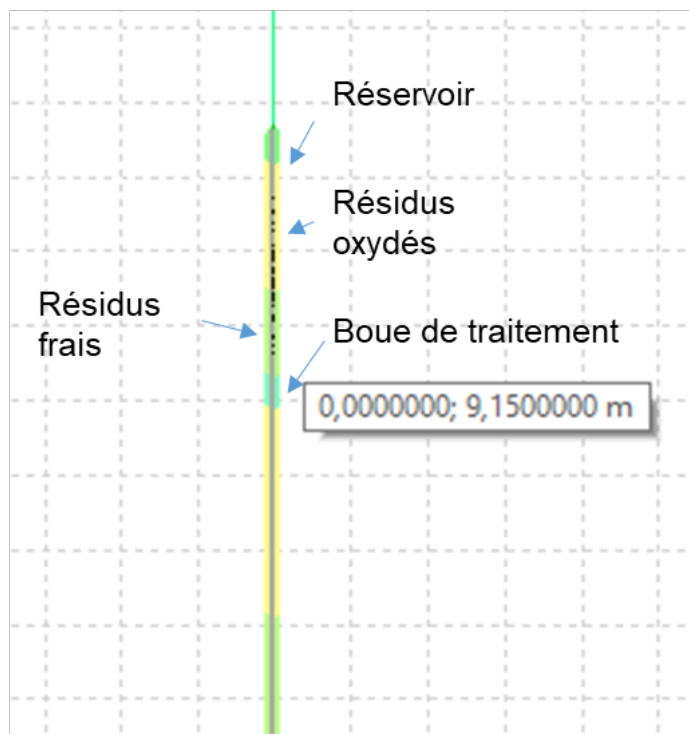


Figure 3.23: Configuration du modèle numérique de l'essai CO modifié in-situ (exemple de l'essai effectué à la station 1 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood).

Les coefficients de diffusion effectif en air D_a^* et en eau D_w^* (définis dans CTRAN/W) sont respectivement estimés par les équations 2.28 et 2.29 (Annexe D). La première courbe de K_r^* en fonction de S_r entrée est déterminée à partir de K_r estimé avec le modèle de Collin (1988) (Annexe D). Une condition hydrique d'une charge de pression qui définit le niveau de la nappe phréatique est appliquée à la base du modèle ($h_w = 8,2$ m). Cette condition reflète le niveau de la nappe phréatique mesurée sur le terrain qui était à 1,8 m de la surface des résidus le 25 juillet 2019 (à la station 1). Une concentration constante de 280 mg/l d'oxygène est également imposée au sommet du réservoir.

Tableau 3.2: Les valeurs de paramètres de lissage de la CRE selon la méthode de van Genuchten (1980) des matériaux définis dans le site Doyon/Westwood.

	Matériaux	θ_r	θ_s	α_{vG} (kPa ⁻¹)	n_{vG} (-)	k_{sat} (m/s)
	RO1	0,046	0,46	$5,4 \times 10^{-2}$	2,06	$2,1 \times 10^{-6}$
	RF1	0,05	0,48	$3,2 \times 10^{-2}$	1,9	8×10^{-7}
	RO2	0,05	0,48	3×10^{-2}	1,89	$1,2 \times 10^{-6}$
Doyon/ Westwood	RF2	0,05	0,48	3×10^{-2}	2	$5,2 \times 10^{-7}$
	RO3	0,05	0,49	$3,64 \times 10^{-2}$	1,97	9×10^{-7}
	RF3	0,05	0,5	$3,34 \times 10^{-2}$	1,88	2×10^{-7}
	RO4	0,05	0,46	$4,57 \times 10^{-2}$	1,95	$1,2 \times 10^{-6}$
	RF4	0,05	0,49	$2,5 \times 10^{-2}$	1,85	$2,7 \times 10^{-7}$
	Boues	0,1	0,52	$7,8 \times 10^{-4}$	2,13	$1,2 \times 10^{-9}$

La deuxième étape consiste à atteindre un régime stationnaire dans le réservoir. Cette phase est simulée dans une analyse transitoire qui dure quelques minutes.

La dernière étape consiste à simuler l'essai lui-même avec le réservoir fermé. Pour l'étanchéité de l'essai, on applique un flux de gaz nul au sommet du réservoir. Dans cette étape, les conditions de déroulement de l'essai ont été testées avec la simulation numérique. Le sol est soumis aux conditions climatiques qui influencent le niveau de la nappe phréatique durant l'essai puisque le cylindre est ouvert à la base (une montée de la nappe à cause des précipitations abondantes, peut influencer l'essai). En revanche, une condition à la limite de type *interaction sol-climat* est appliquée au sommet du modèle (figure 3.24). Cette condition permet de prendre en considération la variation de la teneur en eau volumique des matériaux testés à la suite du changement des conditions climatiques durant la réalisation de l'essai. L'évaporation est calculée par SEEP/W selon la méthode de Penman-wilson (Wilson, 1990).

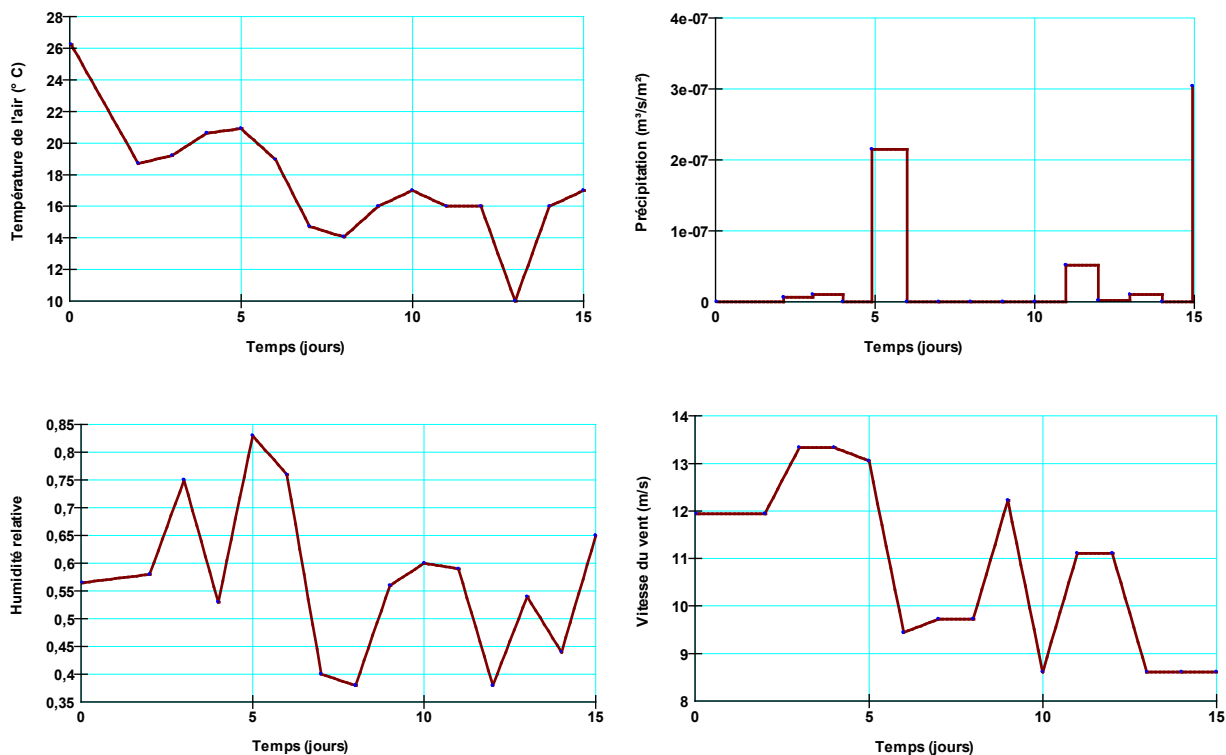


Figure 3.24: Conditions climatiques appliquées dans le modèle pour l'interprétation des essais CO modifiés in-situ ($t=0$ correspond au 25/07/2019).

La valeur du K_r est obtenue par itération en répétant l'étape 3 jusqu'à l'obtention de la meilleure superposition des deux courbes mesurée et calculée.

3.4 Évaluation numérique du transfert d'eau et d'oxygène à travers le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood

Dans cette section, on présente les scénarios de modélisations numériques réalisés ainsi que l'approche de modélisation (géométrie, conditions aux frontières, ...). Le transfert d'eau et d'oxygène dans le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood a d'abord été simulé lorsque ces résidus sont exposés à l'atmosphère (section 3.4.1). Dans ce cas, la stratification verticale des résidus sur une profondeur de 1 m telle qu'elle est observée à la section 3.1.7 est prise en compte. Il n'était pas dans l'objectif de ce projet (ni du projet RDC dans le cadre duquel se fait cette étude), de déterminer la stratigraphie des résidus sur toute leur épaisseur dans les parcs à résidus étudiés ainsi que leurs propriétés. Pourtant, si une stratigraphie existe aussi pour des profondeurs supérieures à 1 m, elle aura un impact sur les écoulements d'eau et la diffusion d'oxygène dans les

résidus. Dans la suite, un cas plus conservatif a été simulé en considérant que les résidus réactifs observés à chaque station s'étendent sur toute l'épaisseur des résidus et sont exposés à l'atmosphère, mais en tenant compte des zones de résidus grossiers, intermédiaires et fins (section 3.4.2). Il s'agit de simulations d'un modèle simplifié du parc à résidus 3 Est qui tiennent compte de l'effet de la ségrégation, mais négligent la distribution verticale des propriétés des résidus et appliquent les propriétés des résidus réactifs sur toute l'épaisseur. Finalement, le cas précédent a été simulé lorsqu'une couverture monocouche est placée au-dessus des résidus homogènes de chaque zone (section 3.4.3). Le cas d'une couverture monocouche placée sur des résidus en considérant la stratigraphie verticale sur 1 m est discuté à la section 5.6.

3.4.1 Résidus stratifiés du parc à résidus 3 Est exposés à l'atmosphère

Un modèle 1D a été utilisé pour ces simulations : une colonne constituée de matériaux testés sur terrain ayant une hauteur de 10 m. La configuration du premier mètre des matériaux avec la stratigraphie observée sur terrain et identifiée en laboratoire (voir log stratigraphique dans la figure 3.13 et l'exemple de la station 1 dans la figure 3.24) est reproduite dans le modèle en ajoutant 9 mètres des résidus réactifs dans les quatre stations de mesure (1, 2, 3 et 4). Le maillage est défini selon la longueur de 0.01 m. Les propriétés de matériaux sont entrées pour chaque matériau tels que définies en laboratoire (voir tableau 3.1 et la section 3.2.2).

Pour l'analyse en régime stationnaire, une condition hydrique initiale de niveau de la nappe phréatique (la charge de pression d'eau) est appliquée à la base du modèle. La concentration d'oxygène au contact avec l'atmosphère de 280 mg/L est appliquée à la surface des résidus. Quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique ont été testées : 0 m (à l'interface des résidus-couverture), 0,5 m (1/2 AEV des résidus PAG en S1), 1 m (1 AEV des résidus en S1 et $\frac{1}{2} \times$ AEV des résidus en S4) et 2 m (1 \times AEV des résidus en S4). En régime transitoire, une condition frontière, basée sur les données climatiques quotidiennes locales (collectées de la station de météo installée au site Doyon/Westwood à côté du parc à résidus étudié), y compris températures, humidité relative, précipitations et vitesse du vent, est appliquée à la surface des résidus. L'année 2019 est utilisée comme cas de référence (l'année de la réalisation des travaux in-situ). La méthode de Penman-Wilson a été utilisée pour calculer le flux d'évaporation réel. Ces données climatiques portent sur la période du 01 Avril jusqu'à 30 Octobre 2019 (figure 3.25) (Annexe E). La période la plus sèche de l'année simulée (2019) sont les mois de juillet et août (du jour 90 à 150), le jour

113 étant le jour le plus sec au milieu de l'été. Chaque simulation a été exécutée sur 214 jours avec un pas de temps journalier.

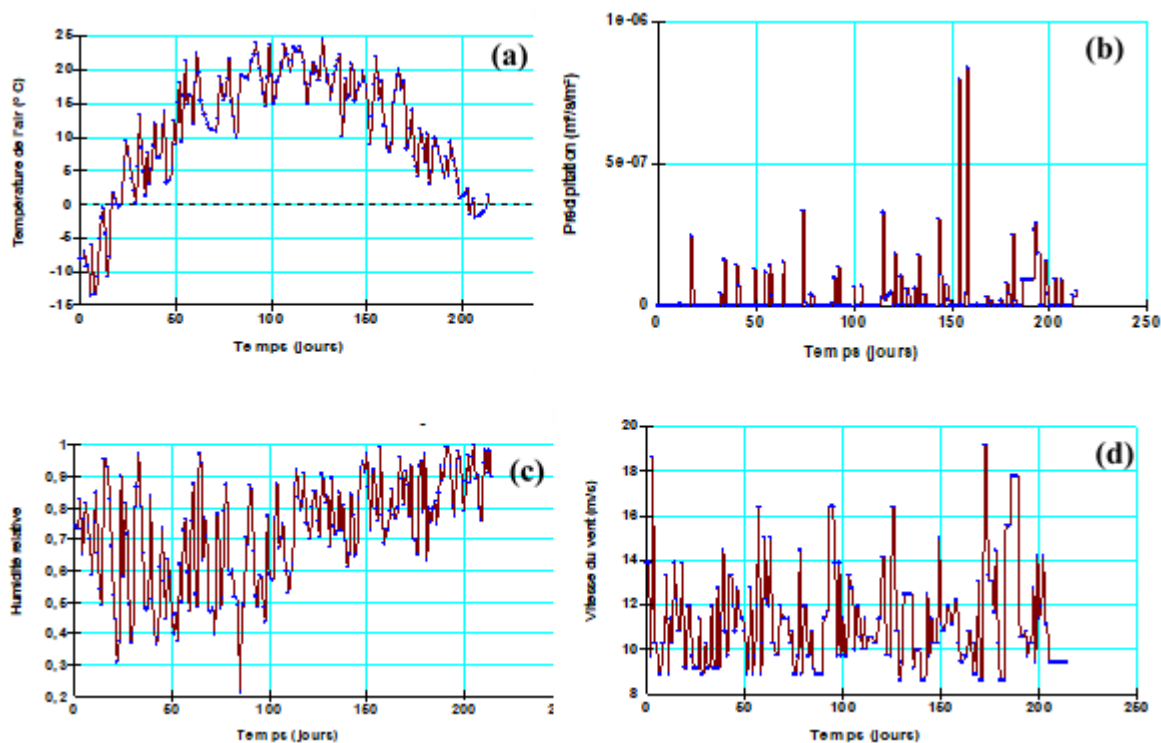


Figure 3.25: Conditions climatiques du 1 avril au 30 Octobre 2019 appliquées à la surface du modèle pour la simulation numérique des résidus miniers exposés à l'atmosphère; (a) température moyenne de l'air ($^{\circ}\text{C}$), (b) précipitation journalière ($\text{m}^3/\text{s}/\text{m}^2$), (c) humidité relative et (d) vitesse du vent (m/s).

Les résultats de simulation sont présentés sous forme de l'évolution du degré de saturation et du flux d'oxygène dans les quatre stations du parc 3 Est du site Doyon/Westwood (1, 2, 3 et 4) respectivement à la surface des résidus miniers (voir section 4.2).

3.4.2 Résidus miniers réactifs exposés à l'atmosphère dans un modèle simplifié du parc 3 Est

Pour la simulation numérique des résidus miniers réactifs exposés à l'atmosphère dans le cas d'un modèle simplifié du parc 3 Est, un modèle 2D a été utilisée avec une géométrie qui présente une partie du parc à résidus d'une longueur de 60 m et une épaisseur de 10 m, sans pente. Cette géométrie a été subdivisée en trois zones pour présenter la zone de la plage (zone 1), la zone intermédiaire (zone 2) et la zone de décantation (zone 3). Cette géométrie a été discrétisé avec un

maillage d'une taille de 5 cm pour une meilleure précision de calcul. Les caractéristiques des résidus miniers réactifs (résidus frais) des stations 1, 2 et 4 sont attribuées aux zones 1, 2 et 3, respectivement. Comme les résidus dans la station 3 présentent des caractéristiques physiques et hydriques proches de la station 2, ces deux zones ont été fusionnés en une seule zone à laquelle on a attribué les caractéristiques des résidus de la zone 2.

La figure 3.26 présente la géométrie du modèle avec les matériaux des trois zones et les conditions aux limite appliquées.

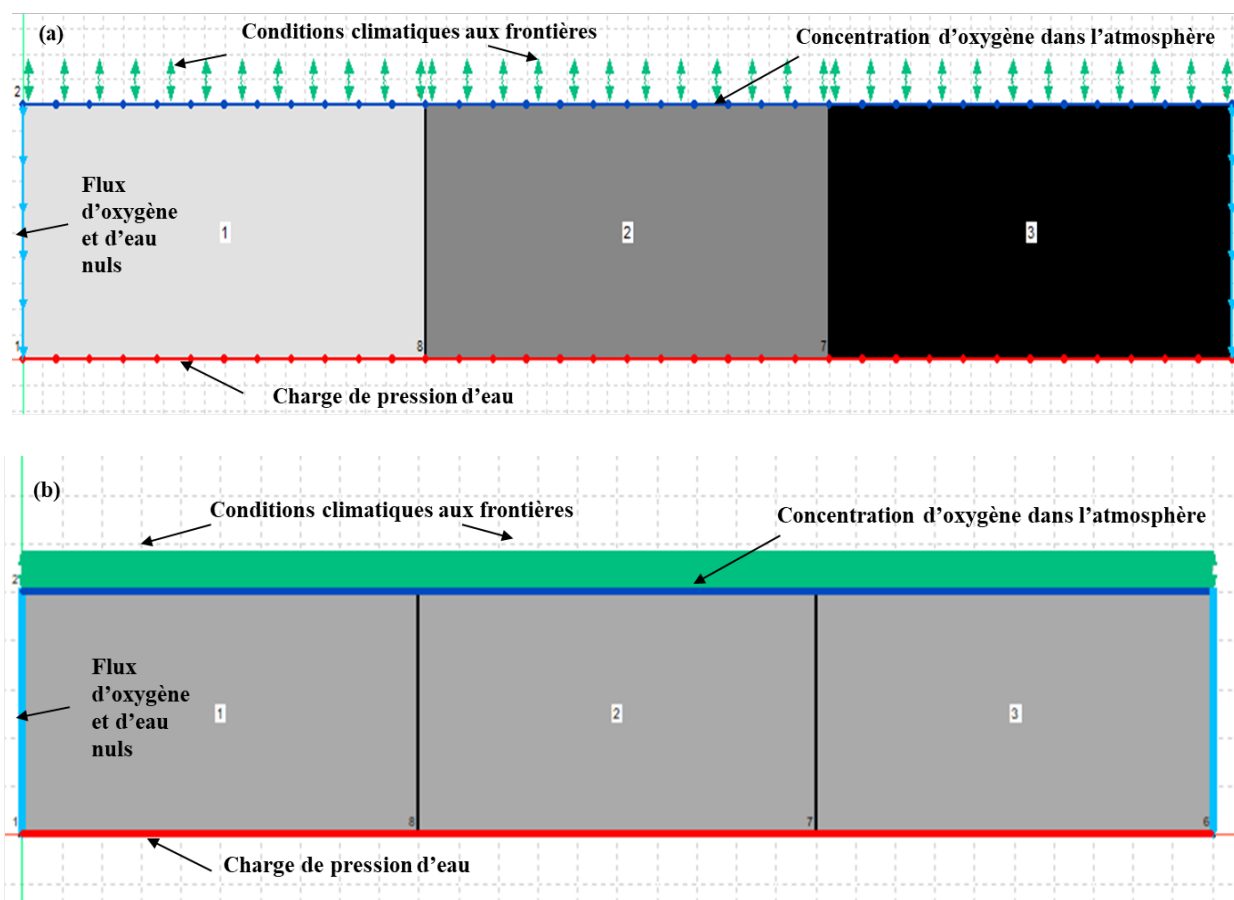


Figure 3.26 : Géométrie du modèle numérique du parc à résidus, les matériaux et les conditions initiales et aux frontières appliquées; (a) sans et (b) et avec affichage du maillage très fin (couleur grise).

Les mêmes conditions aux frontières présentées dans la section 3.4.1 sont appliquées ici.

Les résultats des simulations dans les trois zones du parc à résidus (zone de la plage (S1), zone intermédiaire (S2) et zone des particules fines (S4), à la surface des résidus miniers réactifs dans le

modèle simulé comprennent l'évolution du degré de saturation et du flux d'oxygène quotidien en fonction du temps et le flux d'oxygène annuel cumulé.

La convergence des analyses du transfert d'eau et de gaz est traitée à la fin de chaque analyse afin de vérifier la validité du calcul mené par le logiciel (figure 3.27). Une comparaison entre les courbes de perméabilité entrées et celles calculées durant la dernière itération est réalisée. La superposition de ces deux dernières, montre que le modèle converge. L'erreur de bilan d'eau consultée a montré des valeurs inférieures à 0,002 g (valeur faible) le long de la période de simulation, ce qui montre aussi la bonne convergence du modèle construit. Le nombre d'itérations pour chaque pas du temps est différent de zéro et varie d'un temps à l'autre, ce qui traduit que le calcul itératif a été bien mené.

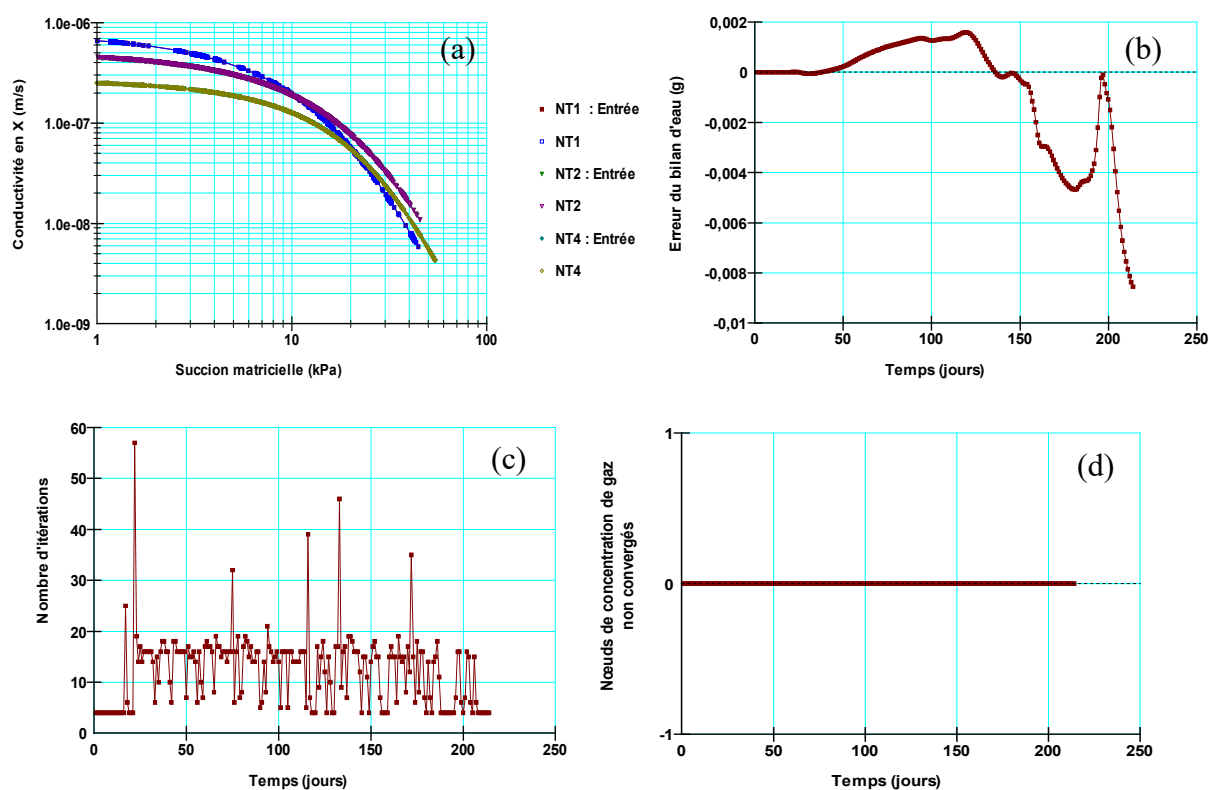


Figure 3.27 : Paramètres de la convergence du modèle numérique; (a) fonction de perméabilité entrée vs calculée de chaque matériau, (b) Erreur du bilan d'eau, (c) nombre d'itérations en fonction du temps, (d) Nœuds de concentration du gaz non convergés.

Finalement, le nombre des nœuds de charge de pression et de concentration de gaz non convergent est nul le long de la période de simulation, ce qui montre que le calcul mené a été exact. Tout cela montre que la solution n'a pas changé significativement dans les deux dernières itérations. Les résultats sont présentés à la section 4.3.

3.4.3 Résidus miniers réactifs dans un modèle simplifié du parc 3 Est avec recouvrements monocouches

Des simulations supplémentaires de différents cas de systèmes de couverture monocouche combinés à la technique NPS ont été effectuées pour évaluer l'impact de divers paramètres de conception sur la méthode de réhabilitation du parc 3 Est du site Doyon/Westwood, version modèle simplifié, en appliquant les mêmes conditions de maillage et aux limites que celles décrites précédemment dans la section 3.4.2. Les paramètres de conception considérés dans cette étude sont le type de matériau de la couverture monocouche, la profondeur initiale de la nappe phréatique, l'épaisseur de la couverture monocouche et les conditions climatiques. Tableau 3.3 présente les détails des paramètres de conception et les différents scénarios simulés. En ce qui concerne les matériaux de la monocouche, les résidus désulfurés de Westwood supposés homogènes ont d'abord été utilisés. Les caractéristiques de base de ces résidus désulfurés susceptibles d'être utilisés dans la couverture monocouche telles que déterminées par Rey (2019) sont $D_{10} = 4 \mu\text{m}$, $C_U=10$, $D_r = 2.79$, $k_{\text{sat}} = 8,4 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ (à $e = 0,85$) et $\psi_a = 20 \text{ kPa}$. Le coefficient du taux de réaction K_r de résidus désulfurés de Westwood déterminé par Rey (2019); (2020) est $2,3 \times 10^{-8} \text{ s}^{-1}$. Afin d'évaluer le double effet de la ségrégation des résidus dans le parc à résidus 3 du site Doyon/Westwood et de la couverture monocouche sur l'efficacité de la méthode de réhabilitation testée, les résidus de Goldex ont été testés en tant que couverture monocouche, où les résidus des stations 1, 3 et 6 du parc 3 du site Goldex (voir tableau 3.1) ont été respectivement déposés sur les stations 1, 2 et 4 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Les résidus de Goldex sont ségrégués puisque les caractéristiques basiques des résidus ont montré une certaine tendance : les résidus dans les stations 1, 3 et 6 sont respectivement des résidus grossiers (RG), intermédiaires (RI) et fins (RF). Quatre profondeurs de la nappe phréatique ont été testés : 0 m (à l'interface des résidus-couverture), de 0,5 m (1/2 AEV des résidus PAG en S1), 1 m (1 AEV des résidus en S1 et $\frac{1}{2} \times$ AEV des résidus en S4) et 2 m ($1 \times$ AEV des résidus en S4). Les conditions climatiques considérés ici sont celles de l'année 2019 présentés dans la section 3.4.1 (figure 3.21). Un cas de sécheresse prolongée a également été pris

en compte dans certaines simulations numériques où une précipitation nulle a été imposée en juillet et août en gardant les autres paramètres inchangés (figures 3.25a, 3.25c et 3.25d). Les résultats sont présentés à la section 4.4.

Tableau 3.3 : Paramètres de conception de la technique de NPS combinée à une couverture monocouche

Matériau de la monocouche	Épaisseur (m)	PNPi (m)	Conditions climatiques
Résidus ségrégués de Goldex (RG, RI et RF)	0.5	0, 0.5, 1 et 2	Année 2019 normale
	1, 2 et 3	2	Année 2019 normale
	0.5	0 et 0.5	Sécheresse prolongée
Résidus désulfurés (RD) de Westwood	0.5	0, 0.5, 1 et 2	Année 2019 normale
	1, 2 et 3	2	Année 2019 normale
	0.5	0 et 0.5	Sécheresse prolongée

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DES TRAVAUX RÉALISÉS

Les essais CO in-situ et au laboratoire ainsi que les mesures sur le terrain ont été réalisés afin de déterminer les paramètres des lois de Fick (D_e et K_r). Ces paramètres ont été introduits dans un modèle numérique avec SEEP/W et CTRAN/W (GeoSlope Int Ltd. 2018) pour évaluer le flux d'oxygène entrant à la surface des résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood lorsqu'ils sont exposés à l'atmosphère et recouverts par une couverture monocouche. Dans ce qui suit, les résultats de ces essais et mesures sont d'abord présentés. Les résultats des simulations numériques sont présentés en termes d'évolution du degré de saturation S_r et du flux d'oxygène quotidien consommé par les résidus pour chaque zone du parc à résidus. Les valeurs de S_r sont comparées à la valeur de 0,85 considérée comme valeur minimale requise pour maintenir les résidus presque saturés afin de constituer une barrière à l'oxygène. Les flux d'oxygène cumulatifs annuels atteignant la surface des résidus ont également été calculés comme la somme des flux d'oxygène quotidiens et sont comparés au flux maximal de 40 g/m²/an recommandé pour la technique de la nappe phréatique surélevée pour des résidus frais (Aubertin *et al.*, 1999).

4.1 Résultats des essais de CO

4.1.1 Résultats des essais de CO en laboratoire

Les résultats des essais de consommation d'oxygène réalisés en laboratoire pour les différents matériaux testés, mentionnés dans la section 3.2.2, ont montré que seuls les résidus frais sont réactifs. Les résidus oxydés et la boue de traitement actif des eaux acides sont non-réactifs puisqu'ils n'ont montré aucune variation de la concentration d'oxygène durant les essais (les sulfures dans les résidus oxydés sont passivés par les sulfates et la boue de traitement ne contient pas des sulfures métalliques). De ce fait, les résultats de ces essais ne sont pas présentés. Les résultats des essais CO effectués au laboratoire sur les résidus frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood prélevés au niveau des différentes stations d'échantillonnage sont présentés dans la figure 4.1. Cette figure compare l'évolution de la concentration d'oxygène mesurée et simulée dans le réservoir source en fonction du temps (en h). Les graphes (a), (b) et (c) présentent respectivement les essais menés pour des degrés de saturation S_r prédéterminés de 0,4, 0,6 et 0,8. Les variations au fil du temps d'essai des concentrations d'oxygène simulées avec POLLUTEv7 et

le couplage SEEP/W-CTRAN/W sont presque identiques et ne sont pas présentées en double pour ne pas alourdir les figures.

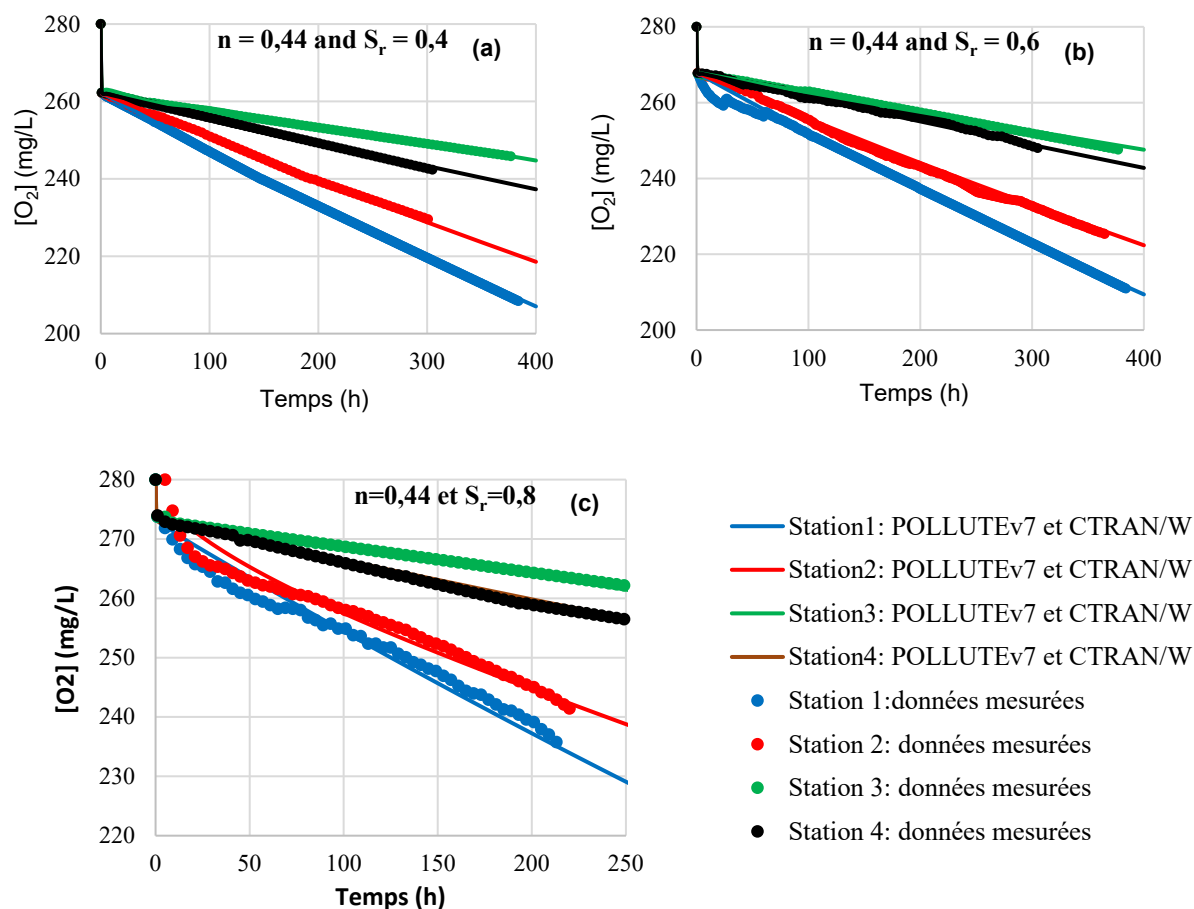


Figure 4.1: Évolution des concentrations d'oxygène mesurées et simulées dans le réservoir en pour les essais CO au laboratoire avec $n = 0.44$ and a) $S_r = 0,4$, b) $S_r = 0,6$ et c) $S_r = 0,8$.

