

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDES NUMÉRIQUES DES EFFETS DE LA CONFIGURATION DES
COUVERTURES À EFFETS DE BARRIÈRES CAPILLAIRES INCLINÉES SUR LA
DIFFUSION DE L'OXYGÈNE

FANTA CISSOKHO

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)

AOÛT 2007

© Fanta Cissokho, 2007.



Library and
Archives Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-46088-7
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-46088-7

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

ÉTUDES NUMÉRIQUES DES EFFETS DE LA CONFIGURATION DES
COUVERTURES À EFFETS DE BARRIÈRES CAPILLAIRES INCLINÉES SUR LA
DIFFUSION DE L'OXYGÈNE

présenté par : CISSOKHO Fanta

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

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

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., président

M. MBONIMPA Mamert, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. MAQSOUUD Abdelkabir, Ph.D., membre

*À mon mari Zale,
Mes parents,
Tous mes amis d'ici et d'ailleurs*

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement mon directeur de recherche, Mamert Mbonimpa, professeur à l'UQAT, pour son soutien technique et son suivi régulier durant toute la maîtrise. Sa disponibilité, ses interventions pertinentes, ses conseils et son dynamisme m'ont été d'un grand secours. De par sa rigueur scientifique et la maîtrise de sa matière, il a été pour moi un modèle de chercheur engagé et c'est en grande partie grâce à lui que je suis arrivée au terme de cette maîtrise. Merci pour tout.

Je remercie également Mr Bruno Bussière, le co-directeur de ce mémoire, pour sa participation active, ses corrections et contributions constructives ainsi que son soutien et sa disponibilité.

Un grand merci à la Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en Environnement et Gestion des Rejets Miniers et à mon directeur de recherche pour leurs contributions financières.

Mes remerciements vont également à Tikou Belem pour ses encouragements, son soutien moral et ses précieux conseils. Ta bonne humeur n'a pas de prix.

Merci à tout le personnel de l'UQAT et de l'URSTM, pour votre aide et vos conseils surtout au personnel de laboratoire. C'est une grande famille où il fait bon de vivre. Grâce à vous je me suis sentie moins seule si loin de mon pays.

Enfin je tiens à remercier mon conjoint pour sa patience et son soutien durant tout le temps qu'a duré cette maîtrise. Je le remercie du fond du cœur d'être toujours là, à l'écoute, d'avoir cru en moi et de m'avoir encouragé à progresser dans la vie. Merci aussi à ma famille et à tous mes amis.

RÉSUMÉ

L'un des principaux problèmes environnementaux qu'affrontent les compagnies minières est la génération de drainage minier acide (DMA) provenant de l'oxydation de rejets sulfureux. Pour limiter les impacts environnementaux du DMA, différentes techniques, dont les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC), ont été développées au cours des dernières années. En climat humide, les CEBC jouent le rôle de barrière à l'oxygène ce qui permet de limiter l'oxydation des résidus recouverts. Très peu d'études ont jusqu'ici été réalisées sur les CEBC inclinées. Le but de la présente étude est de déterminer l'influence de leur configuration sur les mouvements de gaz (oxygène). Pour mener à bien le projet, une étude paramétrique a été effectuée à partir du logiciel VADOSE/W qui permet d'obtenir à la fois des résultats hydriques combinés aux flux de gaz (oxygène). L'intérêt de ce mémoire par rapport aux études précédentes est qu'il se base directement sur les flux cumulés d'oxygène à l'interface résidus miniers-CEBC alors que les études numériques antérieures utilisaient les résultats hydriques afin d'estimer le coefficient de diffusion effectif de la couche de rétention d'eau et les flux d'oxygène.

Dans un premier temps, l'effet de la géométrie de la CEBC (inclinaison et longueur de pente) a été évalué en effectuant des simulations numériques sur des modèles ayant des pentes de 10, 18 et 30 degrés et des longueurs de pente de 15m, 30m et 50m. Les résultats obtenus en condition de drainage allant jusqu'à 46 jours (comme expérimenté sur le site LTA) ont montré que plus l'inclinaison et la longueur de la pente sont élevées, plus la CEBC est désaturée, ce qui entraîne une augmentation des flux cumulés d'oxygène. Ces résultats confirment les modélisations numériques antérieures effectuées sur l'effet de l'inclinaison à l'aide du logiciel SEEP/W. Alors que les études antérieures avaient montré que la longueur de la pente avait peu d'effet sur le comportement hydrique de la CEBC inclinées, les résultats obtenus ici, basés sur les flux d'oxygène,

indiquent que longueur de la pente a bel et bien une influence (même si elle est faible par rapport à celle de l'inclinaison).

Pour atténuer les désaturations en haut de pente, un bris de succion, constitué de Géocomposite bentonitique GCB, a été construit aux environs du milieu de la pente dans la couche de rétention d'eau dans tous les modèles. Le bris de succion avait pour rôle de créer une zone d'accumulation d'eau qui ramène les succions aux environs de 0 et ainsi améliore la saturation. Les études effectuées ont montré une diminution des flux cumulés d'oxygène au bout de 46 jours de drainage d'au maximum de 15% au niveau des pentes les plus élevées. De plus l'effet localisé du bris de succion a été mis en évidence comme dans les études précédentes. La position et l'influence de la construction de deux bris (bris doubles) ont également été considérées. Lorsque les bris sont installés en dehors de leurs zones d'influence mutuelles, il a été constaté que les effets des bris sur les flux cumulés d'oxygène s'additionnent.

En plus de la géométrie des CEBC et de l'influence des bris de succion, l'effet de la réactivité des résidus miniers sous la CEBC inclinée a été étudié pour 7 valeurs de réactivité apparente K_r^* compris entre 0/an et 10000/an. Les résultats des flux cumulés d'oxygène montrent que la réactivité des résidus miniers joue un rôle principal dans la diffusion de l'oxygène à travers la CEBC. Plus la valeur de la réactivité apparente des résidus miniers augmente, plus les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC sont élevés, quel que soit le temps de drainage considéré. Cependant, on observe très peu de variation de flux lorsque la réactivité augmente au-delà d'une valeur de réactivité apparente K_r^* autour de 2 000/an.

Les propriétés hydriques de matériaux utilisés pour la couche de rétention d'eau constituent aussi un élément déterminant dans le rôle de barrière à la diffusion de l'oxygène d'une CEBC. Trois types de matériaux ayant des pressions d'entrée d'air (AEV) de 1,2 m, 3 m et 6 m et ayant des conductivités hydrauliques saturées différentes ont été étudiés. Les simulations numériques ont permis de voir que lorsque l'AEV

augmente, la désaturation de la couche de rétention diminue et les flux d'oxygène diminuent. Les flux d'oxygène calculés pour tous les modèles étudiés impliquant le matériau avec une AEV de 6m sont presque nuls.

Des modélisations numériques ont permis aussi de mettre en évidence l'effet de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau sur les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC. Des épaisseurs de 40cm, 80cm et 160cm ont été considérées et les résultats ont montré qu'une augmentation de l'épaisseur entraîne une diminution considérablement des flux cumulés d'oxygène qui atteignent les résidus miniers. De plus, le fait d'utiliser une CEBC réactive entraîne une réduction supplémentaire des flux car une partie de l'oxygène est consommée par le recouvrement.

Toutes ces études ont permis de déterminer l'efficacité des divers recouvrements étudiés. Lorsque celle-ci est obtenue par comparaison aux flux cumulés d'oxygène à la surface de résidus miniers non recouverts, l'efficacité est très grande et toujours supérieure à 90 % pour K_r^* de 200/an et une couche de rétention d'eau constituée de rejets MRN. La géométrie influence beaucoup l'efficacité du modèle. En effet, plus l'inclinaison et/ou la longueur de la pente augmente, plus faible est l'efficacité du recouvrement. D'un autre côté, en comparant les flux cumulés d'oxygène obtenus lors des modélisations à ceux d'un modèle dont la couche de rétention d'eau reste saturée à 85 %, les modèles étudiés sont moins efficaces à partir d'un certain temps de drainage qui est d'autant plus faible que l'inclinaison de la pente est élevée.

La contribution de ce présent travail est de montrer les influences relatives des différents paramètres intervenant dans la diffusion de l'oxygène à travers les recouvrements de type CEBC inclinées et leur importance. Vu le nombre élevé de ces paramètres, il est important de noter qu'il n'existe pas de design « passe-partout » pour la conception de tels recouvrements. Pour chaque site, des simulations numériques devront être menées afin de déterminer la meilleure géométrie et la configuration optimale pour réduire les flux d'oxygène.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) generation resulting from the oxidation of sulphide tailings constitutes one of the main environmental problems facing the mining companies in the world. Different techniques including covers with capillary barrier effects (CCBEs) were developed to limit the environmental impacts of AMD during the last years. In wet climates, CCBEs play the role of oxygen barrier to limit the oxidation of the covered tailings. Very few studies were carried out on inclined CCBEs. The goal of this study is to show the influence of various parameters affecting the diffusion of oxygen through CCBE, i.e. geometric configuration, presence of suction break, tailing reactivity, thickness of the water retention layer. For that purpose, a parametric study was performed with numerical modeling using the software VADOSE/W. This code allows obtaining hydraulic results combined with gas (oxygen) flows. The interest of this thesis is that it is based directly on cumulative oxygen fluxes at the interface tailings-CCBE whereas previous numerical studies tried to evaluate instantaneous flux in steady state conditions based on the slope equivalent effective coefficient of diffusion of the water retention layer.

The effect of the inclined CCBE geometry (slope and length of slope) was studied by numerical simulations on models having inclinations of 10, 18, and 30 degrees, and lengths of 15m, 30m, and 50m. The results obtained in drainage condition corresponding to 46 days of drought (as applied by in situ tests on the LTA site) showed that the more the inclination and the length of the slope increased, the more the CCBE was desaturated, particularly in the top zone of the slopes. This desaturation induced an increase in cumulative oxygen fluxes. These results confirmed previous numerical modeling performed on the effect of the slope inclination using the software SEEP/W. While previous studies showed that the length of the slope had little effect on the hydraulic behaviour of the inclined CCBE, the results obtained here, based on the

oxygen fluxes, indicate that the length of the slope has a significant effect (even if it is weak compared to that of the slope inclination).

To attenuate the desaturation in top of slope, a suction break made of bentonitic geocomposite was built in the middle of the slope in the water retention layer. The suction break created a zone of water accumulation which brought back suctions around 0 and thus improved saturation. The studies performed showed a reduction in cumulative oxygen fluxes of a maximum of 15% at the end of a 46 days drainage period for the slopes with high inclination angles. Moreover, the localised effect of suction break was highlighted as in previous studies. The position and the influence of two breaks were also considered. When breaks were installed apart from their mutual zones of influence, it was noted that their effects on cumulative oxygen fluxes were cumulated.

The effect of reactivity of the tailings under the inclined CCBE was studied by considering tailings with 7 values of apparent reactivity K_r^* between 0/year and 10000/year. The results of the oxygen cumulative flux show that the reactivity of tailings plays a key role in the diffusion of oxygen through the CCBE. As the value of the apparent reactivity of tailings increases, the cumulative oxygen fluxes at the base of the CCBE are increased, whatever the drainage duration considered. However, there was very little variation in fluxes when the reactivity increased beyond a value of apparent reactivity K_r^* around 2000/year.

The hydraulic properties of the material used for the water retention layer is also a determining factor in the role of barrier to the diffusion of oxygen from a CCBE. Three types of material having air entry values (AEV) of 1.2 m, 6 m, and 3 m and having different saturated hydraulic conductivities were studied. Numerical simulations indicated that the desaturation of the water retention layer and the cumulative oxygen flux decreased when the AEV increased. The oxygen flux calculated on all models studied involving the material with a 6m AEV are almost zero.

The numerical models also helped to highlight the effect of the thickness of the water retention layer on the cumulative oxygen flux at the base of the CCBE. Thicknesses of 40 cm, 80 cm, and 160 cm were considered, and the results showed that an increase in the thickness induced a considerable decrease in the cumulative oxygen fluxes reaching the tailings. Furthermore, the use of a reactive CCBE led to a further reduction in the fluxes, because part of the oxygen was consumed by the cover.

All these studies were used to determine the efficiency of various inclined CCBE studied. When the cover efficiency is obtained by comparing the cumulative oxygen fluxes on the surface of uncovered tailings and at the CCBE-tailings interface, the efficiency is very high and exceeds 90% for $K_r^* = 200/\text{year}$ and a water retention layer made by the MNR tailings. The geometry greatly influences the effectiveness of the cover. Indeed, the more the inclination and/or the longer the slope, the lower the effectiveness of the CCBE. On the other hand, when the cover efficiency is obtained by comparing the cumulative oxygen flux from previously mentioned models to those of a model in which the water retention layer is maintained at a constant degree of saturation of 85%, the CCBE studied are less effective after some drainage time, which decreases when the angle of the slope increases.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ	vi
ABSTRACT	ix
TABLE DES MATIÈRES	xii
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES SYMBOLES, CONSTANTES ET ACRONYMES	xxvi
LISTE DES ANNEXES	xxx
 CHAPITRE 1 : Introduction	 1
1.1 Généralités	1
1.2 Problématique du DMA et méthodes de prédiction et de contrôle	2
1.3 Description du projet et contenu de mémoire	6
CHAPITRE 2 : Aspects théoriques des couvertures à effets de barrières capillaires (CEBC)	9
2.1.1 Équations de base	9
2.1.2 Courbes de rétention d'eau	13
2.1.3 Courbes de perméabilité	16
2.2 Écoulements couplés eau-chaleur-vapeur	19
2.3 Mouvements de gaz à travers les milieux poreux non saturés	22
2.3.1 Équations pour la diffusion et consommation d'oxygène	23
2.3.2 Détermination du coefficient de diffusion	25
2.3.3 Détermination du coefficient de taux de réaction	28
2.4 Les couvertures à effets de barrières capillaires CEBC sous climat humide	33
2.4.1 Principes et configurations	34
2.4.2 Évaluation de l'efficacité d'une CEBC	36

2.5	L'influence de la géométrie sur le fonctionnement des CEBC	40
2.5.1	Travaux de laboratoire	41
2.5.2	Les travaux de terrain.....	43
2.5.3	Modélisations numériques	44
2.6	Principe des bris de succion	47
2.7	Remarques finales	51
	CHAPITRE 3 : Matériel et méthodes	53
3.1	Importance de l'outil numérique pour la prédiction des mouvements d'eau et de gaz dans les CEBC inclinées.....	53
3.2	Caractéristiques du logiciel VADOSE/W	54
3.3	Procédures de modélisation	59
3.3.1	Programmes de modélisations réalisées.....	59
3.3.2	Géométrie et maillage d'un modèle de référence	64
3.3.3	Conditions initiales et frontières appliquées	66
3.4	Propriétés hydriques des différents matériaux	68
3.5	Validation du logiciel VADOSE/W	72
3.5.1	Résultats hydriques	72
3.5.2	Profils de concentration d'oxygène	77
3.5.3	Flux cumulé à l'interface CEBC-résidus	81
	CHAPITRE 4 : Présentation des résultats	84
4.1	Effet de l'angle de la pente sur le fonctionnement des CEBC.....	84
4.1.1	Présentation du modèle P10_L30	85
4.1.2	Présentation du modèle P18_L30	89
4.1.3	Présentation du modèle P30_L30	92
4.1.4	Comparaison des résultats de différents modèles ayant une longueur de pente (s) de 30m	95
4.2	Effets de la longueur de la pente	99
4.3	Effets de la présence de bris de succion.....	102
4.3.1	Modèle de pente 10°	102

4.3.2	Modèles de pente 18°	107
4.3.3	Modèle de pente 30°	110
4.3.4	Détermination de la zone d'influence du bris de succion	114
4.3.5	Effets de la position du bris de succion et de la mise en place de bris doubles	117
4.4	Influence de la réactivité des résidus miniers sous la CEBC	120
4.4.1	Modèle de pente 10°	122
4.4.2	Comparaison des différents modèles	126
4.4.3	Influence nette de la réactivité des résidus miniers	131
4.5	Variation des propriétés des matériaux de la couche de rétention d'eau	133
4.5.1	Cas du silt	133
4.5.2	Cas du matériel théorique nommé P_6m	139
CHAPITRE 5 : ANALYSE ET Discussion des résultats		142
5.1	Influence de la réactivité de la couche de rétention d'eau	142
5.1.1	Modèle P10_L30	143
5.1.2	Modèle P18_L30	147
5.1.3	Modèle P30_L30	150
5.1.4	Comparaison des résultats des 3 modèles	152
5.2	Effets de la variation de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau	156
5.3	Effet de la température sur les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC ...	160
5.4	Efficacité des CEBC construites	162
CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		170
6.1	Conclusions	170
6.2	Recommandations	178
RÉFÉRENCES		180
ANNEXES		201

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de GEO-SLOPE Int., 2005 et Gosselin (2007)).	56
Tableau 3-2 : Les différents paramètres de sortie de VADOSE/W (tiré du Géoslope, 2005)	58
Tableau 3-3 : Géométrie des différents modèles simulés	60
Tableau 3-4 : Les différents cas d'étude avec bris de succion	61
Tableau 3-5 : Les différentes réactivités étudiées	62
Tableau 3-6 : Résumé des principales caractéristiques hydriques des matériaux utilisés	72
Tableau 3-7 : Paramètres hydriques et diffusifs introduits dans POLLUTE	79
Tableau 4-1 : Flux cumulés d'oxygène à 46 jours de drainage pour trois modèles avec ou sans bris de succion	117
Tableau 4-2 : Flux cumulés d'oxygène à différents temps de drainage pour un modèle P18_L30 avec 1 bris de succion au milieu de la pente, en haut de la pente et pour un modèle à deux bris	119
Tableau 4-3 : Évolution des valeurs de K_r en fonction du degré de saturation S_r et θ_{eq} pour différentes valeurs de K_r^*	122
Tableau 4-4 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène pour 2 temps de drainage 10 et 46 jours des modèles de pente 10 degrés et de longueur de pente 10, 30 et 50m	124
Tableau 4-5 : Valeurs des flux cumulés d'oxygène à 25 jours et 46 jours de drainage pour tous les modèles étudiés lorsque la couche de rétention est constitué de MRN et de Silt fin	139
Tableau 5-1 : Évolution des valeurs de K_r de la couche de rétention d'eau de la CEBC en fonction du degré de saturation S_r et θ_{eq} pour différentes valeurs de K_r^*	143

Tableau 5-2 : Flux cumulés d'oxygène des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30 en fonction de différents temps de drainage et pour des réactivité apparentes de la couche de rétention d'eau $K_r^*=0, 50$ et $200/\text{an}$	155
Tableau 5-3 : Pourcentage de réduction du flux cumulé d'oxygène de différents modèles de longueur 30m et de pente variées lorsque la CRE de la CEBC a des réactivités apparentes $K_r^*=50, 200/\text{an}$ pour plusieurs temps de drainage.....	155
Tableau 5-4 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène d'un modèle P18_L30 en fonction de différents temps de drainage avec des épaisseurs de la couche de rétention d'eau variées (40 cm, 80 cm et 160 cm) et une réactivité des résidus miniers de $K_r^*=200/\text{an}$; les valeurs entre parenthèses donnent la réduction du flux par rapport au modèle de 40cm.	157
Tableau 5-5 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène et pourcentage de réduction d'un modèle P18_L30 en fonction de différents temps de drainage avec des épaisseurs de la couche de rétention d'eau variées (40cm, 80cm et 160cm) et une réactivité des résidus miniers de $K_r^*=2000/\text{an}$	160

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 :	Volume élémentaire de sol avec les débits (tiré de Hillel, 1980)	10
Figure 2-2 :	CRE typiques pour un sable et un silt (adapté de Aubertin <i>et al.</i> , 1995).	14
Figure 2-3 :	Courbe de la variation de la conductivité hydraulique non saturée k_u en fonction de $\log(\psi)$ (adapté de Aubertin <i>et al.</i> , 1995)	18
Figure 2-4 :	Comparaison entre mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) proposée par Aachib <i>et al.</i> , (2002) pour $n=0,4$ (adapté de Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002)	27
Figure 2-5 :	Valeurs du coefficient du taux de réaction K_r estimées à l'aide du modèle de Collin (Mermillod-Blondin <i>et al.</i> 2005)	31
Figure 2-6 :	Illustration graphique du modèle de Collin modifié (adapté de Gosselin, 2007).	33
Figure 2-7 :	Section-type d'une CEBC (adapté de Aubertin <i>et al.</i> , 1995).....	35
Figure 2-8 :	Photo de la boîte inclinée (tirée de Bussière, 1999).....	41
Figure 2-9 :	Valeurs de succion en fonction de l'élévation pour 2 boîtes	42
Figure 2-10 :	Variation de la TEV dans la couche de rétention d'eau le long de la pente LTA de longueur 30m et d'inclinaison 18° , la position 0 correspond au bas de la pente (tiré de Cissokho, 2004).....	44
Figure 2-11 :	Distribution de la pression à l'interface sable-gravier pour différentes inclinaisons de pente avec $X=0$ correspondant en haut de la pente (tiré de Bussière, 1999)	45
Figure 2-12 :	Effet de l'angle de la pente sur la distribution du coefficient de diffusion effectif le long de la pente pour 3 périodes de drainage (tiré de Bussière <i>et al.</i> , 2003a)	46
Figure 2-13 :	Évolution de S_r au milieu de la couche de rétention d'eau pour une CEBC inclinée à $18,4$ degrés avec bris de succion soumise à une période de drainage prolongée (tiré de Bussière, 1999)	49

Figure 2-14 : Construction et fonctionnement d'un bris de succion au site LTA en été 2004 (tiré de Cissokho, 2004)	49
Figure 2-15 : Teneur en eau volumique des différents niveaux d'instrumentation en fonction du temps sous conditions naturelles (a) et en drainage (b) avec $t=7$ correspondant au premier jour de mesure après la construction du bris de succion et $t=0$ au premier jour de drainage pour (a) et (b) (tiré de Cissokho, 2004).....	50
Figure 3-1 : Configuration de la CEBC du site LTA (Ricard <i>et al.</i> , 1997)	64
Figure 3-2 : Modèle numérique construit	65
Figure 3-3 : Courbes de rétention d'eau des différents matériaux utilisés dans les modèles numériques.....	70
Figure 3-4 : Courbes de perméabilité des différents matériaux utilisés dans les modèles numériques; ces courbes sont estimées par VADOSE/W à l'aide du modèle de Fredlund <i>et al.</i> (1994) à partir des CRE de la figure 3-3.....	70
Figure 3-5 : Courbe de rétention d'eau (a) et fonction de perméabilité (b) de la GCB utilisé pour construire le bris de succion.....	71
Figure 3-6 : Colonne de sol ayant une hauteur de 2m et une largeur de 0,5m.	74
Figure 3-7 : Évolution temporelle des profils de TEV estimés avec VADOSE/W (a) et avec SEEP/W (b) en fonction du temps de drainage (en sec) d'une colonne de sable de 2m VADOSE/W.....	75
Figure 3-8 : Évolution temporelle des profils de TEV obtenues avec SEEP/W et VADOSE/W à 1,92m de hauteur pour une colonne de 2m de sable VADOSE/W	76
Figure 3-9 : Variation temporelle des profils de succions obtenues avec VADOSE/W (a) et avec SEEP/W (b) en fonction du temps de drainage (en sec) dans une colonne de sable de 2m de hauteur.....	76

Figure 3-10 : Profils verticaux de la TEV (a) et de la concentration d'oxygène (b) à l'équilibre dans une colonne MRN; ces profils sont utilisés comme conditions initiales dans VADOSE/W et POLLUTE	78
Figure 3-11 : Profils de concentration d'oxygène obtenus dans la colonne de MRN dont les profils TEV ont atteint l'équilibre en drainage avec VADOSE/W	79
Figure 3-12 : Profils de concentration d'oxygène obtenus avec VADOSE/W et POLLUTE à 8 jours et 14 jours (a) et 25 et 45 jours (b)	80
Figure 3-13 : Comparaison des flux cumulés obtenus avec des solutions analytiques et VADOSE/W à différents temps (jours) pour la base d'une colonne de 0,8m et pour différentes valeurs de réactivité des matériaux.....	82
Figure 4-1 : Modèle de CEBC de pente 10 degrés et de longueur 30m	85
Figure 4-2 : Profils verticaux de TEV, succions et concentrations d'O ₂ en fonction du temps de drainage pour un modèle P10_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f).....	87
Figure 4-3 : Concentration d'oxygène le long de la pente (a) et flux cumulé d'oxygène (b) du modèle P10_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours	88
Figure 4-4 : Profils verticaux de TEV, succions et concentrations d'O ₂ en fonction du temps de drainage pour un modèle P18_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f).....	90
Figure 4-5 : Concentration d'oxygène le long de la pente (a) au milieu de la couche de rétention d'eau et flux cumulé d'oxygène (b) à l'interface CEBC - Residus du modèle P18_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours.....	91
Figure 4-6 : Profils verticaux de TEV, succions et concentration d'oxygène en fonction du temps de drainage pour un modèle P30_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f).....	93

Figure 4-7 :	Profils verticaux de TEV en fonction de différents temps de drainage à $y=2,6$ (a) et $y= 3,6m$ (b) du pied de pente.....	94
Figure 4-8 :	Concentration d'oxygène le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau (a) et flux cumulés d'oxygène à l'interface CEBC – Résidus (b) du modèle P30_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours.....	95
Figure 4-9 :	Comparaison entre les TEV prises au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour des modèles à P10_L30, P18_L30 et P30_L30 à des temps de drainage de 10jours (a) et 46 jours (b).....	96
Figure 4-10 :	Comparaison entre les concentrations d'oxygène prises au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour des modèles à P10_L30, P18_L30 et P30_L30 à des temps de drainage de 10jours (a) et 46 jours (b).....	97
Figure 4-11 :	Flux cumulés totaux (a) et flux unitaires (b) d'oxygène pour différents temps de drainage des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30	98
Figure 4-12 :	Flux cumulés totaux (a) et unitaires (b) d'oxygène en fonction de l'inclinaison de la pente (10, 18 et 30°) et de la longueur de pente.	98
Figure 4-13 :	Flux cumulés totaux (a) et unitaires (b) d'oxygène pour différents temps de drainage des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50	100
Figure 4-14 :	Flux cumulé (a) et unitaire (b) d'oxygène en fonction de la longueur de la pente à différentes valeurs d'inclinaison de la pente pour un temps de drainage de 46 jours.....	101
Figure 4-15 :	Schéma d'une CEBC de pente 10° et de longueur 30m avec un bris de succion construit au milieu de la pente	103
Figure 4-16 :	TEV et succions au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour un modèle P10_L15 sans bris de succion (a, c) ou avec bris de succion (b, d).....	104
Figure 4-17 :	Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage d'un modèle P10_L15 avec et sans bris de succion.	105