Pour $S_r = 0.4$ ($D_e = 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$), une décroissance instantanée de concentration d'oxygène de 280 à 262 mg/L est observée en 36 s au niveau de toutes les stations. Cette décroissance est due à une diffusion d'oxygène rapide dans les pores disponibles dans les échantillons testés. Après cette chute rapide, la décroissance d'oxygène continue d'une façon différente d'une station à l'autre. Sur une période de 300 h, on atteint des variations d'oxygène dans le réservoir de 60, 51, 31, 37 mg/l respectivement pour les résidus des stations 1, 2, 3 et 4.

Pour $S_r = 0.6$ ($D_e = 2.53 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$), la décroissance initiale brutale de concentration d'oxygène (de 280 à 268 mg/l en 3 minute) est aussi observée au niveau des résidus miniers dans toutes les stations (1, 2, 3 et 4). Après cette chute, la décroissance d'oxygène varie d'une station à l'autre. Sur une

période de 300 h, on constate une décroissance totale d'oxygène de 57, 47, 28, 31 mg/l respectivement dans les stations 1, 2, 3 et 4.

Pour $S_r = 0.8$ ($D_e = 2.4 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$), une décroissance instantanée de concentration d'oxygène de 280 à 275 mg/l est observée en 54 minute au niveau des quatre résidus des stations 1, 2, 3 et 4. Sur une période de 300 h, une consommation d'oxygène de 59, 48, 20, 26 mg/L est mesurée respectivement dans les stations 1, 2, 3 et 4.

Le tableau 4.1 reprend tous les résultats obtenus des essais CO en laboratoire. Les coefficients du taux de réaction apparent K_r^* obtenus avec POLLUTE et CTRAN sont identiques. On observe que le coefficient du taux de réaction apparent K_r^* augmente généralement avec le degré de saturation S_r . Par exemple, dans la station 1, la valeur de K_r^* déterminée avec CTRAN/W est respectivement de 2.57×10^{-6} , 3.97×10^{-6} et $7.05 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ pour $S_r = 0,4$, $0,6$ et $0,8$. En comparant les résultats de K_r^* dans les quatre stations de mesure pour chaque valeur de S_r , on constate que les résidus échantillonnés au niveau des quatre stations montrent des valeurs de K_r^* différentes. Pour $S_r = 0.6$ par exemple, K_r^* vaut respectivement $3,97 \times 10^{-6}$, $3,03 \times 10^{-6}$, $1,26 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ dans les stations 1, 2, 3 et 4. Ces valeurs présentent généralement un ordre décroissant en fonction de la position des stations le long de la ligne d'échantillonnage (voir la position des stations dans la section 3.1.3) (à l'exception de station 3). Les résidus frais de la station 3 présentent une valeur de K_r^* inférieure à celle des résidus de la station 4. Cela peut être expliqué par le faible pourcentage de pyrite présent dans les résidus de la station 3 (2%) comparativement à celui présent dans les résidus de la station 4 (2,4 %). Les résidus de la station 3, selon les observations sur terrain et en laboratoire, sont contaminés par la boue de traitement et la séparation de ces deux matériaux lors de la préparation des échantillons a été difficile (présence de très minces lames de boues dans la couche des résidus frais).

Le coefficient du taux de réaction K_r montre une indépendance de S_r . La valeur de K_r varie très légèrement ou presque pas avec S_r (pour la station 1, K_r est $6,94 \times 10^{-7}$, $6,96 \times 10^{-7}$, $7,05 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$, pour $S_r = 0,4$, $0,6$ et $0,8$, respectivement). Les résidus frais de la station 1 (la plus proche de la digue) montrent le coefficient de taux de réaction (la valeur moyenne des K_r pour différentes valeurs de S_r) le plus élevés qui est égale à $7 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$. La valeur de K_r des résidus de la station 2 ($K_r = 5,6 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$) vient au deuxième classement. Au niveau des stations 3 et 4 (qui sont plus proches de l'étang

d'eau), on constate que K_r des résidus de la station 3 ($2,3 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$) est inférieure à celui des résidus de la station 4 ($2,9 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$).

Tableau 4.1: Résultats de l'interprétation des essais CO de laboratoire déterminant les valeurs des coefficients des taux de réaction des résidus des quatre stations du parc 3 Est du site Doyon /Westwood (résidus à une porosité $n=0,44$).

Station	S_r	D_e	θ_{eq}	D^*	$K_r^*(s^{-1})$ POLLU TE	$K_r^*(s^{-1})$ CTRAN	$K_r(s^{-1})$ prédit	$K_r(s^{-1})$ POLLUTE	$K_r(s^{-1})$ CTRAN
1	0,4	10^{-6}	0,27	$3,72 \times 10^{-6}$	$2,56 \times 10^{-6}$	$2,57 \times 10^{-6}$	10^{-5}	$6,93 \times 10^{-7}$	$6,94 \times 10^{-7}$
	0,6	$2,53 \times 10^{-7}$	0,184	$1,37 \times 10^{-6}$	$3,77 \times 10^{-6}$	$3,78 \times 10^{-6}$		$6,95 \times 10^{-7}$	$6,96 \times 10^{-7}$
	0,8	$2,4 \times 10^{-8}$	0,1	$2,42 \times 10^{-7}$	$7,0 \times 10^{-7}$	$7,05 \times 10^{-6}$		7×10^{-7}	$7,05 \times 10^{-7}$
2	0,4	10^{-6}	0,27	$3,72 \times 10^{-6}$	$2,02 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-6}$	$8,4 \times 10^{-6}$	$5,47 \times 10^{-7}$	$5,56 \times 10^{-7}$
	0,6	$2,53 \times 10^{-7}$	0,184	$1,37 \times 10^{-6}$	$3,01 \times 10^{-6}$	$3,03 \times 10^{-6}$		$5,55 \times 10^{-7}$	$5,58 \times 10^{-7}$
	0,8	$2,4 \times 10^{-8}$	0,1	$2,42 \times 10^{-7}$	$6,02 \times 10^{-6}$	$6,05 \times 10^{-6}$		$6,02 \times 10^{-7}$	$6,05 \times 10^{-7}$
3	0,4	10^{-6}	0,27	$3,72 \times 10^{-6}$	$8,18 \times 10^{-7}$	$8,23 \times 10^{-7}$	$3,4 \times 10^{-6}$	$2,21 \times 10^{-7}$	$2,22 \times 10^{-7}$
	0,6	$2,53 \times 10^{-7}$	0,184	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,24 \times 10^{-6}$	$1,26 \times 10^{-6}$		$2,29 \times 10^{-7}$	$2,31 \times 10^{-7}$
	0,8	$2,4 \times 10^{-8}$	0,1	$2,42 \times 10^{-7}$	$2,27 \times 10^{-6}$	$2,32 \times 10^{-6}$		$2,27 \times 10^{-7}$	$2,32 \times 10^{-7}$
4	0,4	10^{-6}	0,27	$3,72 \times 10^{-6}$	$1,04 \times 10^{-6}$	$1,05 \times 10^{-6}$	$4,3 \times 10^{-6}$	$2,81 \times 10^{-7}$	$2,83 \times 10^{-7}$
	0,6	$2,53 \times 10^{-7}$	0,184	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,53 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-6}$		$2,83 \times 10^{-7}$	$2,85 \times 10^{-7}$
	0,8	$2,4 \times 10^{-8}$	0,1	$2,42 \times 10^{-7}$	$2,87 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-6}$		$2,87 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-7}$

4.1.2 Résultats des essais de CO in-situ

Pour les essais de CO réalisés dans les stations 1 à 4 du site Doyon/Westwood, les mesures de concentration en oxygène dans le réservoir en fonction du temps présentées ici sont corrigées par rapport aux fluctuations de la concentration d'oxygène dans l'atmosphère (voir la méthode de correction des mesures décrite dans la section 3.1.6). Les teneurs en eau volumiques (θ_w) ou TEV mesurées à 5 cm de profondeur à chaque station sont utilisées dans la calibration des modèles numériques utilisés dans l'interprétation des essais de CO in-situ (SEEP/W). Les porosités n des

résidus ont été déterminées sur terrain en mesurant leur valeur de teneur en eau volumique à saturation. Les résidus sont considérés saturés lorsque la succion est nulle. La porosité des résidus varie de 0,46 à 0,5 et les degrés de saturation de 75 à 100%. Dans cette section, les résultats typiques du suivi de l'état hydrogéologique de 25 juillet à 22 août sont d'abord présentés.

Les mesures des TEV θ_w des résidus sont présentées dans la figure 4.2. La valeur de la TEV se maintient généralement presque constante entre 0,35 et 0,5 dans les stations 1 et 3 du 25 juillet jusqu'au 08 août 2019, sauf le 30 juillet où elle marque un pic due aux précipitations. Après cette période (le 8 août), les TEV augmentent brutalement jusqu'à l'atteinte d'un autre pic pour ensuite connaître graduellement une baisse. Enfin, un 3^e pic est atteint le 22 août voir (figure 4.2). Dans la station 1, la valeur moyenne des TEV enregistrée en juillet est de 0,34. Cette valeur remonte à 0,40 en fin juillet puis baisse à 0,35 jusqu'au 7 août. Pour le reste de la période de mesure, la sonde de la TEV dans la station 1 s'est arrêtée de fonctionner à cause de la pénétration de l'eau. La sonde a été remplacé le 22 août. Après cette période, la TEV a gardé une valeur de 0,46. Dans la station 2, en fin juillet, la valeur de TEV moyenne était 0,35 pour remonter par la suite à 0,45 le 13 août. Après cette période, la TEV diminue progressivement jusqu'à atteindre une valeur de 0,4. Au 22 août, la valeur de TEV augmente de nouveau à 0,46. Dans la station 3, une TEV d'une valeur moyenne de 0,41 a été maintenu du 25 juillet jusqu'à le 7 août. Entre les 8 et 13 août, la valeur de TEV était maximale (TEV=0,5). Après cette période, la TEV diminue graduellement jusqu'à atteindre une valeur de 0,4. Par la suite, elle remonte à une valeur de 0,5. Dans la station 4, du 25 juillet jusqu'au 7 août, la valeur de TEV était d'une moyenne de 0,36 avec une augmentation brutale en 30 juillet (TEV=0,45). Après le 8 Août, on trouve une valeur maximale de la TEV de 0,48. À partir de 13 août, la TEV rebaisse jusqu'à atteindre une valeur de 0,37 et remonte le 22 août à une valeur de 0,45.

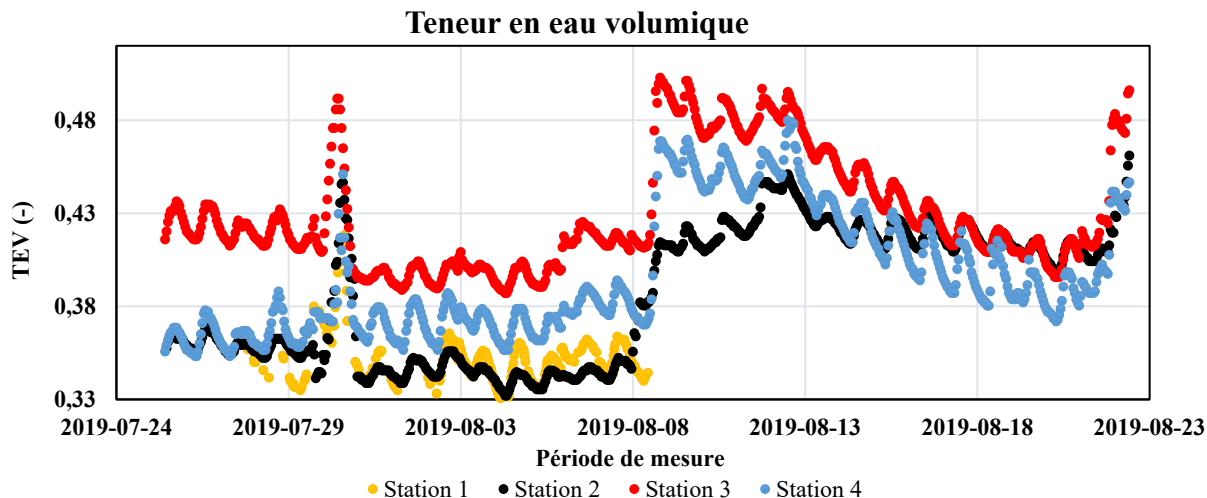


Figure 4.2: Évolution de la teneur en eau volumique (TEV) durant la période de mesure du 25 juillet au 22 août 2019 dans les 4 stations de mesure au parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

La figure 4.3 présente les valeurs de succions mesurées ponctuellement le 25 juillet, 8 et 22 août 2019. La succion dans les résidus varie entre 0 et 24 kPa. Dans la station 1, la succion a varié de 18, à 5 et à 3 kPa respectivement au 25 juillet, 8 et 22 août. La succion dans la station 2 a respectivement diminué de 24 à 9 et à 7 kPa au 25 juillet, 8 et 22 août. Dans le même sens d'évolution de la succion en fonction du temps dans les précédentes stations, la succion dans la station 3 a changé de 17 à 0 kPa entre le 25 juillet et le 8 août. Dans la station 4, la valeur de la succion était 18 kPa au début de période de mesure (25 juillet), 12 kPa au 8 août et 0 le 22 août 2019.

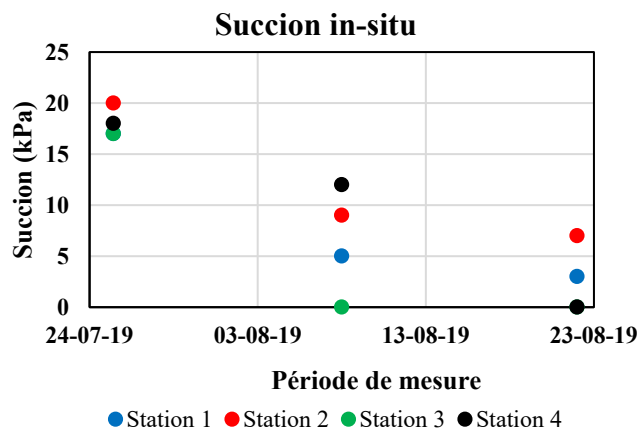


Figure 4.3 : Valeurs des mesures ponctuelles de la succion sur terrain les 25 juillet, 8 et 22 août 2019 dans les 4 stations de mesure au parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

Deux campagnes d'essais de CO in-situ ont été réalisées en été 2019 sur le site Doyon/Westwood; la première était de 25 juillet jusqu'à 8 août alors que la deuxième était du 8 jusqu'au 22 août. Pour cette dernière campagne, les cylindres n'étaient pas étanches, et de ce fait, ces essais ne peuvent pas être exploités. Seulement les résultats du premier essai sont donc présentés dans ce mémoire. La figure 4.4 montre l'évolution de la concentration d'oxygène (mg/L) en fonction du temps (h) dans les différentes stations de mesures. En considérant les valeurs mesurées pour un temps à une réduction de la concentration d'oxygène de 3% (de 280 à 240 mg/L), les conditions aux frontières applicables (conditions climatiques variables) durant les essais ne peuvent pas permettre une interprétation analytique qui donne le flux d'oxygène directement avec la méthode de Elberling et al. (1994). De plus, puisque les résidus sur le terrain sont hétérogènes verticalement, il a été nécessaire de déterminer la réactivité des différents types de matériaux échantillonnés sur le terrain (résidus oxydés et frais et boues) au laboratoire en premier lieu pour faciliter l'interprétation des résultats des essais CO modifiés in-situ. Sinon, il aurait été difficile de déterminer la valeur de K_r de chaque type de matériau avec cet essai. Les essais au laboratoire ont montré que les résidus oxydés et la boue de traitement d'eaux acides ne sont pas réactifs ($K_r=0$ /s) (voir la section 4.1.1). Cela implique qu'il reste seulement à définir K_r de la couche des résidus frais dans le modèle numérique utilisé pour interpréter les résultats.

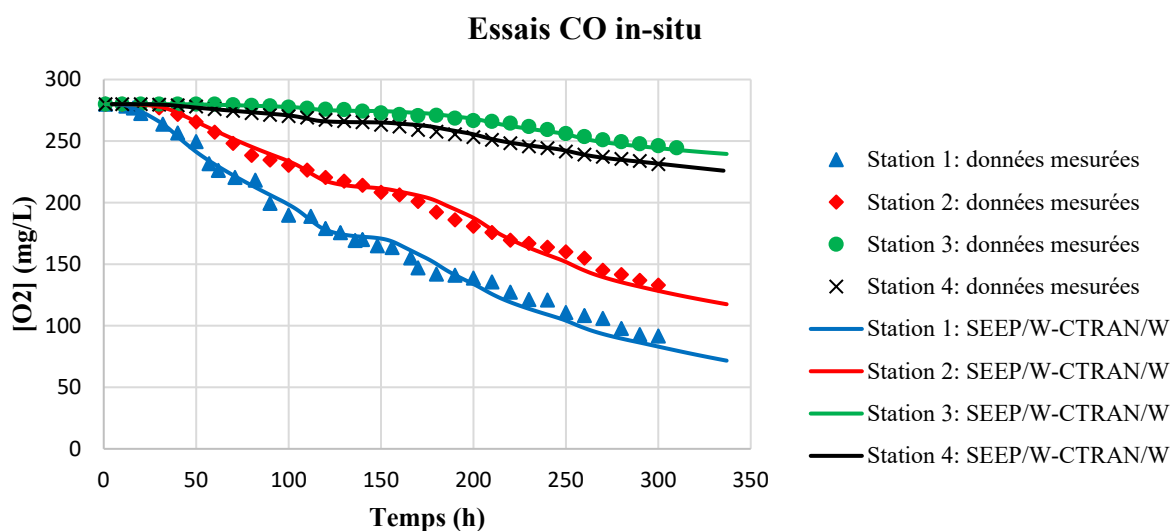


Figure 4.4: Comparaison des courbes de concentration d'oxygène (mg/L) expérimentales et simulées avec SEEP/W-CTRAN/W en fonction du temps (h) dans les différentes stations de mesures (1, 2, 3 et 4).

Les résultats des essais de consommation d'oxygène modifiés ont montré une décroissance de concentration d'oxygène différente dans les quatre stations de mesure. Pour une période de 300 heures, une perte d'oxygène de 170, 150, 30 et 50 mg/L a été observée respectivement dans les stations 1, 2, 3 et 4. Une différenciation de consommation d'oxygène le long de la ligne de mesure (ligne de dépôt hydraulique) est ainsi déduite.

Puisque le terrain était hétérogène verticalement (plusieurs types de matériaux étaient caractérisés au laboratoire dans chaque station), l'interprétation des essais CO in-situ a été basé sur les résultats de la caractérisation des matériaux en laboratoire et les résultats de K_r obtenus lors de l'interprétation des essais CO en laboratoire (4.1.1). Ces résultats ont montré que les résidus oxydés et la couche des boues issues de traitement des eaux acides sont non réactifs. Il restait donc à déterminer les valeurs de taux de réaction pour la couche des résidus frais réactifs dans chaque station. Les valeurs des coefficients de taux de réaction K_r de l'ensemble des résidus miniers frais testés, déterminées numériquement pour les essais CO in-situ, sont respectivement 7.1×10^{-7} , 5.4×10^{-7} , 2.3×10^{-7} , $2.85 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$, dans les stations 1, 2, 3 et 4. Ces valeurs sont proches de celles trouvés par l'interprétation des essais en laboratoire. K_r^* ($= K_r/\theta_{eq}$) en fonction de degré de saturation S_r entrées dans les modèles numériques pour que les courbes de concentration d'oxygène numériques soient superposées à celles expérimentales sont présentées dans la figure 4.5. Les fonctions de K_r^* présentées dans la figure 4.5 seront utilisées dans la modélisation de la diffusion de l'oxygène dans les résidus réactifs des différentes stations sous les conditions atmosphériques pour évaluer les flux d'oxygène quotidiens et annuels entrant la surface de chaque station (tel que décrit à la section 3.4.1 et 3.4.2). Ce sera aussi le cas pour la modélisation des différents scénarios de recouvrements monocouche du site étudié (tel que décrit à la section 3.4.3). Les résultats sont présentés et discutés dans les sections suivantes.

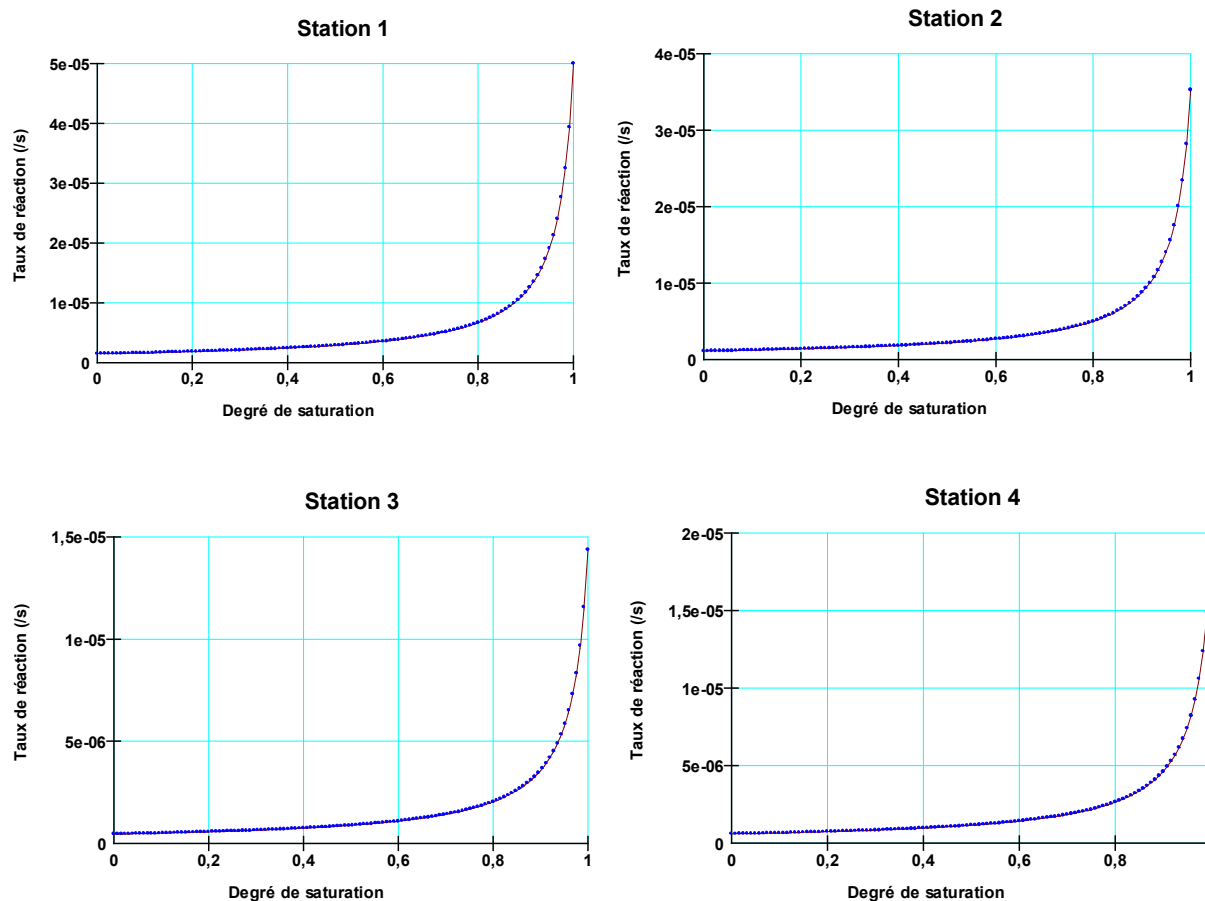


Figure 4.5: Variation du coefficient de taux de réaction apparent K_r^* introduit dans les modèles numériques en fonction du degré de saturation S_r des résidus réactifs dans les stations 1, 2, 3 et 4.

4.2 Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans le parc 3 Est du Doyon/Westwood exposés à l'atmosphère

Cette section présente les résultats des modélisations numériques du transfert d'eau et d'oxygène à travers les matériaux stratifiés du parc 3 Est du site Doyon/Westwood (voir log stratigraphique sur la figure 3.12 dans la section 3.2.1). Comme on a vu dans les sections 3.2.1 et 3.2.2, sur le terrain du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood trois types de matériaux ont été identifiés sur une profondeur de 1,25 m de la surface : résidus non réactifs (oxydés), résidus réactifs (frais) et boue de traitement des eaux acides. Cette structure a été prise en compte dans les modélisations numériques (section 3.4.1), en tenant compte des propriétés de chaque matériel au niveau de chaque station. Les résultats sont présentés sous forme de l'évolution du degré de saturation et du flux

d'oxygène en fonction du temps et le flux annuel cumulé pour les quatre stations de mesure (S1, S2, S3 et S4) pour quatre profondeurs initiales de nappe phréatique (0, 0,5, 1 et 2 m).

4.2.1 Comportement hydrogéologique

La figure 4.6 présente l'évolution du degré de saturation (S_r) à la surface des résidus miniers oxydés aux stations S1, S2, S3 et S4 pour les différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i) étudiés (0, 0,5, 1 et 2 m) lors des simulations numériques pour la période allant du 01 avril jusqu'à 30 octobre 2019. Pour une profondeur initiale de nappe phréatique (PNP_i) donnée, l'évolution générale de S_r des résidus de surface suit celle des précipitations (voir Figure 3.21b). On observe une légère augmentation de S_r au début de la période de simulation en raison de la fonte des neiges et des infiltrations. S_r atteint sa valeur maximale en quelques jours (20 jours). La valeur S_r diminue ensuite progressivement en raison du drainage vers le bas et de l'évaporation. Cette diminution dure jusqu'au milieu de l'été (jour 113). S_r fluctue ensuite à l'automne avec des épisodes de perte d'eau et de pluie. Le degré de saturation des résidus miniers diminue également avec la profondeur initiale de la nappe phréatique. Par exemple, pour la station 1, la valeur de S_r est respectivement de 0,82, 0,72, 0,58 et 0,32 pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m au jour 113. Les résidus miniers dans les différentes stations étudiées ne montrent effectivement pas les mêmes valeurs de S_r . Pour $PNP_i = 1$ m, la valeur du S_r est 0,58, 0,67, 0,88 et 0,83 respectivement dans les stations 1, 2, 3 et 4 au jour 113. En effet, S_r marque généralement une variation d'ordre croissant de la station 1 à 4, pour les quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique (à l'exception de station 3, qui montre une valeur de S_r inférieure à celle en station 4 à cause de son mélange avec la boue).

La valeur minimale de S_r de 0,85 est utilisée ici comme seuil indiquant des résidus proches de la saturation. Pour $PNP_i = 0$ m, les résidus montre des valeurs $S_r \geq 0,85$, à l'exception de la station 1 où ils tombent en-dessous de 0,85 entre le jour 85 et le jour 115. Pour $PNP_i = 0,5$ m, on observe des pics et des chutes valeurs S_r au-dessus et en-delà de 0,85 entre le jour 30 et le jour 115 au niveau de toutes les stations, mais en dehors de cette période on a des valeurs $S_r \geq 0,85$. Pour $PNP_i = 1$ m, les valeurs S_r sont en grande partie inférieures à 0,85 entre le jour 25 et le jour 145 au niveau de toutes les stations (avec des pic avec $S_r > 0,85$) mais sont supérieures à 0,85 mais en dehors de cette période. Pour $PNP_i = 2$ m, les résidus sont presque constamment avec des valeurs $S_r < 0,85$ pour toute l'année de simulation, à l'exception quelque épisodes à l'automne.

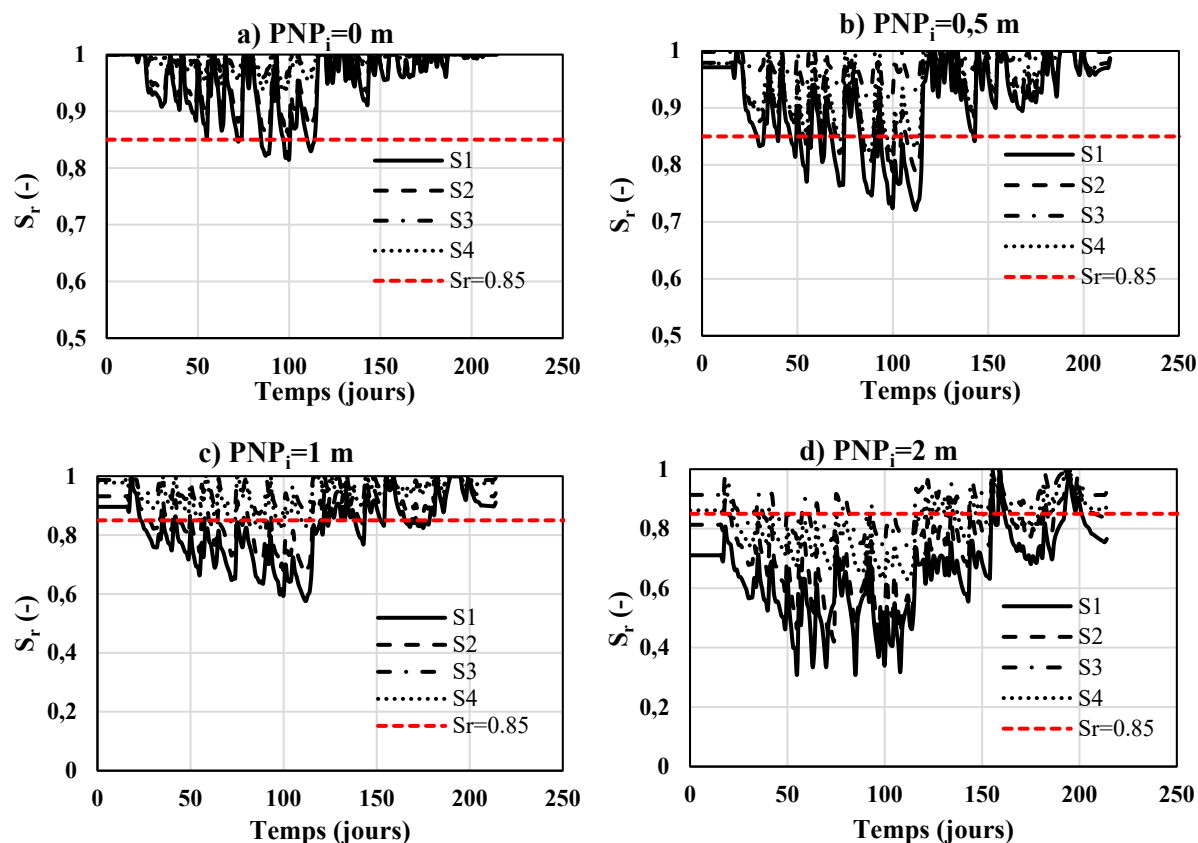


Figure 4.6: Évolution du degré de saturation S_r à la surface des résidus du parc 3 Est du Doyon/Westwood en considérant la stratigraphie des matériaux fidèles du terrain sur 1 m de profondeur (aux stations S1, S2, S3 et S4) exposés aux conditions atmosphériques sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i): a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

4.2.2 Flux d'oxygène

La variation du flux quotidien d'oxygène atteignant la surface des résidus miniers oxydés à S1, S2, S3 et S4 au cours de la période de simulation évolue inversement avec celle de S_r comme escompté (voir figure 4.7). Les flux d'oxygène atteignent généralement des pics élevés au milieu de l'été (jour 113) alors qu'il diminue pendant le reste de l'année. Ils fluctuent également en fonction du niveau de la nappe phréatique. Par exemple, la valeur quotidienne la plus élevée du flux d'oxygène dans les résidus à la station 1 est respectivement 0,5, 1,2, 2,1 et 3,2 $g/m^2/jour$ pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. Les résultats ont montré que le flux d'oxygène atteignant la surface des résidus varie aussi dépendamment des caractéristiques des résidus miniers dans les quatre stations, pour les quatre

profondeurs initiales de la nappe phréatique. Pour $PNP_i = 2$ m, la valeur du flux d'oxygène quotidienne la plus élevée est respectivement de 3, 2,8, 0,8 et 0,7 $g/m^2/jour$ en S1, S2, S3 et S4. D'après ces résultats, on remarque généralement une diminution de valeur du flux d'oxygène de la station 1 à la station 4.

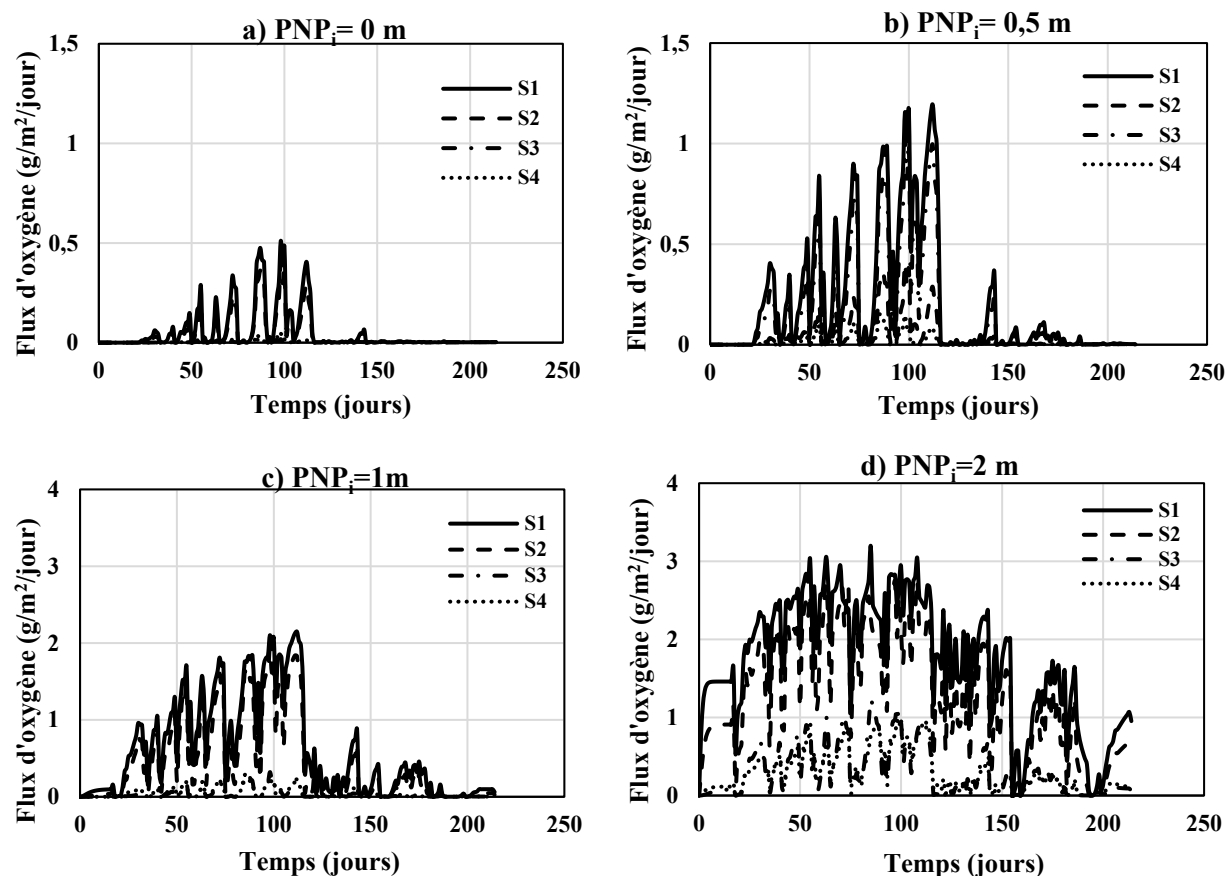


Figure 4.7: Flux d'oxygène simulés atteignant les résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en considérant la stratigraphie des matériaux fidèle du terrain (sur 1 m de profondeur) au niveau des stations S1, S2, S3 et S4 pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique: a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

Les flux d'oxygène annuels (sur 214 jours) calculés pour les quatre stations et PNP_i sont donnés dans la figure 4.8 où un flux maximal annuel de $40 g/m^2/an$ est considéré ici comme un seuil critique. D'après ces résultats, on constate que les flux d'oxygène dans toutes les stations montrent des valeurs inférieures à $40 g/m^2/an$ dans le cas où $PNP_i = 0$ m. Les stations 2, 3 et 4 montrent des valeurs de flux inférieures à $40 g/m^2/an$ pour $PNP_i = 0,5$ et 1 m. Pour $PNP_i = 2$ m, les valeurs du flux annuels sont supérieures à $40 g/m^2/an$ dans toutes les stations du parc 3 Est du site

Doyon/Westwood. Selon la figure 4.8, la profondeur initiale maximale de la nappe devrait être inférieure à 0,5 m pour que le flux reste inférieur au flux annuel cible au niveau de toutes les stations.

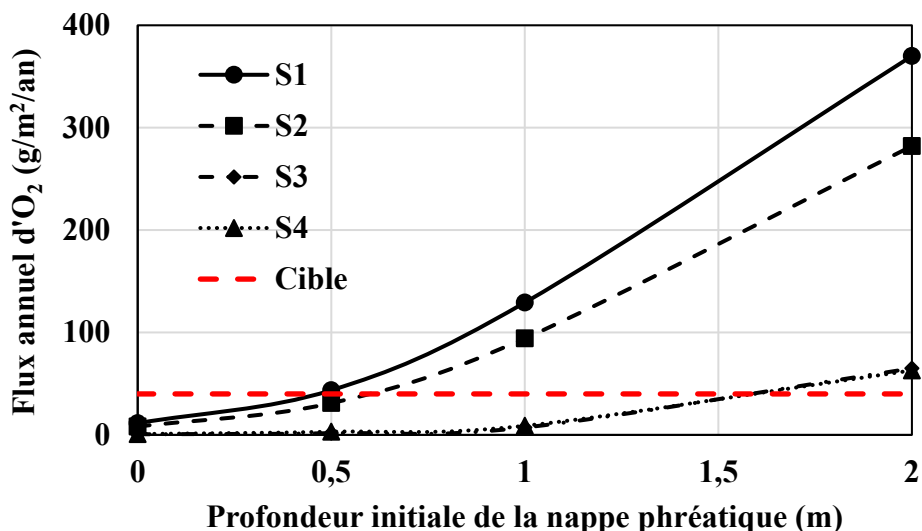


Figure 4.8: Évolution du flux d'oxygène annuel (sur 214 jours) cumulatif (g/m²/an) dans les résidus miniers du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood exposés à l'air en considérant la stratigraphie des matériaux fidèle du terrain (sur 1,25 m de profondeur).

4.3 Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans les résidus de Doyon/Westwood (modèle simplifié) exposés à l'atmosphère

Dans cette section, la simulation du transfert d'eau et d'oxygène est réalisée seulement dans les résidus miniers réactifs dans les stations 1, 2 et 4 du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Dans cette configuration, on considère que la zone associée à chaque station est constituée d'un corps homogène de résidus miniers réactifs. L'évolution du degré de saturation et du flux d'oxygène en fonction du temps et le flux annuel cumulé sont les résultats présentés.

4.3.1 Comportement hydrogéologique

L'évolution du degré de saturation (S_r) à la surface des résidus miniers réactifs aux stations 1, 2 et 4 est présentée à la figure 4.9 pour les différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique

(PNP_i) étudiés (0, 0,5, 1 et 2 m) et durant la période allant du 01 avril jusqu'à 30 octobre 2019 (214 jours).

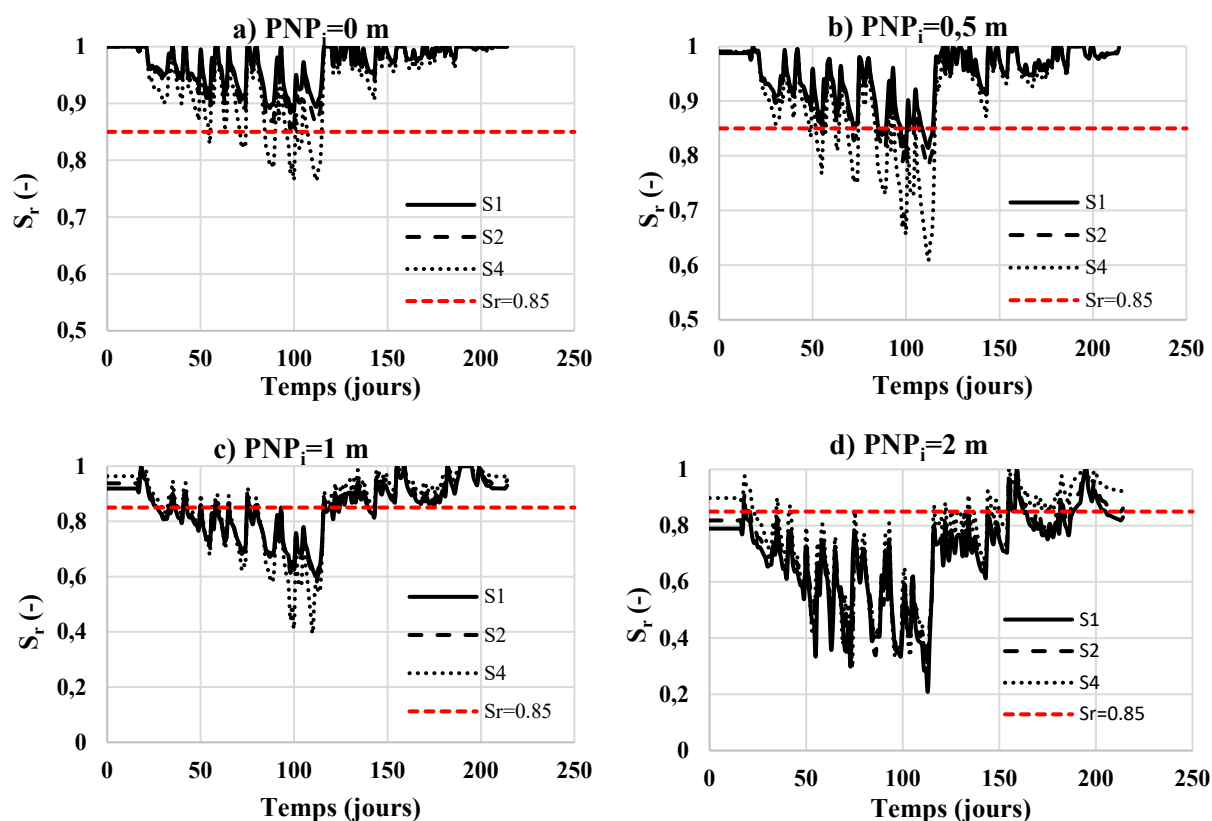


Figure 4.9: Évolution du degré de saturation S_r à la surface des résidus du parc 3 Est du Doyon/Westwood (aux stations S1, S2 et S4) exposés aux conditions atmosphériques sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i): a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

L'évolution générale de S_r des résidus de surface suit toujours celle des précipitations comme est mentionnée dans la section 4.2.1. Le degré de saturation des résidus dépend également de la distribution spatiale des propriétés hydrogéologiques des résidus. Au jour 113, la différence des valeurs S_r entre les résidus de S1, S2 et S4 au fil du temps est d'environ 2 et 10%, quel que soit le niveau initial de la nappe phréatique. De plus, les valeurs S_r ont tendance à diminuer lorsque la profondeur initiale de la nappe phréatique augmente. La valeur S_r minimale des résidus (au jour 113) à S1 est respectivement d'environ 0,9, 0,82, 0,59 et 0,2 pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. La valeur minimale de S_r en S2 est respectivement d'environ 0,87, 0,77, 0,57 et 0,25 pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. En S4, la valeur minimale de S_r est d'environ 0,76, 0,60, 0,4 et 0,3 pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m.

m, respectivement. Les résidus à S4 présentent un S_r inférieur à ceux de S2 et S1 lorsque le niveau initial de la nappe phréatique est bas ($PNP_i \leq 1$ m). Lorsque la profondeur initiale de la nappe phréatique est plus élevée ($PNP_i > 1$ m), ce sont les résidus à S1 qui présentent la valeur la plus faible de S_r suivie de respectivement de S2 et S4.

La figure 4.10 montre aussi la valeur minimale S_r de 0,85 qui indique des résidus proches de la saturation. Pour $PNP_i = 0$ m, les résidus sont presque constamment avec des valeurs $S_r \geq 0,85$, à l'exception de la station 4 où quelques valeurs tombent en-deçà de 0,85 entre le jour 65 et le jour 115. Pour $PNP_i = 0,5$ m, on observe des pics et des chutes valeurs S_r au-dessus et en-deçà de 0,85 entre le jour 50 et le jour 115 au niveau de toutes les stations, mais en dehors de cette période on a des valeurs $S_r \geq 0,85$. Pour $PNP_i = 1$ m, les valeurs S_r sont en grande partie inférieures à 0,85 entre le jour 25 et le jour 120 au niveau de toutes les stations (avec des pic avec $S_r > 0,85$) et sont supérieures à 0,85 mais en dehors de cette période. Pour $PNP_i = 2$ m, les résidus sont presque constamment avec des valeurs $S_r < 0,85$ pour toute l'année de simulation, à l'exception quelque épisodes en avril et à l'automne.

4.3.2 Flux d'oxygène

La figure 4.10 montre la variation du flux quotidien d'oxygène entrant la surface des résidus à S1, S2 et S4 au cours de la période de simulation (214 jours). Les valeurs quotidiennes du flux augmentent avec la profondeur initiale de la nappe phréatique. Par exemple, la valeur quotidienne la plus élevée du flux d'oxygène dans les résidus à S4 est respectivement de 1,8 et 5 $g/m^2/jour$ pour $PNP_i = 0$ et 2 m. Les résultats ont également montré que le flux d'oxygène atteignant la surface des résidus varie d'une station à l'autre. Les résidus à S4 présentent les valeurs du flux d'oxygène les plus élevés, suivi de S2 et S4, pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m. Cependant, les résidus à S1 présentent les valeurs du flux d'oxygène les plus élevés, suivi de S2 et S4, pour $PNP_i = 1$ et 2 m.

Les flux d'oxygène annuels (sur 214 jours) calculés pour les trois stations et quatre PNP_i sont donnés dans la figure 4.11 où le flux maximal annuel recommandé de 40 $g/m^2/an$ est aussi montré. On observe des valeurs supérieures à 40 $g/m^2/an$ dans toutes les stations du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. De plus, la station la plus risquée avec des valeurs plus élevées de flux d'oxygène annuel atteignant la surface des résidus est S4 pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m (flux de 76 et 129 $g/m^2/an$) et S1 pour $PNP_i = 1$ et 2 m (flux respectifs de 350 et 919 $g/m^2/an$).

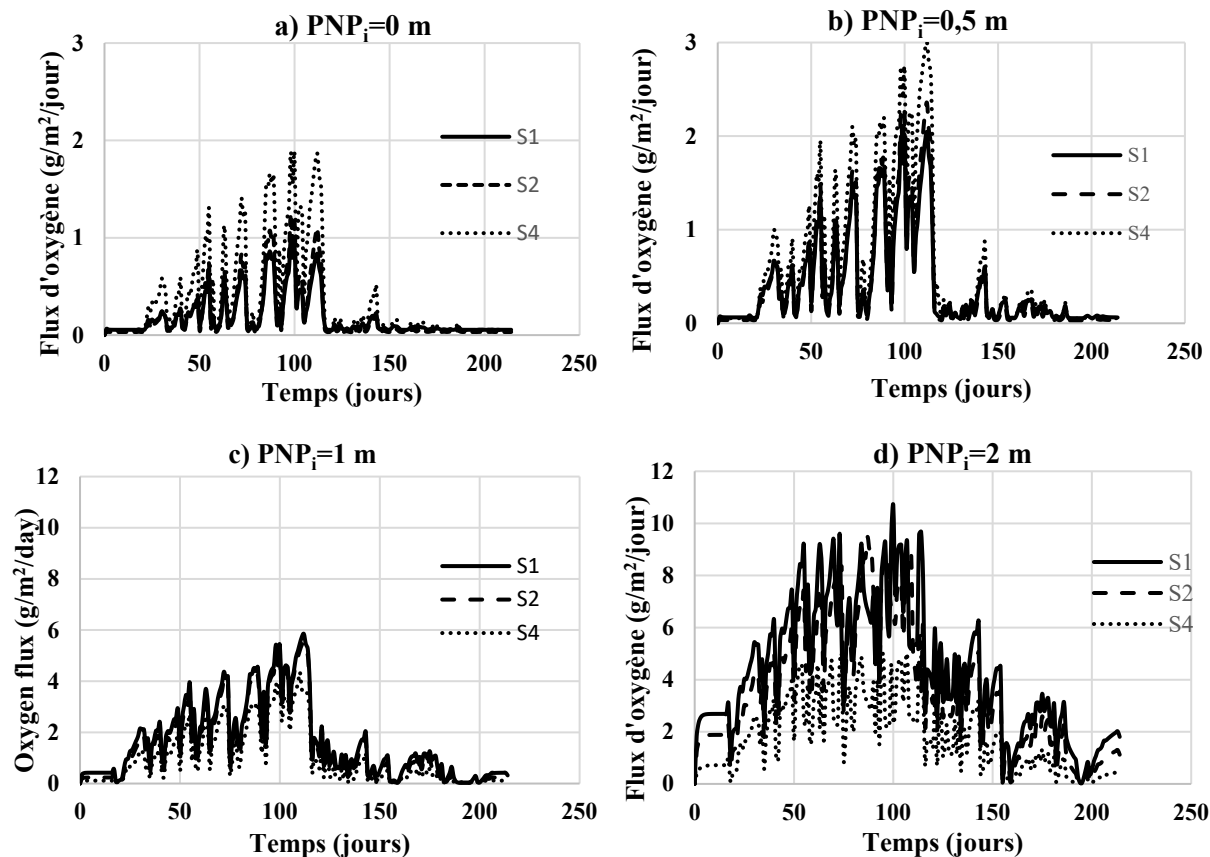


Figure 4.10: Flux d'oxygène simulés atteignant les résidus au niveau des stations S1, S2 et S4 pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique: a) $\text{PNP}_i = 0 \text{ m}$, b) $\text{PNP}_i = 0,5 \text{ m}$, c) $\text{PNP}_i = 1 \text{ m}$ et d) $\text{PNP}_i = 2 \text{ m}$.

Une comparaison des flux d'oxygène obtenus pour le parc 3 Est du site Doyon/Westwood en tenant compte de la stratification sur 1.25 m de profondeur et pour le modèle simplifié du parc montre que les flux quotidiens (comparer les figures 4.7 et 4.10) et annuels (comparer les figures 4.8 et 4.11) sont plus élevés dans ce dernier cas. Cela est due à la non-réactivité des couches de résidus oxydés et la présence des couches de la boue qui agit comme une barrière à l'oxygène dans le modèle considérant la stratification. Le modèle simplifié du parc à résidus a donc été considéré comme conservateur et a été utilisé pour l'étude de l'effet de couvertures monocouches sur transfert d'eau et d'oxygène dans résidus miniers.

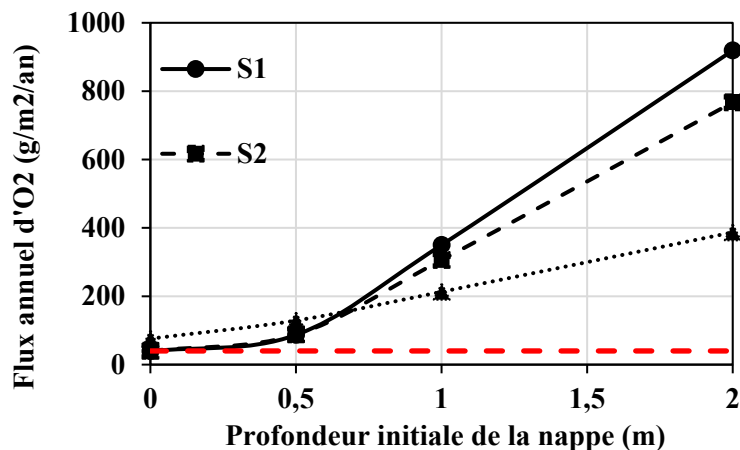


Figure 4.11: Évolution du flux d'oxygène annuel cumulatif ($\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$) dans les résidus du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood (modèle simplifié) exposés à l'air.

4.4 Résultats de simulations du transfert d'eau et d'oxygène dans résidus miniers réactifs recouverts par une monocouche combinée à la technique de NPS

La performance des couvertures monocouches de 0,5 m d'épaisseur placées sur les résidus ségrégués du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood a été étudiée. Deux types de couverture monocouche ont été testés: les résidus NPGA Goldex ségrégués tel qu'observé sur le site Manitou (où les résidus grossiers (S1), résidus de la zone intermédiaire (S3) et les résidus fins (S6) de Goldex sont placés respectivement sur la zone S1, S2 et S4 du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood) et les résidus désulfurés homogènes légèrement réactifs (voir section 3.4.1). L'effet de la nappe phréatique a été évalué par des simulations numériques en considérant quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i) : 0, 0,5, 1 et 2 m sous l'interface de la couverture-résidus miniers. L'effet de l'épaisseur de la monocouche a été aussi étudié en considérant quatre épaisseurs de la monocouche : 0,5, 1, 2 et 3 m pour les deux types de couverture pour une nappe phréatique située à une profondeur de 2 m au-dessous l'interface résidus-couverture. Enfin, des simulations du scénario le plus critique considérant les conditions climatiques de sécheresse prolongée sont présentés.

4.4.1 Effet du type de résidus utilisé pour la couverture monocouche et de profondeur initiale de nappe phréatique

4.4.1.1 Comportement hydrogéologique

a) Couverture monocouche constituée des résidus ségrégués de Goldex

La figure 4.12 montre les variations de S_r à l'interface de couverture de résidus pour S1, S2 et S4 durant les 214 jours de suivi du comportement hydro géotechnique pour les différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique PNP_i .

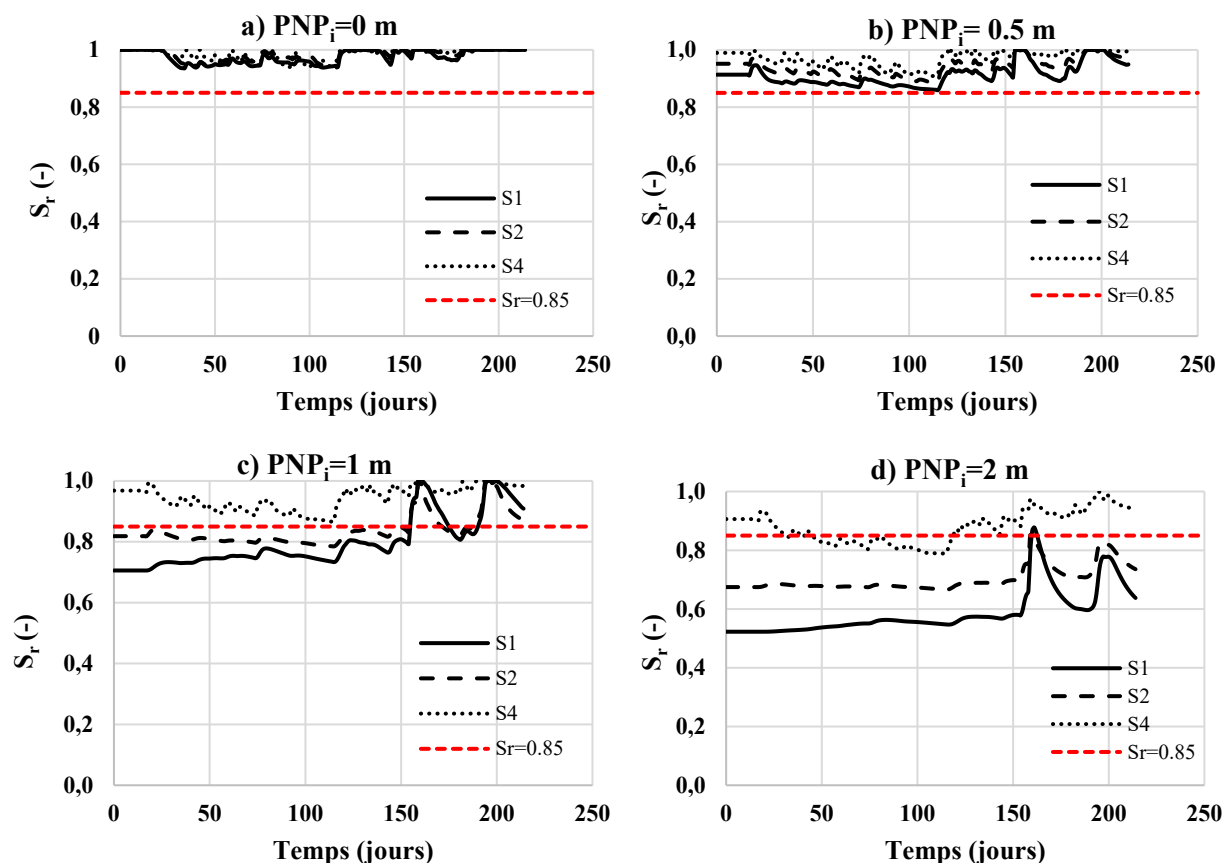


Figure 4.12: Évolution du degré de saturation à l'interface des résidus-couverture (aux stations S1 and S4) couvert par 0.5 m des résidus ségrégués de Goldex pendant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) pour : (a); $PNP_i = 0$ m, (b); $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

Pour toute la période de l'étude, les valeurs S_r des résidus en S4 sont supérieures aux valeurs en S2 qui sont à leur tour supérieures à celles des résidus en S1. Pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m, les valeurs S_r des résidus dans toutes les stations sont généralement supérieures à 0,85 sur toute la période de

l'étude. Pour $PNP_i = 1$ m, les valeurs S_r pour les résidus en S4 sont supérieures à 0,85 sur toute la période de l'étude tandis que les valeurs de S_r en S1 et S2 ne dépassent qu'occasionnellement 0,85 (du jour 155 au 175 et du jour 185 au jour 213) en raison des précipitations observées pendant ces périodes (voir figure 3.21b). Pour $PNP_i = 2$ m, les valeurs S_r pour les résidus en S1 et S2 restent inférieures à 0,85 pendant toute la période de l'étude tandis que S_r à S4 tombe sous 0,85 du jour 30 au jour 120. Après l'application de la couverture monocouche constituée de résidus NPGA ségrégués de Goldex, les valeurs S_r à la surface des résidus du parc 3 Est ont, comparativement à celle des résidus sans recouvrement (voir figure 4.9), augmenté respectivement de 0,76 à 0,95 (20%), de 0,6 à 0,9 (30%), de 0,4 à 0,86 (44%) et de 0,3 à 0,79 (49%) en S1 au jour 113 pour $PNP_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m au jour 113. L'application du recouvrement monocouche ne permet pas d'atteindre un degré de saturation suffisamment élevé (S_r reste inférieur à 0,85) pour $PNP_i = 0,5, 1$ et 2 m.

b) Couverture monocouche constituée de résidus désulfurés de Westwood

La figure 4.13 montre les variations sur 214 jours de S_r dans les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood à l'interface couverture-résidus au niveau des stations S1, S2 et S4. La différence des valeurs de S_r dans les trois stations est de 8% pour une profondeur initiale de la nappe donnée. Toutes les valeurs S_r sont supérieures à 0,85 pour $PNP_i = 0$. Pour $PNP_i = 0,5$ m, les valeurs de S_r dans toutes les stations dépasse 0,85 sauf dans la période du jour 95 au jour 115. Pour $PNP_i = 1$ m, S_r tombe en-dessous de 0,85 du jour 50 au jour 121 et atteint respectivement une valeur minimale d'environ 0,67, 0,72 et 0,75 pour S4, S2 et S1 au jour 113. La valeur du degré de saturation en S4 est légèrement inférieure par rapport aux valeurs de S1 et S2, pour les PNP_i précédentes. Pour $PNP_i = 2$ m et pour toutes les zones, S_r reste en-dessous de 0,85 du jour 0 au jour 155, en atteignant une valeur minimale d'environ 0,55, 0,57, 0,59 en S1, S2 et S4, respectivement, au jour 113.

Après l'application de cette couverture monocouche, les valeurs S_r ont augmenté de 10% à 35% par rapport au cas des résidus non couverts, mais les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood restent loin de la saturation ($S_r < 0,85$), sauf dans le cas de $PNP_i = 0$ m.

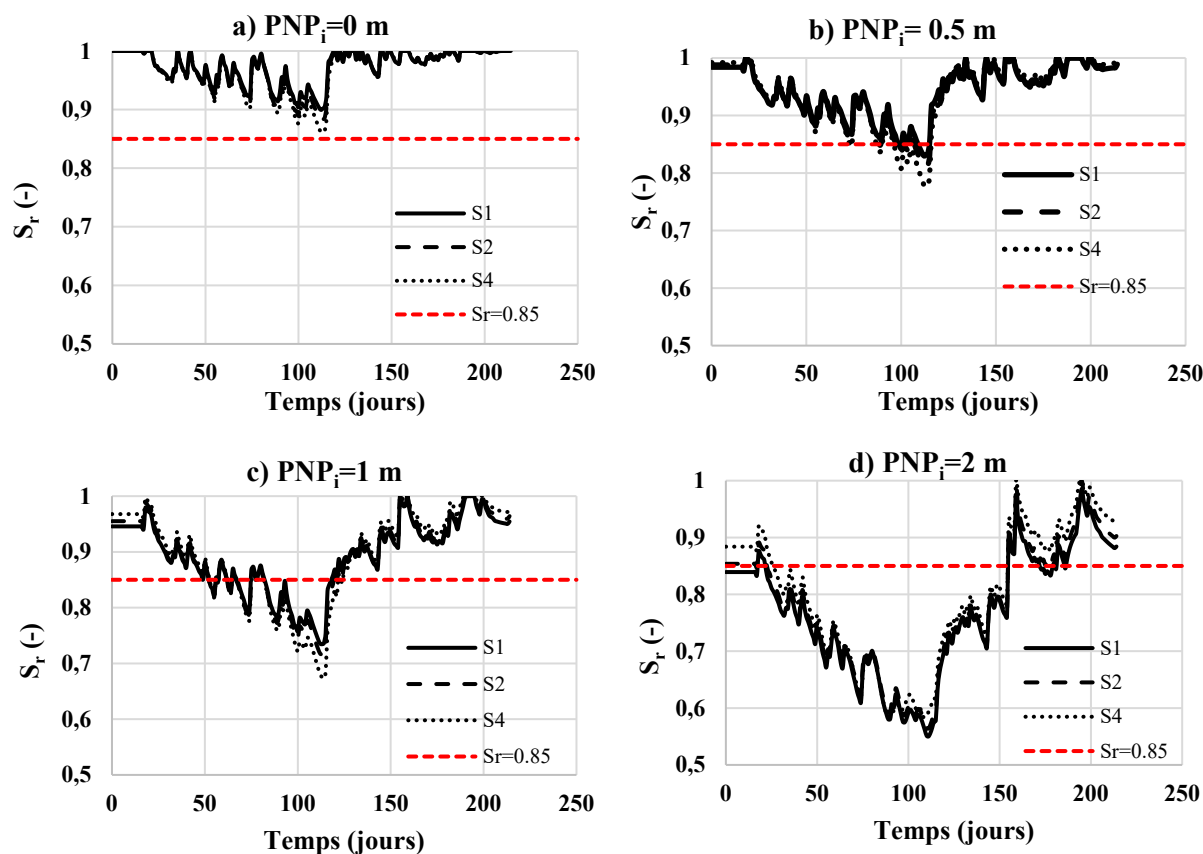


Figure 4.13: Évolution sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) du degré de saturation proche de l'interface résidus-couverture (en S1, S2 et S4) dans le cas des résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood recouverts par 0,5 m de résidus désulfurés pour différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m, d) $PNP_i = 2$ m

4.4.1.2 Flux d'oxygène

a) Couverture monocouche constituée de résidus ségrégués de Goldex

L'évolution du flux quotidien d'oxygène durant 214 jours à l'interface résidus-couverture monocouche est présentée à la figure 4.14 en S1, S2 et S4 dans le modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood, pour les différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique. Les valeurs quotidiennes de flux d'oxygène entrant dans la surface des résidus sont plus élevées en S1 qu'en S2 et S4 pour toutes les profondeurs de la nappe phréatique.