Figure 4-18 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_30 (a) et P10_L50 (b) avec et sans bris de succion à différents temps de drainage.....	106
Figure 4-19 : Profils verticaux de TEV et succions dans la zone d'accumulation d'eau du bris de succion d'un modèle P18_L30 sans bris de succion (a, c) et avec bris de succion (b, d).....	108
Figure 4-20 : Variation des TEV (a) et succions (b) pour un modèle P18_L30 avec et sans bris de succion pour des élévations y correspondant à la base et le milieu de la couche de rétention d'eau et pour des temps de drainage de 10 jours et 46 jours.....	109
Figure 4-21 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L15, P18_L30 et P18_L50 avec ou sans bris de succion	109
Figure 4-22 : Profils verticaux de TEV et succions dans la zone d'accumulation d'eau du bris de succion d'un modèle P30_L30 avec bris de succion (b, d) et sans bris de succion (a, c).....	111
Figure 4-23 : Variation des TEV (a) et succions (b) en fonction de la hauteur y au niveau de la couche de rétention d'eau pour des temps de drainage de 10 jours et 46 jours d'un modèle P30_L30	112
Figure 4-24 : Flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage des modèles à pente 30 avec ou sans bris de succion (dans la légende, DL = drain large)	113
Figure 4-25 : Variation des TEV (a) et succions (b) en fonction du temps de drainage pour un modèle P18_L30 avec ou sans bris de succion au milieu de la couche de rétention d'eau, à des points de plus en plus éloignés du bris de succion (distance = 0).....	115
Figure 4-26 : Variation des TEV (a) et succions (b) en fonction du temps de drainage pour un modèle P30_L30 avec ou sans bris de succion au milieu de la couche de rétention d'eau, à des points de plus en plus éloignés du bris de succion distance = 0).....	115

Figure 4-27 : Flux cumulés d'oxygène pour un modèle P18_L30 lorsque le bris de succion est placé à 12,5 m (milieu) et à 19 m (haut) du pied de la pente	118
Figure 4-28 : Flux cumulés d'oxygène pour un modèle P18_L30 sans bris, lorsqu'un bris de succion a été construit au milieu de la pente et lorsque deux bris sont construits sur la pente (au milieu et en haut de pente)	120
Figure 4-29 : Variation du flux cumulé d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P10_L15 (a), P10_L30 (b) et P10_L50 (c) ayant différentes réactivités apparentes K_r^* sous la CEBC.....	123
Figure 4-30 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 en fonction de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 46 jours (d).....	126
Figure 4-31 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L30 et P18_L30 et P30_L30 en fonction de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 45 jours (d).....	127
Figure 4-32 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L50 et P18_L50 et P30_L50 en fonction de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 45 jours (d).....	128
Figure 4-33 : Profils verticaux en haut de pente ($y=7m$) des concentrations d'oxygène en fonction de différents temps de drainage prises sur toute la CEBC et dans les résidus miniers pour un modèle P18_L30 avec des réactivités apparentes variées : 0/an (a), 40/an (b), 200/an (c), 1 000/an (d), 2 000/an (e) et 10 000/an (f).	130
Figure 4-34 : Valeurs des flux cumulés d'oxygène dues exclusivement à la réactivité des résidus miniers pour des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30.	132

- Figure 4-35 : Profils verticaux des TEV et concentrations d'oxygène en haut de pente des modèles P10_L15 (a, b), P10_L30 (c, d) et P10_L50 (e, f) dont la couche de rétention d'eau est constituée de Silt. 135
- Figure 4-36 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 dont la couche de rétention d'eau est constituée de Silt..... 136
- Figure 4-37 : Flux cumulés d'oxygène pour différents modèles de pentes 18° (a) et 30° (b) dont la couche de rétention d'eau est constituée de silt. 136
- Figure 4-38 : Valeurs comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P18_L50 dont la couche de rétention est constituée de silt ou de MRN (le tableau associé à la figure montre les valeurs des flux) 137
- Figure 4-39 : Courbes et valeurs comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P30_L50 dont la couche de rétention est constituée de silt ou de MRN (le tableau associé à la figure montre les valeurs des flux)..... 138
- Figure 4-40 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour différents modèles de pente 10 lorsque la couche de rétention d'eau est constituée d'un matériel théorique P_6m 140
- Figure 4-41 : Courbes comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P30_L50 dont la couche de rétention est constituée de P_6m, Silt ou MRN 141
- Figure 5-1 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P10_L30..... 145
- Figure 5-2 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P10_L30 pour différentes valeurs de K_r^* de la couche de rétention d'eau..... 147

- Figure 5-3 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P18_L30..... 149
- Figure 5-4 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes valeurs de K_r^* de la couche de rétention d'eau..... 150
- Figure 5-5 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P30_L30..... 152
- Figure 5-6 : Profils de concentrations d'oxygène le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau des modèles de pente 10, 18 et 30 pour des réactivités apparentes K_r^* de 50/an(a) et 200/an (b) et des temps de drainage de 10 et 46 jours..... 153
- Figure 5-7 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes épaisseurs de la couche de rétention d'eau (40cm, 80cm et 160cm) pour des résidus miniers avec un K_r^* de 200/an..... 157
- Figure 5-8 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes épaisseurs de la couche de rétention d'eau (40cm, 80cm et 160cm) lorsque les résidus miniers ont un K_r^* de 2000/an..... 159
- Figure 5-9 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P18_L30 à température extérieure variée (15°C, 25°C, et 45°C) lorsque la température dans le sol est de 15°C... 161
- Figure 5-10 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P18_L30 à température internes variée (10°C,

15°C et 20°C) lorsque la température de l'air ambiant est de 25°C.	162
Figure 5-11 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 avec ou sans recouvrement.....	163
Figure 5-12 : Variation des flux moyens journaliers par période de temps obtenus avec des modèles de pente faible (10 degrés) avec ou sans recouvrement.....	165
Figure 5-13 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles de pente 18 degrés (a) ou 30 degrés (b) avec ou sans recouvrement.....	165
Figure 5-14 : Variation de l'efficacité des différents modèles étudiés en fonction des temps de drainage	166
Figure 5-15 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P10_L30 et P10_L30 saturé à 85 %	167
Figure 5-16 : Comparaison entre les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L30 et P18_L30 saturé à 85%	168
Figure 5-17 : Comparaison entre les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L30 et P18_L30 saturé à 85%	169

LISTE DES SYMBOLES, CONSTANTES ET ACRONYMES

AEV	Air entry value ou pression d'entrée d'air
c	Capacité thermique volumique
C_0	Concentration initiale d'oxygène
C_a	Concentration d'oxygène dans l'air
CEBC	Couverture à effet de barrière capillaire
C_p	Teneur massique en pyrite dans un matériel sec
CRE	Courbes de rétention d'eau.
C_u	Coefficient d'uniformité
C_w	Concentration d'oxygène dans l'eau
D^*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène
$\overline{D}^*$	Coefficient de diffusion apparent équivalent
D_i^*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène pour la couche i
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
$\overline{D}_e$	Coefficient de diffusion effectif équivalent
D_{e_Slope}	Coefficient de diffusion effective global sur toute une pente
D_{ci}	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène pour la couche i
DMA	Drainage minier acide
D_v	Coefficient de diffusion de vapeur.
D_w	Coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'eau
E	Efficacité d'une CEBC
E_v	Flux d'évaporation
e	Indice des vides
e_a	Pression de vapeur d'eau de l'air au-dessus de la surface du sol
$F_{S,L}$	Flux d'oxygène à la base de la couche en condition permanente
g	Accélération de la pesanteur.

H	Constante de Henry
h	Charge hydraulique
H _{co}	Épaisseur des différentes colonnes de sol modélisées
H _i	Épaisseur de la couche i,
h _{r-a}	Humidité relative dans l'air
h _{r-s}	Humidité relative à la surface du sol.
h _{r-so}	Humidité relative de l'air dans les pores du sol en surface
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
k _{tx}	Conductivité thermique dans la direction x
k _{tz}	Conductivité thermique dans la direction z
k _x	Conductivité hydraulique non saturée dans la direction x.
k _y	Conductivité hydraulique non saturée dans la direction y
k _z	Conductivité hydraulique non saturée dans la direction z
L	Épaisseur de la couche
L _v	Chaleur latente de vaporisation de l'eau.
MK	Modèle de Kovács modifié
MRN	Ministère des Ressources naturelles
n	Porosité
O ₂	Oxygène
P	Pression d'eau
pH	Potentiel d'oxygène
P _v	Pression de vapeur dans un sol humide.
P _{vs}	Pression saturée de vapeur pour une eau libre
Q	Flux d'eau appliqué à la frontière.
Q _{CEBC}	Flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC
Q _{exp}	Flux cumulé d'oxygène à la surface des résidus exposés à l'atmosphère

Q_n	Radiation nette à la surface du sol
Q_t	Flux thermique à la surface
q_x	Débit spécifique dans la direction x
q_y	Débit spécifique dans la direction y
q_z	Débit spécifique dans la direction z
R	Constante universelle des gaz
RDT	Réflectométrie dans le domaine du temps
S_r	Degré de saturation
S_{re}	Degré de saturation effectif
T	Température
t	Temps
TDR	Time domain reflectometry
TEV	Teneur en eau volumique
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 z
w	Masse moléculaire de l'eau en vapeur
W_a	Vitesse du vent
ρ	Densité de l'eau
Γ	Pente de courbe vapeur d'eau saturée en fonction la température moyenne de l'air
ρ_{py}	Masse volumique de la pyrite
ρ_s	Masse volumique moyenne des grains solides
ρ_c	Valeur de la chaleur spécifique volumétrique
γ	Poids volumique
γ_s	Poids volumique des grains solide
γ_w	Poids volumique de l'eau
δ	Paramètre mathématique variant de 2 à 4 selon les auteurs
η	Viscosité du fluide

θ'	Dérivée d'une équation de Fredlund et Xing (1994)
θ'_w	Dérivée de θ_w
θ_a	Teneur en air volumique
θ_c	Teneur en eau effective
θ_{eq}	Teneur en eau équivalente
θ_c^l	Facteur de correction tenant compte de la tortuosité du milieu.
θ_r	Teneur en eau résiduelle
θ_{sat}	Teneur en eau saturée
θ_s	Teneur en eau saturée
θ_w	Teneur en eau volumique
$\theta_{\psi lim}$	Teneur en eau résiduelle correspondant à une pression de 1 380 kPa.
λ_t	Coefficient de conductivité thermique
μ	Viscosité dynamique
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau
v	Variable représentant la succion.
ψ	Succion matricielle
ψ_0	Succion correspondant à l'état complètement sec.
ψ_a	Pression d'entrée d'air
ψ_{a-m}	Pression d'entrée d'air modifiée
ψ_{int}	Pression à l'interface sable-gravier
ψ_{lim}	Pression équivalente à 1 380 kPa
ψ_r	Pression résiduelle exercée à une teneur en eau résiduelle θ_r

LISTE DES ANNEXES

Un DVD-ROM contient l'ensemble des modélisations numériques effectuées.

Annexe 1 : Effet de la géométrie (longueur et inclinaison) de la pente et de la présence de bris de succion.

Annexe 2 : Effet de la réactivité des résidus sous la CEBC

Annexe 3 : Effet des propriétés des matériaux de la couche de rétention d'eau de la CEBC

Annexe 4 : Effet de la réactivité des matériaux de la couche de rétention d'eau de la CEBC

Annexe 5 : Effet de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau de CEBC

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

1.1 Généralités

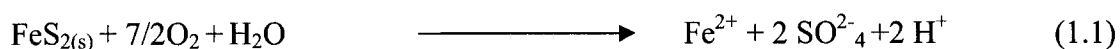
La forte demande internationale et la croissance économique fulgurante de pays comme la Chine et l'Inde ont contribué à une augmentation considérable des prix des métaux et des minéraux qui atteignent des records historiques depuis le début de l'année 2006. Cette augmentation spectaculaire des prix a engendré une relance marquée de l'activité minière au Québec. En effet, l'exploration minière est en pleine effervescence, de multiples projets miniers font l'objet de travaux d'exploration avancés et d'autres sont en préparation pour le démarrage de leurs opérations. On assiste également à la réouverture d'anciennes mines qui semblent redevenues rentables dans le contexte actuel. De plus, selon les analystes, les tendances penchent pour un scénario de croissance soutenue du secteur minier au cours des prochaines années. Ainsi, les quantités de rejets et particulièrement de rejets solides incluant les rejets de concentrateur ou résidus et les roches stériles iront en augmentant. Les résidus sont communément entreposés sous forme de pulpe de densité variant entre 30 – 45 % w/w de solides (Vick 1990, Aubertin et Chapuis 1991, Aubertin *et al.* 2002a). On les entrepose alors dans des bassins, appelés parcs à résidus miniers, qui sont ceinturés de digues (selon la topographie des lieux) et dont le fond peut être imperméabilisé. La stabilité physique des digues doit être assurée pour éviter des ruptures sous différentes sollicitations (Aubertin *et al.* 2002b).

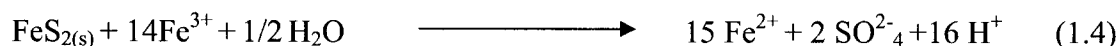
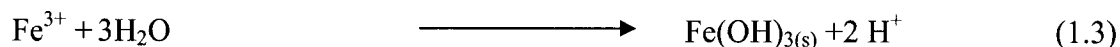
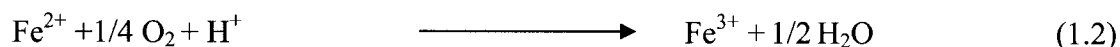
La gestion des rejets miniers devient problématique lorsqu'ils contiennent des minéraux sulfureux qui peuvent être générateurs de drainage minier acide (DMA). Les études entreprises au cours des dernières années au Québec et ailleurs cherchent à développer de nouvelles méthodes permettant une gestion environnementale des rejets. Ces

techniques permettent de réduire les problèmes pouvant affecter la stabilité physique des ouvrages et la stabilité chimique des résidus (i.e. génération du DMA). Les techniques d'entreposage en surface ou souterrain des résidus miniers en pâte avec ou sans liant (Thomas *et al.*, 1979; Hassani et Archibald 1998; Jewel *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2004; Benzaazoua *et al.*, 2004a; Johnson *et al.*, 2005; Landriault *et al.*, 2005), et la déposition subaquatique des rejets du concentrateur (Pedersen *et al.*, 1997; Rescan Environmental Services, 1989; Atkins et Robertson, 1997; Li *et al.*, 1997; MEND, 2001) font l'objet d'études au cours des dernières années et ces études se poursuivent pour une meilleure maîtrise de ces techniques. Au même moment, d'anciens sites ayant eu recours à l'entreposage traditionnel de rejets existent. Lorsque les rejets sont potentiellement générateurs de DMA, différentes méthodes de restauration des sites dont les couvertures avec effets de barrières capillaires, ont été développées au cours des dernières années pour protéger l'environnement (Aubertin *et al.*, 2002a). Des travaux se poursuivent pour améliorer les critères de design des CEBC et pour améliorer les techniques d'évaluation de la performance de ce type de recouvrement en sols à court, moyen et long termes. C'est dans ce cadre que le présent projet a été réalisé au sein de la Chaire industrielle CRSNG-POLYTECHNIQUE-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers.

1.2 Problématique du DMA et méthodes de prédiction et de contrôle

La génération de drainage minier acide (DMA) est un problème important auquel font face beaucoup d'entreprises minières évoluant au Québec et dans le monde entier. Le DMA provient de l'oxydation des minéraux sulfureux tels la pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) en présence d'eau et d'oxygène. Le processus global de la formation de DMA implique plusieurs types d'oxydation dont les réactions sont bien décrites dans la littérature (Kleinmann *et al.*, 1981; Ritcey, 1989; Perkins *et al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997; Aubertin *et al.*, 2002a).





La réaction (1.1) représente l'oxydation relativement lente de la pyrite dans une solution à pH neutre en présence d'oxygène. L'acidification progressive favorise les réactions (1.2) et (1.3). De ce fait, le fer ferreux s'oxyde en fer ferrique qui précipite sous forme d'hydroxyde ferrique $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$. Cette réaction libère des ions H^+ qui augmentent l'acidité du milieu. Lorsque celle-ci atteint une limite de 3.5 environ, on assiste à une oxydation directe de la pyrite par le fer ferrique. De plus, la solubilité des métaux augmente proportionnellement à l'acidification ce qui rend le milieu encore plus contaminé. Certaines bactéries peuvent aussi accélérer les réactions d'oxydation ci-dessus. En effet, on sait que la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* et d'autres bactéries accélèrent les réactions (1.2) et (1.4). Elle se développe mieux dans une eau à pH inférieure à 3,5.

Le niveau de contamination associé au DMA sera fonction de la quantité et de la réactivité des minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers. Il sera aussi fonction des autres minéraux présents. Les minéraux carbonatés comme la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sont les principaux neutralisants des acides produits par les minéraux sulfureux. La formation de DMA sera aussi fonction de la température, de la dilution des eaux acides par des eaux non contaminées et de la capacité neutralisante de ces eaux qui le reçoivent (Nicholson *et al.*, 1989; Ritcey, 1989).

Le DMA peut affecter la qualité des eaux souterraine et de surface de différentes façons : un pH faible, des teneurs élevées en métaux solubles et de fortes concentrations en solides en suspension (Ritcey, 1989; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002a). Ainsi, le

DMA peut causer beaucoup de tort aux écosystèmes voisins des sites miniers en détruisant la flore et la faune qui y vivent (Aubertin *et al.*, 2002a). La génération d'acide par un site peut subsister pendant des dizaines, voire des centaines d'années après la fermeture de la mine, si le site n'est pas bien géré. C'est une des raisons pour lesquelles au Canada et dans beaucoup d'autres pays du monde, les législations obligent le propriétaire de la mine à restaurer les sites d'entreposage des rejets sulfureux pour contrôler la génération d'acide et d'autres polluants et éviter ainsi une contamination de l'environnement.

L'évaluation du potentiel polluant des rejets miniers est une phase très importante pour respecter les réglementations en vigueur lors de la présentation d'un plan de restauration. Différentes techniques peuvent être utilisées pour déterminer si des rejets sont potentiellement générateurs de DMA ou non. La prédiction du DMA commence par des études minéralogiques et chimiques et se poursuit par des essais statiques et cinétiques (Sobek, 1978; Kwong, 1993; Lawrence et Wang, 1997; Paktunc, 1999; Benzaazoua *et al.*, 2001, 2004b; Plante, 2004; Villeneuve, 2004)

Lorsque les rejets sont identifiés comme potentiellement générateurs de DMA, il est essentiel de limiter l'interaction entre les résidus miniers et son environnement. Habituellement, on tente de limiter la disponibilité de l'eau et/ou de l'oxygène nécessaires pour l'oxydation des minéraux sulfureux (voir équation (1.1)). Le contrôle de l'oxygène peut se faire de différentes manières : ennoyer les résidus miniers sous l'eau ou placer des matériaux consommateurs d'oxygène tels que des copeaux de bois, des écorces ou des boues de traitement de l'eau au dessus des résidus sulfureux (Tremblay, 1994, Tassé *et al.*, 1996). Une autre technique jugée efficace est la mise en place d'une couverture multicouche avec effets de barrière capillaire CEBC qui, en maintenant une de ses couches à un haut degré de saturation, limite l'apport (flux) d'eau et d'oxygène et ainsi empêche l'oxydation des sulfures. Cette technique est adéquate pour le contexte canadien à climat humide et les coûts sont généralement réduits à celui

du transport des matériaux. (Aubertin *et al.*, 1995; Bussière, 1999). Cette technique a été retenue pour restaurer certains sites situés en Abitibi-Temiscamingue comme Les Terrains Aurifères (LTA), le site Lorraine et le site Bouchard-Hébert. Souvent, les digues de confinement des rejets dans les sites d'entreposage des rejets sont elles-mêmes construites avec des rejets miniers. Lorsque les rejets au niveau des digues sont aussi générateurs de DMA, un recouvrement devra aussi être placé sur les pentes des digues.

De ce fait, les CEBC sont de plus en plus étudiées afin de maîtriser leur fonctionnement, leur design et leur comportement à court et long termes. Les études effectuées au laboratoire, sur le terrain ou encore grâce aux modélisations numériques ont démontré l'efficacité d'un tel système, lorsqu'il est bien conçu, pour prévenir ou réduire la génération d'acide dans les parcs à résidus. La configuration, qui détermine principalement la performance d'une CEBC, est alors un aspect à maîtriser pour que cette technique soit plus accessible et facilement utilisable par les entreprises minières. Il faut dire que la conception des recouvrements de type CEBC est relativement complexe car les facteurs à prendre en compte peuvent être nombreux. Il s'agit entre autres de la longueur et de l'inclinaison de la pente, des types de matériaux utilisés pour la construction des différentes couches, la présence ou non de bris de succions, la réactivité des résidus miniers. Le comportement hydrique d'une CEBC incliné et donc son comportement à limiter la migration de l'oxygène sont différents de celui d'une CEBC quasi horizontale.

Les problèmes liés au fonctionnement de recouvrements de type CEBC inclinées ont, depuis quelques années, fait l'objet d'études continues par différents chercheurs. La plupart de ces études étaient centrées sur l'interprétation des mesures de laboratoire et de terrain et des résultats de simulations numériques afin de voir l'évolution de l'efficacité de CEBC inclinées sous différentes conditions climatiques et prévoir de ce fait son comportement hydrique à plus ou moins long termes (Fayer *et al.*, 1992;

Aubertin *et al.*, 1995 à 1999; Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2001a,b, 2002 et 2003a,b; Apithy, 2003; Kim et Benson, 2003; Maqsoud *et al.*, 2003, 2004; Cissokho, 2004; Fala *et al.*, 2005; Cifuentes, 2006). Cette évaluation de la performance a jusqu'ici été réalisée en termes de propriétés hydriques (de teneurs en eau volumiques et succions). La plupart des résultats obtenus jusqu'à nos jours ont montré une désaturation de ces couvertures en haut de pente menaçant ainsi la performance de la CEBC dans son rôle de barrière à la diffusion de l'oxygène. L'utilisation de bris de succions pour atténuer la désaturation en haut de pente a aussi été étudiée (Aubertin, 1996a,b, 1997; Bussière, 1999; Cissokho, 2004).

Même s'il est possible de relier les propriétés hydriques comme la teneur en eau volumique aux paramètres qui contrôlent la migration diffusive de l'oxygène à travers la CEBC (Mbonimpa *et al.*, 2003; Aachib *et al.*, 2004), il n'en demeure pas moins que la quantification des flux d'oxygène reste complexe pour les CEBC inclinées, particulièrement en conditions transitoires. En effet, les teneurs en eau volumiques varient le long la pente tant dans le recouvrement que dans les rejets sous la CEBC et aussi en fonction de la profondeur (à travers les couches de la CEBC et les résidus couverts). L'utilisation des valeurs moyennes des propriétés hydriques pour estimer les flux implique plusieurs hypothèses simplificatrices et peut conduire à des résultats peu précis. Il serait sans doute très important et innovateur de mener une étude permettant de quantifier la performance de CEBC inclinées directement en termes de flux d'oxygène en conditions transitoire. À la connaissance de l'auteur, aucune étude n'a jusqu'ici été réalisée dans ce sens pour des CEBC inclinées.

1.3 Description du projet et contenu de mémoire

L'objectif principal de cette étude est de déterminer l'effet de la configuration sur la performance de CEBC inclinées fonctionnant sous climat humide à limiter la migration de l'oxygène et donc à limiter la production de DMA. Les mouvements de l'oxygène

sont quantifiés en termes de flux cumulés qui passent à travers la CEBC pendant une période de temps donnée. Comme plusieurs paramètres influencent le comportement de CEBC inclinées, une étude paramétrique par modélisations numériques de plusieurs configurations de CEBC sous climat humide est menée afin de déterminer l'effet de ces facteurs sur le comportement des CEBC et donc leur performance à réduire les flux d'oxygène. Le logiciel VADOSE/W (Geoslope International, 2005) a été choisi pour les simulations numériques. Ce logiciel a d'abord été validé pour des cas simples avec SEEP/W (Geoslope International, 1996) pour ce qui concerne la modélisation des écoulements d'eau, avec POLLUTE (Rowe *et al.*, 1994) pour ce qui est la distribution des concentrations d'oxygène et par une solution analytique pour ce qui concerne les flux cumulés d'oxygène (Mbonimpa, Commun. pers.). Ainsi plusieurs paramètres sont variés au niveau des modèles. Il s'agit de la longueur et de l'inclinaison de la pente du recouvrement (la géométrie), des types de matériaux utilisés pour la couche de rétention d'eau de la CEBC (les caractéristiques des autres couches de la CEBC ont été maintenues constantes), et de la réactivité des résidus miniers sous-jacents. Aussi, l'effet de la construction de bris de succion sur l'amélioration de la performance des CEBC en haut de pente est également étudié. Les résultats obtenus devraient aider les utilisateurs pour déterminer les meilleures configurations de CEBC inclinées.