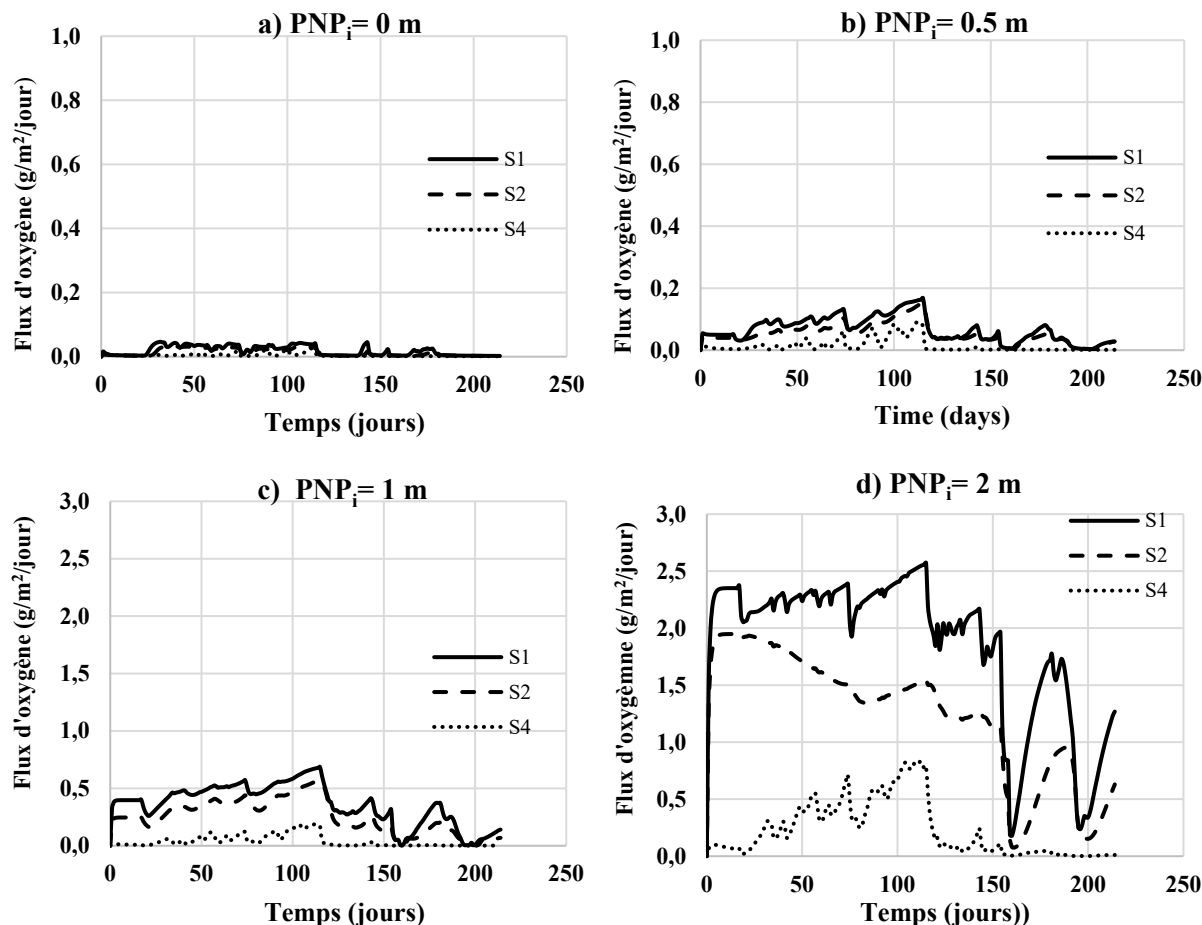


Figure 4.14: Évolution durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) des flux d'oxygène simulés atteignant l'interface résidus-couverture (stations S1, S2 et S4) dans le cas de résidus couverts par des résidus ségrégués de Goldex, pour quatre profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) PNP_i = 0 m, b); PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m d) PNP_i=2 m.

Les flux d'oxygène annuels calculés pour les trois stations et quatre PNP_i sont donnés dans la figure 4.15. En comparant ces résultats aux flux d'oxygène annuels présentés dans la figure 4.11 pour les résidus sans couverture, on observe une diminution remarquable de la valeur du flux d'oxygène atteignant la surface des résidus. La baisse du flux annuel d'oxygène enregistrée dans le cas de PNP_i = 2 m est de 56% (de 919 à 400 g/m²/jour) à S1, de 65% (de 767 à 267 g/m²/jour) à S2 et de 87% (387 à 50 g/m²/jour) à S4. Pour PNP_i = 0, le flux annuel d'oxygène diminue de 60 à 5 g/m²/jour (chute de 92 %) à S1, de 69 à 2,8 g/m²/jour (chute de 96%) à S2, et de 71 à 1 g/m²/jour (chute de 99%) à S4. Le flux d'oxygène annuel cumulé est inférieur à 40 g/m²/an pour le cas de PNP_i = 0 et 0.5 m.

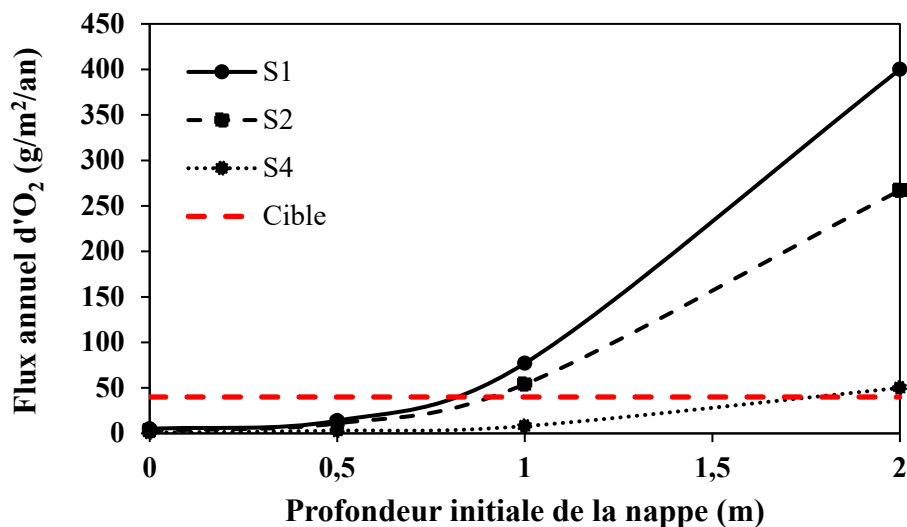


Figure 4.15: Effet de la nappe phréatique sur les flux d'oxygène annuels cumulatifs atteignant les résidus réactifs dans le cas d'une couverture de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus ségrégués de Manitou/Goldex placés sur les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon-Westwood.

b) Couverture monocouche constituée de résidus désulfurés homogènes de Westwood

La figure 4.16 montre les résultats du flux quotidien d'oxygène au fil du temps (214 jours; 01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) lorsque les résidus sont couverts par 0,5 m de résidus désulfurés homogènes pour différentes profondeurs initiales de nappe phréatique. Pour $PNP_i = 0$ à 1 m, les valeurs de flux d'oxygène en S4 sont plus élevées que celles de S2 et S1 en réponse au comportement hydrogéologique illustré sur les figures 4.13a, b et c (S_r plus faible en S4 que S2 et S1). Cela pourrait être lié à l'effet de l'évaporation et des pertes d'eau plus élevées sur la couverture monocouche constituée des résidus désulfurés et des résidus sous-jacents à granulométrie fine du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en S4. Pour $PNP_i = 2$ m, S1 représente les valeurs les plus élevées du flux d'oxygène.

Les résultats du flux d'oxygène annuel cumulé sont présentés dans la figure 4.17. Le flux d'oxygène annuel cumulé est inférieur à 40 g/m²/an sur tout le modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood dans les cas $PNP_i = 0$ et 0,5 m. Ces résultats indiquent une baisse significative du flux d'oxygène atteignant la surface des résidus après la mise en place des résidus désulfurés comme couverture monocouche comparativement aux résultats obtenus pour les résidus sans couverture tels que présentés ci-dessus (voir figure 4.11). Par exemple pour $PNP_i = 2$ m, le flux

d'oxygène passe respectivement de 919 à 361 $\text{g/m}^2/\text{jour}$ (chute de 25%), de 767 à 332 $\text{g/m}^2/\text{jour}$ (chute de 57%), et de 387 à 245 $\text{g/m}^2/\text{jour}$ (chute de 37 %) pour les zones S1, S2 et S4.

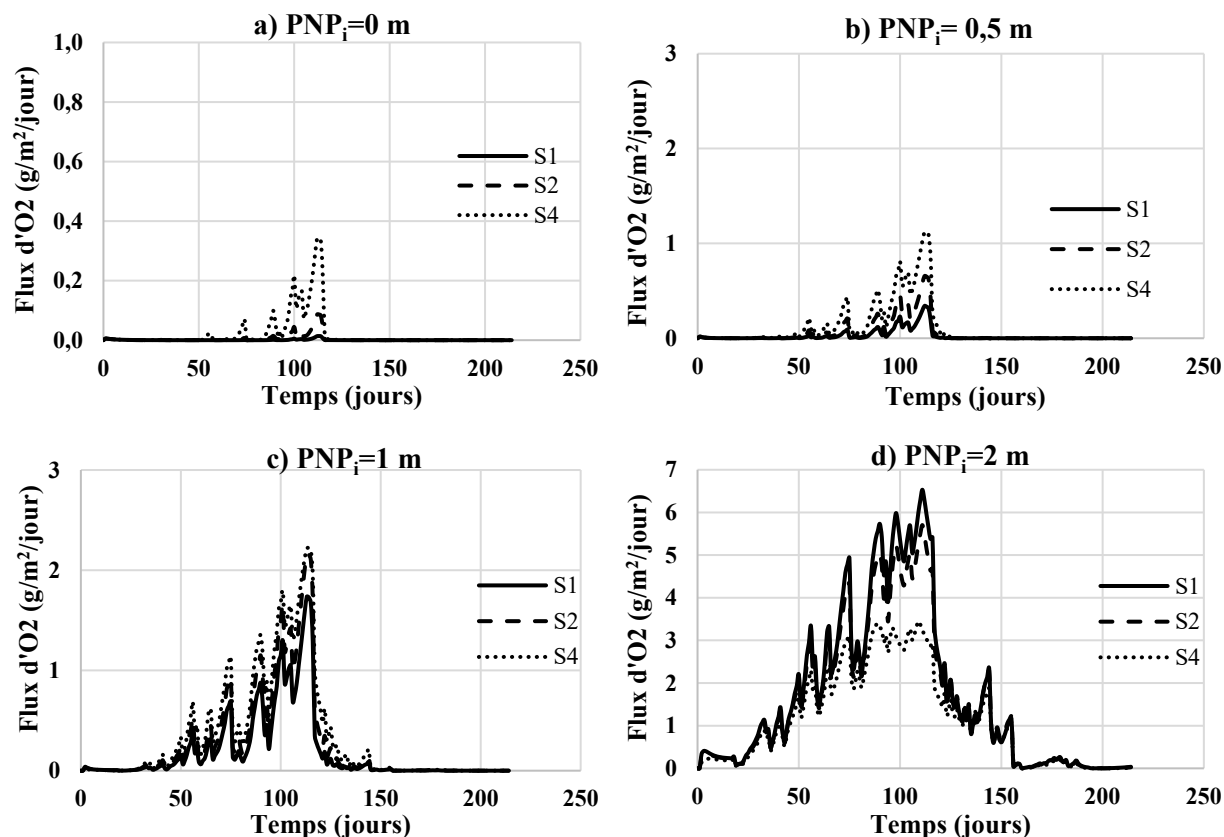


Figure 4.16: Évolution sur 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) des flux d'oxygène simulés atteignant l'interface couverture-résidus (au niveau des stations S1 et S4) lorsque les résidus du modèle simplifié du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood sont recouverts d'une couche de 0,5 m d'épaisseur de résidus désulfurés homogènes, pour trois profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $\text{PNP}_i = 0 \text{ m}$, b); $\text{PNP}_i = 0,5 \text{ m}$, c) $\text{PNP}_i = 1 \text{ m}$ et d) $\text{PNP}_i = 2 \text{ m}$.

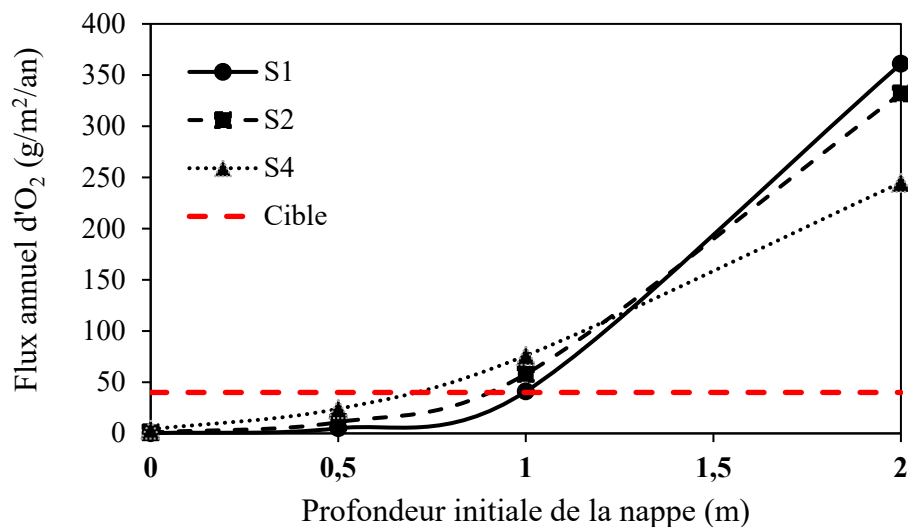


Figure 4.17 : Effet de la nappe phréatique sur les flux d'oxygène annuels cumulatifs atteignant les résidus réactifs dans le cas d'une couverture de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés homogènes placés sur les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon-Westwood.

4.4.1.3 Comparaison des flux d'oxygène annuels selon le type de recouvrement

Les flux d'oxygène annuels calculés pour les trois stations et quatre PNP_i pour chaque type de recouvrement (résidus désulfurés de Westwood et résidus ségrégués de Goldex) sont donnés dans la figure 4.18. Une comparaison entre les flux d'oxygène annuels calculés pour les deux types de recouvrement testés (Figure 4.18a) montre que les résidus désulfurés de Westwood ont permis d'obtenir des plus faibles valeurs de flux annuels en S1 et de plus élevées valeurs en S2 et S4 pour les quatre PNP_i (sauf S2 pour PNP_i=0 m). Par exemple, pour PNP_i = 0,5 m, les valeurs du flux annuel sont respectivement de 14 et 5 g/m²/an en S1 et de 3 et 24 g/m²/an en S4 (figure 4.18b) pour la couverture faite de résidus ségrégués de Goldex et celle faite de résidus désulfurés. Pour les deux types de recouvrement testés, la valeur de flux d'oxygène annuel augmente avec la profondeur de la nappe phréatique (figure 4.18b). Ces résultats montrent d'une part que les résidus désulfurés créent un meilleur contraste avec les résidus de la station 1 et diminuent plus les flux d'oxygène entrant leur surface, et d'autre part que les résidus de Goldex empêchent plus l'infiltration d'oxygène dans les stations 2 et 4.

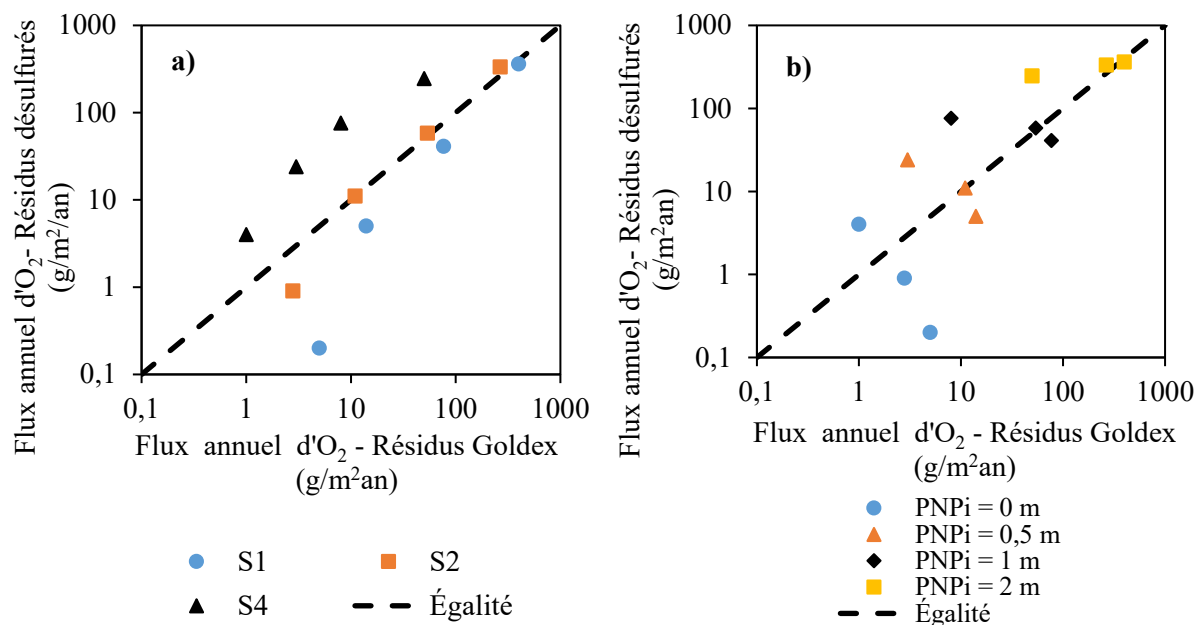


Figure 4.18: Comparaison des flux annuels obtenus pour les deux types de résidus utilisés pour la couverture monocouche par rapport: a) aux différentes zones (stations) et b) aux différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique (PNP_i).

4.4.2 Effet de l'épaisseur de la couverture monocouche

Les simulations hydrogéologiques de couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur (constituées de résidus de Goldex et de résidus désulfurés de Westwood) présentées ci-dessus ont montré que les résidus miniers PGA du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sont loin de la saturation ($S_r < 0,85$) pour $PNP_i = 0,5, 1$ et 2 m. Cette désaturation est le résultat de l'effet d'évaporation et/ou du drainage vers le bas sur les couvertures monocouches. Pour minimiser les pertes d'eau, des couvertures plus épaisses ont été testées. Des simulations de couvertures de 1 m, 2 m et 3 m d'épaisseur constituées de résidus ségrégués de Goldex et de résidus désulfurés de Westwood ont été réalisées. Il faut noter que plus l'épaisseur augmente, plus il y a des chances de ségrégation horizontale et verticale des résidus. Il est ainsi évident qu'une couverture monocouche de 3 m d'épaisseur n'est pas avantageuse économiquement; elle est considérée ici uniquement à des fins de comparaison. Le scénario le plus désavantageux de la profondeur initiale de la nappe phréatique a été fixé à 2 m sous l'interface couverture-résidus. À cette profondeur, les couvertures monocouches de 0,5 m étaient inefficaces: incapacité à maintenir les résidus avec $S_r \geq 0,85$ et le flux annuel d'oxygène atteignant la surface des résidus sous $40 \text{ g/m}^2/\text{an}$.

4.4.2.1 Comportement hydrogéologique

Les variations des valeurs S_r proche de l'interface de la couverture-résidus sur 214 jours pour une nappe phréatique initiale fixée à 2 m sous l'interface couverture-résidus et pour des couvertures de 1, 2 et 3 m d'épaisseur sont présentées sur la figure 4.19. Les figures de la colonne de gauche se rapportent aux couvertures monocouches faites de résidus ségrégués de Goldex (tel qu'observé sur le site Manitou) alors que celle de droite sont pour les couvertures monocouches faites de résidus homogènes désulfurés de Westwood. Pour un type de matériau de la monocouche donné, la figure montre que les fluctuations des S_r dues aux interactions sol-atmosphère (évaporation, pluies, fonte des neiges... etc.) au fil du temps diminuent au fur et à mesure que les couvertures deviennent épaisses. Néanmoins, les valeurs de S_r des résidus en zones S1, S2 et S4 augmentent légèrement avec l'épaisseur de la couverture.

Pour la couverture monocouche constituée de résidus ségrégués (colonne de gauche sur la figure 4.19), le degré de saturation simulé pour les résidus en zone S4 présente plus de variations, comparativement à celui des résidus en S1 et S2. Les S_r des résidus en S4 sont plus élevés que ceux des résidus en S2 et S1 durant toute la période de simulation. Les S_r des résidus en S4 sont généralement supérieurs à 0,85 pour toutes les épaisseurs de couverture à l'exception des couvertures de 0,5 et 1 m d'épaisseur du jour 50 au jour 125. En revanche, les résidus en S1 et S2 restent loin de l'état de saturation ($S_r < 0,85$) pour toutes les épaisseurs de couverture.

Pour la couverture monocouche constituée des résidus désulfurés (colonne de droite sur la figure 4.19), la différence en termes de S_r au niveau des différentes stations et pour les épaisseurs de couvertures monocouches de 0,5, 1, 2 et 3 m est de 5 à 10%. Pour toutes les épaisseurs de couverture simulées, les résidus en S1 et S2 ont indiqué une valeur de S_r inférieure à 0,85 du jour 25 au jour 155. Pour les résidus à S4, cette période où le S_r est inférieur à 0,85 diminue avec l'épaisseur de la couverture (elle est du jour 25 au 155 pour une couverture de 0.5 m et devient du jour 75 à 130 jours pour une couverture de 3 m d'épaisseur).

Ces couvertures monocouches, indépendamment de leur épaisseur, semblent inefficaces pour maintenir les résidus proches de la saturation ($S_r > 0,85$) lorsque la profondeur initiale de la nappe phréatique est de 2 m.

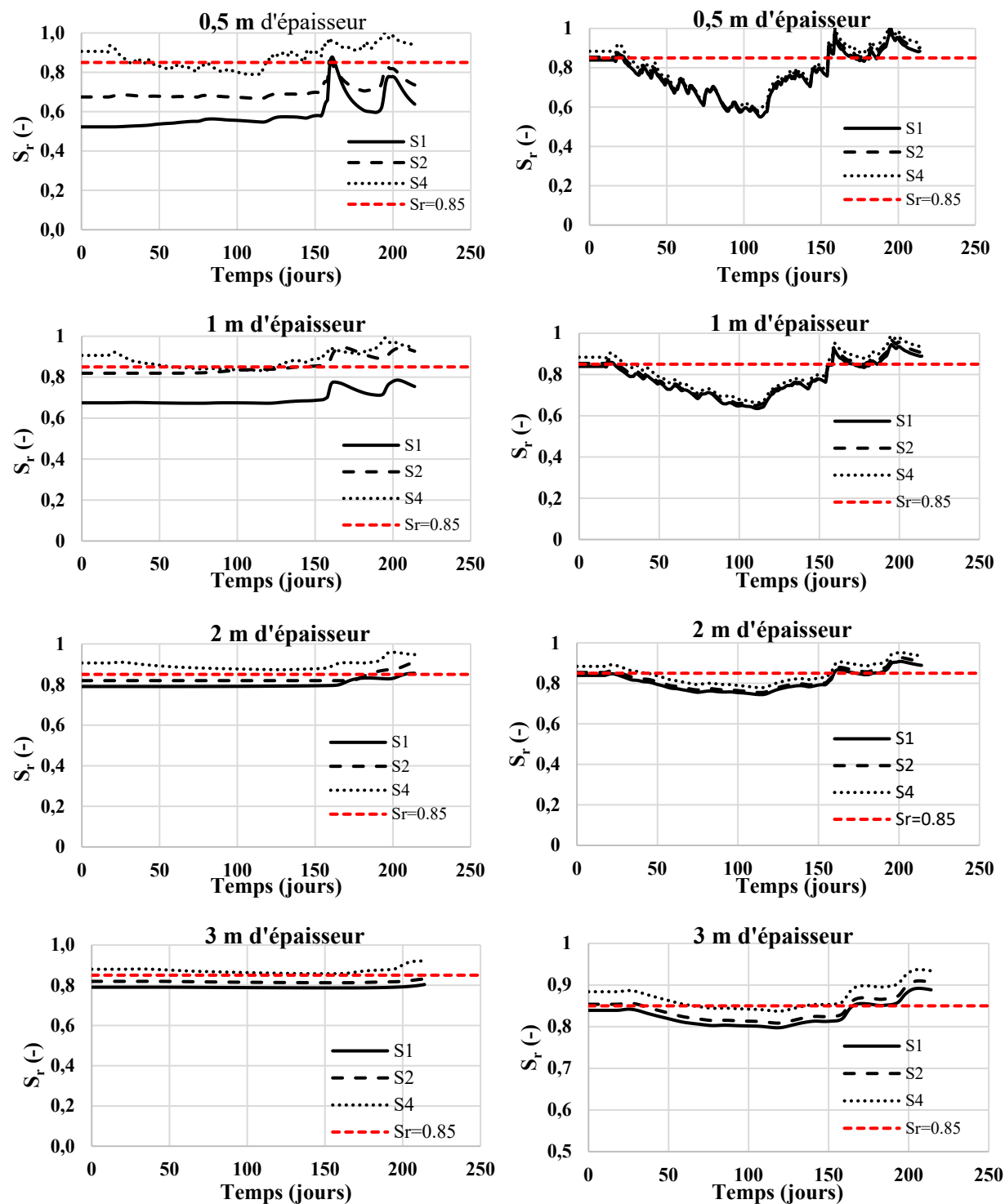


Figure 4.19: Évolution du degré de saturation durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) proche de l'interface de couverture - résidus pour $PNP_i = 2$ m et différentes épaisseurs de couvertures monocouches faites de résidus ségrégués de Goldex (colonne à gauche) et de résidus désulfurés de Westwood (colonne à droite).

4.4.2.2 Flux d'oxygène

Les résultats du flux d'oxygène annuel cumulé atteignant l'interface couverture-résidus avec une nappe phréatique située à 2 m de profondeur de cette interface et pour des couvertures monocouches de 0,5, 1, 2 et 3 m d'épaisseur sont présentés à la figure 4.20. Les résultats montrent qu'une couverture plus épaisse est généralement plus efficace pour limiter l'entrée d'oxygène. Par exemple, dans le cas d'une couverture monocouche constituée de résidus désulfurés, les flux d'oxygène annuels cumulés entrant dans les résidus réactifs PGA à S1 sont respectivement de 361 et 38 g/m²/an avec des couvertures de 0,5 et 3 m d'épaisseur. L'effet de l'épaisseur est plus important au niveau de la monocouche faite de résidus désulfurés de Westwood qu'au niveau de celle faite de résidus ségrégués de Goldex. Néanmoins, aucune épaisseur de la couverture monocouche ne permet de maintenir des flux inférieurs à la cible de 40 g/m²/an au niveau de toutes les zones du parc dans le cas d'une nappe d'eau initialement profonde (PNP₁ = 2 m). La figure 4.20 b montre qu'il faudrait une couverture monocouche faite de résidus désulfurés d'une épaisseur d'au moins environ 3 m pour que les flux restent inférieurs à la cible de 40 g/m²/an dans toutes les zones du parc. Cependant, une couverture monocouche de 3 m d'épaisseur pourrait être irréaliste et difficilement applicable pour des questions de coûts. Dans le cas des résidus ségrégués de Goldex, les épaisseurs des couvertures monocouches requises pour que les flux restent en-dessous de 40 g/m²/an partout sur le parc seraient trop élevées si l'on regarde la figure 4.20 a.

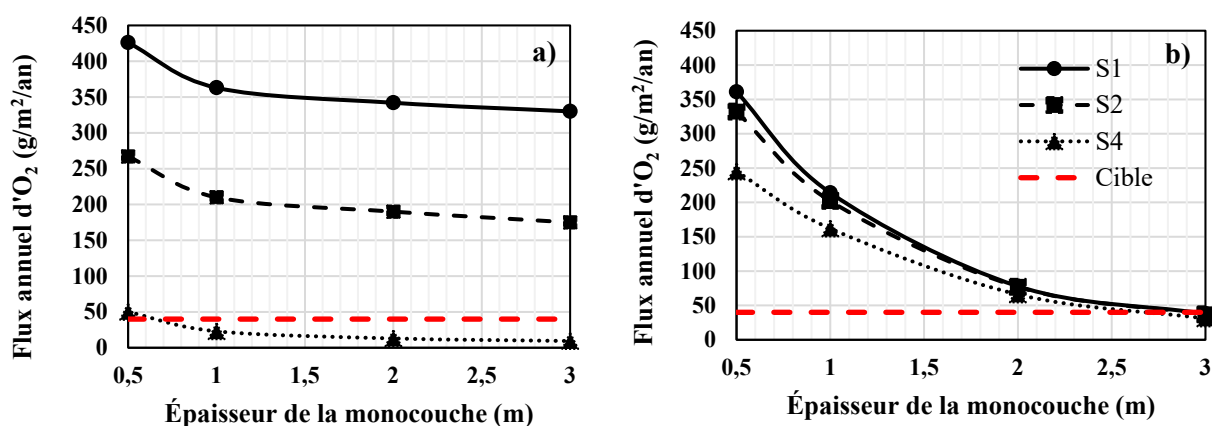


Figure 4.20: Effet de l'épaisseur de la couverture monocouche sur les flux annuels d'oxygène pour une profondeur initiale de la nappe phréatique de 2 m : a) monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex, b) monocouche faite de résidus désulfurés de la mine Westwood.

4.4.3 Effet de sécheresse prolongée

Comme l'ont montré les résultats des simulations numériques présentées ci-dessus, la couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur avec le niveau de la nappe phréatique à 0,5 m de profondeur et à l'interface du parc à résidus étaient les scénarios les plus efficaces pour maintenir les résidus près de la saturation et le flux d'oxygène atteignant leur surface est inférieure à 40 g/m²/an dans les conditions climatiques d'une année normale 2019 (voir Figure 3.25). Il serait intéressant de savoir si ces scénarios résisteraient à une période de sécheresse extrême. Au Québec, la période de sécheresse extrême la plus réaliste pourrait se situer dans les deux mois de juillet et août (du jour 90 au jour 150 de la période de simulation numérique). Par conséquent, une précipitation nulle pendant ces deux mois a été imposée pour les simulations numériques en gardant les autres conditions (présentées dans les figures 3.25a, 3.25c et 3.25d) inchangées.

4.4.3.1 Comportement hydrogéologique

Les résultats de l'évolution du degré de saturation S_r au fil du temps (214 jours) à l'interface de résidus-couverture sont présentés à la figure 4.21. On peut observer que les valeurs de S_r dans toutes les stations du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon-Westwood restent supérieures à 0,85 pour la couverture monocouche constituée de résidus ségrégués de Goldex, pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m, sauf en S1 (pour $PNP_i = 0,5$ m, du jour 90 au 150). Les figures 4.21 a et b montrent que les résidus ségrégués de Goldex ont réussi à maintenir les résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood près de la saturation, même lorsqu'une période de sécheresse est imposée au contraire aux résidus désulfurés de Westwood qui ont montré une grande sensibilité à l'effet de l'évaporation (voir Figure 4.21 c et d). En effet, pour la monocouche de résidus désulfurés, les résidus miniers du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sont proche de la saturation en S1 et S2, sauf en S4 du jour 110 à 150 pour $PNP_i = 0$ m. Cependant, dans le cas de $PNP_i = 0,5$ m, les résidus miniers dans toutes les stations ont un degré de saturation inférieur à 0,85 dans la période de sécheresse (du jour 90 à 150). Ici, les résidus du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en S4 sont plus sensibles à l'effet d'évaporation.

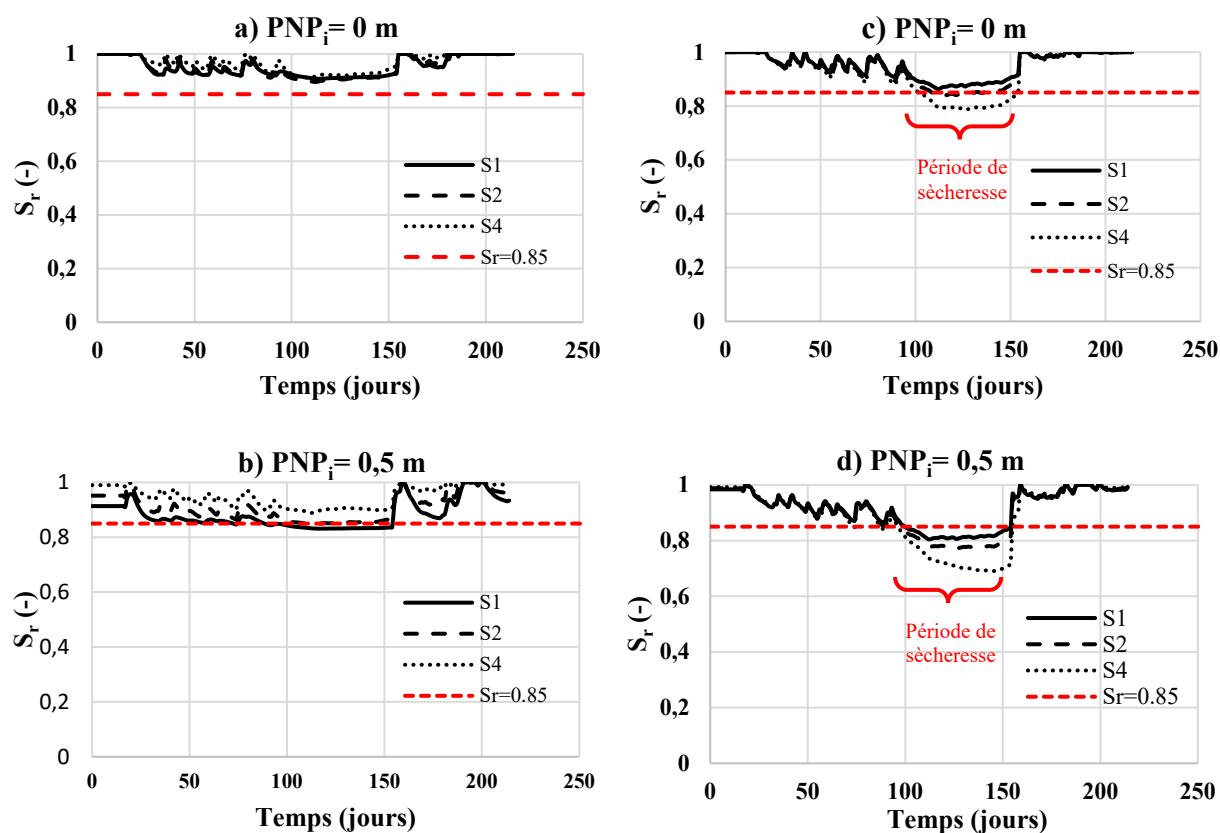


Figure 4.21: Évolution du degré de saturation durant 214 jours (01 avril jusqu'à 30 octobre 2019) à l'interface couverture - résidus sous des conditions de sécheresse extrême pour une couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur constituée de : a et b) résidus ségrégués de Goldex (colonne à gauche) et c et d) de résidus désulfurés de la mine Westwood (colonne à droite) pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m.