Toutes ces études ont été menées dans des conditions de drainage de 46 jours comme expérimenté au niveau sur le site LTA (ce qui correspond à des conditions sévères pour un climat humide de type Rouyn-Noranda et sous-estime l'efficacité du recouvrement. Ces conditions de drainage ont été appliquées à partir de la période de dégel au printemps. On peut alors supposer que les matériaux de la CEBC sont initialement saturés en eau.

Le mémoire a été subdivisé en 6 chapitres. Après une brève introduction portant sur la problématique du drainage minier acide et l'utilisation des CEBC comme méthode de restauration de site, le chapitre 2 présente une revue bibliographique sur les principales

équations qui régissent les écoulements d'eau et de gaz (O_2) en conditions non saturées et qui permettent de comprendre le fonctionnement des logiciels numériques utilisés. Ce chapitre présente également les phénomènes de barrières capillaires au niveau des CEBC ainsi que les études antérieures effectuées par différents auteurs. Par la suite, le chapitre 3 montre le matériel utilisé lors des études numériques et la méthodologie d'approche adoptée. Ainsi, les avantages et inconvénients du logiciel utilisé ont été décrits. Les différents matériaux utilisés dans les simulations numériques et les conditions frontières et initiales ont également été présentés dans ce chapitre. Enfin, le logiciel d'étude a été validé. Le chapitre 4 quant à lui présente les résultats numériques obtenus et une comparaison des données entre elles suivi d'une discussion de ces mêmes résultats au chapitre 6. Ce dernier chapitre présente l'efficacité théorique des différents modèles en fonction de leurs configurations respectives. Le mémoire se termine par une conclusion qui est un sommaire de tous les résultats obtenus et des recommandations sur les études complémentaires à mener.

CHAPITRE 2 : ASPECTS THÉORIQUES DES COUVERTURES À EFFETS DE BARRIÈRES CAPILLAIRES (CEBC)

La performance d'une CEBC est directement liée au comportement hydrique, en conditions non saturées, des matériaux meubles utilisés dans les différentes couches de la couverture. En effet, le principe de fonctionnement des CEBC en milieu humide est de maintenir une des couches à un haut degré de saturation de manière à créer une barrière à la diffusion de l'oxygène. Il est alors important, pour la compréhension de leur fonctionnement global, d'en présenter les bases théoriques, à savoir la migration de l'eau et des gaz dans les milieux poreux non saturés (les CEBC étant généralement placées au-dessus de la nappe phréatique). Lorsque l'évaporation est assez importante pour être prise en compte, il faut aussi tenir compte du mouvement de vapeur et des échanges thermiques. Dans un premier temps, les équations décrivant l'écoulement d'eau et de vapeur et les transferts de chaleur sont succinctement présentées. Dans un 2^e temps, la technologie des CEBC est décrite, et une emphase particulière est mise sur les CEBC inclinées. Les principaux travaux réalisés y seront brièvement présentés.

2.1 Écoulement de l'eau dans les milieux poreux non saturés

2.1.1 Équations de base

L'équation de base qui traduit l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé peut être dérivée de la combinaison des équations de continuité et de Darcy. La démonstration est montrée ici sur un volume élémentaire de sol représenté à la figure 2.1 (Hillel, 1980, Bussière, 1999). En considérant seulement un débit spécifique q_x (correspondant à la vitesse de Darcy LT^{-1}) qui passe à travers une surface unitaire par

unité de temps, dans la direction x , la différence entre débit entrant et sortant (accumulation d'eau ou recharge) peut être définie par l'équation (2-1) suivante :

$$\Delta q_x = q_x \Delta y \Delta z - \left[q_x + \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) \Delta x \right] \Delta y \Delta z \quad (2.1)$$

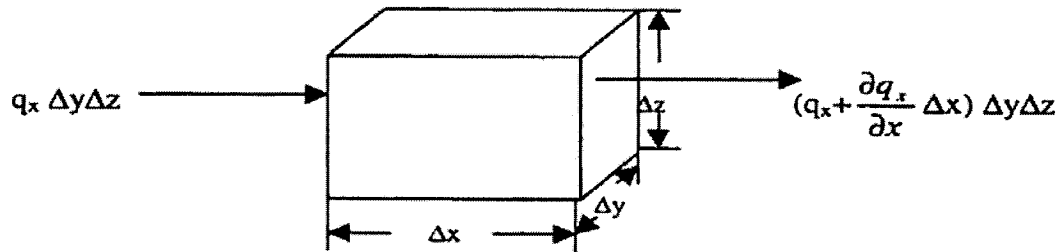


Figure 2-1 : Volume élémentaire de sol avec les débits (tiré de Hillel, 1980)

L'accumulation d'eau dans le volume élémentaire peut s'écrire de la manière suivante :

$$\Delta q_x = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.2)$$

La recharge peut aussi être définie comme étant le changement de teneur en eau volumique (TEV) θ_w dans le temps multiplié par le volume. Elle s'exprime de la manière suivante :

$$\Delta q_x = \left(\frac{\partial \theta_w}{\partial t} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \quad (2.3)$$

En égalisant les équations (2.2) et (2.3), on trouve :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial q_x}{\partial x} \quad (2.4)$$

Si l'on généralise l'équation ci-dessus en ajoutant les termes obtenus dans les directions y et z, on aboutit à l'équation de continuité en trois dimensions :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad (2.5)$$

Dans cette équation, q_x , q_y et q_z sont respectivement les débits spécifiques dans les directions x, y et z. D'autre part, la loi de Darcy, conçue originellement pour l'écoulement de l'eau en milieu saturé, permet aussi de calculer le débit spécifique (vitesse de Darcy) en milieu non saturé. Dans le cas 3D, on a :

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

Dans cette équation, h est la charge hydraulique et k_x , k_y , et k_z représentent respectivement la conductivité hydraulique non saturée dans les directions x, y et z. Richards (1931) a étendu cette loi pour les milieux poreux non saturés en ajoutant que la conductivité hydraulique k dépend de la succion ψ ($k = k(\psi)$). La succion est définie comme la différence de pression entre le fluide mouillant et le fluide non mouillant (dans ce cas l'eau et l'air respectivement).

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

En tenant compte de la relation entre les teneurs en eau volumiques θ_w et les succions à l'intérieur du sol (cette relation caractéristique du sol appelée courbe de rétention d'eau est décrite dans la section suivante), l'équation (2.7) ci-dessus peut aussi s'écrire :

$$q = - \left(k_x(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\theta_w) \frac{\partial h}{\partial z} \right) \quad (2.8)$$

Afin de pouvoir utiliser cette équation aussi bien en régime permanent qu'en transitoire, il convient d'incorporer le principe de continuité en intégrant l'équation (2.7) dans l'équation (2.5). On obtient alors :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad (2.9)$$

La charge hydraulique est définie comme la somme de la pression (succion ψ) et de l'élévation z ($h = -\psi + z$ car ψ correspond à $\mu_a - \mu_w$ au dessus de la nappe). On peut alors réécrire l'équation (2.9) comme suit :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \left(-\frac{\partial \psi}{\partial x} + \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \left(-\frac{\partial \psi}{\partial y} + \frac{\partial z}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(-\frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \right) \quad (2.10)$$

Puisque $\partial z / \partial x$ et $\partial z / \partial y$ sont égales à 0 et que $\partial z / \partial z$ est égale à 1, l'équation (2.10) devient alors :

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] - \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right] - \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] + \frac{\partial k_z}{\partial z} \quad (2.11)$$

C'est cette équation finale qui définit l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé. Pour pouvoir caractériser ce type d'écoulement, les propriétés hydriques des sols, à savoir la courbe de rétention d'eau (CRE) définie par la relation $\theta_w(\psi)$ et la fonction de conductivité hydraulique non saturée $k(\psi)$, sont requises. Ces propriétés sont définies dans les deux prochaines sections.

2.1.2 Courbes de rétention d'eau

En conditions non saturées, la saturation partielle des matériaux entraîne la création d'une pression négative (suction) dans le milieu. Cette dernière provient des effets de tension qui existent à l'interface eau-gaz. La relation entre la teneur en eau massique w (ou la teneur en eau volumique θ_w ou encore le degré de saturation S_r) et cette suction ψ définit la CRE. La figure (2-2) montre de façon schématique et qualitative les CRE d'un silt et d'un sable. Au niveau de cette figure, on définit deux valeurs particulières : la pression d'entrée d'air ψ_a qui correspond à la pression au début de la désaturation et la pression résiduelle ψ_r qui est la pression exercée à la teneur en eau résiduelle θ_r . La comparaison entre les deux courbes montre que la pression d'entrée d'air ψ_a est plus grande pour le silt que pour le sable. Le silt a alors une plus grande disposition à retenir l'eau que le sable. À une suction ψ donnée, la teneur en eau volumique θ_w est plus faible pour le sable que pour le silt.

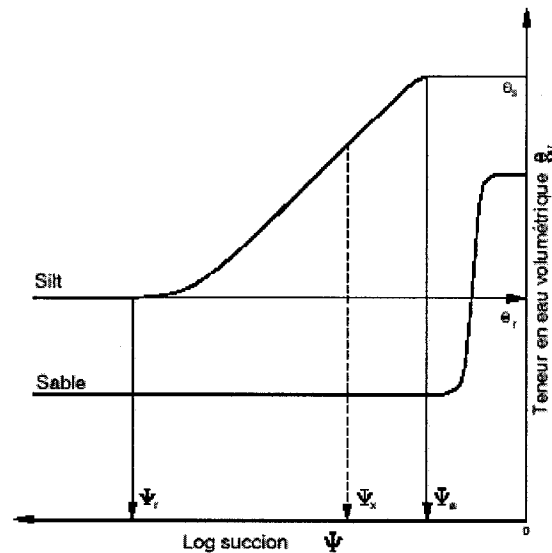


Figure 2-2 : CRE typiques pour un sable et un silt (adapté de Aubertin *et al.*, 1995)

La détermination de la courbe de rétention d'eau au laboratoire se fait par différentes méthodes (Klute, 1986; Carter, 1993; Fredlund and Rahardjo, 1993; Marshall *et al.*, 1996; Looney et Falt, 2000): la cellule de pression (Tempe cell), la plaque drainante, la cellule triaxiale, le papier filtre, les tensiomètres, les psychomètres, les essais en colonne, les solutions salines. Ces techniques sont assez complexes de manière que l'on recourt à des prédictions, surtout dans les phases préliminaires des projets.

Quelques modèles (dits fonctions de pédotransfert) basés sur des équations empiriques ou sur des régressions mathématiques ont été proposés au cours des dernières années. Des modèles prédictifs qui visent à relier les caractéristiques de rétention d'eau des sols avec leurs propriétés physiques telles que la granulométrie et la porosité ont été aussi développés (Arya and Paris, 1981; Kovács, 1981; Haverkamp and Parlange 1986; Aubertin *et al.*, 1998; Arya *et al.*, 1999). Un de ces modèles, le modèle modifié de Kovács MK (Aubertin *et al.*, 1998), semble donner des résultats intéressants pour les résidus miniers. Le principal avantage de ce modèle est qu'il considère les phénomènes

de rétention d'eau par capillarité et par adhésion qui, à leurs tours, sont quantifiés à partir des caractéristiques des matériaux tels que l'indice de vide e , le coefficient d'uniformité C_U et le diamètre effectif des grains D_{10} pour estimer la CRE (Aubertin *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2000a, 2002a, 2003; Aubertin *et al.*, 2003). Ce modèle, initialement développé pour des matériaux pulvérulents, a été étendu aux matériaux cohérents non compressibles sous l'effet de la succion (Aubertin *et al.*, 2003). L'effet de la compressibilité des matériaux sur les courbes de rétention d'eau a également été étudié par Mbonimpa *et al.* (2006a).

Dans la pratique, les CRE mesurées ou prédites sont décrites par des fonctions mathématiques. Les modèles les plus utilisés sont ceux de Brooks et Corey (1964), Gardner (1958) et van Genuchten (1980) qui suivent la loi de puissance et de Fredlund et Xing (1994) qui est un hybride entre les modèles exponentiels et de puissance.

Il est également important de comprendre les effets d'hystérésis. En effet, la valeur de la succion en fonction d'une teneur en eau volumique donnée varie selon les phases de mouillage et de drainage qu'a expérimenté le sol. Ainsi, les CRE d'un matériel obtenu par drainage ou mouillage peuvent présenter des variations plus ou moins marquées : c'est l'effet d'hystérésis. Au laboratoire, les effets d'hystérésis dépendent des dimensions de l'échantillon. Sur le terrain, les variations de la CRE peuvent être très importantes (Iwata *et al.*, 1988). Plusieurs facteurs contribuent à l'apparition des effets d'hystérésis :

- La non-uniformité de la forme des pores
- La dépendance de l'angle de contact avec la direction de l'écoulement
- La présence d'air emprisonné, surtout quand le sol est initialement sec
- Le changement du volume dû au changement de la teneur en eau, surtout dans les sols fins.

Plus la structure interne d'un matériau est complexe (forme des pores et connexion entre eux), plus les effets d'hystérésis seront marqués (Maqsoud *et al.*, 2002, 2004, 2006). Cette variation de la CRE a une conséquence sur le comportement hydrique des matériaux poreux. Maqsoud *et al.* (2006) ont étendu le modèle MK pour tenir compte des phénomènes d'hystérésis lors la prédiction de CREs de matériaux pulvérulents.

2.1.3 Courbes de perméabilité

La connaissance de la fonction de perméabilité $k(\psi)$ est requise pour résoudre l'équation (2.11). Il est possible de déterminer la conductivité hydraulique non saturée d'un matériau au laboratoire à l'aide de différentes techniques dont les principales sont la méthode du débit sortant, la méthode par régime permanent et par profil instantané (Fredlund et Rahardjo, 1993; Hillel, 1998). Le paramètre $k(\psi)$ peut aussi être déterminé sur le terrain (Hillel, 1998). Cependant, ces techniques sont difficiles à appliquer et très dispendieuses. C'est pour cela qu'habituellement, on estime la fonction de perméabilité à partir de la courbe de rétention d'eau à l'aide de modèles empiriques, macroscopiques et statistiques.

Dans la littérature, les modèles statistiques que l'on retrouve le plus souvent sont ceux de Child et Collis-George (1950), Burdine (1953), Mualem (1976), et Fredlund *et al.* (1994). Ces modèles sont décrits par les équations suivantes (Mbonimpa *et al.*, 2006b):

- Childs et Collis-George (1950) : $k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^l \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \gamma) \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 (1 - \gamma) \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}$ (2.12)

- Burdine (1953) : $k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^l \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}$ (2.13)

- Mualem (1976) : $k_{rel} = \frac{k(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^l \left[\frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-1}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-1}(\gamma) d\gamma} \right]^2$ (2.14)

Dans ces équation k_{rel} est la conductivité hydraulique relative et s'exprime de la manière suivante $k_{rel} = k/k_{sat}$ (k et k_{sat} sont respectivement la conductivité hydraulique non saturée et saturée). Le terme θ_e^l est un facteur de correction visant à tenir compte de la tortuosité du milieu poreux. θ_e est la teneur en eau volumique effective, avec $\theta_e = (\theta_w - \theta_r)/(\theta_s - \theta_r)$, où θ_r et θ_s représentent respectivement la TEV résiduelle et à saturation. Le paramètre l représente l'interconnectivité des pores ($l = 0$ selon Childs et Collis-Georges (1950); $l = 2$ selon Burdine (1953), et $l = 0,5$ selon Mualem (1976)). Le paramètre γ est une variable d'intégration qui représente la teneur en eau volumique effective.

Un autre modèle pour estimer k est celui de Fredlund *et al.* (1994)

$$k_{rel} = \frac{k(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\theta_w}{\theta_s} \frac{\int_{\psi_0}^{\psi} \frac{\theta_w(v) - \theta_w(\psi)}{v^2} \theta'_w(v) dv}{\int_{\psi_a}^{\psi_0} \frac{\theta_w(v) - \theta_s}{v^2} \theta'_w(v) dv} \quad (2.15)$$

Dans l'équation (2.15), v est une variable représentant la succion, ψ_a est la pression d'entrée d'air, θ_s est la teneur en eau à saturation. La succion ψ_0 est la succion correspondant à l'état complètement sec ($\psi_0 = 10^6$ kPa ou 10^7 cm). La fonction θ'_w représente la dérivée de θ_w ($\theta'_w = \partial\theta_w / \partial\psi$).

De part leur formulation mathématique, les modèles statistiques de Child et Collis-George (1950), Burdine (1953), et Mualem (1976) présentés ci-dessus conduisent à $k_{rel}=0$ pour $\theta_e=0$, c'est-à-dire à la teneur en eau résiduelle θ_r (ou à la succion résiduelle ψ_r). Le modèle de Fredlund *et al.* (1994) permet par contre de calculer k_{rel} au-delà de ψ_r et donne $k_{rel} = 0$ à la succion ψ_0 . Une comparaison des courbes de perméabilité non saturées prédites à l'aide de ces modèles à partir de CRE prédites par le modèle MK a été réalisée par Mbonimpa *et al.* (2006b) pour des matériaux granulaires.

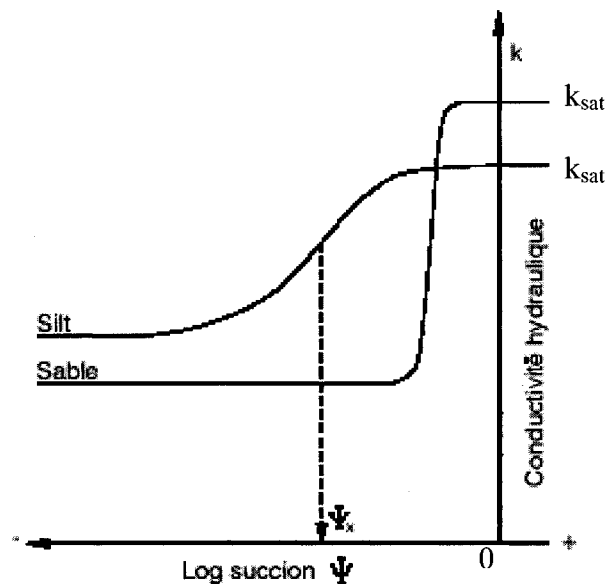


Figure 2-3 : Courbe de la variation de la conductivité hydraulique non saturée k_u en fonction de $\log(\psi)$ (adapté de Aubertin *et al.*, 1995)

La figure 2-3 représente les courbes de la conductivité hydraulique non saturée k en fonction du log de la suction pour un silt et un sable. Ce sont des courbes théoriques car les modèles donnent $k_r = 0$ à $\psi = \psi_0$ (ou $\theta = \theta_r$). La courbe $\psi - k$ ressemble, dans sa forme générale, à la CRE. Tant que la suction est inférieure à la pression d'entrée d'air ψ_a , le matériau est saturé en eau et k reste constant et est égal à k_{sat} . Dans ce cas, le sol fin est moins perméable que le sol grossier. Toutefois, lorsque la suction augmente au-delà de ψ_a , la conductivité hydraulique non saturée k diminue progressivement à mesure que la suction augmente et que la teneur en eau volumique diminue. Le sable se drainant plus facilement, la chute de la valeur de k est plus marquée avec le sable qu'avec le silt qui peut retenir plus d'eau. À une certaine suction donnée, le matériau grossier (sable) peut s'avérer moins perméable que le matériau fin (silt). Comme avec la CRE, les effets d'hystérésis peuvent également affecter la fonction de la conductivité hydraulique non saturée.

2.2 Écoulements couplés eau-chaleur-vapeur

Au niveau des équations présentées à la section 2.1, seuls les paramètres régissant l'écoulement de l'eau dans les milieux poreux non saturés ont été présentés. Cependant, lorsque des échanges d'eau ont lieu par évaporation sous forme de vapeur entre la surface d'un sol et l'atmosphère. Les phases liquides et vapeurs de l'eau sont simultanément présentes dans les pores du sol. Wilson (1990) a montré que les méthodes conventionnelles d'évaluation de l'évaporation valables en conditions de saturation ne sont plus représentatives au fur et à mesure qu'un sol se désature. L'évaporation réelle est contrôlée par les conditions climatiques et les propriétés du sol telles que la conductivité hydraulique non saturée et la diffusion de la vapeur. Il est alors important de tenir compte de ces deux facteurs pour obtenir une prédiction précise. Wilson (1990) a modifié l'équation de Penman (1948) pour le calcul de l'évaporation réelle à partir de sols non saturés. L'équation de Penman-Wilson s'écrit comme suit :

$$E_v = \frac{\Gamma Q_n + \eta \left[0.35(1 + 0.146 W_a) e_a \left(\frac{1}{h_{r-a}} - \frac{1}{h_{r-so}} \right) \right]}{\Gamma + \frac{\eta}{h_{r-so}}} \quad (2.16)$$

Dans cette équation, E_v est le flux d'évaporation, Γ est la pente de la courbe de la pression de vapeur d'eau saturée en fonction la température moyenne de l'air, Q_n représente toute la radiation nette à la surface du sol, η est la constante psychrométrique, W_a est la vitesse du vent, e_a est la pression de vapeur d'eau de l'air au-dessus de la surface du sol, h_{r-a} est l'humidité relative dans l'air et h_{r-so} est l'humidité relative à la surface du sol.

L'équation (2.16) se réduit à l'équation de Penman si la surface du sol est saturée en eau ($h_{r-s}=100\%$). Dans un sol non saturé, l'écoulement de l'eau se fait dans les deux phases

(liquides et vapeur). De plus, lorsque les molécules d'eau passent d'une phase liquide à la phase vapeur, la chaleur doit être consommée (ou vice-versa). Une analyse appropriée des échanges d'eau entre la surface du sol et l'atmosphère par évaporation doit donc tenir compte de l'écoulement de la vapeur et de la chaleur, en plus de l'écoulement de la phase liquide décrite à la section 2.1. C'est à partir de l'écoulement simultané de masse (eau liquide et vapeur) et de chaleur que le paramètre h_{r-so} , de l'équation (2.16), est obtenu pour les sols non saturés. Des équations généralisées pour ce type d'écoulement ont été proposées par Wilson (1990). Ce sont ces équations couplées qui sont utilisées dans beaucoup de logiciels de modélisations numériques d'écoulement des eaux et des gaz tels que SOILCOVER, VADOSE/W (Geoslope Int., 2005). Les équations couplées sont présentées dans ce qui suit :

Le transport de la vapeur a généralement lieu par diffusion. L'équation différentielle générale pour les écoulements d'eau et de vapeur en 2-D peut s'exprimer de la manière suivante (Geoslope Int., 2005) :

$$\left(c + L_v \frac{\partial \theta_w}{\partial T} \right) \frac{\partial P}{\partial t} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial x} \left(D_v \frac{\partial P_v}{\partial x} \right) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial z} \left(D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial \left(\frac{P}{\rho g} + z \right)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial \left(\frac{P}{\rho g} + z \right)}{\partial z} \right) + Q \quad (2.17)$$

Dans cette équation, c est la capacité thermique volumétrique, L_v est la chaleur latente de vaporisation de l'eau, θ_w est la teneur en eau volumique, T est la température, t est le temps, P est la pression d'eau, P_v est la pression de vapeur dans un sol humide, k_x est la conductivité hydraulique non saturée dans la direction x , k_z est la conductivité hydraulique non saturée dans la direction z , Q est le flux d'eau appliqué à la frontière, D_v est le coefficient de diffusion de vapeur, z est l'élévation, ρ est la densité de l'eau, et g l'accélération de la gravité.

En l'absence de la diffusion de vapeur, les coefficients de diffusion de la vapeur D_v sont nuls, $c=0$, $L_v=1$ et l'équation (2.17) correspond alors à l'équation de Richards (équations (2.9) en 2-D)

L'équation (2.17) peut être étendue pour tenir compte du transport de la chaleur dans le sol qui se fait par le biais de trois mécanismes: conduction, convection et chaleur latente de vaporisation due au changement de phase. Le transfert thermique en 2-D peut être décrit par l'équation (2.18) suivante :

$$\lambda_t \frac{\partial T}{\partial t} = L_v \frac{\partial}{\partial x} \left(D_v \frac{\partial P_v}{\partial x} \right) + L_v \frac{\partial}{\partial z} \left(D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(k_{tx} \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{tz} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + Q_t + \rho c V_x \frac{\partial T}{\partial x} + \rho c V_z \frac{\partial T}{\partial z} \quad (2.18)$$

Dans cette équation, λ_t est le coefficient de conductivité thermique, ρc est la chaleur spécifique volumétrique, k_{tx} et V_x représentent respectivement la conductivité thermique et vitesse de Darcy pour l'eau dans direction x, k_{tz} et V_z représentent respectivement la conductivité thermique et la vitesse de Darcy pour l'eau dans la direction z, et Q_t est le flux thermique à la surface.

L'équation (2.18) traduit la différence entre les flux (chaleur et vapeur) entrants et sortants dans un volume élémentaire de matériau à un point et un temps donné.

Plusieurs des paramètres des équations (2.16) et (2.18) de transfert de chaleur et de masse sont des caractéristiques de matériaux qu'il faut d'avance déterminer expérimentalement ou par estimation avant de résoudre les équations de transport (les conductivités hydrauliques non saturées ont été déjà décrites à la section 2.1.2). Il s'agit plus particulièrement de c , λ_t , D_v , k_t , L_v . Il reste alors trois paramètres inconnus, à savoir la

pression de l'eau (P), la température (T) et la pression de vapeur (P_v). Pour résoudre les équations (2.16) et (2.18), une troisième relation entre ces paramètres est nécessaire. Elle est définie comme suit (Geoslope Int., 2005) :

$$P_v = P_{vs} (e^{\frac{-P \cdot w}{\rho \cdot R \cdot T}}) = P_{vs} h_{r-so} \quad (2.19)$$

où P_{vs} est la pression saturée de vapeur pour une eau libre, w est la masse moléculaire de l'eau en vapeur, R est la constante universelle des gaz, h_{r-so} est l'humidité relative de l'air dans les pores du sol en surface et T est la température (K).

En plus du transport de masse (vapeur et eau) et de chaleur, il peut aussi y avoir des échanges gazeux entre l'atmosphère et le sol. Comme mentionné dans l'introduction, l'échange qui nous intéresse dans le cas ici est la migration de l'oxygène (O_2) de l'air qui est un des éléments impliqués dans la génération de drainage minier acide (DMA).

2.3 Mouvements de gaz à travers les milieux poreux non saturés

La conception de techniques visant à jouer le rôle de barrière à l' O_2 suppose une bonne maîtrise des mécanismes de transport de cet élément. Les mécanismes principaux de transport de l'oxygène en milieu poreux sont l'advection et la diffusion dans la phase gazeuse et dans la phase liquide. Les mécanismes de transport de gaz peuvent être couplés à ceux de l'eau et de la vapeur décrit dans la section précédente. Les mécanismes de transport de gaz (non couplés) en milieu poreux non saturé seront présentés à la suite du document; Ceux-ci s'appliquent au cas où l'eau (et la vapeur) est immobile dans le milieu.

Le transport de l'oxygène par advection peut résulter de l'infiltration d'eau contenant de l'oxygène dissous, des mouvements d'air induits par les gradients de pression résultant des variations barométriques, du vent et de la convection thermique. Cependant, il

convient de noter que pour les gaz tels que l'oxygène, le phénomène d'advection est usuellement négligeable en milieux poreux fins à saturation élevée par rapport à la diffusion moléculaire (Collin et Rasmuson, 1988; Nicholson *et al.*, 1989; Kim et Benson, 2003). Cette diffusion de l'oxygène a lieu tant dans la phase gazeuse qu'aqueuse.

Lorsque le milieu poreux consomme ou génère du gaz, il faut, en plus de la diffusion, tenir compte de ces phénomènes. Dans le cas rejets miniers sulfurés qui s'oxydent en présence de l'oxygène suivant les réactions décrites dans l'introduction, les équations de diffusion doivent tenir compte de la consommation d'oxygène. Dans cette section, les équations de base qui décrivent ces mécanismes sont présentées, ainsi que les méthodes directes d'obtention de paramètres clés.

2.3.1 Équations pour la diffusion et consommation d'oxygène

Dans le cas unidimensionnel, le flux d'oxygène à une position et un temps déterminé est donné par la première loi de Fick qui s'exprime de la façon suivante (Crank, 1975; Hillel, 1980; Mbonimpa *et al.*, 2002a,b, 2003) :

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} = -\theta_{eq} D^* \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.20)$$

Dans cette équation, $F(z, t)$ est le flux diffusif d' O_2 , θ_{eq} est la porosité équivalente, D^* et D_e sont les coefficients de diffusion apparent et effectif de l' O_2 respectivement, et $C(z, t)$ est la concentration d'oxygène dans les pores interstitiels au temps t et à la position z .

La porosité équivalente θ_{eq} est définie de la manière suivante par Aubertin *et al.* (2000):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.21)$$

où θ_w et θ_a sont les teneurs volumiques en eau et en air respectivement ($\theta_w = nS_r$ et $\theta_a = n - \theta_w$); H représente la constante de Henry définie par le rapport des concentrations d'oxygène dans l'eau (C_w) dans l'air (C_a) $H = C_w/C_a$ (à 20°C, $H \cong 0.03$). Le 2^e terme dans cette équation tient compte de la diffusion de l'O₂ dissous dans l'eau interstitielle. Les coefficients de diffusion D^* et D_e sont reliés par la relation suivante :

$$D_e = \theta_{eq} D^* \quad (2.22)$$

Dans les résidus contenant des sulfures qui s'oxydent au contact de l'air, l'expression du phénomène de diffusion doit tenir compte de la « consommation » d'oxygène par les réactions d'oxydation. Dans le cas de la pyrite, on considère généralement que cette réaction d'oxydation suit une cinétique de 1^{er} ordre (Nicholson *et al.*, 1989) et donc que la vitesse de consommation d'oxygène est linéairement proportionnelle à sa concentration. L'équation de continuité tenant compte de cette consommation d'oxygène peut être décrite par la 2^e loi de Fick modifiée (Yanful *et al.*, 1993; Aubertin *et al.*, 2000, 20 *et al.*, 2000, 2002, 2003) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \theta_{eq} K_r^* C \quad (2.23)$$

Où K_r^* et K_r sont respectivement les coefficients apparent et effectif du taux de réaction (consommation) de l'oxygène, appelés réactivités apparente et effective plus loin, avec $K_r = 0$ pour les matériaux inertes (non réactifs avec l'O₂). Plus les résidus sont réactifs et donc consomment plus d'oxygène, plus les coefficients K_r^* et K_r sont élevés.

$$K_r = \theta_{eq} K_r^* \quad (2.24)$$

Pour faciliter la démonstration et les calculs dans certaines applications analytiques des lois de Fick, θ_{eq} et D_e sont considérées indépendantes du temps t et de la profondeur z pour une couche donnée (cette simplification n'est pas nécessaire pour un

développement théorique complet). Dans ce cas, l'équation (2.23) peut être réécrite comme suit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.25)$$

Les équations (2.23) ou (2.25) peuvent être résolues numériquement pour des conditions initiales et aux frontières quelconques (complexes ou simples). Plusieurs codes numériques, conçus pour la migration diffusive des fluides, peuvent être utilisés à cette fin. Dans ce présent document, les logiciels POLLUTE (Rowe *et al.*, 1994) et VADOSE/W (Geoslope Int., 2005) décrits plus loin ont été utilisés. Il est également possible d'implanter des solutions numériques dans des outils mathématiques tels que MATLAB (Mathworks, 2004; Aachib *et al.*, 2004). Pour des conditions initiales et aux frontières simples, des solutions analytiques à l'équation (2.25) peut être dérivées. Les solutions numériques et analytiques permettent d'obtenir la concentration d'oxygène $C(z,t)$ qui est alors utilisée pour évaluer le flux à l'aide de l'équation (2.20). L'application de solutions analytiques et/ou numériques suppose néanmoins que les paramètres D_e et K_r (ou D^* et K_r^*) soient connus.

2.3.2 Détermination du coefficient de diffusion

Différentes techniques ont été développées pour déterminer le coefficient de diffusion D_e (ou D^*) de matériaux inertes (Aubertin *et al.*, 1995, 1999, 2000; Aachib *et al.*, 2002, 2004). Les résultats expérimentaux montrent que le coefficient de diffusion effectif D_e varie selon le degré de saturation S_r et la porosité du milieu n . Pour un matériau à l'état sec, la diffusion se fait entièrement dans la phase gazeuse. Lorsque le contenu en eau augmente dans le milieu, la section directement disponible pour la diffusion libre du gaz est diminuée. Les pores remplis d'eau agissent comme un obstacle et D_e s'en trouve réduit. Les méthodes expérimentales sont relativement complexe (surtout au niveau de

l'interprétation), de manière que l'on recourt de plus en plus à des méthodes indirectes qui permettent d'estimer D_e à partir des propriétés physiques (surtout lorsque D_e varie dans le temps et l'espace). Le coefficient de diffusion effectif D_e peut être estimé par diverses formules semi-empiriques. Différents modèles ont été proposés à cet effet dont les modèles de Marshall (1959), Millington et Quirk (1961) et Millington et Shearer (1971) développés en tenant compte de la distribution des pores ainsi que de leur géométrie. La performance de ces différentes méthodes a été évaluée à l'aide d'indicateurs statistiques par Aachib *et al.* (2004) qui, finalement, proposent le modèle de Millington et Shearer (1971) et modifié par Collin (1987) pour inclure la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse le plus performant. Cette équation peut s'écrire comme suit (Aachib *et al.*, 2002, 2004) :

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad (2.26)$$

D_a^0 et D_w^0 représentent respectivement les coefficients de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau, lorsque ces milieux sont considérés comme homogènes sans obstacle ($D_a^0 = 1,8E10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ et $D_w^0 = 2,5E10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 20°C ; on constate qu'il existe une différence de quatre ordres de grandeur entre le coefficient de diffusion d' O_2 dans la phase gazeuse et celui dans la phase aqueuse). Les exposants p_a et p_w peuvent être définis par les équations suivantes (Aachib *et al.*, 2004) :

$$p_a = 1.201\theta_a^3 - 1.515\theta_a^2 + 0.987\theta_a + 3.119 \quad (2.27)$$

$$p_w = 1.201\theta_w^3 - 1.515\theta_w^2 + 0.987\theta_w + 3.119 \quad (2.28)$$

Comme $\theta_w = nS_r$ et $\theta_a = n - \theta_w = n(1 - S_r)$, l'équation (2.26) peut être aussi exprimée en fonction du degré de saturation S_r .

La figure (2.4) présente les résultats d'essais de laboratoire produits par Aubertin *et al.* (1995, 1999, 2000) et Aachib *et al.* (2002). La relation (2.26) donne une bonne estimation des valeurs de D_e mesurées en laboratoire. On observe une grande sensibilité du coefficient de diffusion effective D_e par rapport au degré de saturation, surtout lorsque le milieu est dans un état presque saturé. À partir d'un degré de saturation d'environ 85%, D_e diminue considérablement. Une augmentation de 10% du degré de saturation peut alors entraîner une baisse du coefficient de diffusion effectif de trois ordres de grandeur (Collin et Rasmuson, 1990; Elberling *et al.*, 1994).

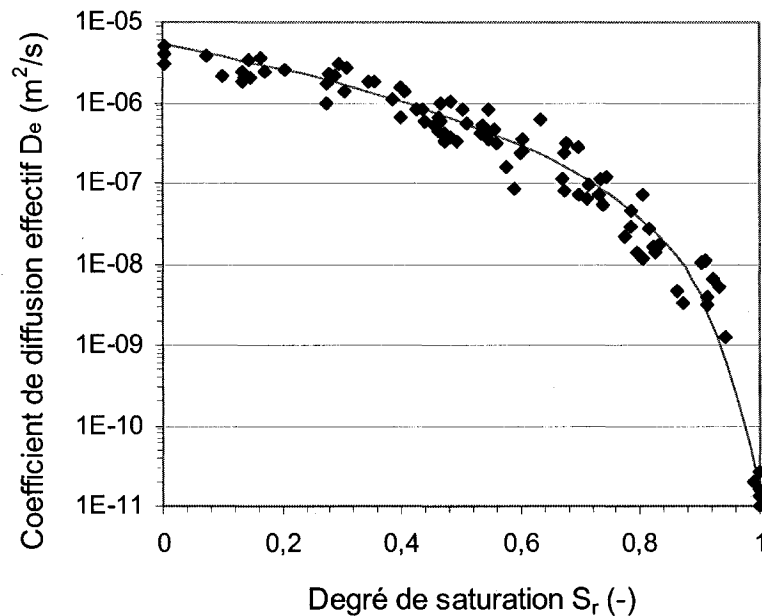


Figure 2-4 : Comparaison entre mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) proposée par Aachib *et al.*, (2004) pour $n=0,4$.

Il est aussi possible d'analyser un système contenant plusieurs horizons à l'intérieur desquels le coefficient de diffusion effectif varie en utilisant une moyenne harmonique. On obtient alors les équations (2.29), (2.30) et (2.31) (Aubertin *et al.*, 1999, 2000; Mbonimpa *et al.*, 2002a).

$$\overline{D}_e = \frac{H}{\sum_{i=1}^m \frac{H_i}{D_{ei}}} \quad (2.29)$$

$$\overline{D}^* = \frac{\overline{D}_e}{\overline{\theta}_{eq}} = \frac{H}{\sum_{i=1}^m \frac{H_i}{D_i^*}} \quad (2.30)$$

$$\overline{\theta}_{eq} = \frac{\sum_{i=1}^m \frac{H_i}{D_i^*}}{\sum_{i=1}^m \frac{H_i}{\overline{\theta}_{eq,i} D_i^*}} \quad (2.31)$$

où $\overline{D}_e$ et $\overline{D}^*$ représentent les valeurs effective et équivalente du coefficient de diffusion du système en couches, D_{ei} et D_i^* sont les coefficients de diffusion effective et équivalente pour la couche i , H_i est l'épaisseur de la couche i , et H est l'épaisseur total du système de m couches. Ce coefficient de diffusion effectif moyen n'est applicable que pour un calcul du flux à l'état stationnaire selon les lois de Fick (Mbonimpa *et al.*, 2002a).

Ces résultats montrent que le coefficient de diffusion des matériaux contrôle directement le flux diffusif de l'oxygène. Un autre paramètre pouvant intervenir est la réactivité des matériaux. Ce point sera présenté dans la suite.

2.3.3 Détermination du coefficient de taux de réaction

Lorsque le mouvement de l'oxygène se fait dans un milieu réactif, des méthodes expérimentales basées sur l'essai de diffusion et consommation de l'oxygène permettent de déterminer simultanément K_r et D_e (Mbonimpa *et al.*, 2000b, 2002a,b 2003; Gosselin, 2007; Gosselin *et al.*, 2007a,b). L'interprétation de ces essais est plus complexe que les essais visant à déterminer D_e dans les matériaux inertes. Le recours à

des modèles d'estimation devient alors un outil très utile, surtout au niveau des modélisations numériques où les conditions hydriques changent. Peu de modèles existent néanmoins pour l'estimation de la réactivité K_r .

Dans le cas de rejets miniers contenant de la pyrite, les principaux paramètres qui contrôlent les mécanismes et les taux d'oxydation de la pyrite (et autres minéraux) sont encore mal compris mais on sait que la granulométrie (et donc la surface spécifique) exerce un grand contrôle sur ce phénomène. Le taux d'oxydation dépend aussi de la nature minéralogique et électrochimique de la pyrite (Nicholson *et al.*, 1989; Evangelou, 1995; Rimstidt et Vaughan, 1999), de l'hétérogénéité chimique superficielle des sulfures (présence de phases oxydées), de la concentration en Fe^{3+} , de la concentration en O_2 , du pH de la solution (ions H^+), de la température et de la présence de certaines bactéries. Les deux modèles les plus pertinents de prédiction de la réactivité K_r sont celui du noyau de réaction, ou « reaction core », « shrinking core » (Cathles et Schlitt 1980; Panthelis et Ritchie 1991; Lefebvre 1994) et le modèle de Collin (1987, 1998). Ce dernier modèle prend en compte le volume du solide et la granulométrie des grains par l'entremise du paramètre D_H (Aubertin *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2002a, 2003). Selon ce modèle, l'oxygène contenu dans l'air est donc librement disponible et est consommé en réagissant à la surface des grains de pyrite (Gosselin, 2007; Gosselin *et al.*, 2007a,b). Le matériau est constitué de grains non réactifs et de grains de pyrite de même diamètre équivalent D_H .

On peut écrire l'équation de Collin (1987) de la manière suivante (Mbonimpa *et al.*, 2002a, 2003) :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1 - n) C_p \quad (2.32)$$

K' est la réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s}$ ou $4,3 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/jr}$ ou $15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/an}$); C_p est la quantité de pyrite contenue dans le matériau sec (kg/kg), le terme $(1-n)$ représente la valeur de solide pour un volume total unitaire. Dans l'équation 2.32, la valeur de D_H peut être estimée par la relation entre les paramètres de la courbe granulométrique développée pour les fonctions hydrauliques (Aubertin *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2000a, 2002a, 2003):

$$D_H = [1 + 1.17 \log(C_U)] D_{10} \quad (2.33)$$

où D_{10} [L] est le diamètre correspondant à 10% des grains passant de la courbe granulométrique, C_U [-] est le coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) et D_{60} [L] est le diamètre correspondant à 60 % des grains passant de la courbe granulométrique.

Les analyses granulométriques de plusieurs types de rejets de concentrateur issus de roches dures montrent que $1 \times 10^{-6} \text{ m} \leq D_{10} \leq 5 \times 10^{-6} \text{ m}$ et que $8 \leq C_U \leq 18$ (Bussière *et al.*, 2004). L'équation (2.33) montre que cela correspond à $2 \times 10^{-6} \text{ m} \leq D_H \leq 1 \times 10^{-5} \text{ m}$. Dans ses travaux de recherche, Mermillod-Blondin *et al.* (2005) a constaté que la granulométrie d'un résidu désulfuré reste proche de celle du résidu original. Pour les rejets désulfurés étudiés (avec une teneur en pyrite résiduelle $C_p = 1,2 \%$), on a $D_{10} = 4 \times 10^{-6} \text{ m}$ et $C_U = 11,7$ ce qui donne $D_H = 9,2 \times 10^{-6} \text{ m}$ (la granulométrie du rejet de concentrateur de départ contenant 32 % de pyrite était caractérisée par $D_{10} = 5,2 \times 10^{-6} \text{ m}$ et $C_U = 8,9$, ce qui donne $D_H = 1,1 \times 10^{-5} \text{ m}$). Dans le cadre de cette présentation, on peut considérer que des valeurs entre 10^{-6} m et 10^{-4} m sont approximativement représentatives du diamètre équivalent D_H de rejets de concentrateur désulfurés. La figure 2.5 montre la variation des valeurs K_r estimées à l'aide du modèle de Collin, en fonction de la teneur en pyrite pour différentes valeurs de D_H représentatives de la granulométrie des rejets, lorsqu'une porosité n autour de 0,31 est considérée.

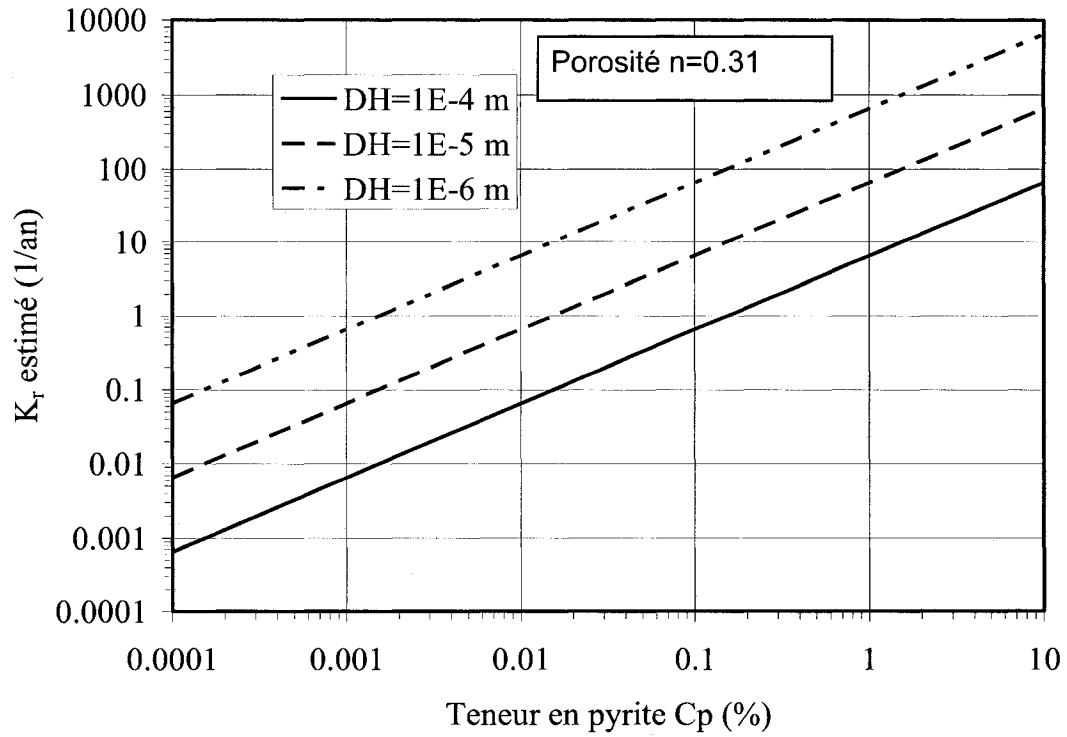


Figure 2-5 : Valeurs du coefficient du taux de réaction K_r , estimées à l'aide du modèle de Collin (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005)

Pour tenir compte de la différence de densité entre la pyrite et les résidus, Gosselin (2007) a modifié l'équation de Collin (eq. (2.32)) comme suit :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1-n) C_p \frac{\rho_s}{\rho_{py}} \quad (2.34)$$

où ρ_s est la masse volumique moyenne de tous les grains solides et ρ_{py} est la masse volumique de la pyrite.

Le modèle ci-dessus ne tient cependant pas compte du degré de saturation S_r et d'autres facteurs qui influencent la vitesse de réaction. Puisque la saturation du milieu peut jouer

un rôle non négligeable dans la réactivité des matériaux sulfureux, Gosselin (2007) a modifié le modèle de Collin (1987) en se basant sur les résultats expérimentaux obtenus en cellule de diffusion et/ou de consommation d'oxygène. Selon les résultats expérimentaux, le coefficient K_r augmente pour un degré de saturation entre 0 % et 20 % environ. Au-delà de cette plage, les valeurs de réactivité atteignent un plateau jusqu'à un S_r autour de 80 %. Certains essais ont semblé montrer une baisse de la valeur de K_r lorsqu'un haut degré de saturation est atteint ($S_r > 80$ %). Pour quantifier l'influence de l'eau sur la réactivité des matériaux, une modification mathématique a été introduite au modèle présenté à l'équation (2.32), qui devient (Gosselin, 2007):

$$K_r = K_{r-C} \left\{ \left[1 - \left\langle 1 - \frac{S_r}{b} \right\rangle \right]^{x_1} - \left\langle \frac{S_r - c_1}{c_2} \right\rangle^{x_2} \right\} \quad (2.35)$$

Dans cette équation, K_{r-C} est le coefficient du taux de réaction estimé par le modèle de Collin (2.34). Le paramètre b , compris entre 0 et 1, correspond au degré de saturation pour que la valeur de K_r devienne constante (début du plateau). L'exposant x_1 de la fonction avec les crochets de MacCauley, contrôle la courbure entre les valeurs du degré de saturation entre 0% et celui de l'endroit où le plateau est atteint (b). Le paramètre c_1 ($0 < c_1 < 1$) correspond au degré de saturation à partir duquel on a la baisse de la valeur de K_r . La courbure de la décroissance de K_r est contrôlée par un exposant noté x_2 et le paramètre c_2 (-) (Gosselin, 2007). On peut alors représenter l'allure de K_r selon le modèle modifié en fonction du degré de saturation comme illustré à la figure 2-6.

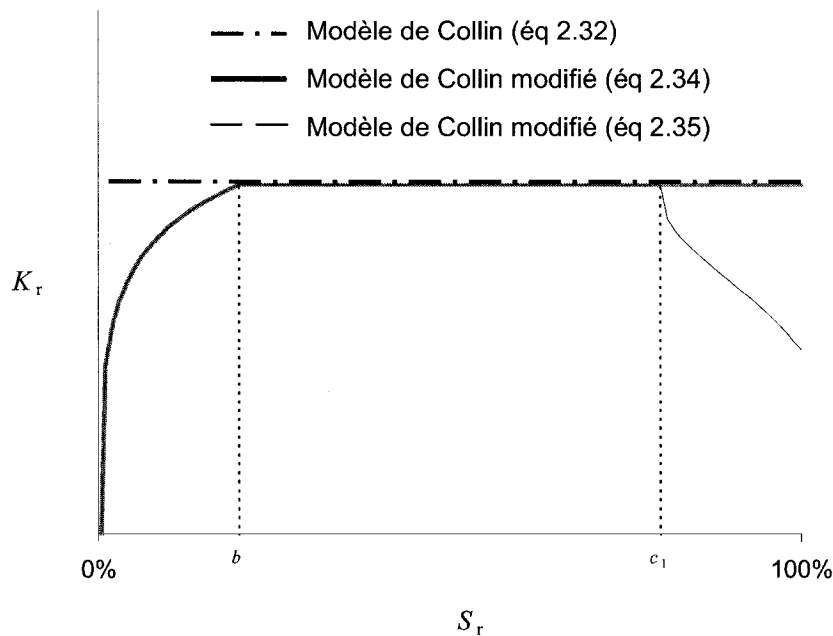


Figure 2-6 : Illustration graphique du modèle de Collin modifié (adaptée de Gosselin, 2007).

2.4 Les couvertures à effets de barrières capillaires CEBC sous climat humide

Lors de la fermeture de sites miniers potentiellement générateurs d'acidité, les lois et réglementations minières canadiennes exigent de restaurer les sites afin de protéger l'environnement. L'utilisation de recouvrements au-dessus des résidus miniers constitue une des options les plus recommandées actuellement. Ces couvertures ont diverses fonctions qu'il convient de noter. Elles permettent de minimiser l'érosion par l'eau et le vent, de contrôler le ruissellement, de stabiliser les surfaces, d'éviter les accumulations d'eau, de rétablir l'esthétique du site et de faciliter l'utilisation future du terrain, elles visent à contrôler le mouvement des fluides pour limiter l'interaction entre les rejets miniers et l'atmosphère ou le milieu environnant (Aubertin *et al.*, 1995, 1999; Bussière, 1999). Dans le cas de recouvrements de types CEBC, ils permettent de contrôler

l'infiltration de l'eau à travers la couverture en climat aride (semi-aride), et la diffusion de l'oxygène en climat humide afin d'éviter l'oxydation des résidus sulfureux sous-jacents.

Dans cette section, le principe et la structure de CEBC sont d'abord présentés. Les différentes approches utilisées pour évaluer l'efficacité de CEBC sont ensuite brièvement discutées. Les différents travaux réalisés dans le passé pour analyser l'influence de la géométrie sur la performance des CEBC sont aussi présentés.

2.4.1 Principes et configurations

Dans le cas de CEBC sous climat humide, les effets de barrière capillaire sont utilisés pour maintenir une des couches du recouvrement (couche de rétention d'eau) à un haut degré de saturation. Les effets de barrière capillaire sont obtenus lorsqu'un matériau fin (tel un silt) est placé au-dessus d'une couche de matériau grossier (comme un sable). Le contraste de granulométrie entraîne un contraste des caractéristiques hydriques de sorte que l'eau contenue dans le matériau fin ne peut pas s'écouler vers le bas puisque le matériau grossier sous-jacent a une faible conductivité hydraulique non saturée k une fois qu'il est drainé et désaturé (voir figure 2.3). Cela permet de maintenir la couche de matériel fin à un degré de saturation élevé, constituant par ce fait une barrière à la diffusion de l'oxygène. De plus, cela peut permettre également de limiter l'écoulement de l'eau vers les rejets miniers générateurs de DMA situés sous la couverture. En plaçant une couche de matériau fin entre deux couches de matériaux grossiers, on crée des effets de barrières capillaires de chaque côté limitant ainsi les échanges entre les différentes couches.