4.4.3.2 Flux d'oxygène

Les résultats des flux annuels d'oxygène correspondant à la réponse hydrogéologique décrite ci-dessus sont présentés dans la figure 4.22. Les figures 4.22 a et b (colonne à gauche) décrivent les résultats obtenus pour une monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m alors que les figures 4.22 c et d (colonne à droite) sont pour une monocouche faite de résidus désulfurés de la mine Westwood pour $PNP_i = 0$ et 0,5 m.

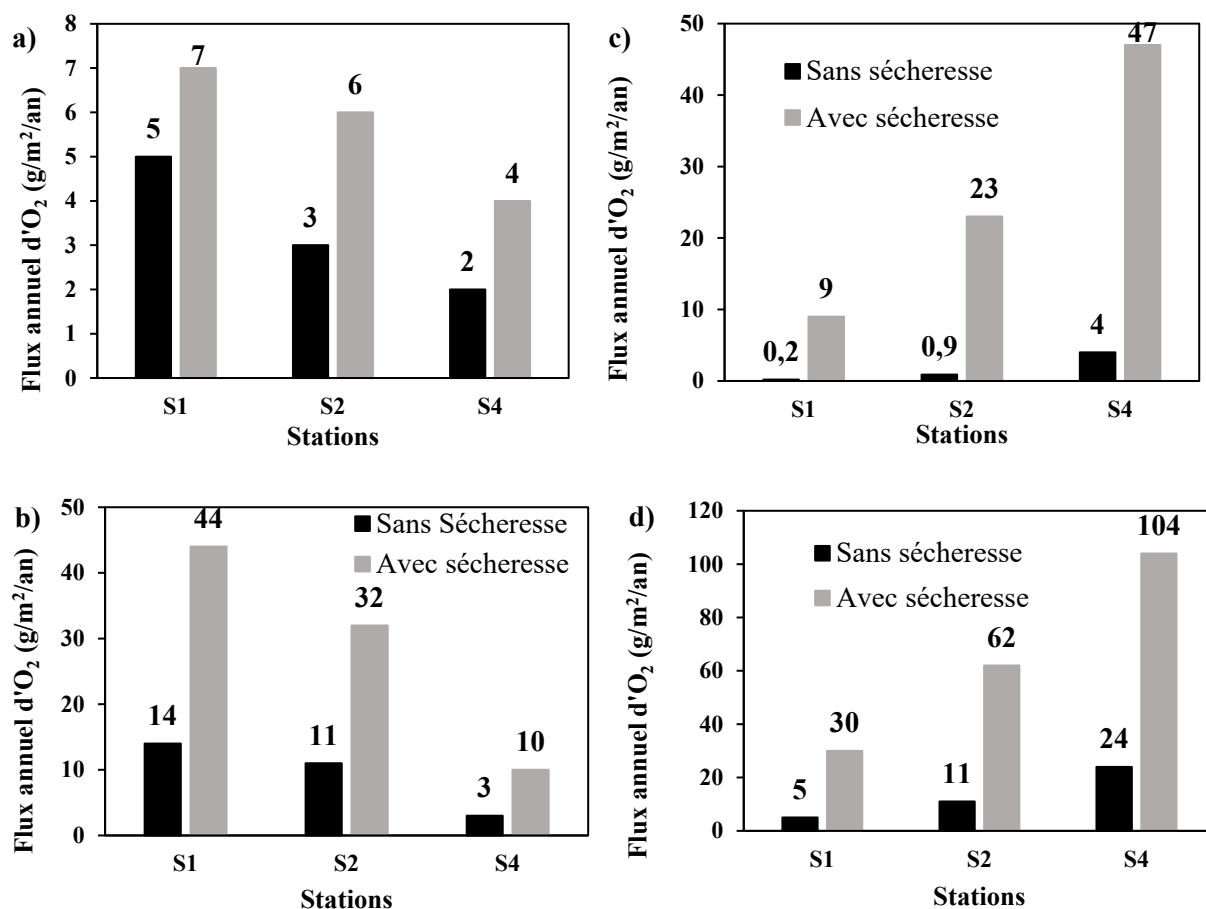


Figure 4.22 : Effet d'une sécheresse totale simulée pour les mois de juillet et août 2019 sur les flux annuels d'oxygène consommés par les résidus PGA du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood pour des profondeurs initiales de la nappe phréatique de 0 et 0,5 m : a et b) monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex et c et d) monocouche faite de résidus désulfurés homogènes de la mine Westwood de Goldex.

La figure 4.22 présente aussi, pour des fins de comparaison, les flux annuels pour l'année 2019 normale (sans sécheresse). Ces résultats indiquent que les valeurs du flux annuel d'oxygène en cas de sécheresse augmentent par rapport au cas sans sécheresse. Cette augmentation est plus marquée dans le cas de monocouche faite de résidus désulfurés (colonne de droite) que dans le cas de résidus ségrégués (colonne de gauche). Pour une nappe phréatique initiale à l'interface de résidus-couverture (Figure 4.22 a), les valeurs de flux d'oxygène restent, même en cas de sécheresse prolongée inférieures à 40 g/m²/an pour la couverture monocouche constituée de résidus ségrégués de Goldex.

Les résultats présentés dans la figure 4.22 montrent aussi que les flux d'oxygène, en cas de sécheresse prolongée, diminuent de S1 à S4 pour une couverture monocouche faite de résidus ségrégués (colonne à gauche) mais augmentent de S1 à S4 pour une couverture monocouche faite de résidus désulfurés (colonne à droite). Ce comportement sera discuté à la section 5.5 du prochain chapitre.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre présente et discute d'abord la distribution spatiale de la réactivité des résidus, les profils verticaux des concentrations d'oxygène dans les résidus miniers testés lors des essais CO in-situ et dans les résidus exposés à l'atmosphère ainsi que la distribution des flux d'oxygènes entrant la surface des résidus miniers réactifs exposés à l'atmosphère et avec couverture. Dans les simulations numériques réalisées, différentes profondeurs initiales de la nappe phréatiques constantes à travers le parc ont été considérés. Ce chapitre montre ensuite comment les niveaux de la nappe évoluent au fil du temps dans le parc à résidus. L'effet de l'évaporation sur les résidus ségrégués du modèle simplifié du parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood et sur les couvertures monocouches est ensuite présenté et discuté. L'objectif ici est de mieux comprendre les résultats inattendus obtenus particulièrement entre les stations S1 (zone à résidus plus grossiers) et S4 (zone à résidus plus fins) selon le type de matériaux utilisés pour la couverture monocouche. Comme les résidus dans chaque zone associée à une station donnée étaient considérés homogènes et composés uniquement des résidus miniers réactifs dans la plupart des simulations réalisées (ce qui est conservateur), l'effet de la stratigraphie au niveau de différentes zones du parc sur les flux d'oxygène est discuté. Finalement une méthodologie de travail détaillée est proposée pour la détermination des flux d'oxygène entrant à la surface des résidus ségrégués.

5.1 Distribution spatiale de la réactivité des résidus miniers étudiés

Les résultats des essais de CO en laboratoire et in situ pour les résidus miniers frais du parc 3 Est du site Doyon/Westwood ont donné des valeurs des coefficients du taux de réaction K_r relativement similaires (voir les sections 4.1.1 et 4.1.2 du chapitre 4). Le tableau 5.1 présente une comparaison entre les valeurs prédites à l'aide de l'équation (2.30) et les valeurs moyennes mesurées de K_r pour différents degrés de saturation (voir tableau 4.1). Ces résultats montrent que les valeurs expérimentales moyennes de K_r sont inférieures à celles prédites d'un ordre de grandeur (les valeurs prédites sont 13 à 19 fois plus élevées que les valeurs mesurées). Cela implique que le modèle de Collin surestime les valeurs de K_r puisqu'il ne prend pas en considération tous les facteurs contrôlant les réactions d'oxydation (le degré de saturation, l'état d'oxydation des sulfures, la disponibilité des sulfures pour les réactions d'oxydations, etc.) et qu'il utilise une valeur constante de la réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène (K'). Un tel écart avait déjà été observé par

(Gosselin *et al.*, 2007; Gosselin *et al.*, 2012; Toussaint, 2016). Un facteur de correction de multiplication (dans ce cas est égale à $6,7 \times 10^{-2}$) doit être appliqué sur la relation de Collin pour obtenir des valeurs proches des valeurs mesurées.

La distribution des valeurs moyennes du taux de réaction K_r mesurées et estimées (avant correction) en fonction de la distance le long de la ligne de stations étudiées à partir du point de dépôt (digue) est présentée dans la figure 5.1. Cette figure montre une tendance décroissante de l'évolution de la réactivité des résidus mesurée et prédite avec la distance du point de dépôt. Selon ces résultats, les résidus de la zone de la plage consomment plus d'oxygène que ceux de la zone des particules fines.

Tableau 5.1 : Valeurs moyennes des coefficients de taux de réaction K_r prédites (équation 2.30) et mesurés

Station	Distance (m)	K_r prédit (s^{-1})	K_r mesuré (s^{-1})	K_r prédit / K_r mesuré)
1	30	$9,88 \times 10^{-6}$	7×10^{-7}	14,9
2	53	$7,24 \times 10^{-6}$	$5,6 \times 10^{-7}$	13,2
3	65	$3,68 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-7}$	16,0
4	88	$5,25 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-7}$	18,5

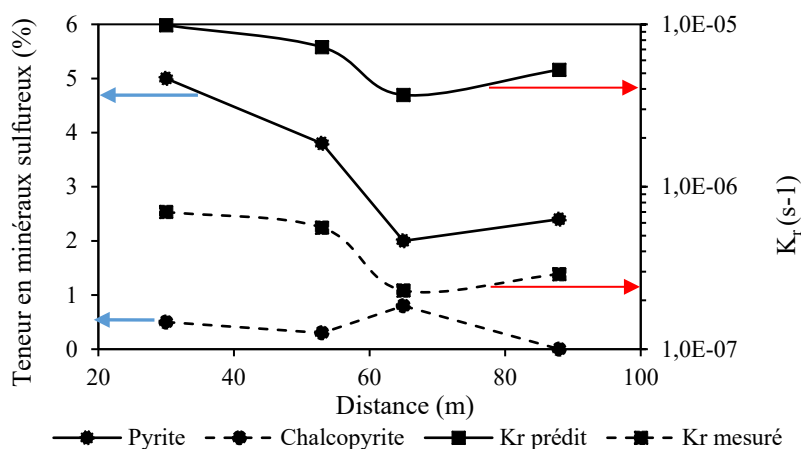


Figure 5.1 : Variation du coefficient de taux de réaction K_r prédit et expérimental en fonction de la distance de dépôt par rapport au point de décharge.

La tendance décroissante du taux de réaction K_r des résidus miniers étudiés le long de la ligne de dépôt peut être expliquée par la diminution de la teneur en pyrite en s'éloignant du point de décharge tel que montré sur la figure 5.1. Dans le cas du modèle de Collin (1998) (équation 2.30), la surface spécifique, qui affecte les réactions avec l'oxygène (Collin & Rasmuson, 1988; Nicholson *et al.*, 1990; Toussaint, 2016), est traduite par le paramètre D_H qui représente le diamètre équivalent des particules. La figure 5.2 montre la variation de D_H avec la distance du point de dépôt. Selon la figure, le diamètre équivalent D_H est respectivement de 7,9, 8,2 et 7 μm aux distances de 30, 53, 62 et 88 m à partir du point de dépôt des résidus miniers. Ces valeurs de D_H sont presque identiques. Cela traduit que la teneur en minéraux sulfureux dans les résidus miniers a plus d'influence sur leur réactivité. En effet, le paramètre granulométrique qui reflète plus l'effet de la ségrégation hydraulique est D_{50} (diamètre équivalent de 50% des passants dans la courbe granulométrique d'un matériau). La variation de D_{50} en fonction de la localisation des résidus le long de la ligne de dépôt est présentée dans la figure 5.3. Selon cette figure, D_{50} présente une courbe de tendance de puissance négative avec un coefficient de détermination $R^2 = 92\%$. On observe que D_{50} est inversement proportionnelle à la racine carrée de la distance du point de dépôt. Cette relation s'accorde avec l'équation empirique définie par Blight & Steffen (1979) qui relie D_{50} des résidus ségrégués à la distance de dépôt (voir équation 2.2). Cela confirme encore une fois que les résidus frais du site minier Doyon/Westwood ont subi une ségrégation hydraulique pendant leur dépôt.

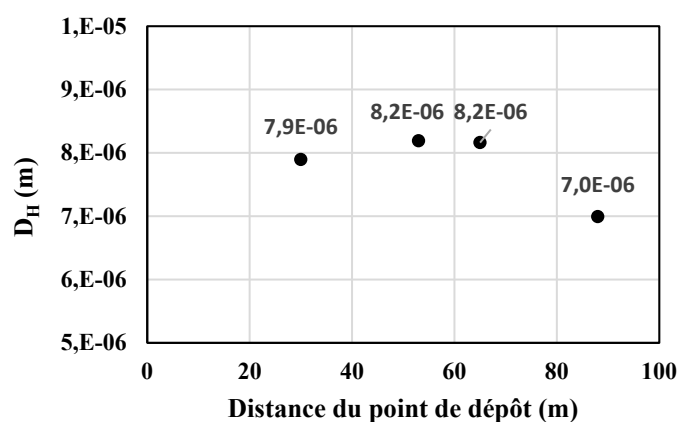


Figure 5.2 : Variation du diamètre équivalent D_H avec la distance de dépôt.

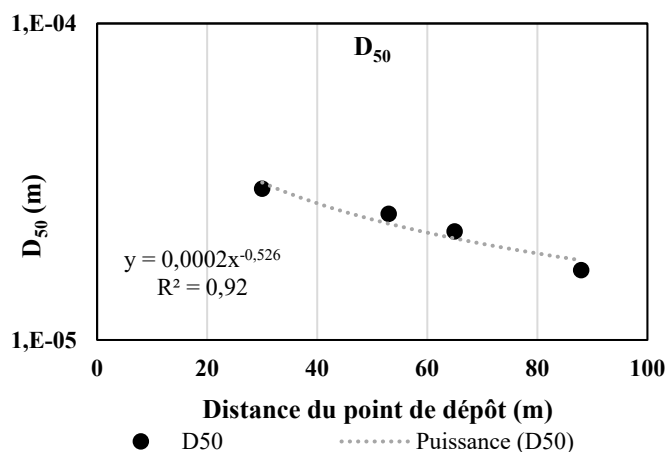


Figure 5.3 : Variation du diamètre moyen D_{50} avec la distance de dépôt.

5.2 Profil vertical des concentrations d'oxygène

5.2.1 Essais CO in-situ

La figure 5.3 montre les profils verticaux de la concentration d'oxygène dans les stations 1, 2, 3 et 4, lors des essais CO in-situ effectués, au 8^e jour depuis le début des essais (le jour le plus sec dans la période de la réalisation des essais). Au 8^e jour, les concentrations d'oxygène dans les réservoirs sont respectivement de 140, 192, 267 and 250 g/m^3 dans les stations 1, 2, 3 et 4. La figure 5.4 montre que la variation de la concentration d'oxygène en profondeur est fortement dépendante de la stratigraphie des matériaux (résidus non réactifs et réactifs et boues de traitement des eaux acides) dans chaque station. Dans toutes les stations de mesure, la migration de l'oxygène d'oxygène s'arrête après la couche des boues (à une profondeur de 0,5 m dans les stations 1,2 et 3 et à 0,45 m dans la station 4) qui agit ici comme une barrière à l'oxygène à cause de sa saturation. Ces boues de traitement des eaux acides ont une grande capacité de rétention d'eau puisqu'elles ont une valeur d'entrée d'air élevée (AEV= 8 m). Cela s'accorde avec les résultats de l'étude de valorisation de la boue de traitement de la mine Westwood réalisée par (Demers *et al.*, 2015). La couche des résidus non réactifs présente de faible décroissance de concentration due à la diffusion d'oxygène (de la surface jusqu'à une profondeur de 0,3 m dans les stations 1,2 et 3) vers les résidus réactifs en bas où l'oxygène se consomme. Dans la station 4, la couche des résidus miniers réactifs de Doyon est comprise entre deux couches non réactifs (de la surface à une profondeur de 0,2 m et de 0,3 à 0,45 m), ce qui explique la variation de la concentration d'oxygène en palier. Ces profils verticaux de la concentration d'oxygène dans les quatre stations montrent que l'hétérogénéité

verticale des matériaux influence le transfert d'oxygène à travers le parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

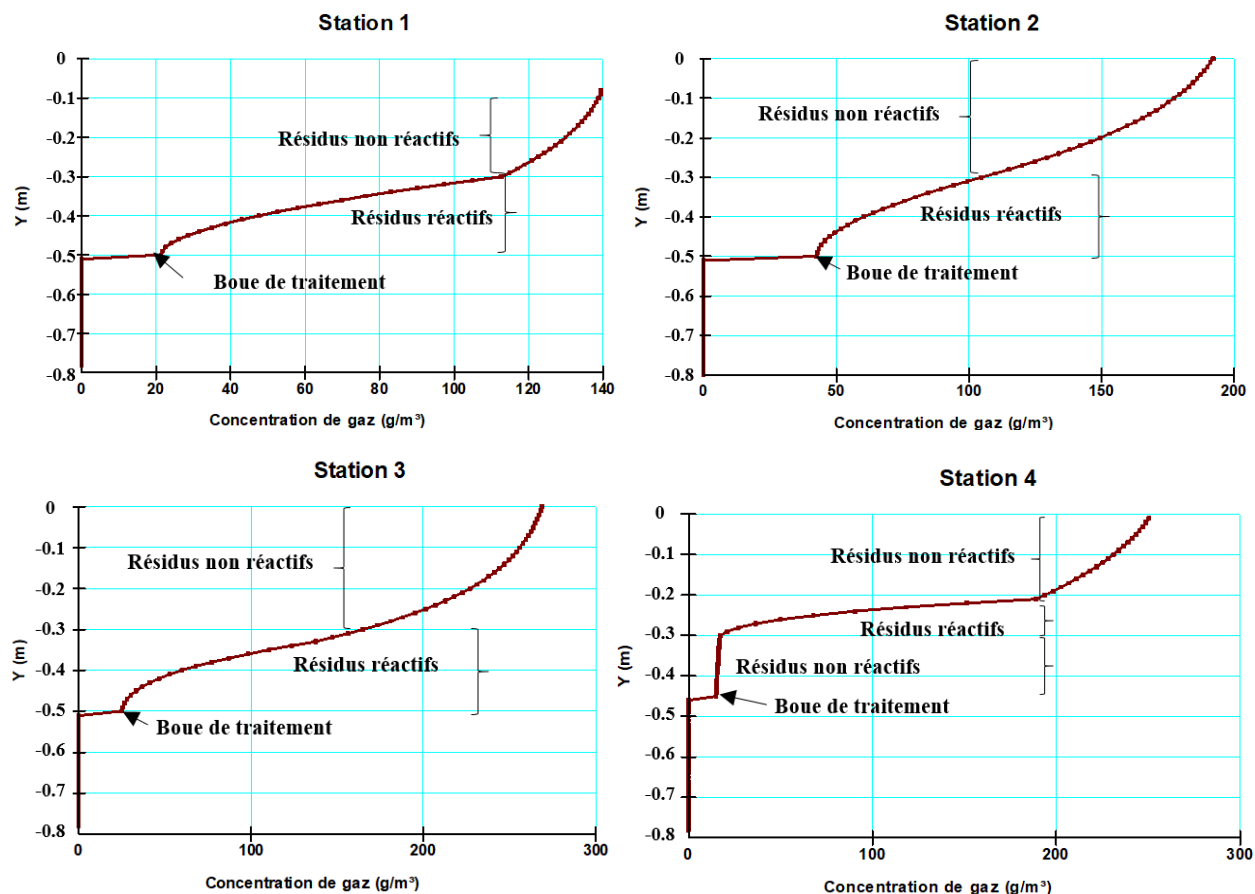


Figure 5.4 : Profils verticaux des concentrations d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) au 8^e jour des essais CO in-situ dans les stations 1, 2, 3 et 4.

5.2.2 Résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques

Les profils verticaux de la concentration d'oxygène dans les matériaux du parc 3 Est du site Doyon/Westwood aux stations 1, 2, 3 et 4 au jour 113 (le jour le plus sec de la période de simulation numérique du 1^{er} avril au 30 octobre 2019), pour nappe phréatique initiale située à 2 m au-dessous la surface du parc à résidus sont montrés dans la figure 5.5. Au jour 113, la concentration d'oxygène entrant la surface des résidus miniers du parc 3 Est, est 280 mg/L (qui est équivalente à celle de l'atmosphère) dans les stations 1, 2, 3 et 4, qui diminue progressivement avec la profondeur jusqu'à qu'elle soit nulle à une profondeur de $0,45 \text{ m}$ dans les stations 1 et 2, et de $0,4 \text{ m}$ dans la

station 3 et de 0,55 dans la station 4. Les profils verticaux de la concentration d'oxygène montrent ici aussi une indépendance de la stratigraphie des matériaux (résidus non réactifs et réactifs et boues de traitement des eaux acides) dans chaque station, comme il est décrit dans la section 5.2.1.

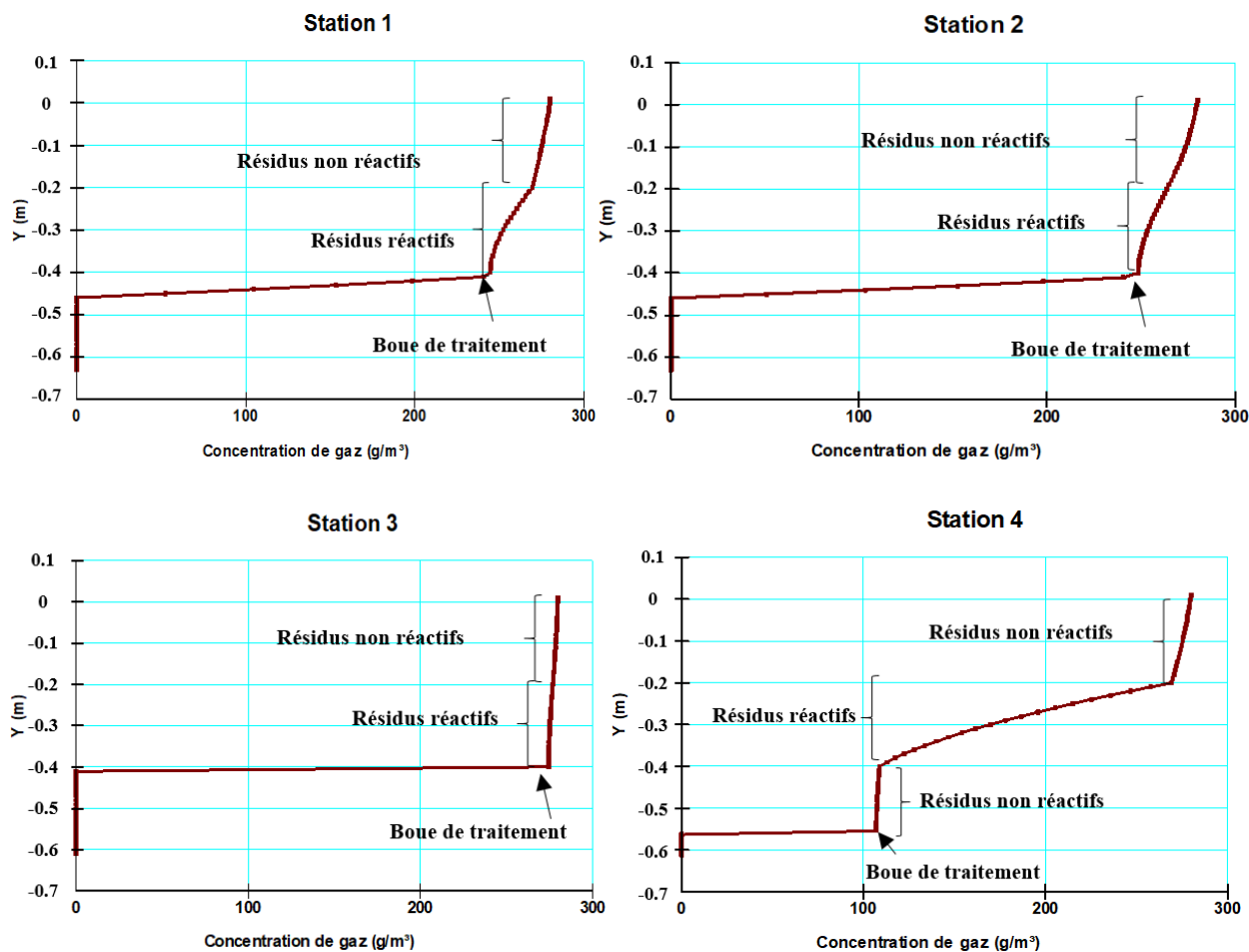


Figure 5.5 : Profils verticaux de la concentration d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) au 113^e jour de 214 jour de l'année 2019 dans les stations 1, 2, 3 et 4 du parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

5.2.3 Résidus miniers réactifs du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques

La figure 5.6 présente les profils verticaux de la concentration d'oxygène dans les résidus miniers réactifs du parc 3 Est du site Doyon/Westwood aux stations 1, 2 et 4, au jour 113 (le jour le plus sec de la période de simulation numérique allant du 1^{er} avril au 30 octobre 2019), pour $\text{PNP}_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m .

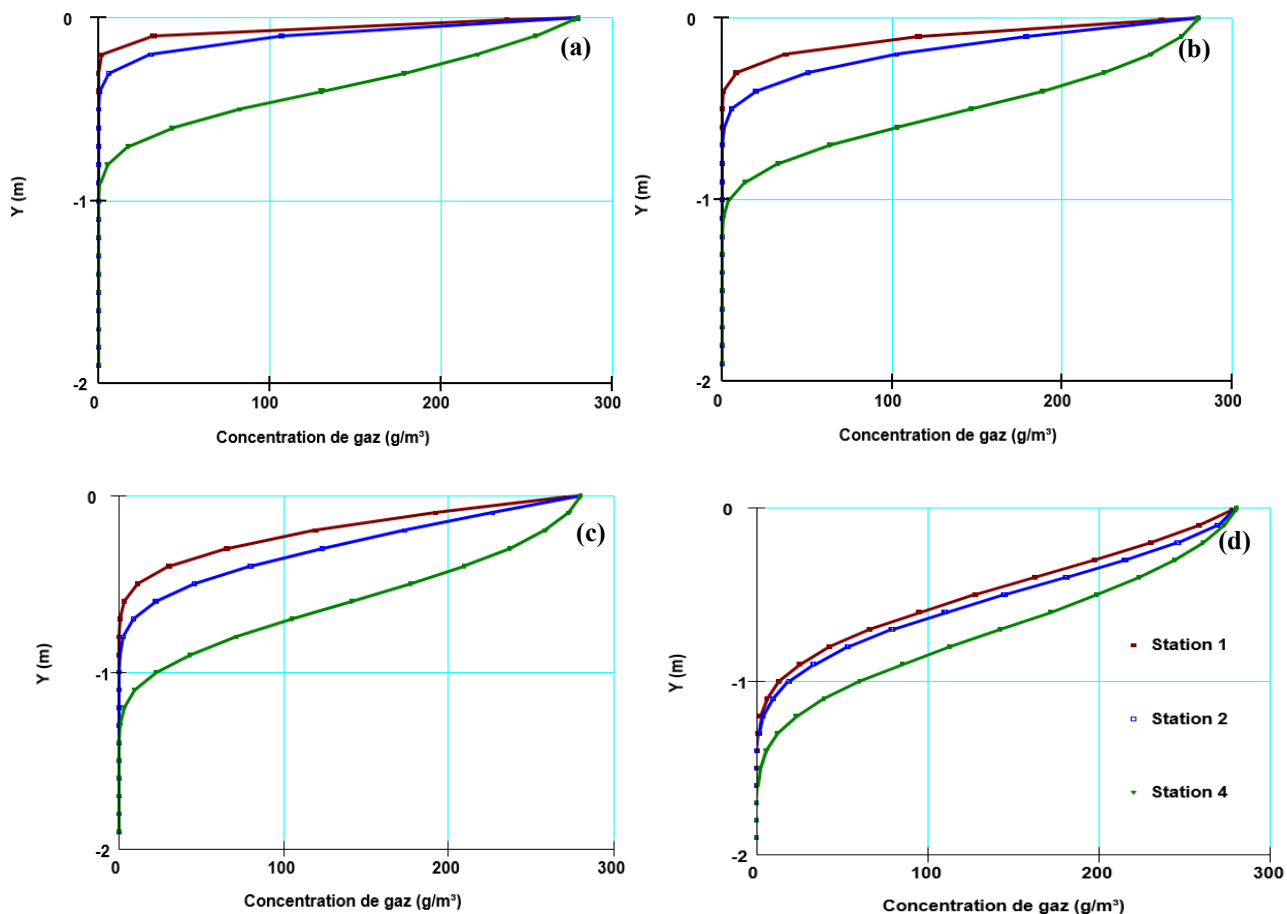


Figure 5.6 : Profils verticaux de concentration d'oxygène (g/m^3 ou mg/L) dans les résidus miniers réactifs du modèle simplifié du parc 3 Est du site Doyon/Westwood exposés aux conditions atmosphériques au niveau des stations 1, 2 et 4 au jour 113 des modélisations numériques pour des profondeurs initiales de la nappe phréatique : a) $\text{PNP}_i = 0$ m, b) $\text{PNP}_i = 0,5$ m, c) $\text{PNP}_i = 1$ m et d) $\text{PNP}_i = 2$ m .

Ces profils montrent une continuité de l'infiltration d'oxygène à travers les résidus miniers réactifs. La profondeur maximale de l'infiltration du flux d'oxygène augmente avec la profondeur de la nappe phréatique initiale. Dans la station 1, les profondeurs maximales de l'infiltration d'oxygène sont respectivement d'environ 0,25 m, 0,5 m, 0,7 m et 1,25 m à $\text{PNP}_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. Dans la station 2, elles sont d'environ 0,4 m, 0,6 m, 0,9 m et 1,4 m à $\text{PNP}_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. Dans la station 4, les profondeurs d'infiltration d'oxygène sont d'environ 0,9 m, 1,1 m, 1,3 m et 1,6 m à $\text{PNP}_i = 0, 0,5, 1$ et 2 m. D'après ces résultats, on constate que les résidus miniers réactifs en S4 présentent les profondeurs d'infiltration d'oxygène les plus grandes, suivis respectivement par les résidus en S2

et S1, aux quatre PNPi. En effet, l'infiltration d'oxygène à travers un milieu est influencée à la fois par la position de la nappe phréatique et les propriétés des matériaux.

5.3 Distribution spatiale des flux d'oxygène entrant à la surface des résidus ségrégués sans et avec recouvrement (modèle simplifié)

Les flux d'oxygène entrant la surface des résidus ont été calculés numériquement dans les stations 1, 2 et 4 pour : i) le cas des résidus miniers du site Doyon/Westwood potentiellement générateurs d'acide exposés à l'atmosphère et ii) le cas des résidus miniers PGA avec une couverture monocouche (voir les détails dans le chapitre 4). La figure 5.7 présente la distribution des flux annuels entrant la surface des résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood en contact avec l'air atmosphérique dans les stations 1, 2 et 4 présentant la zone de la plage, intermédiaire et des particules fines, respectivement, pour différents niveaux initiaux de nappes phréatiques (0, 1 et 2 m au-dessous la surface des résidus). La figure 5.7 montre que le flux d'oxygène annuel diminue progressivement avec la distance du point de décharge lorsque la nappe phréatique est supérieure ou égale à 1 m. La différence des valeurs entre la zone de la plage et celle des particules fines correspond à 137 et 532 g/m²/an respectivement pour une nappe phréatique initiale située à 1 et 2 m au-dessous la surface des résidus. Néanmoins, quand la nappe est proche de la surface des résidus, le flux d'oxygène annuel augmente légèrement avec la distance en s'éloignant du point de dépôt (une différence de flux annuel de 12 g/m²/an entre la zone de la plage et des particules fines). La disparité des valeurs de flux d'oxygène annuel pénétrant la surface des rejets de concentrateur entre les trois zones augmente avec la profondeur de la nappe phréatique. La tendance de croissance de ce flux annuel en fonction de la distance de décharge est linéaire sur les distances étudiées.