Une configuration type d'une CEBC est montrée par la figure (2-7). Chacune de ces couches joue un rôle particulier dans le fonctionnement d'une CEBC. Il faut noter que les deux premières couches supérieures (A et B) ont un rôle de protection contre le

ruissellement, le vent et les petits animaux fouisseurs et autres intrusions biologiques. Les couches participant dans le fonctionnement des CEBC sont les suivantes (du haut vers le bas) :

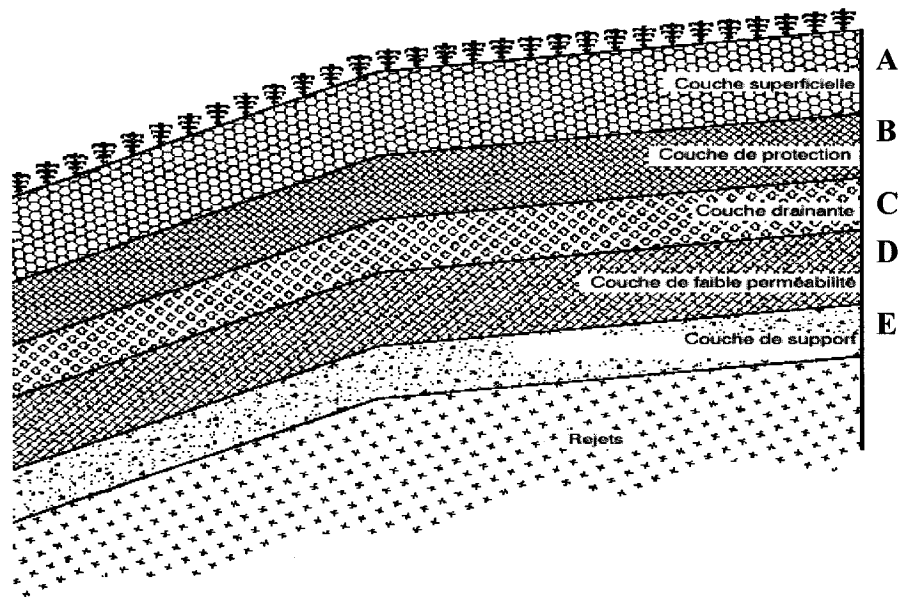


Figure 2-7: Section-type d'une CEBC (adapté de Aubertin *et al.*, 1995)

La couche drainante (C) : cette couche peut être constituée de matériaux granulaires naturels comme les sables et graviers et/ou de géosynthétiques drainants simples ou composites. Leur conductivité hydraulique saturée est généralement élevée ($k_{sat} > 10^{-3}$ à 10^{-1} cm/s). La désaturation d'un tel matériel lui confère aussi une conductivité hydraulique non saturée très faible, généralement plus faible que celle des matériaux fins. Elle constitue ainsi une barrière à l'oxygène en favorisant les écoulements latéraux plutôt que verticaux. Elle permet aussi de réduire les remontées capillaires ainsi que l'assèchement de la couche de rétention d'eau.

La couche de rétention d'eau (D) : elle constitue la véritable barrière aux échanges entre les résidus miniers et son environnement sus-jacent. En effet, les effets de barrière

capillaire créés par le contraste de rétention d'eau entre cette couche et celles qui l'ont pris en sandwich font que cette couche maintient un haut degré de saturation. Cette saturation évite la migration des gaz en général et de l'oxygène en particulier. De plus, les matériaux habituellement utilisés sont plutôt fins; leur conductivité hydraulique saturée est généralement faible ($k_{\text{sat}} < 10^{-6}$ cm/s), ce qui limite aussi l'infiltration de l'eau.

La couche inférieure (E) : elle joue le rôle de support de la couche D et entraîne les effets de barrière capillaire qui permettent le maintien d'un haut degré de saturation dans la couche de rétention d'eau. Le matériel de cette couche doit être grossier et aura des propriétés hydriques non saturées assez similaires à celles de la couche C (faible rétention d'eau). Sa conductivité hydraulique saturée sera aussi du même ordre que celle de la couche C.

2.4.2 Évaluation de l'efficacité d'une CEBC

L'efficacité d'une CEBC soumise à des conditions climatiques données peut être déterminée en termes de comportement hydrique et de limitation du flux d'oxygène qui traverse la CEBC et atteint les rejets. En rapport avec le comportement hydrique, il est possible de comparer le degré de saturation mesuré sur le terrain ou obtenu par modélisation numérique à un degré de saturation de design. Ce degré de saturation minimal peut être obtenu par des modèles physiques où le lixiviat est analysé ou par des modélisations hydrogéochimiques.

Divers auteurs ont étudié au laboratoire les effets de barrières capillaires et leurs études ont démontré que plus le contraste entre les différents matériaux est grand, plus les effets de barrières capillaires sont marqués (Rasmuson et Erikson 1986; Morel-Seytoux 1992; Aubertin *et al.*, 1995; Aachib, 1997; Bussière *et al.*, 1999; Yang *et al.*, 2004).

D'autres ont étudiés le comportement des CEBC à l'aide de modélisations numériques. Les premiers travaux de Miller (1969) ont été réalisés sur un modèle numérique très simple et ont porté essentiellement sur le design et la gestion des systèmes d'irrigation de sols stratifiés. Par la suite, Frind *et al.* (1976) ont montré l'influence de certains paramètres tels la longueur et l'inclinaison de l'interface, l'épaisseur de la couche de matériaux fins ainsi que le taux de précipitation. D'autres travaux comme ceux d'Akindunni *et al.* (1991) ont montré en 1-D qu'il y a deux caractéristiques importantes des matériaux qui influencent les effets de barrières capillaires : d'une part la succion dans le sol qui entraîne le drainage de la couche de matériaux grossiers du bas et d'autre part l'AEV des matériaux de la couche fine de rétention d'eau. Si l'on veut conserver un haut degré de saturation dans la couche fine, il faut s'assurer que les suctions qui s'exercent soient assez élevées pour entraîner une désaturation de la couche grossière sous-jacente et assez faibles par rapport à l'AEV pour ne pas désaturer les matériaux fins et ainsi maintenir un degré de saturation suffisamment élevé pour constituer une barrière efficace à la diffusion de l'oxygène (voir fig. 2-4).

Comme mentionné ci-dessus, l'efficacité d'une CEBC peut aussi être évaluée en comparant les flux d'oxygène qui entrent dans les rejets avant et après la mise en place de la CEBC (à l'état stationnaire, on peut supposer que le flux d'oxygène est complètement consommé par l'oxydation des résidus). Dans ce cas, l'efficacité E est définie par la relation suivante (Aubertin *et al.*, 1999; Mbonimpa *et al.*, 2002a) :

$$E (\%) = 100 \left(1 - \frac{Q_{CEBC}}{Q_{exp}} \right) \quad (2.36)$$

où Q_{exp} est le flux cumulé d'oxygène qui entre dans les rejets exposés à l'atmosphère dans un temps t , Q_{CEBC} est le flux cumulé d'oxygène qui entre dans les rejets exposés à l'atmosphère dans le même temps t . Une couverture est d'autant plus efficace que le rapport Q_{CEBC} / Q_{exp} est petit et donc que E est grand.

Quelques solutions analytiques ont été développées pour le cas de la diffusion à travers une couche homogène de rétention d'eau ayant une épaisseur L . Les conditions frontières adoptées pour développer ces solutions sont les suivantes : $C(z=0, t>0) = C_a$ (au-dessus de la couche de rétention d'eau est la concentration atmosphérique); $C(z \geq L, t>0) = C_L = 0$ (la concentration d'oxygène à la base de cette couche est nulle car on considère que l'oxygène est rapidement consommé par les résidus); condition initiale $C(z>0, t=0) = 0$ (la concentration d'oxygène est nulle à l'intérieur des pores des matériaux). Ces conditions initiales et frontières peuvent être considérées comme représentatives des conditions in situ de CEBC. Pour des matériaux inertes ayant un coefficient de diffusion apparent D^* , la concentration d'oxygène peut être obtenue à partir de la méthode de séparation des variables (e.g. Adda et Philbert, 1966; Crank, 1975). Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) ont aussi obtenu :

$$C(z, t) = C_0 \left(1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{i} \sin \frac{i\pi z}{L} \exp \left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t \right) \right) \quad (2.37)$$

Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) ont proposé une solution analytique pour estimer le flux à la base des résidus par combinaison des équations (2.37) et (2.22). Ainsi le flux $F(z=L, t>0)$ à la base de la couche ($z=L, C_L=0$) devient :

$$F(z = L, t > 0) = F_{S,L} + 2F_{S,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp \left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t \right) \quad (2.38)$$

où $F_{S,L}$ est le flux d'oxygène à la base de la couche en condition permanente. En considérant une consommation rapide et complète de l'oxygène sous la couche de matériau, le flux est exprimé de la manière suivante :

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (2.39)$$

Pour une couche de matériaux réactifs ayant un coefficient de diffusion efficace D^* et un coefficient de réactivité apparent K_r^* , le flux à la base de la couche ($z=L$) peut être dérivé de la méthode de Danckwert (Crank, 1975); ceci conduit à (Mbonimpa *et al.*, 2002a, 2003) :

$$F(z,t) = K_r^* \int_0^t F_1(z,t') \exp(-K_r^* t') dt' + F_1(z,t) \exp(-K_r^* t) \quad (2.40)$$

où $F(z,t)$ est le flux pour un matériau non réactif utilisant la solution $C_1(z,t)$ de l'équation (2.37).

En régime transitoire, pour une couche de matériau réactive homogène avec un coefficient de diffusion D^* et un coefficient de taux de réaction apparent K_r^* , le flux d'oxygène à la base de la couche ($z=L$) peut être obtenu à l'aide de l'équation suivante (Mbonimpa *et al.*, 2002a, 2003):

$$F(z=L, t) = \frac{C_0 \theta_{eq} D^*}{L} \left[1 + 2K_r^* \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} + 2 \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp \left(- \left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right) - 2K_r^* \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \exp \left(- \left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right) \right] \quad (2.41)$$

Le flux cumulé Q après une période t peut alors être obtenu par :

$$Q(z=L, t=T) = \int_0^T F(z=L, t) dt \quad (2.42)$$

On obtient alors l'équation (2.43) (Mbonimpa, communication personnelle):

$$Q(z=L, t=T) = \frac{C_0 \theta_{eq} D^*}{L} \left[\begin{aligned} & T + 2(K_r^* T + 1) \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} - 2K_r^* \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right)^2} - \\ & 2 \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \exp \left[- \left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) T \right] + \\ & 2K_r^* \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right)^2} \exp \left[- \left(\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) T \right] \end{aligned} \right] \quad (2.43)$$

Ces solutions analytiques proposées sont valables pour des matériaux homogènes (θ_{eq} , D^* et K_r^* constants) et pour des conditions initiales et frontières simples. Pour d'autres cas plus complexes, des solutions numériques peuvent être utilisées comme c'est le cas pour les recouvrements de type Couvertures à effets de barrières capillaires.

2.5 L'influence de la géométrie sur le fonctionnement des CEBC

En plus de la configuration, divers autres paramètres doivent être pris en compte lors de la conception d'une CEBC. Un de ceux-ci est la géométrie du recouvrement qui joue un rôle important sur sa performance. De ce fait, de nombreux auteurs ont étudié les écoulements d'eau et la diffusion de l'oxygène dans les couvertures inclinées (Frind *et al.*, 1976; Ross, 1990; Stormont, 1995a,b; Aubertin *et al.*, 1997a; Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2002, 2003; Tami *et al.*, 2004; Cissokho, 2004; Martin *et al.*, 2004; Fala

et al., 2006; Cifuentes, 2006). Il en ressort que les teneurs en eau volumiques θ_w , dans la couche de rétention d'eau, diminuent souvent quand on va vers le haut de la pente. Ces travaux menés au laboratoire, sur le terrain et grâce à des simulations numériques méritent d'être regardés de façon approfondie.

2.5.1 Travaux de laboratoire

Quelques travaux de laboratoire ont été effectués à partir de modèles réduits. Les travaux de laboratoire réalisés par Bussière (1999) ont porté sur des modélisations physiques à partir de boîtes inclinées ayant une structure bi-couche (sable-graviers) ou tricouche (gravier-sable-gravier). Les modèles avaient une longueur de 2,5m, une largeur de 0,25m et une hauteur de 1m. Les épaisseurs de sable étaient de 0,5m et ceux du gravier de 0,3m en dessous et 0,12m au dessus. Ces essais se sont effectués pour un système horizontal, incliné de 9,5 degrés puis de 18,4 degrés. La figure 2-8 montre une photo de la boîte inclinée.

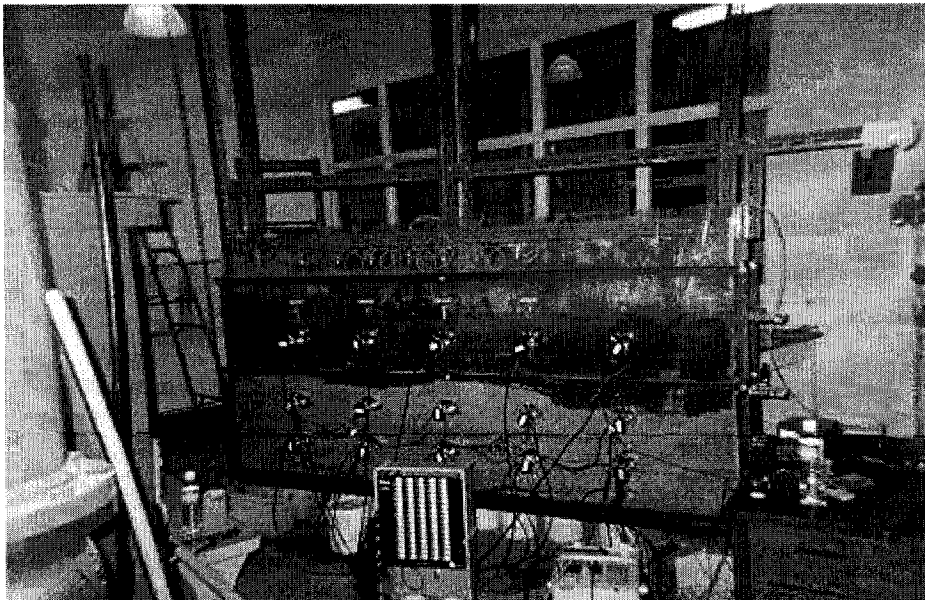


Figure 2-8 : photo de la boîte inclinée (tirée de Bussière, 1999)

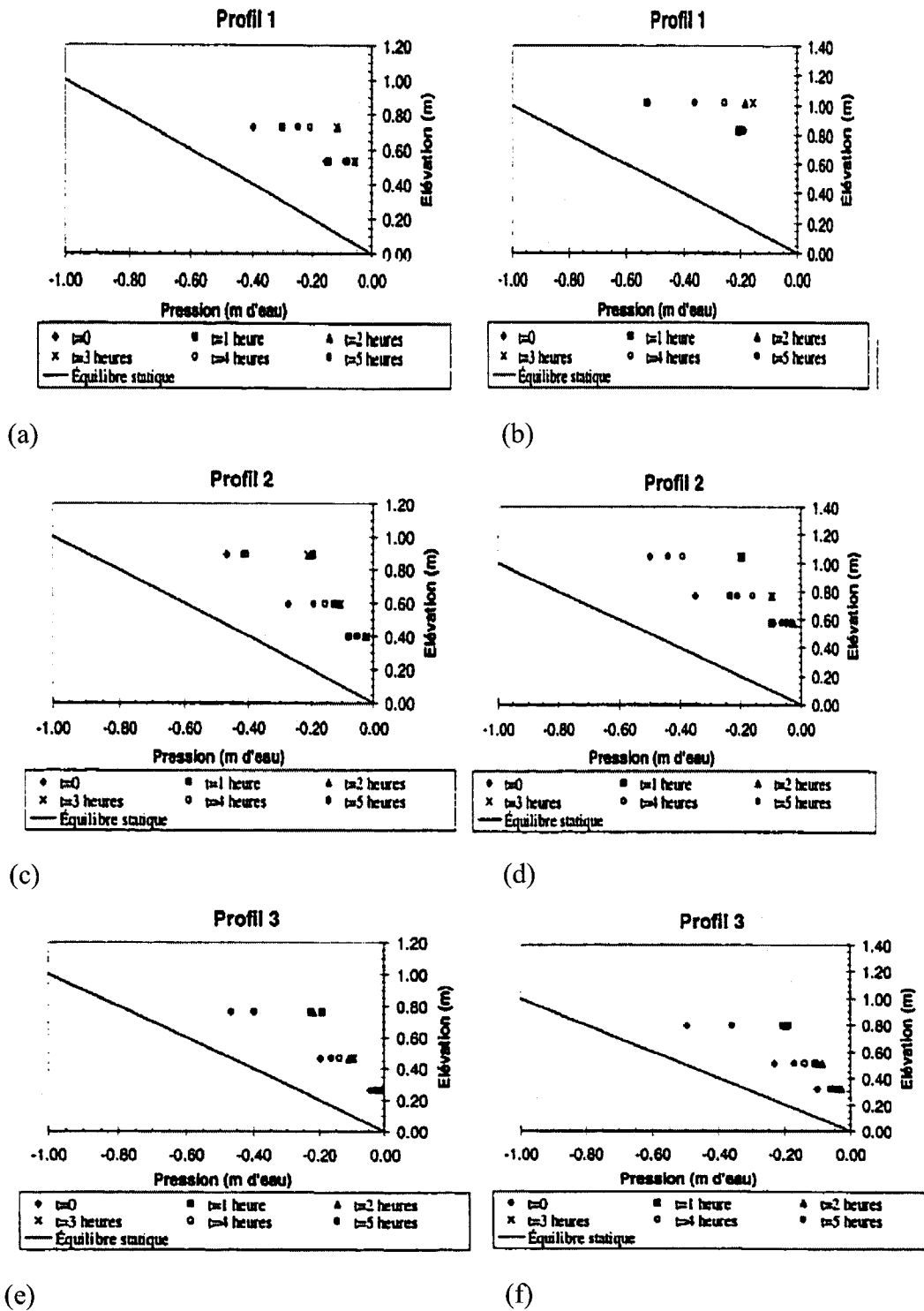


Figure 2-9 : Valeurs de succion en fonction de l'élévation pour 2 boîtes inclinées à 9,5° (a, c, e) et 18,4° (b, d, f) (tiré de Bussière, 1999)

Ces résultats montrent que pour le même modèle, les suctions augmentent en haut de pente à la suite d'une désaturation plus importante à ce niveau. Pour le modèle de pente 9,5°, les valeurs de succion mesurées sont de l'ordre de -0,15 m dans le haut de pente et de -0,06 m d'eau dans le bas de pente alors que pour le modèle de pente 18°, les suctions sont de -0,1 m et -0,20 m respectivement dans le bas et le haut de pente. L'inclinaison de la pente est donc facteur défavorisant pour l'efficacité d'un système multicouche de type CEBC qui vise à limiter la diffusion de l'oxygène.

2.5.2 Les travaux de terrain

Les résultats de laboratoire ont été confirmés par les mesures *in situ*. Bussière (1999), Cissokho (2004) et Maqsoud *et al.* (2005) ont instrumenté la pente Sud-est du parc à résidus miniers Les Terrains Aurifères LTA (Barrick Gold Corp.). Des senseurs de pression et des sondes RDT ont été placés sur la pente et à plusieurs niveaux de profondeur dans la CEBC. Les mesures prises en conditions naturelles confirment les résultats de laboratoires quant à la désaturation observée en haut de pente. La figure 2-10 montre que les teneurs en eau volumique diminuent quand on va vers le haut de pente pour des mesures en conditions naturelles.

Dans le cas d'une CEBC fonctionnant en milieu humide, la désaturation plus prononcée en haut de pente, par rapport au reste de la pente, entraîne une augmentation de la diffusion de l'oxygène à ce niveau ce qui peut provoquer une oxydation des résidus miniers sous-jacents et ainsi la génération d'acide.

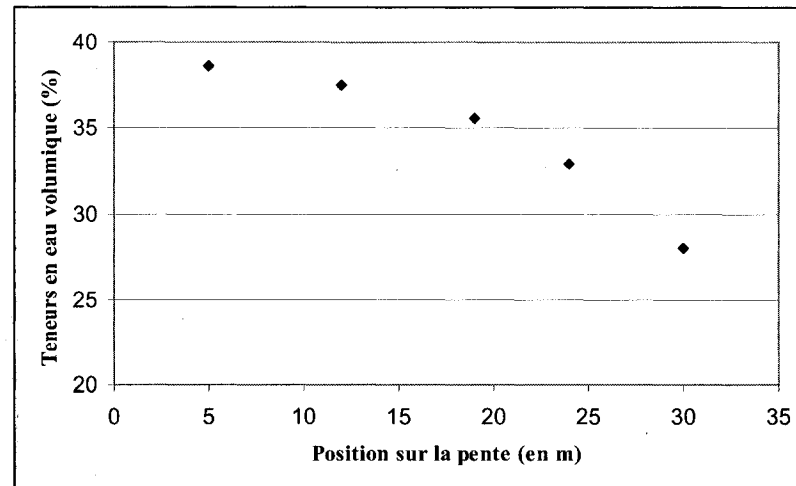


Figure 2-10 : Variation de la TEV dans la couche de rétention d'eau le long de la pente LTA de longueur 30 m et d'inclinaison 18°, la position 0 correspond au bas de la pente. (tiré de Cissokho, 2004)

2.5.3 Modélisations numériques

Après les études de laboratoire et les travaux de terrain pour déterminer l'influence de la pente sur la distribution des TEV, des modélisations numériques ont été entreprises par différents auteurs (Akindunni *et al.*, 1991; Aubertin *et al.*, 1997a; Bussière, 1999, 2001, 2003; Zhan *et al.*, 2001; Cissokho, 2004; Martin *et al.*, 2004, 2005; Dagenais, 2005; Fala *et al.*, 2005; Cifuentes, 2006; Cifuentes *et al.*, 2006). Des simulations numériques ont été effectuée par Bussière (1999) à l'aide du logiciel SEEP/W (Geoslope Int, 1996) sur un système bicouche sable-gravier en position horizontale, inclinée de 9,5° et 18,4°. La figure 2-11 présente la pression à l'interface sable-gravier soumis à un taux de précipitation de $5,9 \times 10^{-5}$ m/s puis drainé librement sur 24h. À l'interface sable-gravier, la pression ψ_{int} est constante à 0,05 m d'eau pour un système horizontal. Cependant lorsque le modèle est incliné à 9,5°, ψ_{int} augmente de façon quasi-linéaire en direction du haut de la pente pour atteindre une valeur maximale de 0,33 m d'eau qui est plus grande que la pression d'entrée d'air du sable utilisé (0,25 m). Cela signifie que la teneur en eau volumique à l'interface sera inférieure à la teneur en eau à saturation pour

des pressions supérieures à la pression d'entrée d'air. Dans un contexte où l'on veut limiter le flux de gaz, on serait en présence d'une couverture qui est de moins en moins efficace au fur et à mesure que l'on va vers le haut de pente. Ce phénomène est amplifié lorsque l'inclinaison de la pente est augmentée à $18,4^\circ$. En effet, ψ_{int} atteint une valeur de 0,48 m et dépasse ainsi ψ_a quand $x = 1,6$ m. Donc plus de la moitié de la longueur totale de l'interface est à un degré de saturation bien en dessous de 100%. On peut en conclure que dans les systèmes bicouches visant à limiter la migration de l'oxygène, plus l'inclinaison de la pente est importante, plus les suctions augmentent à l'interface entraînant de ce fait une désaturation (Bussière, 1999).

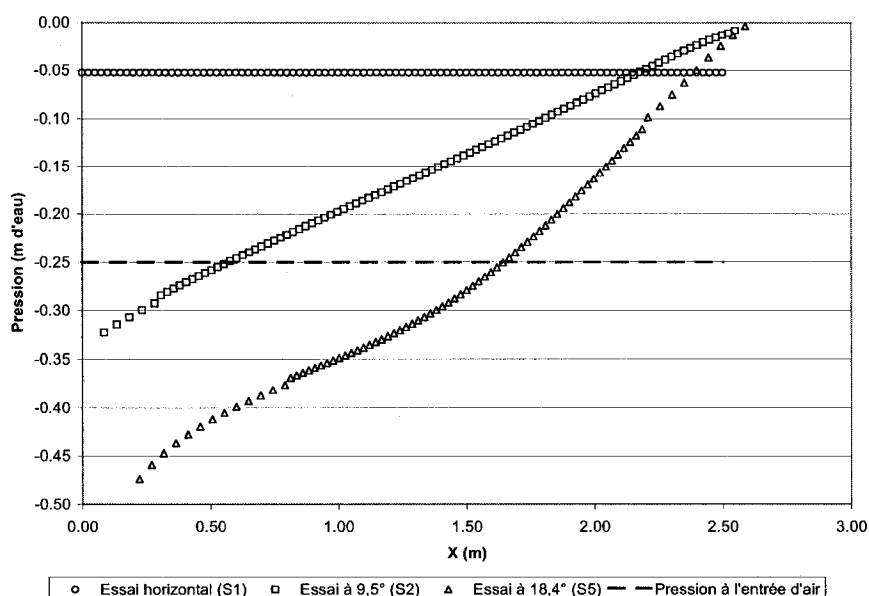


Figure 2-11 : Distribution de la pression à l'interface sable-gravier pour différentes inclinaisons de pente d'un système bicouche soumis à un taux de précipitation de $5,9 \times 10^{-5}$ m/s puis drainé librement sur 24h; X=0 correspond au haut de la pente (tiré de Bussière, 1999)

Bussière (1999) a poursuivi ces études en montrant l'effet de l'inclinaison et de la longueur de pente. Ces études ont montré qu'un des paramètres majeurs influençant la performance des CEBC est la géométrie. Il convient alors de l'étudier avec plus de détails.

Comme la diffusion de l'oxygène dépend directement du coefficient de diffusion effective des matériaux, qui à son tour est fonction de la saturation du milieu, la détermination du coefficient de diffusion effective D_e constitue un facteur primordial pour la détermination du comportement des matériaux. Bussière (1999) a défini le D_{e_Slope} (coefficient de diffusion effective global sur une pente) par intégration des coefficients de diffusion à chaque section de pente. Trois modèles ont été étudiés afin d'évaluer l'effet de l'angle de la pente. La figure 2-12 montre que l'angle de la pente affecte de façon significative le paramètre D_{e_Slope} durant le drainage. De ce fait, la performance de la couverture à limiter la diffusion des gaz en est affectée. Bussière *et al.* (2003a) a aussi montré que l'effet de l'inclinaison sur le paramètre D_{e_Slope} est amplifié avec l'augmentation du temps de drainage.

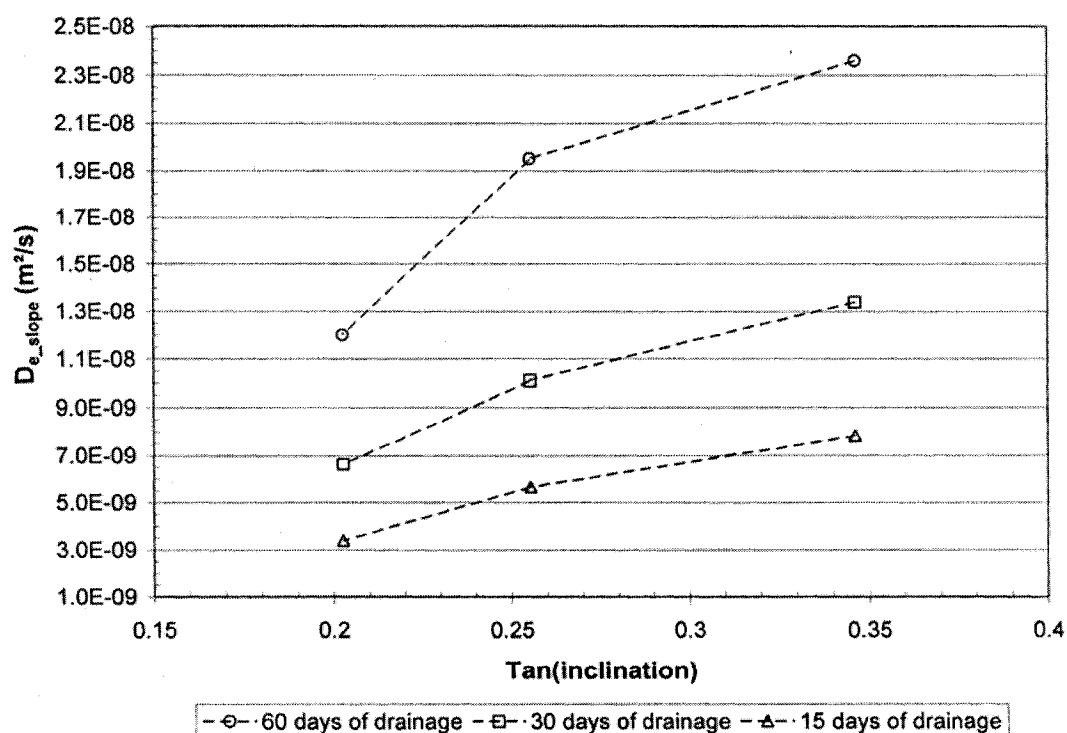


Figure 2-12 : Effet de l'angle de la pente sur la distribution du coefficient de diffusion effectif global le long de la pente D_{e_slope} pour 3 périodes de drainage (tiré de Bussière *et al.*, 2003a)

Les résultats obtenus par ces différentes études montrent que pour une bonne performance de la couverture, le D_{e_Slope} devrait être compris entre 10^{-9} et $10^{-10} m^2/s$, pour des inclinaisons de pente entre 8 et 20 degrés. De telles valeurs correspondent au coefficient de diffusion effective de sols fortement saturés (Elberling *et al.*, 1994; Mbonimpa *et al.*, 2000b, 2002a,b, 2003).

En ce qui concerne la longueur de pente, les études de Bussière (1999) ont porté sur plusieurs modèles ayant la même inclinaison de pente avec des longueurs différentes. Lorsque le niveau initial de la nappe est situé à la même position par rapport à la base des modèles, la longueur de la pente a peu d'influence sur les TEV pris le long de la pente. C'est l'effet de l'inclinaison de la pente qui est alors considéré dans la plupart des études.

Des études numériques plus récentes (Apithy, 2003; Bussière *et al.*, 2003a,b; Cissokho, 2004; Cifuentes, 2006, Cifuentes *et al.*, 2006; Fala *et al.*, 2006), principalement effectuées à partir du logiciel SEEP/W, ont également montré les mêmes tendances quant à la désaturation en haut de pente. De ce fait, afin de corriger l'effet de la diminution des degrés de saturation qui peut entraîner une perte de performance des CEBC en pente, le concept de bris de succion a été proposé par Aubertin *et al.* (1996a,b).

2.6 Principe des bris de succion

Le principe de fonctionnement des bris de succion consiste à créer une zone saturée localisée dans la couche de matériau fin de la CEBC en vue de ramener les suctions à des valeurs à peu près nulles. De ce fait, les forces capillaires doivent se remettre à l'équilibre dans la couche fine provoquant une diminution localisée de la succion avec l'élévation. Pour être efficace, le bris de succion doit être construit avec un matériel imperméable ou un sol possédant une pression d'entrée d'air beaucoup plus grande que

celle de la couche de rétention d'eau de la CEBC. Le principe des bris de succion est connu depuis 1996 mais est peu utilisé à l'échelle du terrain. Des études au laboratoire ainsi que des sites-tests existent (Aubertin *et al.*, 1996a,b 1997a; Bussière, 1999; Cissokho, 2004) mais peu de cas à l'échelle d'un site. Un exemple de bris de succion constitué d'un silt-argileux construit sur un site réel (LTA) a été présenté par Bussière (1999). La construction s'est effectuée sur le versant Sud-est de la pente de la CEBC. Cette dernière avait tendance à subir des désaturations localisées en haut de pente (Ricard *et al.*, 1997; Golder Associés, 1999). Des simulations numériques ont mis en évidence l'influence du bris de succion sur l'amélioration des conditions hydriques du recouvrement et plus particulièrement de la couche de rétention d'eau. Des modélisations numériques ont été menées pour étudier plus en détail l'effet du bris de succion. Les simulations de Bussière (1999) ont été effectuées en drainage et les profils ont été pris au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente. La figure 2-13 montre les profils de saturation en fonction du temps. Le pied de pente est représenté par $s = 0$ et est caractérisé par une couche de rétention d'eau saturée. Lorsqu'on va vers le haut de pente, la saturation diminue. Cependant dans la zone où le bris de succion a été construit ($s=10$ m), la saturation augmente jusqu'à des valeurs proche de 1.

Ces études ont permis d'avancer qu'à l'échelle de la couverture, la construction d'un bris de succion permettrait de réduire le coefficient de diffusion effectif à grande échelle ($D_{e-slope}$) par un facteur variant de 1,2 à 2,8 selon le temps de drainage (Bussière, 1999). L'effet du bris est resté néanmoins plus marqué localement.

Par la suite, Cissokho (2004) a présenté un autre bris de succion constitué de géocomposite bentonitique GCB construit sur la même pente et mieux instrumenté. La géomembrane utilisée est placée sur la pente, à 12 m du pied de pente. Elle est longue de 17,5 m et a une largeur de 2,5 m parallèlement à la pente. La figure 2-14 montre la construction et la zone d'accumulation potentielle d'un bris de succion.

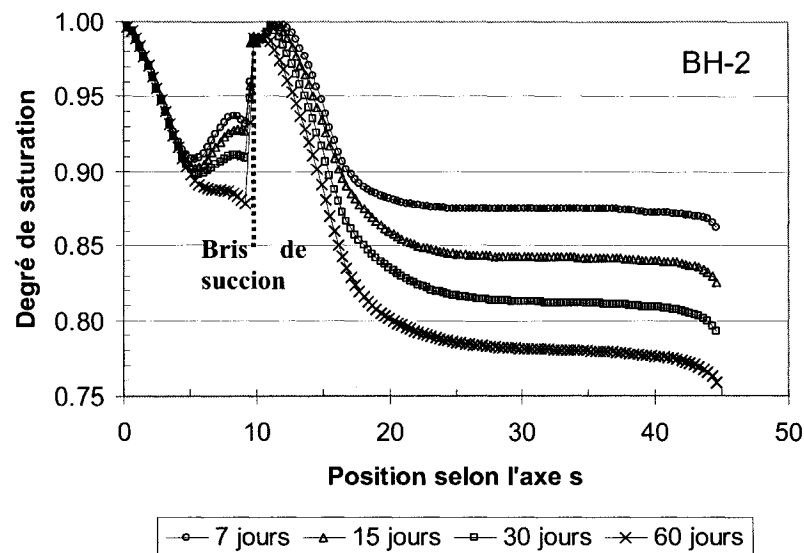


Figure 2-13 : Évolution de S_r au milieu de la couche de rétention d'eau pour une CEBC inclinée à 18,4 degrés avec bris de succion soumise à une période de drainage prolongée (tiré de Bussière, 1999)

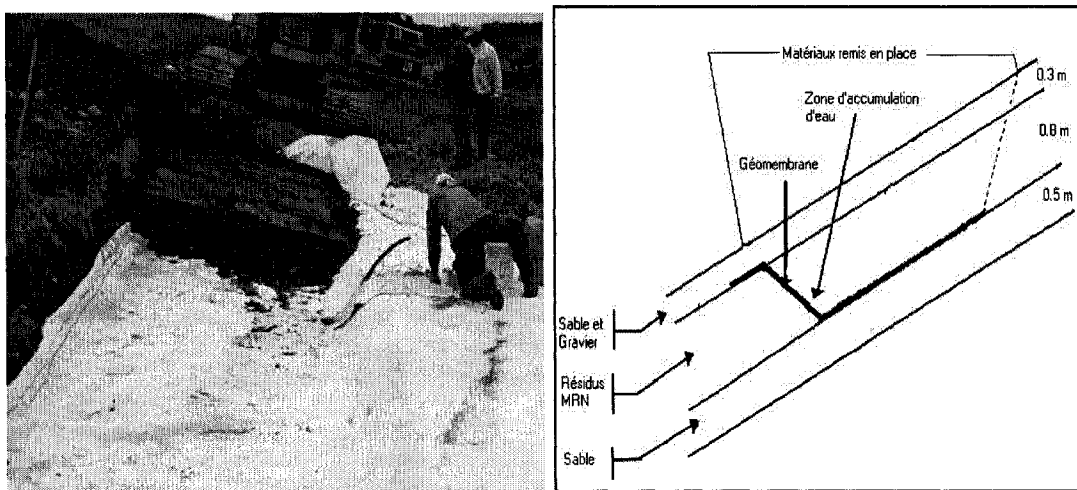


Figure 2-14 : Construction et fonctionnement d'un bris de succion au site LTA en été 2004 (tiré de Cissokho, 2004; voir aussi Maqsoud et *al.*, 2005)

Des sondes RDT et senseurs Watermarks pour mesurer respectivement les teneurs en eau volumiques et les suctions ont été placés à plusieurs niveaux dans la couverture le

long de la pente sur 3 lignes, 2 lignes traversant la zone d'accumulation du bris de succion et la 3^e placée dans une zone non influencée par le bris afin de faciliter la comparaison.

La zone du bris de succion a été fortement instrumentée dans le souci d'avoir plus d'informations sur son fonctionnement. Des instruments ont été placés dans la zone d'accumulation d'eau mais également en dehors de cette zone (sous la GCB) pour un même niveau d'instrumentation. Les mesures ont été prises dans des conditions climatiques naturelles, en période de drainage prolongé simulé (en recouvrant la pente d'une toile étanche) et en condition d'arrosage pour simuler une précipitation abondante. Les résultats en conditions naturelles et en drainage dans la zone du bris de succion sont présentés à la figure 2-15. A4-T1 et A4-T2 sont des mesures prises au niveau des TDR placés respectivement en bas et en haut de la couche de rétention d'eau sous la GCB. A4-T1* et A4-T2*, quant à elles, sont des mesures prises dans la zone d'accumulation du bris de succion, en bas et en haut de la couche de rétention d'eau.

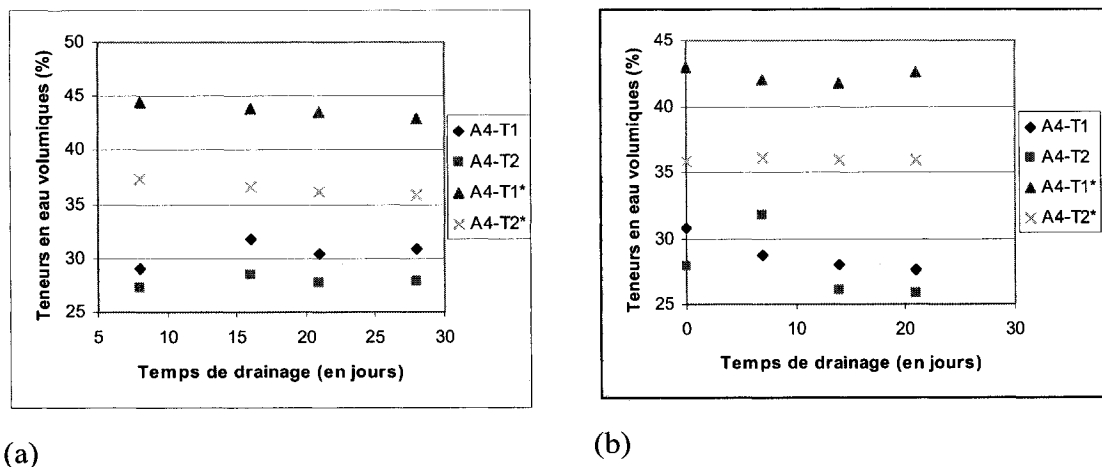


Figure 2-15 : Teneur en eau volumique des différents niveaux d'instrumentation en fonction du temps sous conditions naturelles (a) et en drainage (b) avec $t=7$ correspondant au premier jour de mesure après la construction du bris de succion et $t=0$ au premier jour de drainage pour (a) et (b) (tiré de Cissokho, 2004; voir aussi Maqsoud et al., 2005))

Ces figures montrent qu'avec la construction du bris de succion, les teneurs en eau volumiques augmentent localement surtout au milieu et en haut de pente (de 30% à 43% environ). De plus en drainage, une désaturation plus marquée est remarquée au niveau des zones en dehors du bris comparativement aux mesures prises dans la zone d'accumulation du bris de succion.

2.7 Remarques finales

Les techniques de CEBC pour isoler les résidus miniers de l'atmosphère, bien que connues depuis une vingtaine d'année, sont encore peu utilisées dans l'industrie minière. Peu de site à l'échelle des parcs à résidus existent mais de nombreuses études ont été menées au laboratoire et grâce aux modélisations numériques afin de comprendre leurs fonctionnements à plus ou moins long terme. Les études de laboratoire ont été effectuées principalement grâce à des boîtes inclinées et ont permis de mettre en évidence l'effet de la pente sur la désaturation des matériaux. Les études de terrain ont permis de mesurer la variation des fonctions hydriques par rapport à la position sur la pente en fonction de différentes conditions climatiques. Ainsi, la désaturation en haut de pente a été mise en évidence. Ces travaux ont été complétés par des modélisations numériques qui ont permis d'effectuer des études paramétriques et de mettre également plus en exergue l'influence des propriétés des matériaux et l'effet de la pente sur la désaturation de la couche de rétention d'eau.

D'une manière générale toutes ces études ont montré que la désaturation est plus marquée en haut de pente ce qui constitue un risque pour la performance de ces recouvrements. Le principe des bris de succion a été proposé afin d'améliorer les TEV vers le haut de la pente.

Il est important de noter que pour la plupart des études numériques effectuées, la détermination de la performance des CEBC s'effectue comparativement à des valeurs de

design. Ainsi, SENES (1995) a montré pour le site LTA que la CEBC, pour être efficace, devrait maintenir une saturation de 85 % dans sa couche de rétention d'eau. Cette valeur est obtenue à partir d'études hydrogéochimiques des eaux de percolation récoltées au niveau d'essais en colonnes. Une valeur de D_e _design de $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ a été proposée pour ce site. L'efficacité des recouvrements peut aussi être déterminée à partir des flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC. Ceux-ci seront alors comparés aux valeurs du flux cumulé d'oxygène à la surface des résidus lorsque les résidus sulfureux sont exposés à l'atmosphère (pas de CEBC).

Pour la présente étude paramétrique, outre les études effectuées sur la géométrie des CEBC, des modélisations numériques seront également entreprises afin de mettre en évidence l'effet de la variation des propriétés hydriques des matériaux de la couche de rétention d'eau. L'influence de la réactivité des résidus miniers sera également étudiée ainsi que l'influence du bris hydraulique sur le fonctionnement de la CEBC et cela en fonction de sa position et du nombre de bris construit.

L'influence de tous ces paramètres sera évaluée non seulement en termes de propriétés hydriques comme cela a été fait jusqu'à présent, mais aussi et surtout en termes de réduction du flux cumulé global d'oxygène qui traverse la CEBC inclinée. Cette dernière approche n'a jamais été utilisée à notre connaissance.

CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le sujet de maîtrise était principalement axé sur des modélisations numériques pour étudier l'effet de la configuration des CEBC inclinées sur les mouvements d'eau et de gaz. Pour ce faire, le code numérique VADOSE/W (Geoslope Int., 2005) a été principalement utilisé pour les simulations numériques. Dans un premier temps, l'importance des outils numériques ainsi que les différents logiciels utilisés ont été présentés. Par la suite, le programme et la procédure des modélisations, ainsi que les propriétés hydriques des différents matériaux utilisés sont décrites en détail. Enfin le logiciel VADOSE/W est validé pour des cas simples (unidimensionnels) grâce aux logiciels SEEP/W (Geoslope Int., 1996) et POLLUTE (Rowe *et al.*, 1994).

3.1 Importance de l'outil numérique pour la prédiction des mouvements d'eau et de gaz dans les CEBC inclinées

Les modèles numériques sont souvent basés sur la résolution d'équations mathématiques complexes pour lesquelles il n'y a généralement pas de solutions analytiques disponibles. Du point de vue fonctionnement, la résolution des problèmes à l'aide de modèles numériques nécessite une discrétisation dans l'espace et dans le temps (pour le cas transitoire). Les équations différentielles partielles décrivant le transport des fluides et de chaleur (voir chapitre 2) sont transformées en équations algébriques pouvant être résolues à l'aide de méthodes numériques. Une explication plus approfondie de la méthode des éléments finis et des méthodes algébriques pour la résolution des problèmes hydrogéologiques en milieux saturé et non saturé est donnée par Bathe (1982), Segerlind (1984), Zienkiewicz et Taylor (1991), Bussière (1999); Fala (2002). Habituellement, des méthodes itératives comme celles de Picar et Newton-Raphson sont utilisées pour accomplir cette tâche (Paniconi *et al.*, 1991).

L'avantage d'utiliser les outils numériques est qu'ils permettent de simuler des modèles à géométrie complexe et proches des cas réels. De plus, il est possible de modifier autant que désiré les différents paramètres déterminants le fonctionnement d'une CEBC. Les études numériques constituent alors un atout certain pour une étude paramétrique, compte tenue de la multitude de matériaux pouvant servir à la construction des couches de CEBC, de la topographie spécifique à chaque parc à résidus miniers et de la géométrie variable des CEBC inclinées. Il est impossible de construire un modèle physique de laboratoire pour tous les cas d'étude nécessaires pour étudier la performance des CEBCs inclinées. Il est aussi impossible d'instrumenter plusieurs types de CEBC pour étudier l'effet des différents facteurs d'influence sur leurs efficacités. Néanmoins, le modèle numérique devrait idéalement être calibré à l'aide de mesures d'un cas réel.

Les caractéristiques du logiciel VADOSE/W utilisé sont présentées dans la prochaine section.

3.2 Caractéristiques du logiciel VADOSE/W

Le logiciel VADOSE/W (Version 6.20) qui inclut aussi les éléments du logiciel Soil-Cover (Wilson, 1990; Wilson et *al.*, 1994) est commercialisé par la firme Geo-Slope International de Calgary au Canada. Il est développé à partir du logiciel SEEP/W qui est utilisé pour l'écoulement de l'eau. VADOSE/W calcule les écoulements d'eau, de vapeur et de chaleur en milieu saturé et non saturé à partir des équations (2.11), (2.22) et (2.24) en prenant en compte les aspects suivants :

- Les variations des profils hydriques des matériaux sous différentes conditions climatiques.
- L'influence du climat et de la température sur le comportement des matériaux.

- L'infiltration, le ruissellement et l'évapotranspiration en fonction de la topographie, de la végétation et des types de sol en présence.
- La diffusion et la concentration de gaz (oxygène ou radon).

Le logiciel VADOSE/W utilise également une banque de données climatiques détaillées pour plus de 40 régions dans le monde. Chaque zone climatique est définie par les paramètres suivants : valeurs journalières maximales et minimales de la température et de la vitesse des vents, humidité relative de l'air, précipitations, radiation solaire. Dans le cas où un climat atypique doit être simulé, les données peuvent être introduites par l'utilisateur de façon manuelle. Pour tenir compte des facteurs tels que l'infiltration et le ruissellement dans la prédiction des mouvements de fluide, VADOSE/W incorpore dans ses équations les paramètres tels que l'inclinaison de la pente (topographie et morphologie), le type de matériau constituant le sol (courbes de perméabilité et CRE), son état de compaction ainsi que les débits d'alimentation (flux unitaires ou totaux). En ce qui concerne l'estimation de l'évaporation dans les matériaux, VADOSE/W utilise la méthode de Penman modifiée par Wilson (1990, 1994) présentée au chapitre 2.

Les principales caractéristiques du code VADOSE/W sont résumées dans le tableau 3-1 tiré de GEO-SLOPE Int. (2005) et de Gosselin (2007).

Tableau 3-1 : Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de GEO-SLOPE Int., 2005 et Gosselin (2007)).

Type d'éléments	• Quadrilatère avec ou sans noeuds secondaires (intégration d'ordre 9 ou 4) • Triangulaire avec ou sans noeuds secondaires (intégration d'ordre 3 ou 1)
Fonctions d'interpolation	• Fonctions d'interpolation de Bathe (1982)
Équation d'éléments finis	• Équation des résidus pondérés de Galerkin
Intégration du temps	• Méthode des différences arrières
Intégration numérique	• Intégration numérique de Gauss
Méthode de résolution matricielle	• Résolution par itérations utilisant la méthode du double-gradient conjugué préconditionné • Méthode directe par élimination Gaussienne «Skyline» (factorisation LU en stockage profil)
Convergence	• Norme Euclidienne du vecteur charge utilisée entre des itérations successives

En prenant en compte tous ces paramètres, on peut dire que VADOSE/W a été conçu à partir d'une analyse rigoureuse de l'influence du climat et de la température, de la prise en compte des transferts de masse et de chaleur dans différents types de matériaux naturels ou synthétiques exposés à l'atmosphère. De ce fait, le modèle numérique simulé par VADOSE/W se rapproche des réalités sur le terrain. Ainsi, VADOSE/W devrait théoriquement donner un meilleur résultat concernant les profils hydriques et les profils de gaz dans les recouvrements de type CEBC. Pour l'étude de migration de l'oxygène, VADOSE/W incorpore la méthode de Collin et Rasmuson (1988) pour estimer le coefficient de diffusion effectif D_e des matériaux. Cette méthode donne des valeurs représentatives des données expérimentales et elle est pratiquement identique à celle présentée par Aachib *et al.* (2004) (eq. (2.28)). La réactivité des matériaux (particulièrement des résidus sous la CEBC) s'exprime avec un temps de demi-vie apparent $t^*_{1/2}$. L'utilisateur doit alors inscrire la valeur constante $t^*_{1/2}$ comme propriété pour chaque matériau (correspondant à $K_r^* = \ln(2)/t^*_{1/2}$). En conséquence selon la

conception du logiciel, la valeur K_r^* ou $(t^*_{1/2})$ est constante et le coefficient K_r est alors obtenu à partir des teneurs en eau volumiques calculés comme $\theta_{eq}K_r^*$, lequel dépend du degré de saturation. Les études récentes de Gosselin (2007) ont cependant démontré que ces deux paramètres peuvent varier lors d'un changement de teneur en eau volumique (ou du degré de saturation).

Concernant les calculs numériques à proprement parler, ils peuvent s'effectuer en régime permanent ou transitoire. Les résultats en régime transitoire peuvent être obtenus de deux manières :

- Soit construire au départ un modèle initial avec les charges hydrauliques préalablement définies à partir duquel les simulations en régime transitoire seront effectuées.
- Soit construire directement un modèle à l'état transitoire en prenant le soin de noter la position initiale de la nappe.

Les types de résultat que VADOSE/W permet d'obtenir sont montrés au tableau 3-2. Les résultats peuvent être obtenus pour chaque nœud mais aussi au niveau des interfaces entre différents matériaux. Dans le cadre de ce travail, les propriétés montrées en gras et soulignées dans le tableau 3-2 seront utilisées. Il s'agit de pressions, des teneurs en eau volumiques et des concentrations d'oxygène au niveau de nœuds choisis ainsi que les flux d'oxygène cumulés à l'interface de deux matériaux.

Les procédures de simulation numériques suivies dans cette étude sont décrites dans la suite du document.