Pour limiter le flux d'oxygène dans la surface des résidus réactifs ségrégués du parc3 Est du site Doyon/Westwood (modèle simplifié), la mise en place d'une monocouche de 0,5 m d'épaisseur a été testée. Deux types de matériaux de couverture ont été suggérés: résidus miniers de Goldex et résidus miniers désulfurés de Westwood. Les résidus grossiers (S1), intermédiaires (S3) et fins (S6) de Goldex sont mis respectivement, sur la zone de la plage (S1), intermédiaire (S2) et celle des particules fines (S4) du parc 3 Est du site Doyon/Westwood dans la modélisation numérique pour étudier l'effet double de la ségrégation (dans la monocouche et les résidus réactifs sous-jacents). Les résidus désulfurés de Westwood ont été considérés homogènes.

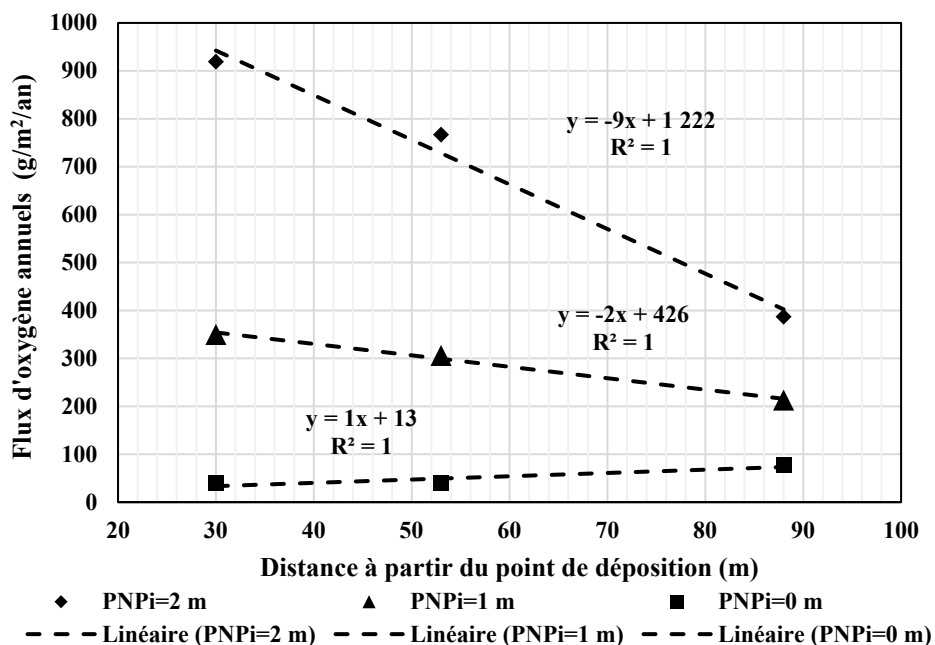


Figure 5.7 : Distribution du flux d'oxygène annuel entrant à la surface des résidus en fonction de la distance pour différents niveaux de la nappe phréatique (0, 1 et 2m au-dessous la surface des résidus miniers).

Les résultats de calcul des flux d'oxygène annuels pénétrant chaque zone du parc étudiés après la mise en place d'une monocouche sont présentés dans la figure 5.8. Le flux d'oxygène annuel pour les deux types de couverture varie de façon linéaire avec la distance par rapport au point de dépôt. Dans le cas d'une monocouche faite de résidus Goldex, cette relation entre le flux et la distance est décroissante pour les trois profondeurs initiales de la nappe. Dans le cas d'une monocouche faite de résidus désulfurés, la corrélation linéaire du flux avec la distance est positive pour $PNP_i = 0$ m et $PNP_i = 1$ m et négative pour $PNP_i = 2$ m. La différence entre les valeurs le long de la distance (entre S1 et S4) augmente également avec la profondeur de la nappe phréatique. Les résidus grossiers de Goldex laissent passer plus de flux d'oxygène vers les résidus réactifs dans la zone de la plage du parc 3 Est du site Doyon/Westwood que les résidus désulfurés de Westwood. D'autre part, les résidus fins de Goldex ont réussi à limiter l'entrée des flux d'oxygène dans la zone des particules fines (des valeurs inférieures à $40 \text{ g/m}^2/\text{an}$ pour tous les niveaux de la nappe phréatique testés) comparativement aux résidus désulfurés. Pour les deux types de couverture, une nappe phréatique à la surface peut être efficace pour empêcher la pénétration de flux d'oxygène (des valeurs de flux d'oxygène annuels faibles dans toutes les zones du parc à résidus).

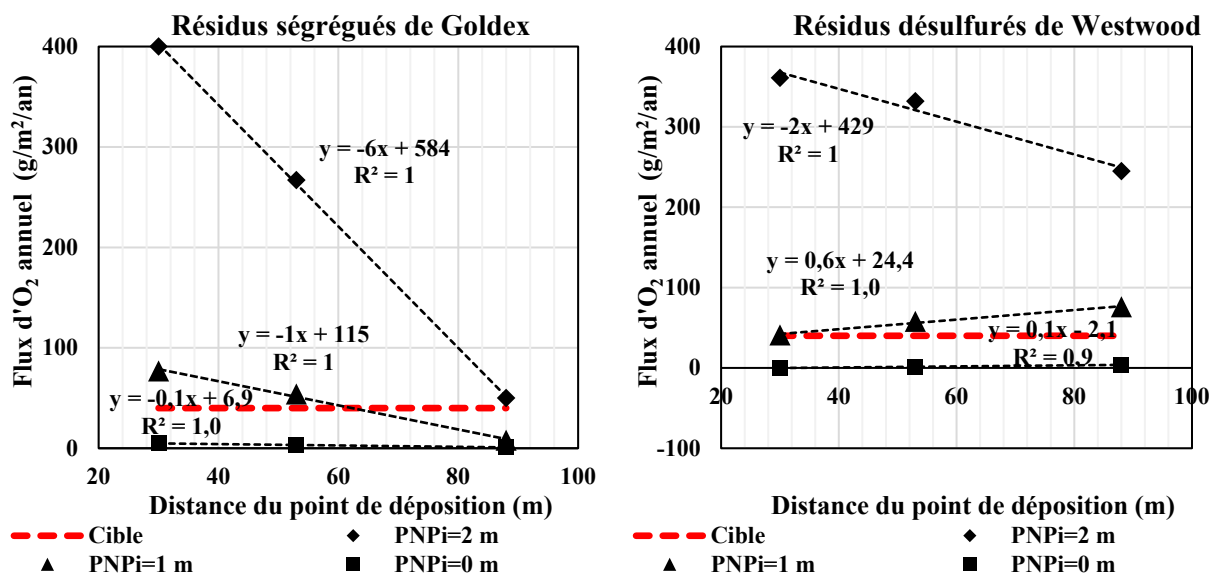


Figure 5.8: Distribution des flux d'oxygène annuels entrant à la surface des résidus en fonction de la distance après la mise en place d'une couverture monocouche formée de résidus ségrégués de Goldex (à gauche) et des résidus désulfurés de Westwood (à droite).

5.4 Fluctuation de la nappe phréatique

Les simulations numériques effectuées ont considéré quatre niveaux initiaux de la nappe phréatique PNP_i : à l'interface des résidus-couverture, de 0,5 m ($1/2 \times$ AEV des résidus PAG à la station S1, 1 m ($1 \times$ AEV des résidus en S1 et $1/2 \times$ AEV des résidus en S4) et 2 m ($1 \times$ AEV des résidus en S4). La technique de NPS combinée à la couverture monocouche est supposée être efficace si la profondeur de la nappe phréatique reste durant l'année correspondante à la valeur minimale fournie par les critères de conception (voir section 2.3). Dans le cas des simulations effectuées, il devrait être intéressant de prendre un aperçu des fluctuations du niveau de la nappe phréatique le long de la période de l'étude (214 jours). Les figures 5.9a, 5.9b et 5.9c présentent un exemple de la position de la nappe phréatique aux jours 0, 50 et 113, respectivement, dans les résidus du parc 3 Est sous-jacent la couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur constituée de résidus désulfurés de Westwood. La nappe phréatique initiale (jour 0) a été fixée à 1 m au-dessous l'interface de couverture-résidus. Ces figures montrent que la nappe phréatique fluctue avec le temps. La profondeur de la nappe phréatique a diminué de 1, à 1,5 et à 1,8 au-dessous l'interface des résidus-couverture dans la station 1 et de 1, à 1,8 et à 2 m au-dessous l'interface des résidus-couverture dans la station 4, respectivement du jour 0, 50 au jour 113. Ces fluctuations sont principalement

liées aux conditions climatiques (spécifiquement les précipitations) et aux caractéristiques hydrogéotechniques des matériaux favorisant le drainage et/ou l'évaporation de l'eau dans l'axe vertical (mouvement de l'eau dans un modèle 1D).

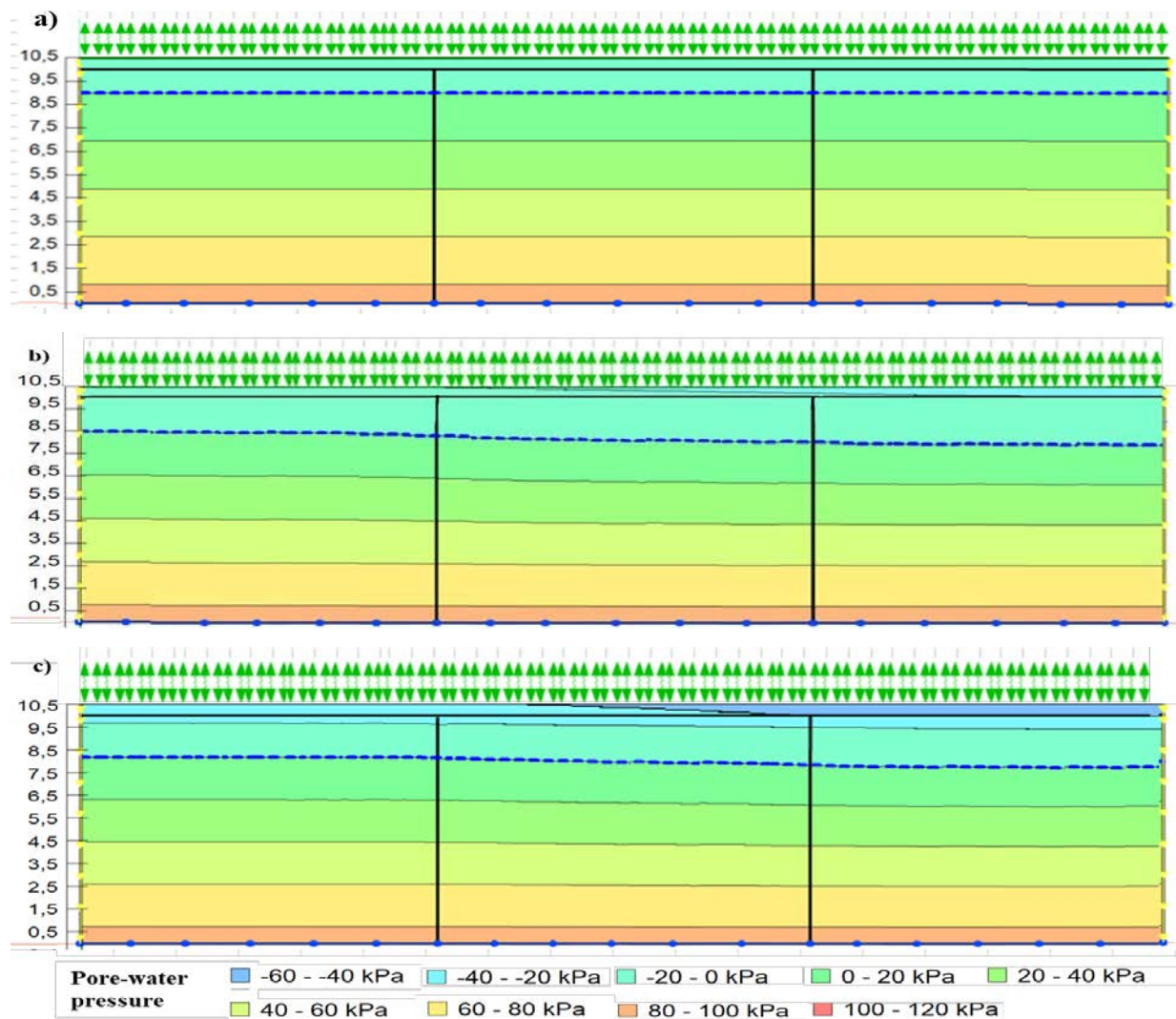


Figure 5.9: Fluctuation de la nappe phréatique et la charge de pression d'eau présent dans le domaine dans le cas des résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood avec une couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés de Westwood, pour $PNP_i = 1$ m: a) jour 0, b) jour 50 and c) jour 113.

5.5 Effet de l'évaporation et de drainage sur l'efficacité de la technique de NPS combinée à une monocouche

Les résultats des simulations numériques ont indiqué que les deux couvertures monocouches testées de 0,5 m étaient insuffisantes pour limiter les pertes d'eau causées à la fois par le drainage et l'évaporation et pour maintenir un degré de saturation plus élevé ($S_r > 0,85$) aux premiers centimètres à la surface des résidus ségrégués du parc 3 Est du site Doyon/Westwood, et ainsi limiter l'entrée du flux d'oxygène pour $PNP_i \geq 1$ m dans les conditions climatiques normales. La figure 5.10 montre les profils verticaux de charge de pression d'eau dans les résidus PGA du site Doyon/Westwood et dans la couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés de Westwood au jour 113 pour les différentes profondeurs initiales de la nappe phréatique. Les figures 5.10a, b, c et d indiquent que l'effet de l'évaporation est significatif, créant des succions élevées près de la surface et à travers la couverture monocouche. La succion dans les résidus du parc 3 Est du site Doyon est beaucoup plus élevée qu'à l'équilibre hydrostatique. Les charges de pression interstitielle à l'interface couverture-résidus ($y = 0$ m) au jour 113 sont respectivement d'environ -1,5 m, -1,8 m et -2,3 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 0$ (figure 5.10a), d'environ -2,2 m, -2,5 m et -3 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 0,5$ m (Figure 5.10b), d'environ -3,2 m, -3,4 m et -4,2 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 1$ m (Figure 5.9c), et d'environ -4,9 m pour $PNP_i = 2$ m à toutes les stations (Figure 5.10d). À l'équilibre hydrostatique (en cas de drainage seulement), au jour 113, ces pressions devraient être respectivement de -1,1, -1,2 m et -1,4 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 0$ m, de -1,4 m, -1,5 m et -1,7 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 0,5$ m, de -1,8, -1,9 et -2 en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 1$ m et de -2,45 m, -2,5 m et -2,6 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i = 2$ m.

Il serait intéressant par exemple de regarder ce qui se passe à la station S4 lorsque la PNP_i est la moitié ($PNP_i = 1$ m) de la valeur de la pression d'entrée d'air ($AEV = 2$ m) des résidus à cette station. Initialement, ces résidus sont supposés être saturés. Les résultats de la figure 5.10c indiquent que la couverture monocouche faite de résidus désulfurés de Westwood de 0,5 m d'épaisseur n'empêche pas l'évaporation et la perte d'humidité des résidus réactifs sous-jacents et que l'effet positif de la nappe phréatique surélevée ne peut être maintenu dans ces conditions. Les résultats montrent également des succions plus élevées près de la surface à la station S4 qu'à S1 pour $PNP_i = 0, 0,5$ et 1 m. Ceci explique pourquoi les résidus en S4 sont les plus désaturés près de la surface, même si

leur valeur d'entrée d'air ($AEV = 2 \text{ m}$) est supérieure à la profondeur initiale de la nappe phréatique et donc le flux d'oxygène entrant à leur surface est le plus élevé. L'évaporation affecte les résidus sous-jacents sur une plus grande profondeur.

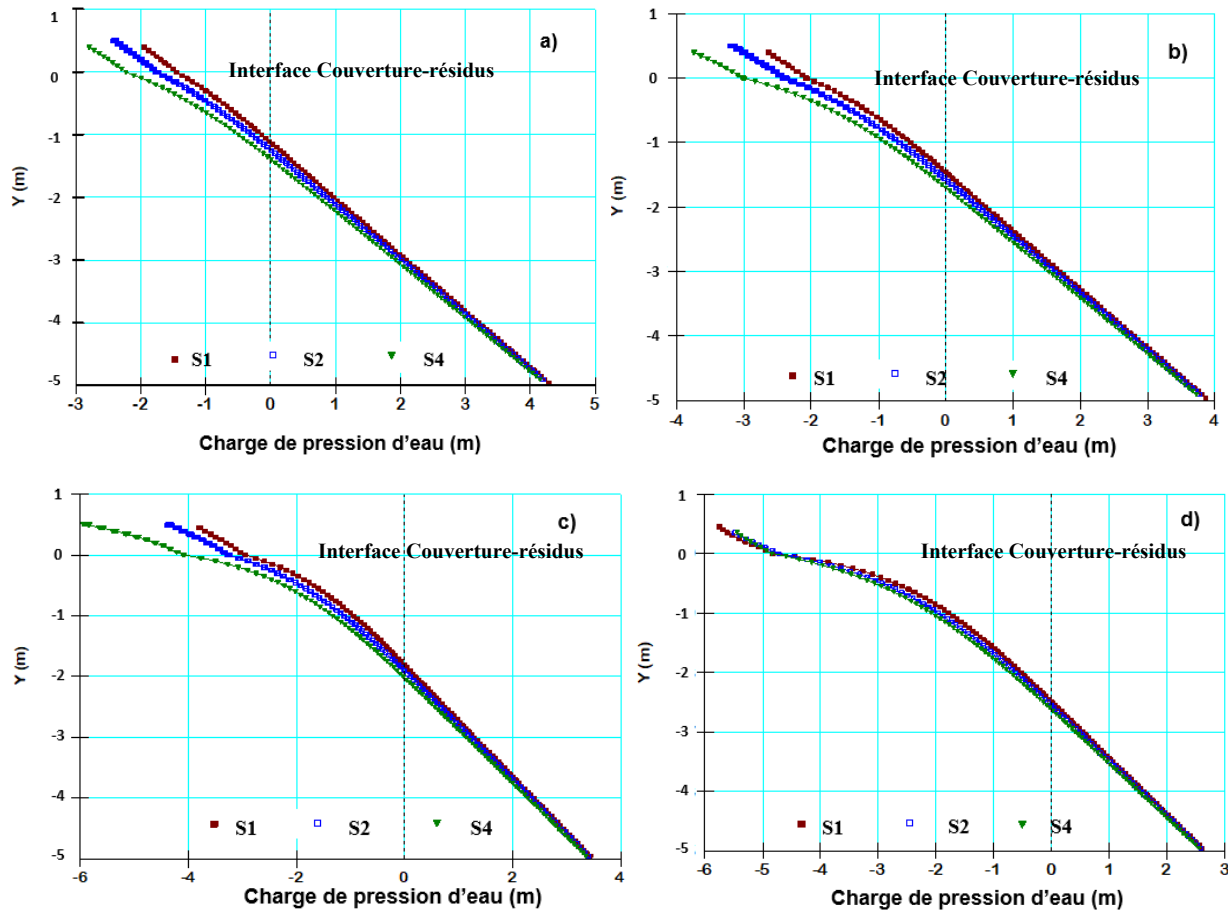


Figure 5.10: Profils verticaux de charge de pression d'eau dans les résidus PGA du site Doyon/Westwood et dans la couverture monocouche de 0.5 m d'épaisseur faite de résidus désulfurés de Westwood au jour 113: a) $PNP_i=0 \text{ m}$, b) $PNP_i=0,5 \text{ m}$, c) $PNP_i=1 \text{ m}$ et d) $PNP_i=2 \text{ m}$.

La figure 5.11 montre les profils verticaux des charges de pression interstitielle pour une couverture de 0.5 m d'épaisseur constituée de résidus ségrégués de Goldex au jour 113. Les charges de pression interstitielle à l'interface couverture-résidus ($y=0 \text{ m}$) au jour 113 sont respectivement d'environ -0,5, -0,6 et -1,7 m en S1, S2 et S4 pour $PNP_i=0 \text{ m}$ (figure 5.11a), -0,9, -1 et -2 m à S1, S2 et S4 pour $PNP_i=0,5 \text{ m}$ (figure 5.11b), -1,6, -1,7 et -2,5 m à S1, S2 et S4 pour $PNP_i=1 \text{ m}$ (figure 5.11c) et -2,1, -2 et -4 m à S1, S2 et S4 pour $PNP_i=2 \text{ m}$ (figure 5.11d). Ces valeurs de succions sont plus faibles en comparaison aux valeurs présentées à la figure 5.9 (pour la même PNP_i). Ainsi, ces

résultats montrent que la couverture monocouche composée de résidus ségrégués de Goldex a diminué l'effet de l'évaporation sur les résidus sous-jacents plus que les résidus désulfurés.

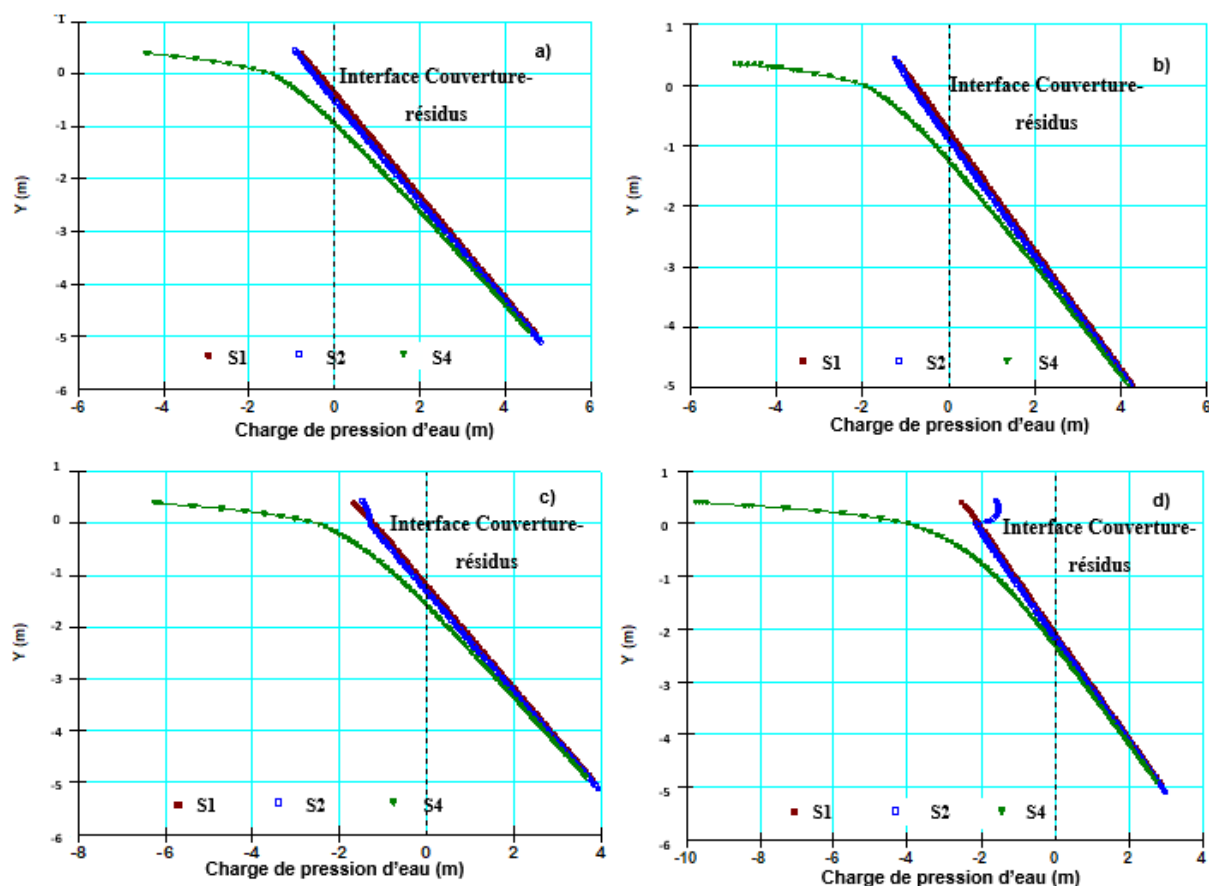


Figure 5.11: Profils verticaux de charge de pression d'eau des résidus PGA du site Doyon/Westwood et dans la couverture monocouche de 0.5 m d'épaisseur faite de résidus ségrégués de Goldex au jour 113: a) $PNP_i = 0$ m, b) $PNP_i = 0,5$ m, c) $PNP_i = 1$ m et d) $PNP_i = 2$ m.

En se basant sur les résultats présentés aux figures 5.10 et 5.11, on peut conclure que les résidus ségrégués de Goldex jouent plus efficacement le rôle de barrière face à l'évaporation et de protection que les résidus désulfurés. Les résultats des différents scénarios simulés présentés ci-dessus ont notamment mis en évidence l'importance des propriétés hydrogéotechniques des matériaux de couverture pour le contrôle du bilan hydrique du système.

5.6 Effet de la stratigraphie des matériaux du parc 3 Est du site Doyon/Westwood sur les flux d'oxygène

Le parc à résidus 3 Est du site Doyon/Westwood présente une hétérogénéité verticale et latérale. Cette hétérogénéité a été identifiée sur terrain et en laboratoire (voir section 3.2.1 et 3.2.2). Les résidus miniers de ce parc sont également intercalés par des minces couches de boue issue de traitement des eaux acides qui peuvent avoir pour effet de diminuer l'infiltration d'oxygène à travers les résidus comme observé dans la figure 5.4. La différenciation verticale des propriétés des résidus miniers identifiée est due aux différentes séquences de dépôt des résidus miniers. Cette stratigraphie a été considérée pour l'interprétation des essais de CO in situ (sections 3.3, 4.2.1 et 5.2.1) et dans les simulations numériques du comportement des résidus du parc 3 Est de Doyon Westwood exposés à l'air (sections 3.4.1, 4.4.1 et 5.2.2). Dans les simulations de la technique de NPS combinée à une monocouche, les résidus dans chaque zone associée à une station donnée étaient considérés homogènes et composés uniquement des résidus miniers réactifs pour surestimer les résultats du flux d'oxygène entrant la surface des résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Cette surestimation des flux permet un design plus sécuritaire (facteur de sécurité élevé). Il serait alors intéressant de réaliser des calculs avec un modèle qui tient compte de la stratigraphie au niveau de différentes zones du parc afin d'évaluer l'impact de la stratification sur les flux d'oxygène. La figure 5.12 montre les flux annuels calculés atteignant la surface du parc 3 Est du site Doyon/Westwood avec la stratigraphie (en prenant en considération les variations verticales de la nature des matériaux) et sans stratigraphie (en considérant les résidus réactifs frais homogène le long de la profondeur de chaque station) pour $PNP_i=0, 0,5, 1, \text{ et } 2 \text{ m}$. Ces résultats indiquent que le flux annuel d'oxygène, dans le cas où la stratigraphie est considérée, est plus faible que celui dans le cas sans considérant la stratigraphie (seulement avec résidus réactifs) pour toutes les stations. Par exemple, pour $PNP_i=0$, les valeurs de flux d'oxygène sont respectivement 11, 8 et 1 $\text{g/m}^2/\text{an}$ en S1, S2 et S4 dans le cas de stratigraphie et 39, 40 et 76 $\text{g/m}^2/\text{an}$ en S1, S2 et S4 dans le cas de résidus réactifs seulement. Les faibles valeurs du flux d'oxygène dans le cas de stratigraphie sont dues à la non-réactivité directe de la première couche des résidus (exposés à l'air). D'autre part les minces couches des boues diminuent la profondeur de pénétration d'oxygène à travers les résidus et agit comme une barrière à l'oxygène (voir section 5.2.2). Pour les PNP_i de 0 et 0,5 m, on observe que la tendance des flux au niveau des stations s'inverse. Sans stratification,

le flux augmente de S1 à S4 alors qu'il baisse lorsque la stratification est considérée. Cela peut être expliqué par la présence d'une couche non réactive sus-jacent la couche des résidus réactifs dans le cas de stratification. Cette couche agit comme un recouvrement qui diminue l'effet de l'évaporation dans la station 4, tandis qu'en absence de cette stratification, les résidus miniers réactifs sont en contact direct avec l'atmosphère et ils sont plus affectés par l'effet de perte d'humidité. Finalement, dans le cas où la stratification est considérée, on voit que les flux d'oxygène restent inférieurs à la valeur cible de 40 g/m²/an sur toutes les zones lorsque les nappes initiales sont à 0 et 0,5 m.

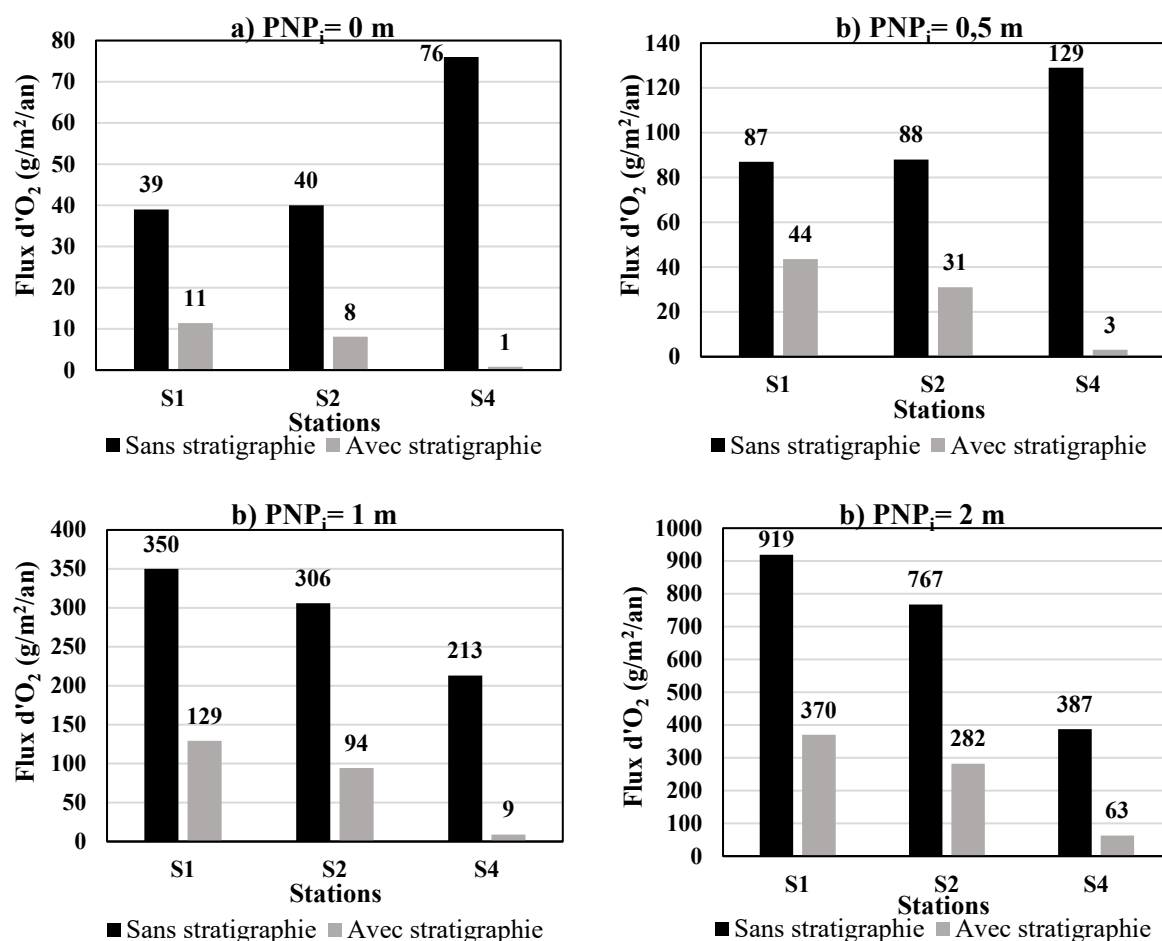


Figure 5.12: Effet de la stratigraphie des matériaux sur les flux annuels d'oxygène consommés par les résidus du parc 3 Est du site Doyon/Westwood : a) PNP_i = 0 m, b) PNP_i = 0,5 m, c) PNP_i = 1 m et d) PNP_i = 2 m.