Tableau 3-2 : Les différents paramètres de sortie de VADOSE/W (tiré du Géoslope, 2005)

Nodes	Température
	Total Head
	<u>Gas Concentration</u>
	<u>Pressure</u>
	Boundary Flux
	Ice Content
	Vapor Pressure
	Gas Flux
	Gas Diffusion coefficient
	<u>Volumetric Water Content</u>
Surface Regions Nodes	Surface Node Liquid Flux
	Surface Node Vapor Flux
	Surface Node Cumulative Liquid Flux
	Surface Node Cumulative Vapor Flux
	Surface Node Cumulative Total Flux
	Surface Node Cumulative Gas Flux (mass)
Surface Regions Interfaces	Surface Interface Liquid Flux
	Surface Interface Vapor Flux
	Surface Interface Cumulative Liquid Flux
	Surface Interface Cumulative Vapor Flux
	Surface Interface Cumulative Total Flux
	<u>Surface Interface Cumulative Gas Flux (mass)</u>
	Surface Interface Liquid Flux
Water Balance	Mesh Cumulative Precipitation
	Mesh Cumulative Runoff
	Mesh Cumulative Boundary Fluxes
	Mesh Cumulative Surface Evaporation
	Mesh Cumulative Plant Transpiration
	Mesh Cumulative Storage
	Mesh Cumulative Water Balance

3.3 Procédures de modélisation

Afin d'effectuer les simulations numériques permettant d'étudier la configuration des CEBC, différents choix concernant la géométrie des CEBC, les types de matériaux utilisés et la réactivité des résidus miniers recouverts ont été faits. Par la suite, le maillage des différents modèles a été construit de façon à permettre une bonne convergence. Enfin, les différentes conditions frontières ont été introduites et les calculs numériques lancés.

3.3.1 Programmes de modélisations réalisées

Puisque l'objectif de cette étude est de déterminer l'effet de la configuration sur la performance des CEBC, plusieurs modèles à géométries variables ont été analysés. Néanmoins, certains paramètres, comme les épaisseurs des couches de la CEBC, ont été fixés à l'avance, ce qui a grandement simplifié la présente étude. Les épaisseurs de la CEBC du site LTA ont été choisies comme modèle de référence (voir section suivante). Les facteurs qui ont été variés sont :

- L'inclinaison des pentes : des pentes de 10, 18 et 30 degrés ont été choisies. Une pente maximale de 30 degrés a été choisie car cette valeur constitue usuellement une limite de stabilité pour la mise en place de matériaux grossiers comme le sable. Cependant aucune étude géotechnique portant sur la stabilité des pentes n'a été menée dans le cadre de ce travail.
- La longueur de la pente : des longueurs de pente de 15 m, 30 m, et 50 m ont été choisies afin d'obtenir des modèles représentatifs de la plupart des parcs à résidus miniers qu'on peut rencontrer. Il faut noter que la longueur de pente indiquée ici correspond à la longueur avant la mise en place de la CEBC ou à la base de la CEBC. La longueur de la pente à la surface de la CEBC est donc plus élevée que celle de la pente indiquée ici.

Les différentes inclinaisons et longueurs de pente de CEBC modélisées dans ce présent travail et la désignation des différentes modélisations sont résumées dans le tableau 3-3. Par exemple, P10_L15 désigne un modèle de pente 10° et de longueur 15 m.

Tableau 3-3 : Géométrie des différents modèles simulés

Inclinaison (degré)	Longueur de la pente (m)	Désignation
10	15	P10_L15
	30	P10_L30
	50	P10_L50
18	15	P18_L15
	30	P18_L30
	50	P18_L50
30	15	P30_L15
	30	P30_L30
	50	P30_L50

- Les matériaux constituant la couche de rétention d'eau : trois types de matériaux ayant des propriétés hydriques différentes ont été utilisés pour simuler la couche de rétention d'eau. Ces matériaux se différencient au niveau de leurs conductivités hydrauliques saturées et de leur CRE (en particulier la pression d'entrée d'air). Il s'agit des matériaux MRN, Silt et d'un matériel théorique déterminé à partir du modèle de Kovács modifié MK (Aubertin *et al.*, 2003). Les détails sur ces propriétés hydriques sont donnés à la section 3.4. Ces matériaux ont été simulés pour l'ensemble des modèles présentés au tableau 3-3, pour un total de 27 modélisations.

- Le bris de succion : De façon standard, un bris de succion a été placé au milieu de la pente de la CEBC pour la plupart des modèles étudiés. Leur impact sur la performance de la CEBC a été étudié pour certains des modèles construits, en considérant le matériau MRN dans la couche de rétention d'eau. De plus, la position du bris de succion construit sur la pente ainsi que l'effet de bris doubles ont également été étudiés. Le tableau 3-4 suivant montre les différentes modélisations effectuées avec le bris de succion. Au total, 11 modélisations ont été réalisées sur cet aspect.

Tableau 3-4 : Les différents cas d'étude avec bris de succion

1 bris de succion au milieu de la pente	1 bris de succion en haut de pente	Bris double
P10_L15		
P10_L30		
P10_L50		
P18_L15		
P18_L30	P18_L30	P18_L30
P18_L50		
P30_L15		
P30_L30		
P30_L50		

- La réactivité des résidus miniers : La réactivité des résidus miniers est très variable d'une mine à l'autre. Ce large spectre de réactivité exige pour cette étude un choix d'une large gamme de valeurs du coefficient de réaction K_r ou K_r^* . Au niveau du logiciel VADOSE/W (comme c'est le cas de POLLUTE également) c'est le temps de demi-vie équivalent $t^*_{1/2}$ du matériel qui est introduit. Ceux-ci ont été choisis de façon à représenter des résidus miniers peu

réactifs ($K_r^* = 40/\text{an}$) à très réactifs ($K_r^* = 10000/\text{an}$). D'autres valeurs intermédiaires ont été utilisées. Il s'agit d'un K_r^* de 200/an, 1000/an, 2000/an et 4 015/an (correspondant à la valeur du coefficient K_r de 200/an qui a été utilisée dans de précédentes modélisations). Le tableau 3-5 montre les différents cas étudiés. Bien que des rejets non réactifs ($K_r^*=0$) ne nécessitent pas de recouvrement jouant le rôle de barrière à l'oxygène, le cas $K_r^*=0$ a aussi été étudié pour une question de comparaison et avoir aussi une idée de l'évolution des concentrations et flux d'oxygène. Au total, la variation de K_r^* ajoute 54 modélisations additionnelles (sans considérer les autres cas déjà mentionnés réalisés avec $K_r^*=200/\text{an}$).

Tableau 3-5 : Les différentes réactivités étudiées

Longueur (m)	Inclinaison (degré)	Réactivité des résidus sous la CEBC K_r^* (1/an)
15	10	0, 40, 200, 1000, 2000, 4015 et 10000
	18	
	30	
30	10	0, 40, 200, 1000, 2000, 4015 et 10000
	18	
	30	
50	10	0, 40, 200, 1000, 2000, 4015 et 10000
	18	
	30	

- La réactivité de la couche de rétention d'eau de la CEBC : Puisque la couche de rétention d'eau peut être constituée de résidus miniers sulfureux mais non générateurs de DMA, des modélisations ont été réalisées avec des matériaux

ayant une faible réactivité apparente correspondant à des K_r^* de 50/an et 200/an et supposé non ou peu générateur de DMA.

Mentionnons qu'un modèle sans recouvrement où les résidus miniers sont en contact direct avec l'oxygène de l'atmosphère a aussi été étudié, en considérant diverses valeurs de réactivité des résidus ($K_r^* = 0, 40, 200, 1\ 000, 2\ 000, 4\ 015$ et $10\ 000/\text{an}$). Les flux obtenus servent de référence pour évaluer la performance de la CEBC en comparant les flux avant et après la mise en place du recouvrement.

Comme mentionné à la section 3.2, l'influence de ces divers paramètres est étudiée comparativement sur la base de la répartition des profils hydriques (teneurs en eau et pressions), de la distribution des concentrations d'oxygène ainsi que du flux cumulé d'oxygène à la base de la CEBC.

Il faut souligner que dans les principales modélisations numériques réalisées, la température est fixée à 15°C pour des CEBC sous climat humide. Cette température a été imposé tant dans l'air atmosphérique que dans tous les matériaux de la structure modélisée (CEBC, résidus, drain et sol de fondation). Il est à noter que cette température de l'air peut être plus élevée que 15°C en été, mais la température dans le sol dépassera rarement cette valeur. Gosselin (2007) a mesuré la température dans les résidus du site Manitou à l'aide d'un thermocouple en juin 2006. Alors que la température de surface (air ambiant) était de 26°, celle-ci est passée de 14,7° à 60 cm de profondeur et à 9,8° à 150 cm de profondeur. Le thermocouple a été enfoncé dans les résidus à partir d'une tranchée. Les mesures ont été prises deux heures après l'excavation de la tranchée. La température moyenne de 15° semble donc assez représentative.

3.3.2 Géométrie et maillage d'un modèle de référence

Le modèle choisi comme référence pour les études numériques réalisées est un parc à résidus miniers sur lequel est construite une couverture de type CEBC ayant une pente de 18° et une longueur de pente de 30 m. Ce modèle est inspiré d'un cas réel de parc à résidus miniers du site Les Terrains Aurifères (LTA), dont la structure de la CEBC est montrée à la figure 3-1. Elle est constituée du bas vers le haut par (Ricard *et al.*, 1997) :

- Une couche de 0,5 m de sable mise en place directement sur les résidus et qui agit comme couche de support et de bris capillaire.
- Une couche de rétention d'eau de 0,8 m constituée de rejets légèrement réactifs mais non générateurs d'acide (MRN) qui agit comme couche de rétention d'eau et de barrière à la migration de l'oxygène et à l'infiltration de l'eau. Comme mentionné à la section 3.3.1, les résidus MRN seront, pour la grande partie des calculs, considérés comme inertes ($K_r^*=0$). L'influence de la réactivité de cette couche sera montrée en discussion au chapitre 5.
- Une couche supérieure de sable et gravier d'une épaisseur de 0,3 m servant de couche de bris capillaire mais aussi de protection.

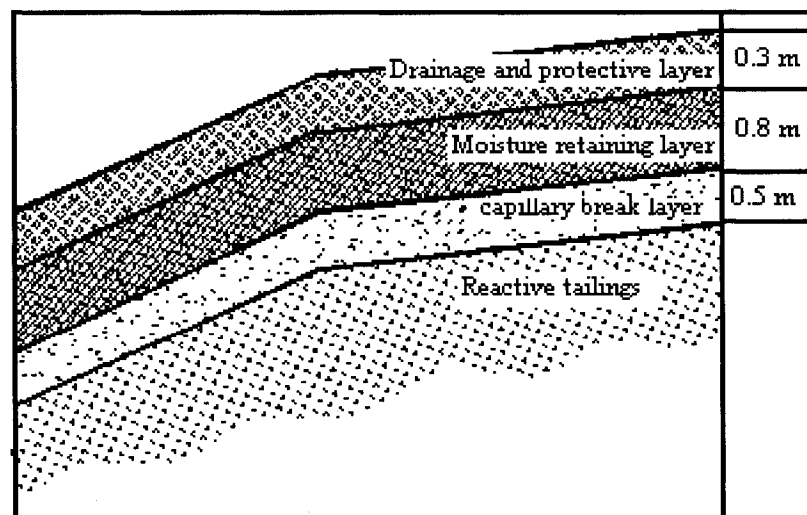


Figure 3-1 : Configuration de la CEBC du site LTA (Ricard *et al.*, 1997)

La figure 3.2 montre la géométrie, la configuration et le maillage du modèle de référence construit à l'aide du logiciel VADOSE/W à partir des informations fournies par Golder Associés (1999) et Bussière (1999). La densité de maillage est beaucoup plus importante dans la couverture comparativement aux résidus sous-jacents. Cela permet d'affiner les résultats au niveau de la couverture sans pour autant générer un modèle trop lourd nécessitant des temps de calcul trop longs. Il est important de noter qu'au niveau du maillage, la plupart des éléments sont bien structurés et ont des formes géométriques régulières correspondant à des quadrilatères ce qui facilite grandement la convergence du modèle. Le modèle montré ici compte 2 078 éléments (2 174 nœuds)

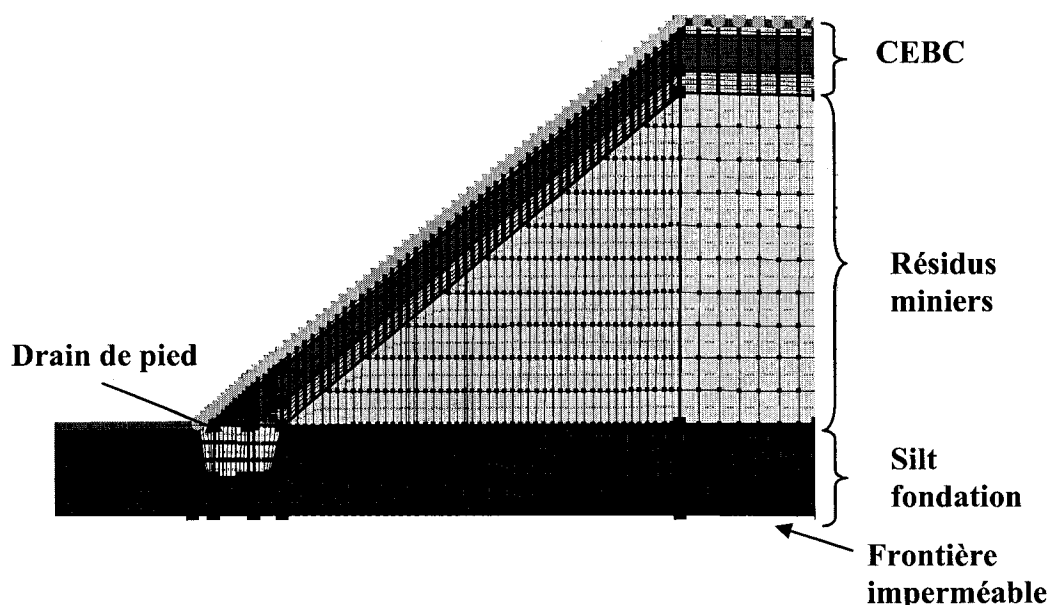


Figure 3-2 : Modèle numérique construit

Comme montré à la figure 3-2, le modèle numérique considéré comporte une partie horizontale du parc à résidus et de la CEBC d'une longueur de 8 m. Cette partie horizontale a été considérée dans toutes les modélisations réalisées afin de tenir compte de son impact sur le fonctionnement de la CEBC en pente. En bas de pente, un drain de pied constitué d'un matériel très perméable (ici le même sable que celui de la couche

drainante de la CEBC) a été construit afin d'évacuer l'eau du système. L'épaisseur du drain de pied est de 1 m et le maillage est relativement plus grossier qu'au niveau de la couverture. De même, une fondation de deux mètres d'épaisseur correspondant au support du modèle et constitué d'un silt peu perméable a été construit.

3.3.3 Conditions initiales et frontières appliquées

Puisque le drainage est un facteur défavorable au fonctionnement des CEBC sous climat humide, la plupart des modélisations numériques ont été effectuées dans ces conditions.

- **En régime permanent**

Au printemps, lors de la fonte de la neige, la plupart des CEBC construites sous climat froid et humide sont pratiquement saturées en eau. C'est la raison pour laquelle cette condition de saturation a été choisie comme état initial aux modélisations numériques en régime permanent. Pour ce faire, une pression d'eau nulle a été imposée sur toute la surface des CEBC. Concernant le drain de pied, des conditions de pression hydraulique nulle correspondant au niveau de la nappe ont été appliquées à la surface du drain. Pour la température, des conditions initiale et frontière de 15°C ont été choisies comme une moyenne logique pour les CEBC des zones froides. Une végétation très pauvre ou pas de végétation à la surface de la CEBC a été également choisie car des études antérieures (Trépanier, 2005) ont montré que lorsque les racines des plantes sont développées et profondes, il se crée des macro-fissures dans la CEBC. Celles-ci constituent des zones préférentielles de diffusion d'oxygène et entraînent une perte de performance de la CEBC. Enfin, une condition initiale de concentration d'oxygène nulle a été considérée partout dans le milieu. On suppose ici que l'oxygène ne peut pénétrer dans la CEBC à partir du moment où sa partie supérieure est gelée en hiver et que l'oxygène disponible à ce moment finit par être consommé durant l'hiver, de manière qu'à la fin de l'hiver et au début du printemps (période de dégel), les concentrations d'oxygène sont nulles.

- **En régime transitoire**

Les calculs ont été effectués durant 46 jours de drainage, ce qui correspond à la durée de sécheresse simulée sur une pente du site LTA en recouvrant la pente par une toile étanche (Cissokho, 2004, Maqsoud et *al.*, 2005). Pour des régions humides comme celle de l'Abitibi-Témiscamingue, cette période est relativement représentative des conditions de sécheresse déjà observées. Le modèle simulé en régime permanent a été utilisé comme point de départ des simulations en régime transitoire, mais en y introduisant d'autres conditions frontières et initiales. Les conditions frontières appliquées au-dessus de la CEBC sont un flux hydraulique nul, une température de 15°C, une concentration d'oxygène de 280 g/m³ correspondant à la concentration atmosphérique. Une pression nulle a été appliquée à la surface du drain de pied pour simuler le niveau de la nappe à ce niveau. Ainsi des conditions initiales de concentration d'oxygène nulle (à $t = 0$) ont été appliquées comme conditions frontières du drain de pied. Concernant les conditions initiales du modèle, la température est toujours de 15°C mais la concentration est nulle au niveau de tous les nœuds à l'exception de la surface de la CEBC où elle est fixée à 280 g/m³ correspondant à la concentration d'oxygène dans l'air puisque c'est la surface du recouvrement qui est en contact direct avec l'atmosphère.

Après l'introduction des paramètres de départ, les calculs numériques ont été lancés. Pour un modèle comme celui présenté à la figure 3-2. Les paramètres de convergence sont assez rigoureux avec une tolérance de 1×10^{-5} et les calculs ont été effectués en solutionnant directement les équations introduites dans le logiciel. Comme mentionné auparavant, les principaux résultats qui nous intéressent dans cette présente étude sont : les résultats hydriques tels que les TEV et les pressions aux nœuds, la concentration d'oxygène et les flux cumulés de gaz (oxygène) à l'interface entre les différents matériaux des recouvrements etc.

Les propriétés des matériaux choisis pour la construction des modèles numériques ont été variées. Ces propriétés sont montrées dans la section suivante.

3.4 Propriétés hydriques des différents matériaux

Les matériaux utilisés pour la construction des différentes couches constituent un facteur déterminant pour obtenir les effets de barrières capillaires et la performance de la CEBC recherchés. Afin d'effectuer un choix judicieux, il faut connaître leurs propriétés hydriques. Ces derniers concernent les fonctions de rétention d'eau (figure 2-2) et de conductivité hydraulique (figure 2-3). Les matériaux choisis pour cette présente étude correspondent à ceux tirés d'études menées par Bussière (1999) dont les CRE ont été évaluées au laboratoire, et d'un matériau théorique dont la CRE a été estimée par le modèle de Kovács modifié MK (Aubertin *et al.*, 2003). C'est à partir de ces CRE que les fonctions de perméabilité sont directement estimées par VADOSE/W (ou SEEP/W) à l'aide du modèle de Fredlund *et al.* (1994) présentée à l'équation (2.15).

Pour toutes les modélisations réalisées, les matériaux grossiers de la CEBC sont représentés par un même sable prénommé « sable banc d'emprunt ». Il est supposé homogène avec une porosité de 0,36, une pression d'entrée d'air ψ_a très faible de 1 kPa et une conductivité hydraulique saturée très élevée k_{sat} de $1,16 \times 10^{-3}$ m/s. La CRE et la courbe de perméabilité de ce sable sont montrées à la figure 3-3.

En ce qui concerne la couche de rétention d'eau, trois matériaux ont été ciblés afin de voir leurs effets sur le comportement et la performance des CEBC. Pour ce faire, ces matériaux ont été choisis de sorte à avoir des conductivités hydrauliques saturées k_{sat} et des pressions d'entrée d'air ψ_a variées. Il s'agit du matériel MRN, d'un Silt fin ainsi qu'un matériel théorique nommé P_6m. Les CRE et courbes de perméabilité de ces trois matériaux sont aussi montrées à la figure 3-3. Le MRN est un résidu minier faiblement réactif mais non générateur de DMA identique à celui mis en place au site LTA. La

pression d'entrée d'air du MRN est de 12 kPa avec une conductivité hydraulique saturée de $5,0 \times 10^{-7}$ m/s. Le Silt fin quant à lui a une pression d'entrée d'air de 30,3 kPa et une conductivité hydraulique saturée de $9,9 \times 10^{-8}$ m/s. Les CRE et conductivités hydrauliques saturées de ces matériaux ont été mesurées au laboratoire (Bussière, 1999). La CRE du matériel théorique P_6m a été estimée à l'aide du modèle modifié de Kovács (Aubertin *et al.*, 2003) à partir des valeurs du coefficient d'uniformité C_U , du diamètre effectif D_{10} et de l'indice des vides e . Ces dernières valeurs ont été choisies de sorte à obtenir pour ce matériel une pression d'entrée d'air de 60 kPa (ou environ 6 m). Il est à noter qu'il existe une multitude de combinaisons de valeurs de C_U , D_{10} et e qui peuvent conduire à une CRE avec une pression d'entrée d'air de 60 kPa. L'indice des vides e a été choisi identique à celles de MRN et du silt, soit correspondant à une porosité $n = 0,44$. La conductivité hydraulique saturée de ce matériel a été estimée à l'aide du modèle modifié de Kozeny-Carman à partir des mêmes paramètres C_U , D_{10} et e (Mbonimpa *et al.*, 2002c) et elle correspond à $8,5 \times 10^{-8}$ m/s. On peut constater que cette valeur est presque identique à celle du silt dont l'AEV est seulement de 3 m.

Le résidu minier réactif sous la CEBC qui a été choisi correspond aux caractéristiques d'un échantillon provenant du site Manitou et dont la CRE a été utilisée lors du design du site LTA (Golder Associés, 1999). Ce résidu minier est caractérisé par une porosité n de 0,31, une pression d'entrée d'air de 15 kPa et une conductivité hydraulique saturée de $7,0 \times 10^{-6}$ m/s (voir figure 3-3). Il est important de préciser que même s'il ne correspond pas à celui des résidus miniers placés sur LTA, ces deux résidus ont des courbes granulométriques identiques. La porosité de 0,31 semble faible, mais elle peut être considérée comme réaliste si on considère que la CEBC inclinée est mise en place sur une digue de confinement construite de résidus.

Le sol de fondation sous le parc à résidus miniers est représenté par un Silt appelé ici Silt-fondation. Ce silt est supposé homogène avec une porosité n de 0,38, une pression d'entrée d'air est de 23 kPa et une conductivité hydraulique saturée de $2,5 \times 10^{-7}$ m/s. La

CRE et la courbe de perméabilité de l'ensemble de ce silt est aussi montrées à la figure 3-3.

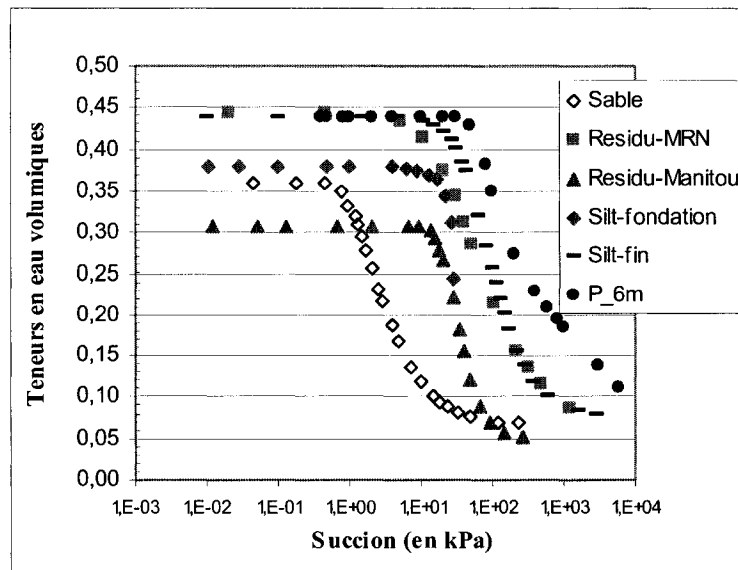


Figure 3-3 : Courbes de rétention d'eau des différents matériaux utilisés dans les modèles numériques

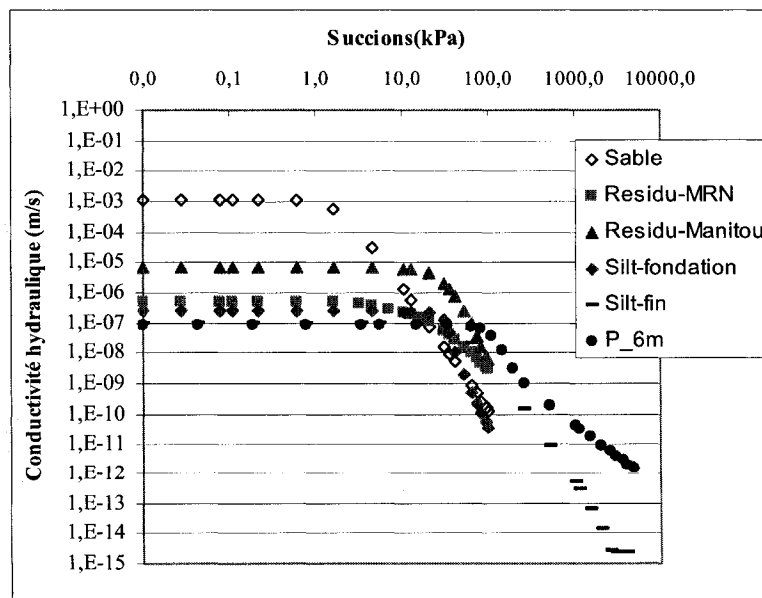


Figure 3-4 : Courbes de perméabilité des différents matériaux utilisés dans les modèles numériques; ces courbes sont estimées par VADOSE/W à l'aide du modèle de Fredlund *et al.* (1994) à partir des CRE de la figure 3-3

Enfin, les propriétés hydriques d'un bris de succion constitué d'un géocomposite bentonitique (GCB) commercialisé par Bentofix sont présentées à la figure 3-5. La CRE ainsi que la courbe de perméabilité introduite sont purement théoriques et choisies de sorte que le matériel puisse jouer son rôle d'accumulation d'eau. Quelque soit la succion, la TEV reste constante et égale à la porosité ($n=0,3$) et la conductivité hydraulique saturée est aussi constante et égale à $6,0 \times 10^{-10}$ m/s. Autrement dit, le GCB reste saturée.