5.7 Dernières remarques et retombées de ces travaux

Comme mentionné plus haut, il n'était pas dans l'objectif de ce projet (ni du projet RDC dans le cadre duquel se fait cette étude) de déterminer la stratigraphie des résidus sur toute leur épaisseur dans les parcs à résidus étudiés ainsi que leurs propriétés. De ce fait, dans les modèles numériques étudiés pour la conception de la technique de NPS combinée à une monocouche, on a considéré les résidus miniers réactifs homogènes sur toute l'épaisseur de chaque station du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Cela a permis de se concentrer sur l'objectif principal de cette étude qui est l'effet de la ségrégation hydraulique des résidus miniers en général et du site Doyon/Westwood après leur dépôt. L'effet de la double ségrégation a été également étudié en optant pour un choix de couverture monocouche faite de résidus ségrégués de Goldex. Les résidus ségrégués de Goldex ont été échantillonnés sur une longueur de 150 m dans différentes positions le long de la ligne de dépôt des résidus (voir section 3.1.3) tandis que les rejets de concentrateur du parc 3 Est du site Doyon/Westwood ont été échantillonnés sur une longueur de 90 m. On a supposé dans les modélisations numériques pour la conception de la technique de NPS combinée à une monocouche que les dimensions des deux parcs (du site Manitou/Goldex et Doyon/Westwood) et les positions des stations d'échantillonnage sont correspondantes et superposées (voir section 3.4.3). En effet, le comportement des résidus ségrégués est complexe à prédire après leur dépôt et il est difficile de savoir au préalable le chemin parcouru par les différentes particules des résidus. L'hétérogénéité verticale des résidus observée dans les deux parcs à résidus étudiés marque également les différentes séquences de dépôt. Cela confirme que les propriétés des résidus miniers varient selon le contexte géologique et le traitement minéralogique indépendamment du phénomène de la ségrégation hydraulique. Quand la ségrégation s'ajoute à cause du faible pourcentage solide des résidus, leur structure dans le parc à résidus devient alors plus complexe. En conséquence, il serait préférable d'utiliser des matériaux de couverture non ségrégant pour assurer faciliter le design des recouvrements qui est souvent réalisé par les prédictions numériques et pour diminuer les incertitudes et les facteurs non pris en considération qui peuvent nuire à l'efficacité du recouvrement. Le choix des matériaux non ségrégués de la couverture monocouche est à faire judicieusement afin que la couverture remplisse son rôle dans toutes les zones du parc.

En se basant sur les résultats des travaux réalisés dans cette étude, la méthodologie de travail suivante est proposée pour la conception de la technique de NPS combinée à une monocouche dans

le cas de résidus miniers PGA ségrégués pour une mine en phase d'exploitation et pour un site minier non actif (voir Figure 5.13).

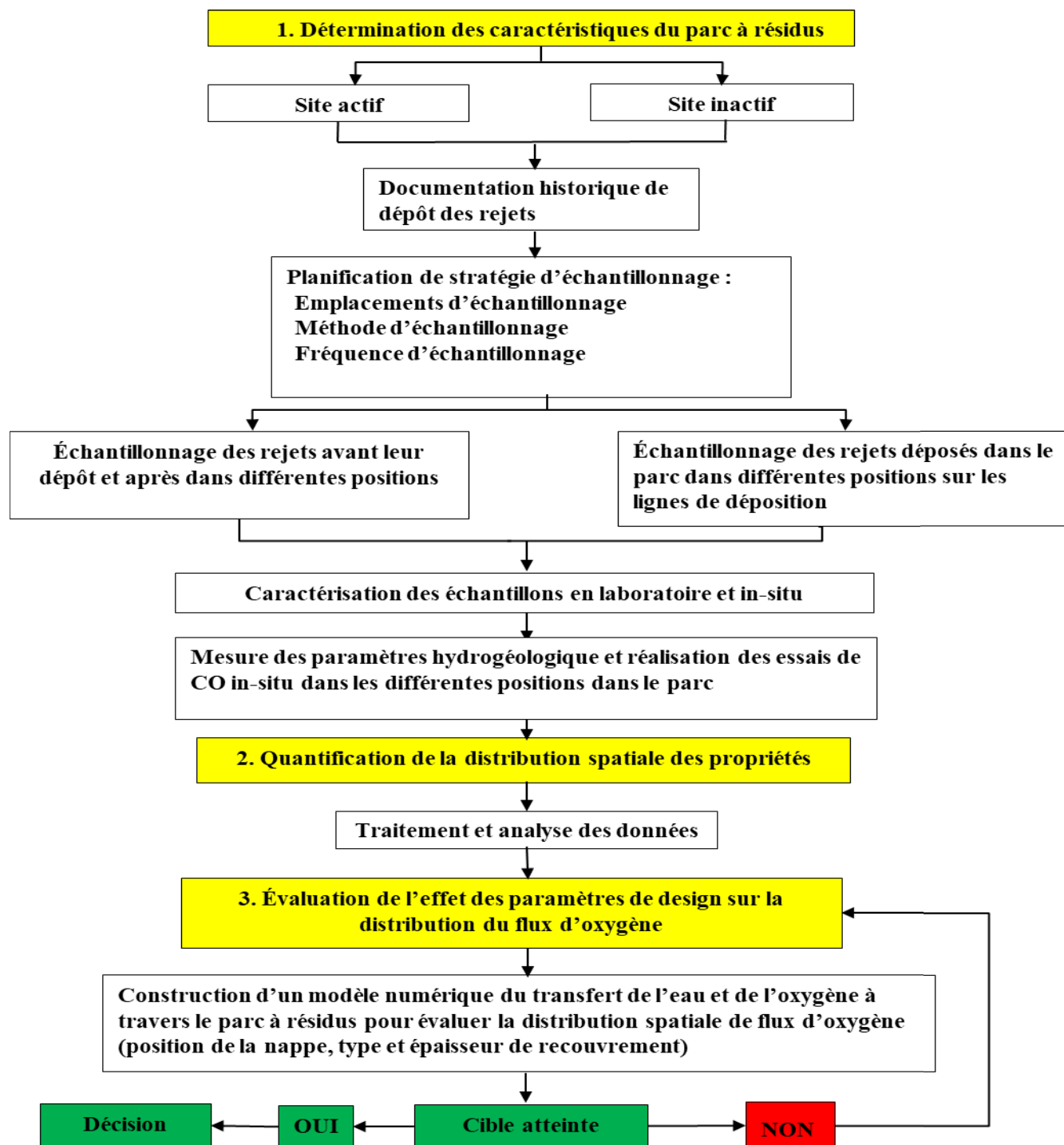


Figure 5.13 : Schéma résumant la procédure pour le design de la technique de NPS combinée à une monocouche dans le cas des résidus et/ou monocouche ségrégués.

Cette méthodologie comprend trois étapes principales. La première étape vise à déterminer les caractéristiques du parc à résidus miniers. La procédure à suivre est spécifique pour un site actif ou non actif /abandonné. Cette étape vise à collecter une base de données pour déterminer les propriétés physico-chimiques et hydrogéotechniques caractérisant les matériaux et qui peuvent être affectés par la ségrégation hydraulique. La deuxième étape consiste en traitement, analyse et interprétation des différents résultats des propriétés pour la quantification de la distribution spatiale des propriétés. Cette étape vise à déterminer l'effet de la ségrégation sur la distribution des propriétés des matériaux et son ampleur. La troisième étape porte sur l'évaluation de paramètres de design sur le flux d'oxygène. Pour cela, un modèle numérique est construit pour simuler le transport d'eau et d'oxygène dans les résidus miniers. Ce modèle permet de prédire le comportement hydrogéologique et le flux d'oxygène entrant à la surface des résidus pour différents scénarios de conception de la technique de NPS combinée à une monocouche ou d'autres méthodes de prévention de DMA. Le bon scénario est celui qui réalise la cible mise en place en début de la conception.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal de ce projet de maîtrise était d'étudier l'effet de la ségrégation hydraulique sur la performance de la méthode de NPS associée à un recouvrement monocouche faite de résidus NPGA en évaluant la distribution spatiale des flux d'oxygène dans le parc à résidus. Pour atteindre cet objectif, une campagne d'investigations a été réalisée sur terrain et en laboratoire pendant l'été 2019 sur le parc à résidus 3 Est du site minier Doyon/Westwood et le parc 3 du site Manitou Goldex. Les résidus du parc à résidus 3 Est du site minier Doyon/Westwood sont PGA alors que les résidus NPGA de Goldex ont été déposés comme couverture monocouche pour les résidus miniers PGA du site Manitou/Goldex. Une série d'essais de consommation d'oxygène a été réalisée sur terrain incluant la mesure en continue de la teneur en eau volumique et ponctuelle de la suction. Une campagne d'échantillonnage des résidus miniers a été effectuée dans différentes stations des parcs étudiés le long de la ligne de dépôt. Les échantillons ont servi à la caractérisation hydrogéotechnique et minéralogique des matériaux et à la réalisation des essais de consommation d'oxygène en laboratoire. Les essais de consommation d'oxygène ont été interprétés numériquement à l'aide de POLLUTEv7 (GAEA technologie Ltd.) et du couplage SEEP/W-CTRAN/W (GeoSlope International Ltd.) pour déterminer les valeurs des paramètres des lois de Fick (coefficients effectifs de diffusion D_e et du taux de réaction K_r). Ces paramètres ont permis d'évaluer les flux d'oxygène entrant la surface des résidus miniers du parc 3 Est du site Doyon/Westwood (avec et sans stratigraphie) dans les différentes stations de mesures lorsque les résidus sont exposés à l'atmosphère. Enfin, un modèle numérique a été construit pour simuler les différentes options du design de la technique de NPS combinée à une monocouche dans le programme SEEP/W-CTRAN/W. Ce chapitre rappelle les principaux résultats et les conclusions découlant de ces travaux ainsi que quelques recommandations pour les travaux futurs.

6.1 Conclusions

Les résidus du site miniers Doyon/Westwood, comme ceux de la mine Goldex utilisés pour la restauration du site Manitou/Goldex ont été déposés conventionnellement sous forme de pulpe (pourcentage solide < 45%). Ces résidus ont été sujets à une ségrégation hydraulique après leur dépôt. L'ensemble des travaux de caractérisation de ces résidus ont montré que leurs propriétés physiques présentent une hétérogénéité verticale et horizontale le long de la ligne de dépôt dans les

deux parcs étudiés. L'intensité de différenciation granulométrique latérale semble plus accentuée dans le parc 3 du site Manitou/Goldex que dans le parc 3 Est du site Doyon/Westwood. Cela peut être dû à la granulométrie initiale des résidus miniers définie à l'usine de traitement de minerais. La minéralogie des résidus miniers change d'une station à l'autre suivant un certain ordre dans le parc 3 est du site Doyon/Westwood alors qu'elle reste presque la même le long de la ligne de mesure du parc 3 du site Manitou/Goldex. Les propriétés hydriques (CRE et k_{sat}) des matériaux aussi varient avec la distance dans les deux sites d'étude. Une stratification verticale a aussi été observée au niveau du parc 3 Est du site Doyon/Westwood.

Les résultats des essais de consommation d'oxygène in-situ et au laboratoire ont montrés que :

- Les rejets de concentrateur du Goldex ne sont pas réactifs ($K_r=0$).
- La consommation d'oxygène par les résidus miniers du site Doyon/Westwood décroît le long de la ligne de dépôt.
- Les résultats de l'interprétation des essais CO effectués in-situ et en laboratoire ont montré des valeurs des coefficients du taux de réaction K_r presque similaires.
- Les valeurs de K_r des résidus miniers réactifs du site Doyon/Westwood diminuent le long de la ligne de dépôt.

La simulation numérique de transfert d'eau et d'oxygène à travers les matériaux du parc à résidus avec la stratigraphie (configuration fidèle des matériaux sur le terrain avec variation verticale de la nature des matériaux) a montré que l'hétérogénéité verticale des matériaux contrôle les flux d'oxygène et la pénétration de l'oxygène à travers le milieu. La simulation numérique d'un modèle simplifié a été néanmoins effectuée en éliminant cette stratigraphie et en considérant les résidus réactifs sur toute l'épaisseur du modèle numérique pour se concentrer plus sur l'objectif de l'étude qui est l'effet de la ségrégation hydraulique sur les flux d'oxygène.

L'évaluation de l'efficacité de la technique NPS combinée à une monocouche a été basée sur la comparaison du flux d'oxygène annuel entrant la surface des résidus miniers réactifs du parc 3 Est du site Doyon/Westwood avec et sans recouvrement. Deux types de matériaux constituant le recouvrement monocouche ont été testés pour la monocouche : les résidus désulfurés de Westwood et les résidus ségrégués de Manitou/Goldex. L'évolution temporelle du degré de saturation et du flux d'oxygène ont été évalués pour le niveau de la nappe phréatique de 0, 0,5 m ($\frac{1}{2}$ AEV en S1),

1 m (1AEV en S1 et ½ AEV en S4) et 2 m (1AEV en S4) au-dessous l'interface des résidus-couverture.

Pour les résidus miniers du parc 3 est du site Doyon/Westwood exposés à l'air, les résultats des simulations numériques ont montré que les degrés de saturation et le flux d'oxygène varient d'une zone à l'autre. Cette variation est plus élevée et significative lorsque la nappe phréatique est profonde (≥ 1 m au-dessous la surface des résidus). La zone de la plage (station 1) a montré des degrés de saturation faibles et du flux d'oxygène élevées par rapport aux autres zones. Lorsque la nappe phréatique est à la surface, la zone des particules fines présente les degrés de saturation les plus faibles et le flux d'oxygène le plus élevé à cause de la forte évaporation. En effet, la valeur du flux d'oxygène annuel dépasse le seuil à toutes les profondeurs initiales de la nappe phréatique considérées ici (<40 g/m²/an).

La technique de la nappe phréatique surélevée (NPS) pourrait être une bonne option pour restaurer les parcs à résidus du site Doyon/Westwood selon les études antérieures puisque la nappe phréatique est souvent proche de la surface. Une couverture monocouche pouvant augmenter la capacité capillaire (matériau fin) et/ou empêcher les pertes d'eau par l'évaporation (matériau grossier) contribuerait à garder les résidus proches de la saturation surtout dans les périodes sèches de l'année et ainsi à améliorer l'efficacité de la technique de NPS. La mise en place d'une monocouche avec la méthode conventionnelle (sous forme de pulpe) peut être accompagnée d'une ségrégation hydraulique des matériaux. Cela a été bien confirmé avec les résidus prélevés du parc 3 du site Manitou/Goldex. En conséquence, les propriétés de ces résidus ségrégués varient le long de la ligne de dépôt. Les simulations numériques de transport d'eau et d'oxygène à travers les résidus ségrégués du parc 3 Est du site Doyon/Westwood avec une monocouche constituée des résidus ségrégués du parc 3 du site Manitou/Goldex ont été réalisées pour évaluer l'effet de la double ségrégation sur le comportement hydrogéologique des résidus et les flux d'oxygène entrant leur surface. Les résultats ont montré que la zone de la plage avec la monocouche formée des résidus grossiers de Goldex se désature rapidement et laisse entrer une grande quantité du flux d'oxygène, surtout lorsque la nappe phréatique est un peu profonde ($NP \geq 1$ m) comparativement à la zone des particules fines. Une différence de valeurs du flux d'oxygène assez élevée fait que la zone de la plage soit la zone la plus risquée du parc à résidus.

La mise en place d'une couverture monocouche homogène formée des résidus désulfurés de 0,5 m d'épaisseur peut également minimiser les différences des degrés de saturation et du flux d'oxygène entre les différentes zones du parc 3 Est du site Doyon/Westwood. D'après les résultats des simulations numériques, l'utilisation des résidus désulfurés dans la couverture monocouche n'a pas permis de maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus sous-jacents, malgré la grande capacité de rétention d'eau de ces résidus désulfurés (AEV = 3 m). Ces résidus désulfurés étaient hautement affectés par l'évaporation, particulièrement dans la zone de résidus fins (station 4). Les degrés de saturation calculées étaient inférieures à ceux observés avec la monocouche formée des résidus ségrégués de Goldex dans la zone de particules fines. La différence des valeurs du flux d'oxygène entre les trois zones du parc à résidus a diminué avec la monocouche faite des résidus désulfurés par rapport à celle observée entre ces zones lorsque les résidus sont non couverts. Dans le cas de la monocouche composée des résidus désulfurés, la zone des particules fines forme la zone la plus risquée par rapport aux zones 1 et 2, avec des valeurs du flux d'oxygène les plus élevées lorsque la nappe phréatique est ≤ 1 m au-dessous l'interface résidus-couverture. Lorsque cette dernière est à 2 m de profondeur, la zone de la plage laisse passer plus de flux d'oxygène.

La couverture monocouche de 0,5 m d'épaisseur des deux types de résidus testés était insuffisante pour maintenir un degré de saturation élevé et empêcher l'entrée du flux d'oxygène à la surface des résidus de Doyon/Westwood surtout lorsque la nappe phréatique est ≥ 1 m de profondeur. L'effet de l'épaisseur des couvertures sur la performance de la technique a été également évalué. Trois épaisseurs étaient testées : 1, 2 et 3 m pour chaque type de matériau (résidus ségrégués de Goldex et résidus désulfurés de Westwood). Les résultats des simulations numériques ont montré que l'épaisseur influence l'efficacité de la couverture monocouche. En effet, plus l'épaisseur est grande, plus le comportement de la couverture devient indépendant de changement des conditions climatiques. Cela s'est traduit par les courbes plates (peu de fluctuations) de degré de saturation à l'interface résidus-couverture et du flux d'oxygène consommés par les résidus sous la monocouche.

Finalement, pour une méthode de prévention de DMA efficace, une couverture monocouche de 0,5 m faite de résidus ségrégués de Goldex avec une nappe phréatique à l'interface résidus-couverture serait suffisante à maintenir les résidus miniers proche de la saturation ($S_r \geq 0,85$) et le flux d'oxygène annuel ≤ 40 g/m²/an, même dans le cas de sécheresse prolongée.

Les résultats obtenus et les conclusions formulées à l'issue de ce projet de recherche vont permettre de contribuer à l'amélioration des scénarios de design des méthodes de restauration des parcs à résidus miniers par la prise en considération de l'hétérogénéité des matériaux causée par la ségrégation hydraulique. La clé du succès résidera dans une meilleure caractérisation hydrogéotechnique et minéralogique des parcs à résidus et la prise en considération de tous les différents facteurs affectant la performance des recouvrements.

6.2 Recommandations

Pour pousser l'étude plus loin et pour avoir plus de détails sur le comportement des résidus miniers ségrégués après leur dépôt, on recommande :

- ✓ La réalisation des investigations sur d'autres lignes de dépôt des résidus et sur d'autres parcs à résidus pour vérifier les résultats obtenus de la distribution des propriétés hydrogéotechniques et du taux de réaction des résidus miniers ségrégués;
- ✓ Étude granulo-minéralogique et granulo-chimique détaillée décrivant la distribution spatiale des sulfures (pyrite, chalcopyrite...) dans les résidus miniers dans différentes positions du parc à résidus pour comprendre leur comportement après dépôt;
- ✓ L'installation des cellules à échelle intermédiaire pour l'évaluation des flux d'oxygène sans et avec recouvrement monocouche pour vérifier la validité des résultats numériques du dimensionnement de la technique de la NPS combinée à une monocouche présentés dans cette étude;
- ✓ Modélisation 2D du parc à résidus pour avoir une présentation globale proche de la réalité de l'effet de ségrégation dans les deux plans latéraux sur la distribution de l'eau et de flux d'oxygène.

Par rapport aux résidus ségréguant pour la couverture monocouche, on recommande une étude hydrodynamique et rhéologique poussée en laboratoire et in-situ pour prédire le comportement des résidus miniers pendant et après dépôt. Des modélisations numériques pourraient aussi être mis à profit, à condition de trouver un code approprié.

BIBLIOGRAPHIE

- Aachib, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance d'un système de recouvrement utilisant le concept de barrière capillaire—application aux rejets miniers*. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École de Polytechnique Montréal].
- Aachib, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2002). *Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils*. Proceedings of the 55th Canadian Geotechnical Conference and the 3rd Joint IAH–CNC and CGS Groundwater Speciality Conference, Ottawa, Ontario (pp. 163-171).
- Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air & Soil Pollution*, 156(1), 163-193.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E. K., & Mian, M. H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(4), 796-808.
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14(12-13), 1139-1145.
- Arairo, W., Prunier, F., Djéran-Maigre, I., & Darve, F. (2013). A new insight into modelling the behaviour of unsaturated soils. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, 37(16), 2629-2654.
- Arya, L. M., Leij, F. J., van Genuchten, M. T., & Shouse, P. J. (1999). Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data. *Soil Science Society of America Journal*, 63(3), 510-519.
- Arya, L. M., & Paris, J. F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Science Society of America Journal*, 45(6), 1023-1030.
- ASTM, D.-. (2016). *Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter*. ASTM International.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.
- Aubertin, M., Bussière, B., Joanes, A., Monzon, M., Gagnon, D., Barbera, J., . . . Bernier, L. (1999). *Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place* (Rapport de recherche Projet CDT P1899, NEDEM/MEND 2.22.2c). Mine Environment Neutral Drainage (MEND).
- Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, J. (2011). *La gestion des rejets miniers au Québec, Dans L'État du Québec, Institut du Nouveau Monde, Québec, Canada*.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Jollette, D., Bussière, B., Chapuis, R., James, M., & Riffon, O. (2002). *Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle*. Défis & Perspectives: Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Maqsoud, A. (2015). *Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA*. Symposium 2015 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada (pp. 67 pages).

- Aubertin, M., Ricard, J.-F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Ben Khouya, T. (2020). *Évaluation de l'impact de la végétation sur le bilan hydrique d'un recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée. Thèse de doctorat, IRME, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue*].
- 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.
- Blight, G. (1983). The behaviour of mine tailings during hydraulic deposition. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 83(4), 87-91.
- Blight, G. (1987). *The concept of the master profile for tailings dam beaches*. International Conference on Mining and Industrial Waste Management, Johannesburg, South Africa.
- Blight, G. (2009). *Geotechnical engineering for mine waste storage facilities*. CRC Press.
- Blight, G., & Steffen, O. (1979). *Geotechnics of gold mining waste disposal*. In *Proceeding of Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal*, New York (pp. 1-52).
- Bois, D., Poirier, P., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Kongolo, M. (2005). A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage. *CIM Bulletin*, 98(1087), 74-74.
- Brooks, R. H., & Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers (Colorado State University); No. 3*.
- 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.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., & Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005). *Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées*. Symposium 2005 sur L'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Bussière, B., Dagenais, A., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2002). *Modification of oxygen consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance* In 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, Ontario
- Carter, M. R. (1993). *Soil sampling and methods of analysis*. CRC press.
- Chander, S., & Briceno, A. (1987). Kinetics of pyrite oxidation. *Mining, Metallurgy & Exploration*, 4(3), 171-176.
- Chapuis, R. P. (2009). Numerical modeling of reservoirs or pipes in groundwater seepage. *Computers and Geotechnics*, 36(5), 895-901.
- Chapuis, R. P. (2012). Groundwater influence of element size in numerical studies of seepage: Unsaturated zones, transient conditions. *Geotechnical News*, 30(4), 34.
- Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628.

- Collin, M., & Rasmuson, A. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. *Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden*.
- Collin, M., & Rasmuson, A. (1988). A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media *Soil Science Society of America Journal, Vol. 52*, pp.1559-1565.
- Cosset, G. (2009). *Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques. Mémoire de Maîtrise, Département des génies civil, de géologie et mines, École Polytechnique Montréal*].
- Cosset, G., & Aubertin, M. (2010). *Physical and numerical modelling of a monolayer cover placed on reactive tailings*. Proceedings of the 63rd Canadian Geotechnical Conference & 1st Joint CGS/CNC-IPA Permafrost Specialty Conference, Calgary (pp. 12-16).
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). *Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table*. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) St-Louis (Vol. 2630, pp. 405-420).
- Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Aubertin, M. (2012). A modified oxygen consumption test to evaluate gas flux through oxygen barrier cover systems. *Geotechnical Testing Journal, 35*(1), 150-158.
- Dagenais, A. (2005). *Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires. Thèse de doctorat, Department des génies civil, de géologie et mines, École Polytechnique Montréal*].
- Darcy, H. (1856). *Détermination des lois d'écoulement de l'eau à travers le sable*, (Vol. 1). Mallet-Bachelier, Paris, France.
- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Thèse de doctorat, IRME, Université de Québec en Abitibi-Témiscamingue*].
- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering, 76*, 109-116.
- Demers, I., Bussière, B., Aachib, M., & Aubertin, M. (2011). Repeatability evaluation of instrumented column tests in cover efficiency evaluation for the prevention of acid mine drainage. *Water, Air & Soil Pollution, 219*(1-4), 113-128.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Benzaazoua, M. (2009). Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal, 46*(4), 454-469.
- Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., & Lacroix, R. (2013). *Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou site using Goldex tailings*. Proceedings of the 23rd World Mining Congress, Montréal (pp. 11-15).
- Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. (2013). Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. *Canadian Geotechnical Journal, 50*(7), 777-792.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., Reardon, E., & Tibble, R. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal, 31*(3), 375-383.

- Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201-1219.
- Ethier, M., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Lacroix, R. (2013). *In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results*. GeoMontreal 2013: Geosciences for Sustainability. IAH-CNC Groundwater Conf, Montreal.
- Fitton, T., Chrissy, A., & Bhattacharya, S. (2006). Tailings beach slope prediction: A new rheological method. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 20(3), 181-202.
- Fredlund, D., 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.
- Fredlund, D. G., & Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532.
- Gardner, W. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85(4), 228-232.
- Garrels, R., & Thompson, M. (1960). Oxidation of pyrite by iron sulfate solutions. *American Journal of Science*, 258(A), 57-67.
- Gosselin, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2007). *Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux*. Proceedings of the 8th Joint IAH-CNC And CGS Groundwater Specialty Conference and 90th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario (pp. 21-24).
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2012). *Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulfidic tailings using laboratory and field tests*. Proceedings of 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Ontario.
- Grout, J., & Levings, C. (2001). Effects of acid mine drainage from an abandoned copper mine, Britannia Mines, Howe Sound, British Columbia, Canada, on transplanted blue mussels (*Mytilus edulis*). *Marine Environmental Research*, 51(3), 265-288.
- Haug, M., & Pauls, G. (2002). *A review of non-traditional dry covers*. (Report 2.21.3b). MEND.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics* Academic Press.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2), 3-14.
- Kalonji-Kabambi, A., Bussière, B., & Demers, I. (2020). Hydrogeochemical behavior of reclaimed highly reactive tailings, Part 1: Characterization of reclamation materials. *Minerals*, 10(7), 596.
- Kim, H., & Benson, C. H. (2004). Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71(1-4), 193-218.
- Kirk Nordstrom, D. (1982). Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. *Acid Sulfate Weathering*, 10, 37-56.
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods: Water retention: Laboratory methods*: (Vol. 5). American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc.
- Lambe, T., & Whitman, R. V. (1979). *Soil mechanics (Series in soil engineering)* (Vol. 5). J. Wiley and Sons.

- Leij, F. J., Russell, W. B., & Lesch, S. M. (1997). Closed-form expressions for water retention and conductivity data. *Ground water*, 35(5), 848.
- Li, A., Been, K., Ritchie, D., & Welch, D. (2009). *Stability of large thickened, non-segregated tailings slopes*. Proceedings of the 12th International Seminar on Paste and Thickened Tailings (pp. 301-311).
- Likos, W. J., & Lu, N. (2004). Hysteresis of capillary stress in unsaturated granular soil. *Journal of Engineering Mechanics*, 130(6), 646-655.
- Looney, B. B., & Falta, R. W. (2000). *Vadose zone science and technology solutions*. Battelle Press, Columbus, Ohio.
- Maqsood, 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*, 30(5), 1147-1159.
- Maqsood, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: a comparison between laboratory results and predictive models. *The Canadian Geotechnical Society*.
- Maqsood, A., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Dionne, J. (2016). Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9), 9054-9072.
- Maqsood, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Dionne, J. (2013). *Réhabilitation du site minier abandonné Aldermac, résultats préliminaires du suivi de la nappe surélevée*. Cd-Rom, The 66th Canadian Geotechnical Conference and the 11th Joint CGS/IAH, CNC Groundwater Conference, Montréal, Quebec, Canada, (pp. 8 pages).
- Marshall, T. J., Holmes, J. W., & Rose, C. W. (1996). *Soil physics*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2003). *Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés* (Rapport EPM-RT-2003-04). École Polytechnique Montréal.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovacs (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878-890.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20(3), 235-259.
- Mbonimpa, M., Cissokho, F., Bussière, B., Maqsood, A., & Aubertin, M. (2008). *A numerical study of oxygen flux through inclined covers with capillary barrier effects*. In Proceedings of GeoEdmonton'08, 61th Canadian Geotechnical and 9th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences, September 21-24, (2008), Edmonton, AB. (pp. pp. 21-24).
- McCarthy, D. F. (1998). *Essentials of soil mechanics and foundations* (Vol. 505). Reston Publishing Company Virginia.

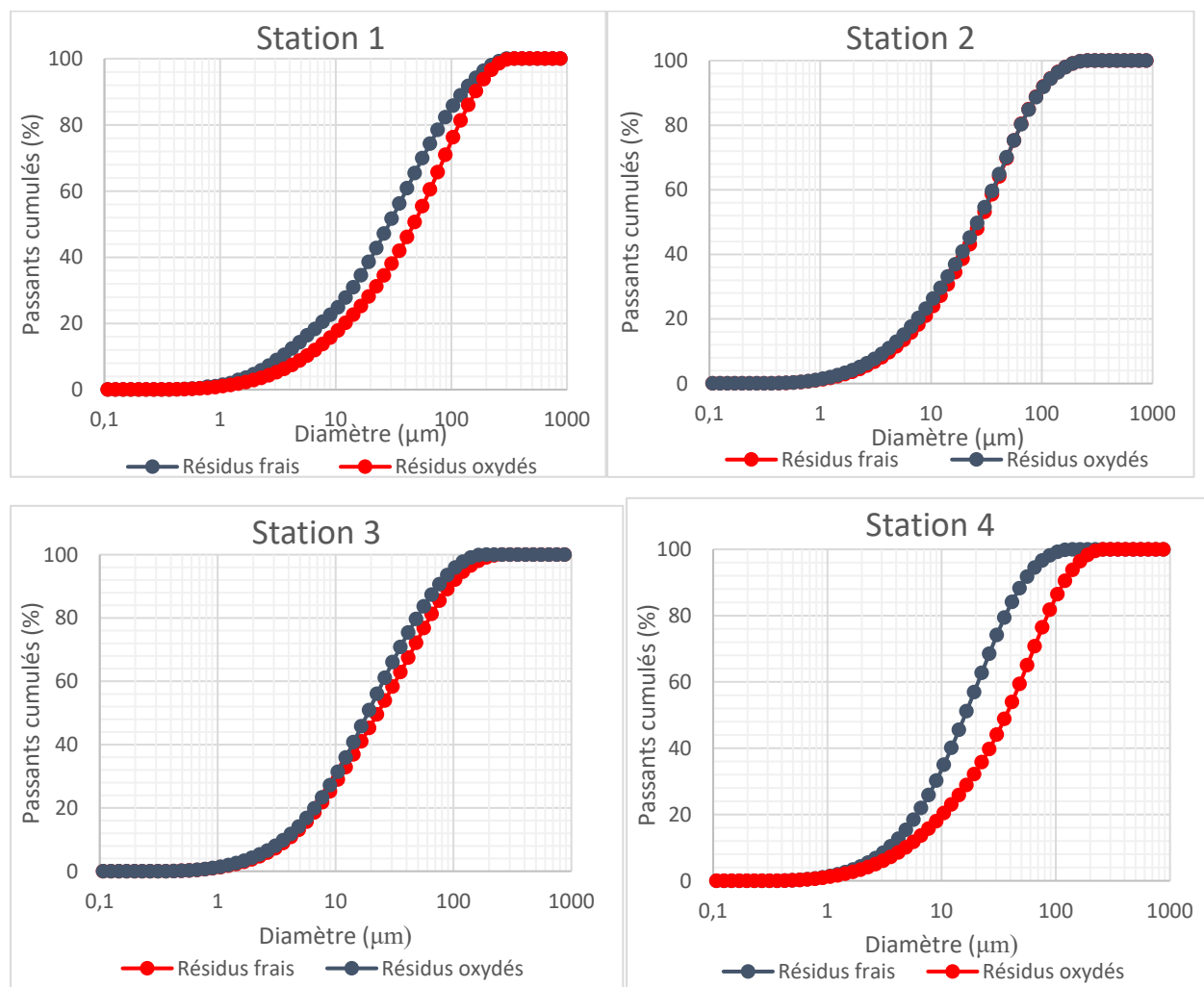
- MEND. (2001). *Manual report 5.4.2. Volume 1: Summary, Volume 2: Sampling and Analysis, Volume 3: Prediction, Volume 4: Prevention and Control, Mineral and Energy Technology (CANMET), Ottawa, Ontario, Canada.*
- Mermillod-Blondin, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., Kongolo, M., & de Donato, P. (2005). *La désulfuration environnementale pour une gestion intégrée des rejets de concentrateur générateurs de DMA.* Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines II, The Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, Rouyn-Noranda.
- MERN. (2017). *Restauration des sites miniers.* Ministère de l'Énergie Ressources Naturelles du Québec. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp>
- Mian, M. H., & Yanful, E. K. (2003). Tailings erosion and resuspension in two mine tailings ponds due to wind waves. *Advances in Environmental Research*, 7(4), 745-765.
- Mihiretu, Y. (2009). *Fundamentals of segregation. Ph.d Thesis, Departement of civil and environmental engineering, University of Alberta.*].
- Mlynarek, Z., Lunne, E., & Tschschke, W. (1995). *Use of CPT in mine tailings.* Proceedings of the Int. Symposium on Cone Penetration Test, Linköping, Sweden (pp. 211-216).
- Moncur, M., Jambor, J., Ptacek, C., & Blowes, D. (2009). Mine drainage from the weathering of sulfide minerals and magnetite. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2362-2373.
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Lindsay, M. B., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2015). Long-term mineralogical and geochemical evolution of sulfide mine tailings under a shallow water cover. *Applied Geochemistry*, 57, 178-193.
- Monteith, J. (1965). *Evaporation and environment. The state and movement of water in living organisms* Symposium of the Society of Experimental Biology.
- Morris, P. (1993). Two-dimensional model for subaerial deposition of mine tailings slurry. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section A (Mining Industry), Vol. 102*, pp. A181-187. .
- Moses, C. O., Nordstrom, D. K., Herman, J. S., & Mills, A. L. (1987). Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol. 51(6)*, pp. 1561-1571.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., & Reardon, E. J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., & Reardon, E. J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52(5), 1077-1085.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., & Reardon, E. J. (1990). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 2. Rate control by oxide coatings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(2), 395-402.
- Ouangrawa, M. (2007). *Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. Thèse de doctorat, Département des génies civil, de géologie et mines, École Polytechnique Montréal.*].
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J., Zagury, G., & Bussière, B. (2005). *An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings.* Proceedings of Geosask2005, 58th Canadian Geotechnical Conference and 6th Joint IAH, CNC, Saskatoon.

- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2010). Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. *Water, Air & Soil Pollution*, 213(1-4), 437-458.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. (2009). Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity-induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, 24(7), 1312-1323.
- Oxenford, J., & Lord, E. (2006). *Canadian experience in the application of paste and thickened tailings for surface disposal*. Proceedings of the 9th International Seminar on Paste and Thickened Tailings (pp. 93-105).
- Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés*. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologiques et des mines, École de Polytechnique Montréal.].
- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2014). Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air & Soil Pollution*, 225(2), 1841.
- Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology*, 214, 39-53.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., & Bussière, B. (2011). *Physical and geochemical transport modelling of pre-oxidized acid-generating tailings with a monolayer cover*. Proceedings of the 2011 Mine Closure Conference, Lake Louise, Alberta (pp. 18-21).
- Papageorgiou, G. (2004). *Liquefaction assessment and flume modelling of the Merriespruit gold and Bafokeng platinum tailings*. Ph.d Thesis, University of Witwatersrand, Johannesburg, South Africa].
- Peppas, A., Komnitsas, K., & Halikia, I. (2000). Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, 13(5), 563-574.
- Pham, H. Q., Fredlund, D. G., & Barbour, S. L. (2005). A study of hysteresis models for soil-water characteristic curves. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(6), 1548-1568.
- Rasmuson, A., & Collin, M. (1988). *Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings*. conference" Control of Environmental Problems from Metal Mines", June (pp. 20-24).
- Rey, N. J. (2020). *Étude expérimentale et conceptuelle de la technique du recouvrement monocouche avec nappe phréatique surélevée incluant l'utilisation de résidus désulfurés*. Thèse de doctorat, IRME, Université de Québec en Abitibi Témiscamigue].
- Ricard, J., Aubertin, M., Pelletier, P., Poirier, P., & McMullen, J. (1999). *Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada*. Sudbury '99-Mining and Environment (Vol. 99, pp. p. 155-164).
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.
- Ritcey, G. M. (1989). *Tailings management: problems and solutions in the mining industry*. Elsevier Science Publishers BV.
- Rolston, D. (1986). Gas flux. *Methods of Soil Analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 1103-1119.
- Rowe, R., Booker, J., & Fraser, M. (1994). POLLUTEv6 GAEA. *Environmental Engineering Ltd, Ontario, Canada*.
- Selim, M., Kothari, A., & Turian, R. (1983). Sedimentation of multisized particles in concentrated suspensions. *Aiche Journal*, 29(6), 1029-1038.

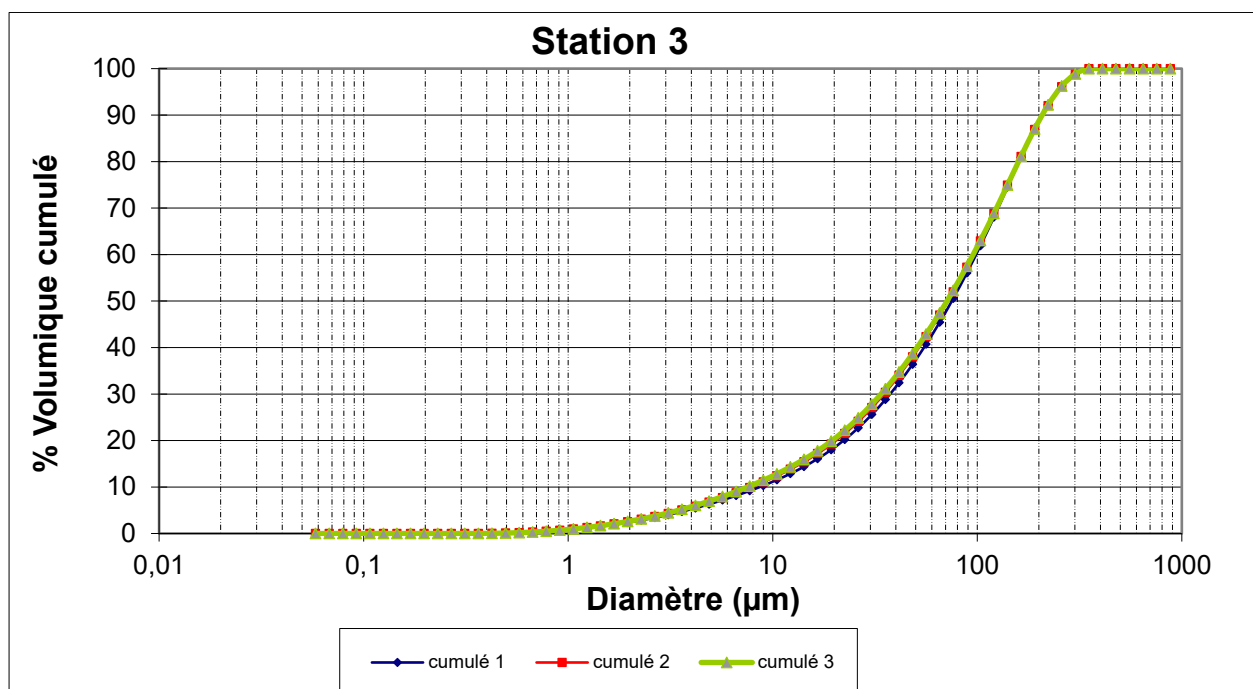
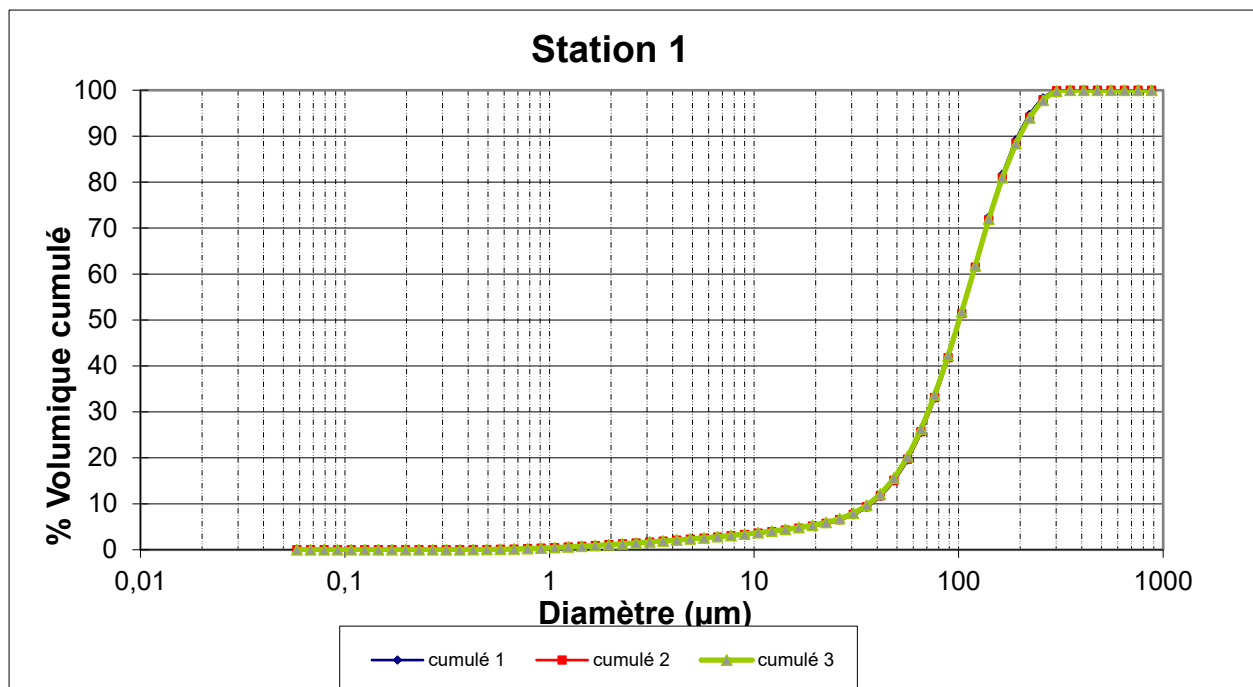
- SENES. (1996). *Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings*, MEND Report 2.17.1, Ottawa, Canada.
- SRK, B. C. A. M. (1989). *Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1*. Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson, Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering, BC, Canada.
- St-Germain, P., Larratt, H., & Prairie, R. (1997). Field studies of biologically supported water covers at two Noranda tailings ponds. *Biotechnology and the Mining Environment 19D/17*, 91 pages.
- Toussaint, R. (2016). *Influences des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène*. Mémoire de Maîtrise, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique Montréal].
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- van Genuchten, M. T., Leij, F., & Yates, S. R. (1992). *Analysis of predicted hydraulic conductivities using RETC*. In *Proceeding indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils* (U. S. Salinity Laboratory USDA, ARS, Department of Soil and Environmental Sciences ed.). Department of Soil and Environmental Sciences University of California Riverside, CA 92521.
- Vick, S. G. (1990). *Planning, design, and analysis of tailings dams*. Bi Tech Publishers Ltd, Vancouver, BC.
- Vick, S. G., Dorey, R., Finn, W., & Adams, R. C. (1993). *Seismic stabilization of St. Joe State Park tailings dams*, . Proceedings of Geotechnical Practice in Dam Rehabilitation, Rayleigh C, New York City, USA (pp. 402-415).
- Vigneault, B., Campbell, P. G., Tessier, A., & De Vitre, R. (2001). Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under a shallow water cover. *Water Research*, 35(4), 1066-1076.
- Watson, A., Corser, P., Garces Pardo, E., Lopez Christian, T., & Vandekeybus, J. (2010). *A comparison of alternative tailings disposal methods—the promises and realities*. Proceedings of the First International Seminar on the Reduction of Risk in the Management of Tailings and Mine Waste (pp. 499-514).
- Wilson, G. W. (1990). *Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems*. Ph. D Thesis, University of Saskatchewan].
- Witt, K., Schönhardt, M., Saarela, J., Frilander, C. E. R., Csicsak, J., Csövari, M., . . . Zlagnean, D.-I. M. (2004). Tailings management facilities—risks and reliability. *Report of the European Rtd Project*.
- Yanful, E. K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering*, 119(8), 1207-1228.
- Yanful, E. K., Mousavi, S. M., & De Souza, L.-P. (2006). A numerical study of soil cover performance. *Journal of Environmental Management*, 81(1), 72-92.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., & Payant, S. C. (1999). Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. *Water, Air and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.

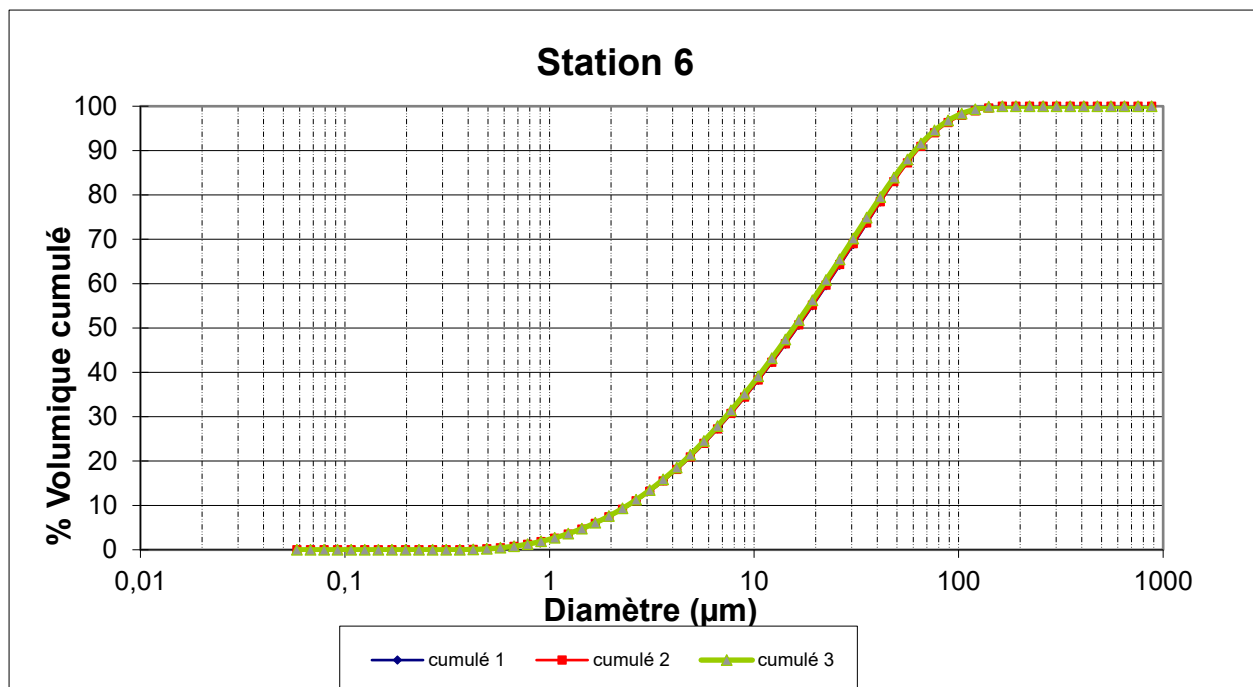
ANNEXE A : COURBES GRANULOMÉTRIQUES DES RÉSIDUS MINIERS

Les courbes granulométriques déterminées par pycnomètre laser des couches de résidus frais et oxydés près de la surface (premiers 30 cm de profondeur) dans les quatre stations de mesure au parc 3 est du site Doyon/Westwood.



Les courbes granulométriques des résidus de Goldex à 20 cm de profondeur dans les stations 1 et 6 au parc 3 du site Manitou/Goldex.





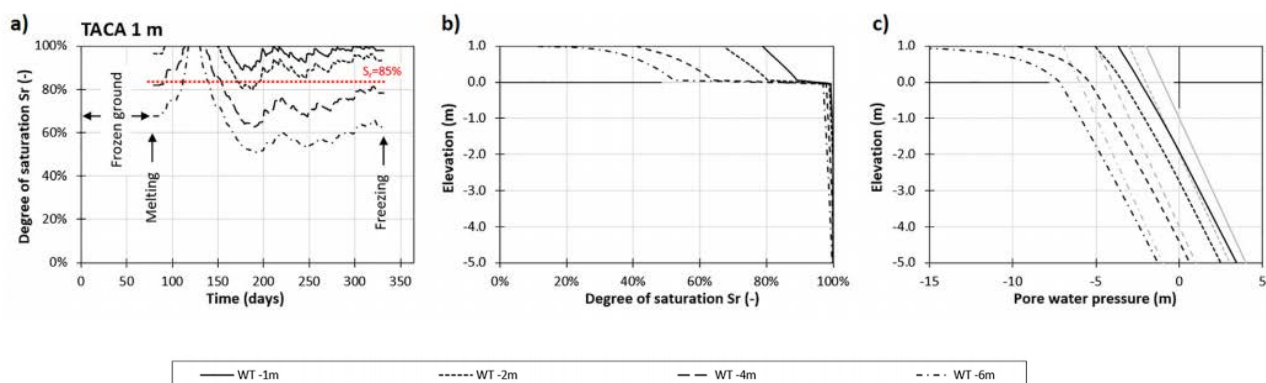
**ANNEXE B : COMPOSITION MINÉRALOGIQUE DES RÉSIDUS
MINIERS FRAIS ÉCHANTILLONNÉS DU PARC 3 EST DU SITE
DOYON/WESTWOOD**

Minéral	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Quartz	52	47,2	41,2	42,3
Pyrite	5	3,8	2	2,35
Feldspath	10,5	14,3	25,6	15,9
Calcite	2,9	2,8	1,4	4,2
Rutile	1,3	0,7	1,8	1,4
Chalcopryrite	0,5	0,3	0,8	0
Gypse	1,2	6,6	3,1	1,4
Muscovite	20,1	16,3	15,6	23,3
Chlorite	6,5	8	8,1	8,55
Dolomite	0	0	0	0,6

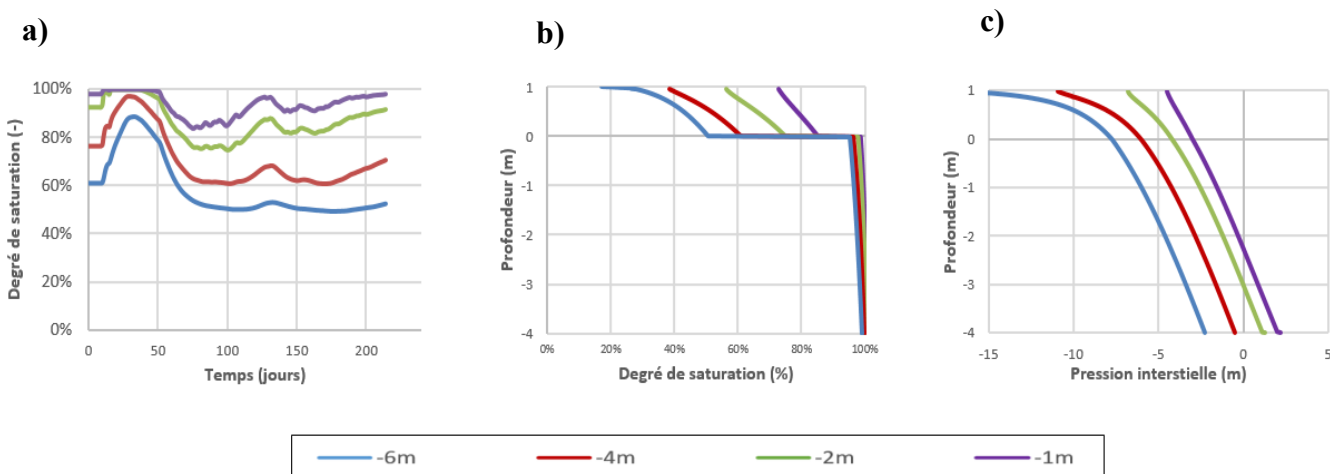
ANNEXE C : REPRODUCTION D'UN MODELE NUMÉRIQUE EXISTANT DANS LA LITTÉRATURE (PABST ET AL. 2018)

La reproduction d'un modèle numérique simulant une colonne des résidus générateurs d'acide avec une couverture monocouche créé avec le code Vadose/W par Pabst et al. (2018) a été réalisée avec le couplage SEEP/W-CTRAN/W de Geostudio 2018 (GeoSlope international Ltd.). Les résultats des simulations avec les deux codes ont été relativement similaires comme les figures montrent.

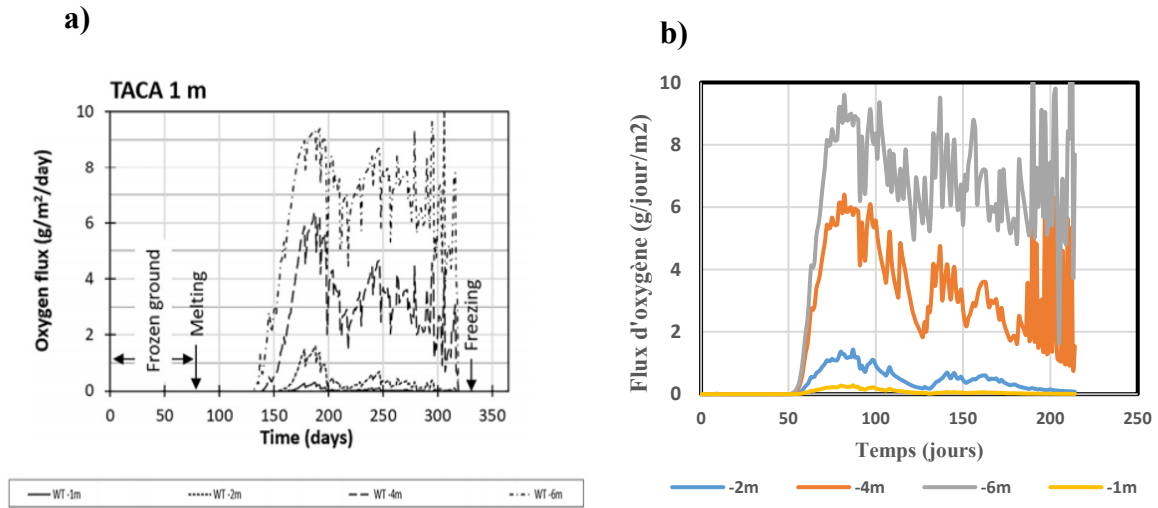
✓ Résultats des simulations hydrogéologiques avec Vadose/W (Pabst et al. 2018) :



✓ Résultats des simulations hydrogéologiques avec le couplage SEEP/W-CTRAN (Geostudio 2018) :



- ✓ Résultats des simulations du transfert de gaz avec : (a) Vadose 2009 (Pabst et al. 2018) et (b) le couplage SEEP/W-CTRAN (Geostudio 2018)



ANNEXE D CALCUL DES FONCTIONS DES PARAMETRES DÉFINISSANT LES MATÉRIAUX DANS LE CODE CTRAN/W

Da^* et Dw^* sont calculés à partir de l'équation 2.30 et 2.31 d'Aachib et al. (2004). Les fonctions sont calculées en variant θ_a de la valeur de la porosité n jusqu'à 0 (intervalle de 0.04) comme montre le tableau Excel (dans cet exemple $n=0.46$). θ_w est calculée par l'équation : $\theta_w=n-\theta_a$. θ_{eq} est calculée selon l'équation 2.31 pour chaque θ_a et θ_w . S_r est calculée par la relation : $S_r=\theta_w/n$. K^* est calculé pour toutes les valeurs de θ_{eq} et donc varie aussi en fonction de S_r .

2												
3												
4			pa	3,4								
5			Kr	2,90E-07								
6			H	0,032								
7												
8	Sr	n	tetha a	Da0	Tetha w	Dw0	Da*	Dw*	De	De*	tetha eq	K*
9	0	0,46	0,46	1,80E-05	0	2,50E-09	1,3194E-05	0,00E+00	6,07E-06	1,32E-05	0,46	6,30E-07
10	0,008696		0,456		0,004		1,29203E-05	2,08E-14	5,89E-06	1,29E-05	0,456128	6,36E-07
11	0,017391		0,452		0,008		1,265E-05	1,10E-13	5,72E-06	1,26E-05	0,452256	6,41E-07
12	0,026087		0,448		0,012		1,23829E-05	2,90E-13	5,55E-06	1,24E-05	0,448384	6,47E-07
13	0,034783		0,444		0,016		1,21193E-05	5,79E-13	5,38E-06	1,20E-05	0,448512	6,47E-07
14	0,043478		0,44		0,02		1,18589E-05	9,88E-13	5,22E-06	1,17E-05	0,44464	6,52E-07
15	0,052174		0,436		0,024		1,16018E-05	1,53E-12	5,06E-06	1,15E-05	0,440768	6,58E-07
16	0,06087		0,432		0,028		1,1348E-05	2,22E-12	4,90E-06	1,12E-05	0,436896	6,64E-07
17	0,069565		0,428		0,032		1,10974E-05	3,05E-12	4,75E-06	1,10E-05	0,433024	6,70E-07
18	0,078261		0,424		0,036		1,08501E-05	4,05E-12	4,60E-06	1,07E-05	0,429152	6,76E-07
19	0,086957		0,42		0,04		1,06061E-05	5,22E-12	4,45E-06	1,05E-05	0,42528	6,82E-07
20	0,095652		0,416		0,044		1,03653E-05	6,56E-12	4,31E-06	1,01E-05	0,425408	6,82E-07
21	0,104348		0,412		0,048		1,01277E-05	8,08E-12	4,17E-06	9,90E-06	0,421536	6,88E-07
22	0,113043		0,408		0,052		9,8933E-06	9,79E-12	4,04E-06	9,66E-06	0,417664	6,94E-07
23	0,121739		0,404		0,056		9,66211E-06	1,17E-11	3,90E-06	9,43E-06	0,413792	7,01E-07
24	0,130435		0,4		0,06		9,43411E-06	1,38E-11	3,77E-06	9,39E-06	0,40192	7,22E-07
25	0,13913		0,396		0,064		9,20927E-06	1,61E-11	3,65E-06	9,16E-06	0,398048	7,29E-07
26	0,147826		0,392		0,068		8,98759E-06	1,86E-11	3,52E-06	8,94E-06	0,394176	7,36E-07
27	0,156522		0,388		0,072		8,76906E-06	2,14E-11	3,40E-06	8,72E-06	0,390304	7,43E-07
28	0,165217		0,384		0,076		8,55366E-06	2,43E-11	3,28E-06	8,50E-06	0,386432	7,50E-07

**ANNEXE E CONDITIONS CLIMATIQUES DE L'ANNÉE 2019 UTILISÉES
DANS LE CODE SEEP/W**

Date/Heure	Température moyenne (°C)	Précipitations quotidiennes (mm)	Vitesse du vent (km/h)
2019-04-01	-6	0	46
2019-04-02	-1,2	3,2	34
2019-04-03	-3,9	3	64
2019-04-04	-7,2	0	46
2019-04-05	-4,6	1,2	46
2019-04-06	2	0	
2019-04-07	-0,8	0	42
2019-04-08	-2,8	19,2	37
2019-04-09	-2,9	2,6	32
2019-04-10	-5,7	0	34
2019-04-11	-3,4	0	
2019-04-12	2,8	11,6	48
2019-04-13	1,5	1,1	53
2019-04-14	1,6	0	36
2019-04-15	-0,1	0	45
2019-04-16	2,1	0	
2019-04-17	4,2	0	
2019-04-18	3,1	17	38
2019-04-19	3,1	0	31
2019-04-20	5,5	0	
2019-04-21	5,7	0	
2019-04-22	0,9	0	
2019-04-23	1,7	33,2	37
2019-04-24	2,2	0	35
2019-04-25	6,8	1,2	35
2019-04-26	2,9	26,8	47
2019-04-27	-3,4	7	61
2019-04-28	-3,2	0	35
2019-04-29	1,2	0	34
2019-04-30	0,1	0	
2019-05-01	-1,5	0	39
2019-05-02	4,7	0	34
2019-05-03	6,3	0	
2019-05-04	6	0	
2019-05-05	9,5	0	40
2019-05-06	6,4	1,2	

2019-05-07	2,6	0	33
2019-05-08	3,8	0	
2019-05-09	1,4	29,6	43
2019-05-10	4,2	2,8	36
2019-05-11	6,6	0	34
2019-05-12	8,4	0	34
2019-05-13	11,2	0	35
2019-05-14	11,4	0	32
2019-05-15	4,4	3,2	45
2019-05-16	5,9	3,6	
2019-05-17	5,9	4,8	46
2019-05-18	5,2	1,4	
2019-05-19	6,6	12,4	50
2019-05-20	6,4	4	46
2019-05-21	10,9	1	51
2019-05-22	10,9	0	
2019-05-23	11,2	2,2	
2019-05-24	12,1	0	36
2019-05-25	12,3	2,8	36
2019-05-26	10,2	0	48
2019-05-27	7,5	0	
2019-05-28	11,7	0	
2019-05-29	11	0	34
2019-05-30	6,8	0	45
2019-05-31	6,7	0	33
2019-06-01	11,3	0	33
2019-06-02	7,1	11	44
2019-06-03	5,4	11,2	54
2019-06-04	11	0	37
2019-06-05	10,2	0	
2019-06-06	11,7	0	37
2019-06-07	14,8	0	36
2019-06-08	17,7	0	
2019-06-09	21,5	0	32
2019-06-10	14,2	23,4	50
2019-06-11	12,9	1	44
2019-06-12	11,9	1	
2019-06-13	11,9	25,5	
2019-06-14	15	15,2	56
2019-06-15	11,8	5,6	45
2019-06-16	12,6	0	

2019-06-17	13,9	0	
2019-06-18	15,7	1,6	
2019-06-19	16,6	1	
2019-06-20	14,8	0	34
2019-06-21	14,9	0	39
2019-06-22	16	0	37
2019-06-23	18,6	0	
2019-06-24	19,4	0	32
2019-06-25	18,2	14,6	44
2019-06-26	19,1	1,1	50
2019-06-27	20,3	0	40
2019-06-28	21,3	5,3	
2019-06-29	16,5	6,8	49
2019-06-30	16,9	0	
2019-07-01	19,4	0	42
2019-07-02	21,1	1,1	
2019-07-03	23	0	
2019-07-04	24,8	0	32
2019-07-05	21,7	5,2	
2019-07-06	16,2	0	38
2019-07-07	15,7	0	
2019-07-08	19,2	0	
2019-07-09	21,5	0	
2019-07-10	22,8	0	35
2019-07-11	17,3	6,2	47
2019-07-12	16,5	0	
2019-07-13	18,7	1,2	49
2019-07-14	17,1	0	
2019-07-15	20,5	0	31
2019-07-16	24,4	0	48
2019-07-17	18,5	0	38
2019-07-18	20,6	19,6	47
2019-07-19	24,5	0	54
2019-07-20	24,5	0	33
2019-07-21	15,6	3,6	32
2019-07-22	16,9	0	41
2019-07-23	14,2	0	36
2019-07-24	16,8	0	
2019-07-25	18,4	0	
2019-07-26	23,5	1,2	43
2019-07-27	21,9	1	48

2019-07-28	22,3	0	
2019-07-29	20,3	9,8	47
2019-07-30	17,5	0	34
2019-07-31	16,4	0	35
2019-08-01	18,5	0	
2019-08-02	20,7	1,8	44
2019-08-03	14,7	0	31
2019-08-04	15,2	0	
2019-08-05	21	12,6	40
2019-08-06	20,2	2,2	
2019-08-07	21,3	0	31
2019-08-08	15,6	18	
2019-08-09	15,3	1,4	52
2019-08-10	14,7	5	32
2019-08-11	16,5	10,6	
2019-08-12	18,4	0	37
2019-08-13	13,2	0	
2019-08-14	14,5	0	31
2019-08-15	14,8	0	
2019-08-16	18,4	0	
2019-08-17	19,4	0	
2019-08-18	19,7	0	35
2019-08-19	19,7	1,1	50
2019-08-20	21,2	9,1	56
2019-08-21	17,3	19,4	38
2019-08-22	14,8	1	34
2019-08-23	13,5	0	35
2019-08-24	14,2	0	
2019-08-25	17,6	0	
2019-08-26	18,4	0	34
2019-08-27	17,4	1,1	46
2019-08-28	18,3	0	48
2019-08-29	16,3	10,4	43
2019-08-30	12,5	0	39
2019-08-31	13,8	0	
2019-09-01	15	0	34
2019-09-02	9,5	1	35
2019-09-03	7,3	24,2	43
2019-09-04	11,4	1,4	44
2019-09-05	11,3	0	
2019-09-06	11,3	6,8	

2019-09-07	10,2	8,6	42
2019-09-08	7,7	0	34
2019-09-09	10,1	0	
2019-09-10	8,4	11,8	35
2019-09-11	8,1	0	31
2019-09-12	7,5	0	
2019-09-13	9,1	8,8	41
2019-09-14	12,8	3,2	44
2019-09-15	11,7	1	
2019-09-16	12,8	0	
2019-09-17	15,6	0	
2019-09-18	16,3	0	35
2019-09-19	18,1	0	43
2019-09-20	17	0	
2019-09-21	19,1	0	31
2019-09-22	19,5	5	39
2019-09-23	13,3	0	33
2019-09-24	10,8	0	
2019-09-25	11,7	5	38
2019-09-26	10,8	1,7	43
2019-09-27	10,7	6,9	46
2019-09-28	7,8	0	35
2019-09-29	6,7	0	
2019-09-30	8,8	1,2	
2019-10-01	10,1	3,6	45
2019-10-02	4,7	0	38
2019-10-03	2,8	3,8	
2019-10-04	5,3	0	31
2019-10-05	5,3	1	
2019-10-06	10,2	2,4	55
2019-10-07	9,5	0	46
2019-10-08	9,1	0	
2019-10-09	10,3	0	31
2019-10-10	10,2	0	
2019-10-11	12,6	0	38
2019-10-12	6,5	4,4	39
2019-10-13	4,3	7	39
2019-10-14	4,2	1	36
2019-10-15	6,5	0	43
2019-10-16	3,5	16,2	44
2019-10-17	3,3	1,2	46

2019-10-18	2,1	0	35
2019-10-19	3,7	0	
2019-10-20	5,9	0	
2019-10-21	6,1	1	40
2019-10-22	9,1	16,2	46
2019-10-23	6,6	0	42
2019-10-24	2,4	0	38
2019-10-25	1,9	0	
2019-10-26	4,2	0	34
2019-10-27	4,5	14,4	34
2019-10-28	6,8	0	
2019-10-29	4,5	4	36
2019-10-30	2	0	
2019-10-31	-0,8	10,4	50