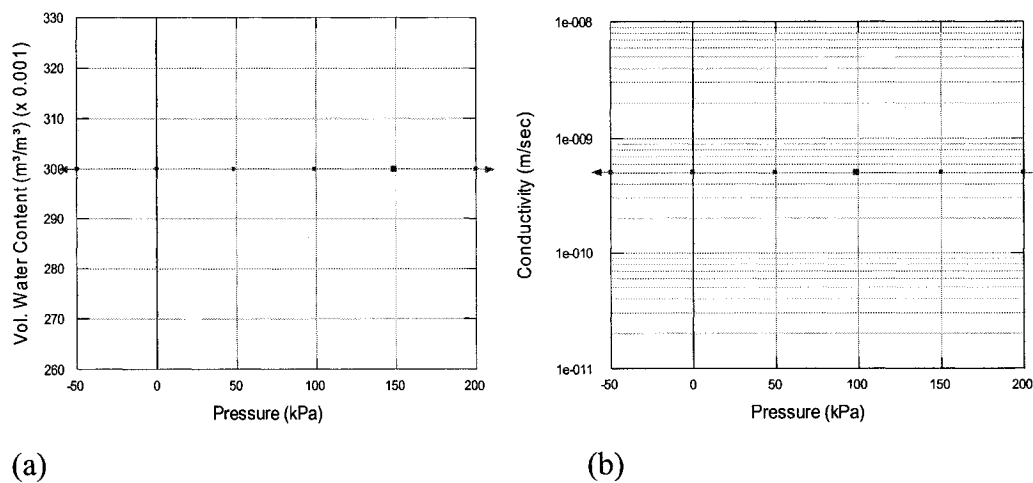


Figure 3-5 : Courbe de rétention d'eau (a) et fonction de perméabilité (b) de la GCB utilisé pour construire le bris de succion

Le tableau 3-6 résume les principales caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans les modèles numériques. Les paramètres θ_r et θ_s représentent respectivement les teneurs en eau résiduelles et de saturation ($\theta_s = n$).

Tableau 3-6 : Résumé des principales caractéristiques hydriques des matériaux utilisés

Matériaux	ψ_a (kPa)	θ_r	θ_s	k_{sat} (m/s)
Sable	1	0,06	0,36	$1,16 \times 10^{-3}$
Résidu-MRN	12	0,05	0,44	$5,0 \times 10^{-7}$
Silt fin	30,3	0,07	0,44	$9,9 \times 10^{-8}$
Matériau P_6m	60	0,03	0,44	$8,47 \times 10^{-8}$
Résidus réactifs	15	0,05	0,31	$7,0 \times 10^{-6}$
Silt fondation	23	0,01	0,38	$2,5 \times 10^{-7}$
GCB	Non requis	Non requis	0,30	$6,0 \times 10^{-10}$

3.5 Validation du logiciel VADOSE/W

Avant de débiter les modélisations numériques à proprement parler, une validation du logiciel a été réalisée. Cette validation a été effectuée en trois phases pour des systèmes simples unidimensionnels. D'abord, une validation des résultats hydriques par comparaison avec ceux obtenus à l'aide du logiciel SEEP/W a été effectuée. Ensuite, les concentrations d'oxygène ont été validées avec le logiciel POLLUTE. Enfin, les flux cumulés d'oxygène à la base du recouvrement ont été validés à partir des équations analytiques développées par Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003). Les flux d'oxygène ont été validés pour des cas de réactivités apparentes variées.

3.5.1 Résultats hydriques

Comme souligné précédemment, le logiciel SEEP/W a permis de valider les résultats hydriques obtenus avec VADOSE/W. Le code numérique SEEP/W est également commercialisé par la firme Géoslope International de Calgary au Canada. Il permet de traiter divers types de problèmes unidimensionnels, bidimensionnels, en écoulement permanent ou transitoire, pour des conditions de saturation variable. De plus, les travaux

effectués par de nombreux auteurs dont Chapuis *et al.* (1993, 2001) et Fala (2002), ont permis de valider les résultats du logiciel SEEP/W. En effet, les résultats numériques obtenus avec ce logiciel sont souvent similaires aux mesures de terrain. De même, d'autres études menées par Bussière *et al.* (1999, 2003a) et Aubertin *et al.* (1995, 1996a,b) ont montré une bonne corrélation entre les travaux en colonne et en boîte inclinable et les simulations numériques. Ainsi SEEP/W a été longtemps utilisé avec succès dans des problèmes similaires à ceux de cette étude pour des matériaux non saturés.

Pour la validation des résultats hydriques de la présente étude, des cas simples de drainage libre unidimensionnel en colonnes ont été modélisés. Le sable utilisé comme couche drainante et le MRN servant de couche de rétention d'eau seront utilisés pour la validation. La figure 3-6 montre la géométrie d'une colonne de sable de 2 m. Celle-ci est initialement saturée en eau en imposant des conditions de pression nulle à la surface de la colonne puis elle a été drainée librement pendant 40 jours environ en simulant une nappe à la base de la colonne ($y = 0$).

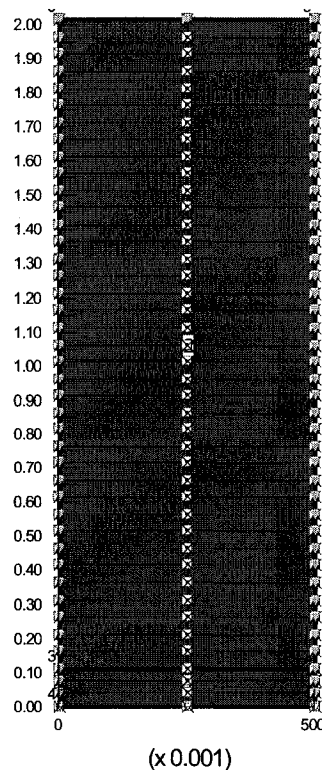


Figure 3-6 : Colonne de sol ayant une hauteur de 2 m et une largeur de 0,5 m.

Afin de s'assurer que les deux modèles sont identiques du point de vue maillage et conditions aux frontières au niveau des deux logiciels SEEP/W et VADOSE/W, la colonne a été construite avec l'un des deux logiciels puis exportée dans l'autre grâce à leur interface numérique. La figure 3-7 montre les résultats de teneurs en eau volumique sur toute la hauteur de la colonne de sable obtenus avec VADOSE/W et SEEP/W et ce à différents temps de drainage (en seconde). D'une manière générale, les résultats obtenus avec les deux logiciels sont similaires, surtout à long terme.

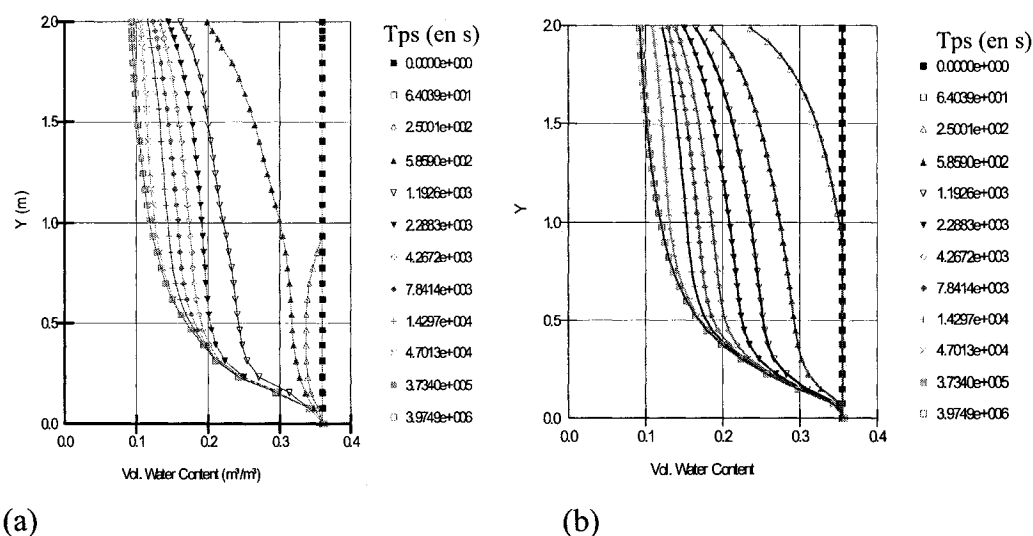


Figure 3-7 : Évolution temporelle des profils de TEV estimés avec VADOSE/W (a) et avec SEEP/W (b) en fonction du temps de drainage (en sec) d'une colonne de sable de 2 m VADOSE/W

Afin de montrer comment s'effectue cette variation des TEV calculées au cours du temps de drainage avec VADOSE/W et SEEP/W, une comparaison entre les profils de TEV à 1,92 m de hauteur a été effectuée. Le résultat est montré à la figure 3-8. Les valeurs de TEV obtenues avec SEEP/W et VADOSE/W sont presque les mêmes dans ce cas.

D'autres simulations numériques ont été menées avec un matériel fin en l'occurrence le MRN toujours avec les logiciels VADOSE/W et SEEP/W sur une colonne de 2 m de hauteur avec $y=0$ correspondant à la base. La figure 3-9 montre les résultats des teneurs en eau volumiques en fonction du temps de drainage. D'une manière générale, les résultats sont presque identiques, ce qui confirme les résultats précédents.

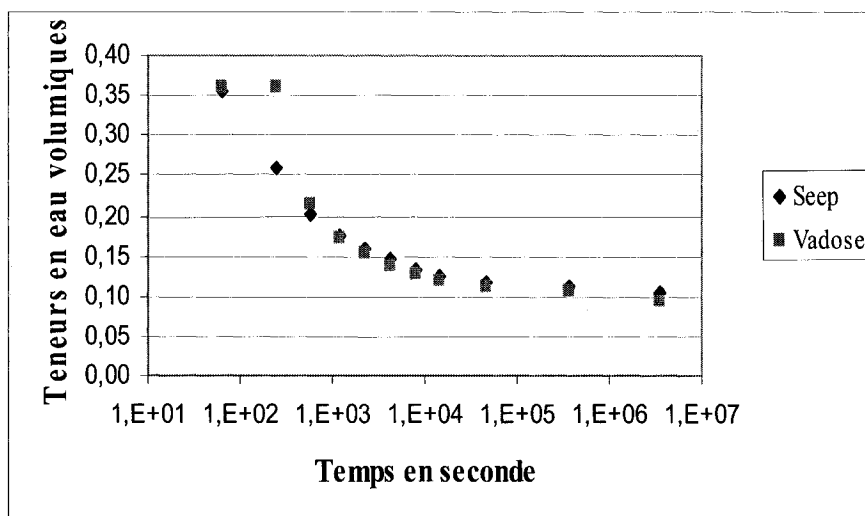


Figure 3-8 : Évolution temporelle des profils de TEV obtenues avec SEEP/W et VADOSE/W à 1,92 m de hauteur pour une colonne de 2 m de sable VADOSE/W

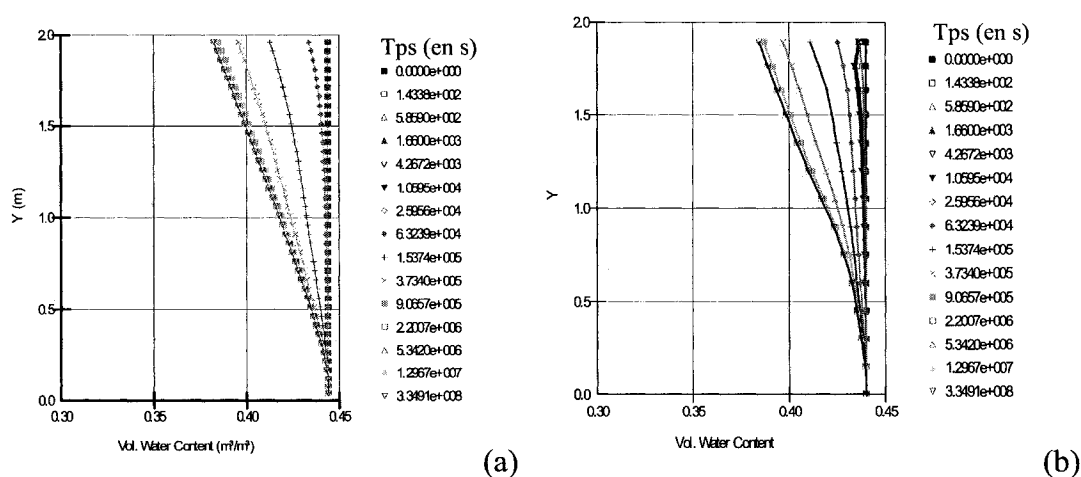


Figure 3-9 : Variation temporelle des profils de succions obtenues avec VADOSE/W (a) et avec SEEP/W (b) en fonction du temps de drainage (en sec) dans une colonne de sable de 2 m de hauteur

À partir de ce moment, nous pouvons dire que le logiciel VADOSE/W donne de bons résultats pour la prédiction du comportement hydrique des sols en condition saturée ou

non. Quelques résultats comparatifs seront aussi montrés plus loin pour des cas bidimensionnels (CEBC inclinées).

3.5.2 Profils de concentration d'oxygène

Le logiciel POLLUTE (Rowe *et al.*, 1994) est utilisé pour la validation des profils de concentration d'oxygène obtenus avec VADOSE/W. Ce code, initialement destiné à la modélisation numérique du transport de contaminants en milieux saturés, a aussi été utilisé avec succès au cours des dernières années dans différentes études de modélisation unidimensionnelle de la migration de l'oxygène (Aubertin *et al.*, 1995, 1997b, 1999, 2000a, 2000b; e.g. Aachib 1997; Mackay *et al.*, 1998; Yanful *et al.*, 1999 ; Mbonimpa *et al.*, 200b, 2002a,b, 2003; Aachib *et al.*, 2004 ; Dagenais *et al.*, 2005; Gosselin, 2007). POLLUTE permet la simulation de la diffusion de l'oxygène d'une source à un récepteur à travers le milieu poreux inerte ou réactif. Les principaux paramètres d'entrée sont les épaisseurs des matériaux ainsi que le coefficient de diffusion apparent D^* , la porosité effective θ_{eq} et le temps de demi-vie apparent $t_{1/2}^*$ pour tenir compte de la réactivité des matériaux (cinétiques 1^{er} ordre). Au niveau de la source, les conditions frontières à imposer peuvent être un flux nul, une concentration constante, ainsi qu'une masse finie alors que dans le récepteur, les conditions frontières applicables sont un flux nul, une concentration constante, une vitesse fixe et une épaisseur infinie.

La validation a porté sur un matériau MRN (considéré ici comme inerte) mis en place dans une colonne verticale de 2 m de haut avec une largeur de 50 cm. La validation des profils de concentration d'oxygène obtenus grâce au logiciel VADOSE/W est assez complexe du fait que les paramètres des matériaux D^* , et θ_{eq} utilisés dans POLLUTE doivent rester constants dans le temps. Les modélisations numériques requises ont été effectuées suivant la démarche suivante : Dans un premier temps, les simulations avec VADOSE/W ont été effectuées en drainage jusqu'à atteindre un état d'équilibre à partir duquel le profil de TEV ne change plus en fonction du temps. Des concentrations

d'oxygène nulles ont été imposées partout dans le modèle (concentrations initiales et frontières nulles) (figure 3-10).

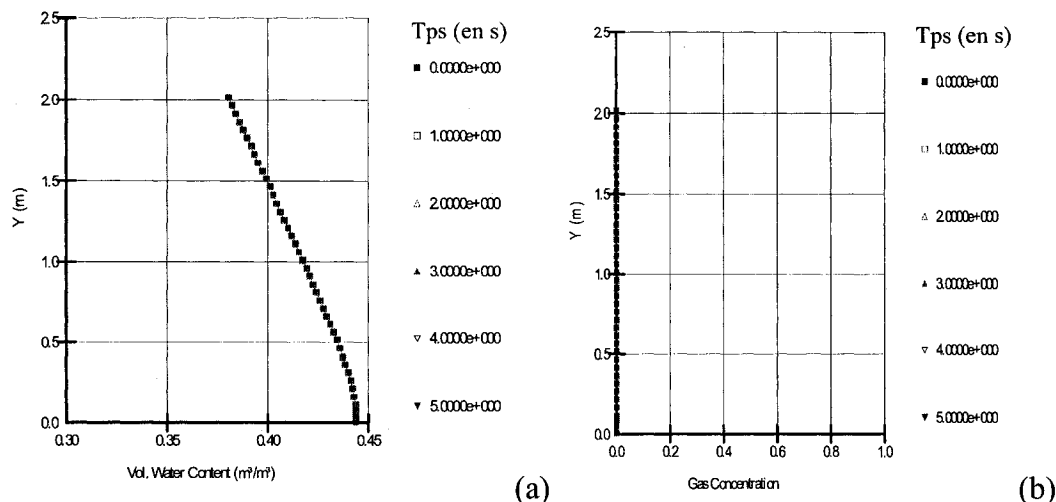


Figure 3-10 : Profils verticaux de la TEV (a) et de la concentration d'oxygène (b) à l'équilibre dans une colonne MRN; ces profils sont utilisés comme conditions initiales dans VADOSE/W et POLLUTE

Dans un 2^e temps, la dernière phase de ce modèle drainé a été utilisée comme condition initiale à un modèle calculé en drainage. Des concentrations d'oxygène de 280 mg/L ont été utilisées comme conditions frontières à la surface supérieure de la colonne de MRN. Comme l'équilibre hydrique a été atteint, le profil de TEV reste le même, mais l'oxygène va diffuser dans la colonne. Les profils de concentrations d'oxygène en fonction du temps de drainage sont montrés à la figure 3-11. Les concentrations d'oxygène augmentent en fonction du temps de diffusion.

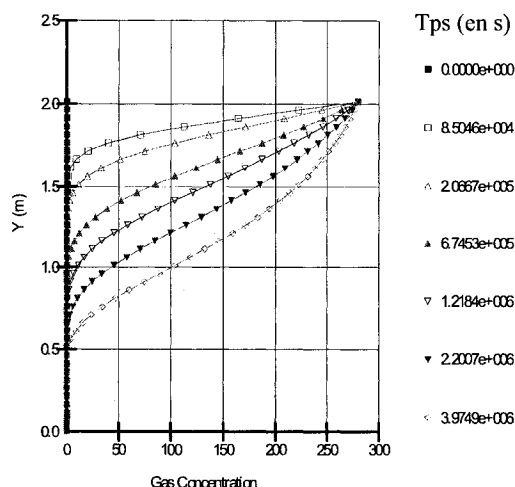


Figure 3-11 : Profils de concentration d'oxygène obtenus dans la colonne de MRN dont les profils TEV ont atteint l'équilibre en drainage avec VADOSE/W

Dans un 3^e temps, le profil de TEV obtenu avec VADOSE/W à l'équilibre, est utilisé pour déterminer les valeurs θ_{eq} et D^* qui seront utilisés dans le logiciel POLLUTE. Pour ce faire, la colonne de MRN a été subdivisée en six sous-couches dont chacune possède une teneur en eau volumique (TEV) moyenne, une porosité équivalente moyenne θ_{eq} et un coefficient de diffusion apparent moyen D^* constants. Le coefficient D^* a été estimé à l'aide de l'équation (2.26). Pour la colonne de MRN, les valeurs utilisées dans POLLUTE sont compilées au niveau du tableau 3-7.

Tableau 3-7 : Paramètres hydriques et diffusifs introduits dans POLLUTE

Épaisseur (en m)	TEV	θ_{eq}	D^* (m ² /s)
0,31	0,44	0,017	1,46E-09
0,35	0,43	0,027	2,98E-09
0,25	0,42	0,036	8,63E-09
0,55	0,40	0,055	4,42E-08
0,30	0,39	0,066	8,03E-08
0,25	0,38	0,074	1,20E-07

Les conditions frontières appliquées dans VADOSE/W sont aussi appliquées dans POLLUTE : une concentration d'oxygène de 280 mg/L dans le réservoir haut et une concentration nulle dans le réservoir du bas. Les profils de concentration d'oxygène obtenus avec POLLUTE sont comparés à ceux de VADOSE/W afin de valider ce dernier logiciel. La figure 3-12 montre les profils de concentration d'oxygène de POLLUTE et VADOSE/W comparés respectivement à 8 et 14 jours (Figure 3-12a) puis à 25 et 45 jours (Figure 3-12b). La base de la colonne correspond à la hauteur 0 sur ces figures.

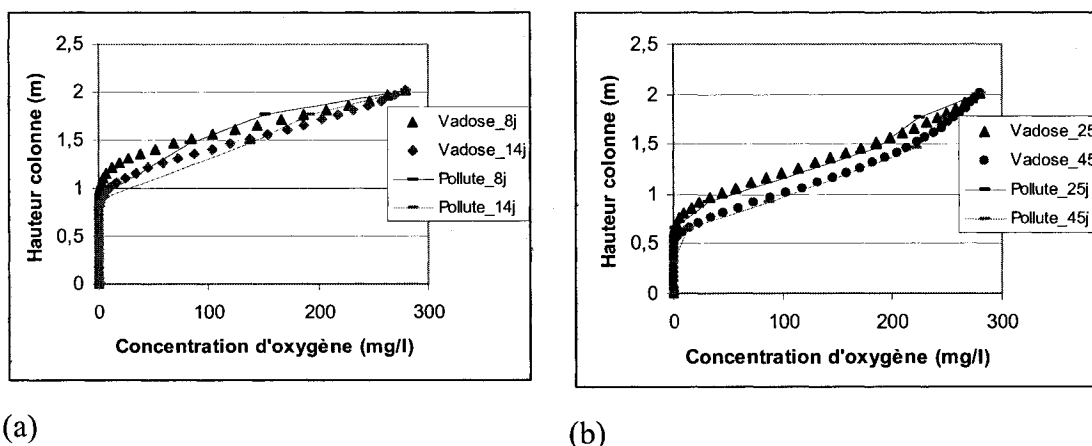


Figure 3-12 : Profils de concentration d'oxygène obtenus avec VADOSE/W et POLLUTE à 8 jours et 14 jours (a) et 25 et 45 jours (b)

Les courbes de concentration d'oxygène de POLLUTE et VADOSE/W sont presque similaires ce qui valide le logiciel VADOSE/W. Les résultats obtenus ci-dessus, bien qu'excellents, auraient pu être améliorés si des couches plus minces avaient été considérées dans POLLUTE. Mentionnons enfin que la validation a été effectuée pour des matériaux non réactifs. Concernant les matériaux réactifs, les études de Gosselin (2007) a permis de valider les concentrations d'oxygène obtenues avec VADOSE/W à l'aide de POLLUTE et des équations analytiques développées par Mbonimpa *et al.* (2000b, 2002a, 2003) pour des matériaux inertes et réactifs.

3.5.3 Flux cumulé à l'interface CEBC-résidus

Après avoir validé les profils hydriques et de concentration d'oxygène, il convient de vérifier si les flux cumulés obtenus à l'aide de VADOSE/W à l'interface CEBC-résidus sont réalistes. Il fallait aussi évaluer si c'est le temps de demi-vie correspondant à K_r ou K_r^* qui est requis dans le logiciel. Le flux cumulé d'oxygène à l'interface CEBC-résidus sera considéré comme le paramètre le plus représentatif pour l'évaluation de la performance d'une CEBC en milieu humide dont le rôle est de constituer une barrière à la diffusion de l'oxygène. Néanmoins, la version POLLUTE qui est à notre disposition ne permet pas d'avoir directement les flux. Pour cette raison, les flux cumulés obtenus avec VADOSE/W ont été comparés à ceux obtenus à l'aide de l'équation (2-43) développée à partir des flux unitaires surfaciques (éq. 2.41) présentés par Mbonimpa (2002a, 2003). Or, cette solution n'est valable que pour une couche homogène avec une porosité n , un degré de saturation S_r , un θ_{eq} , un D^* constants. Pour ce faire, une colonne de matériau fin d'une hauteur de 0,8 m et d'une largeur de 1,85 m avec une porosité de 0,44 a été utilisée dans les modélisations numériques (avec VADOSE/W). La courbe de rétention d'eau a été choisie de manière à montrer une teneur en eau volumique constante de 0,38 (avec un degré de saturation de 86%, un θ_{eq} de 0,071 et un D^* de $1.68 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$). Pour les investigations réalisées ici, des valeurs de la réactivité $K_r^*=0$, 40 et 1000/an ont été associées aux matériaux MRN étudiés (ces valeurs sont considérées comme réalistes pour des résidus miniers). Les hauteurs de colonnes H (correspondant à H_{co} au niveau de la liste des abréviations) ont été choisies de manière à imposer une concentration nulle à la base des matériaux. Ainsi, $H=0,8 \text{ m}$ a été considéré pour $K_r^*=0$ et 40/an. Pour les résidus très réactifs avec $K_r^*=1\,000/\text{an}$, la concentration d'oxygène est nulle à environ 0,31 m et c'est cette hauteur qui a été choisie.

Les résultats de la figure 3-13 montrent les flux cumulés d'oxygène obtenus à la base de toute la colonne pour différentes périodes de temps avec VADOSE/W correspondent aux flux cumulés calculés à l'aide de la solution analytique de l'équation 2.41

(Mbonimpa, communication pers.). La concordance des résultats est très bonne dans les 3 cas de réactivités. Ceci valide donc les résultats de flux cumulés obtenus avec VADOSE/W.

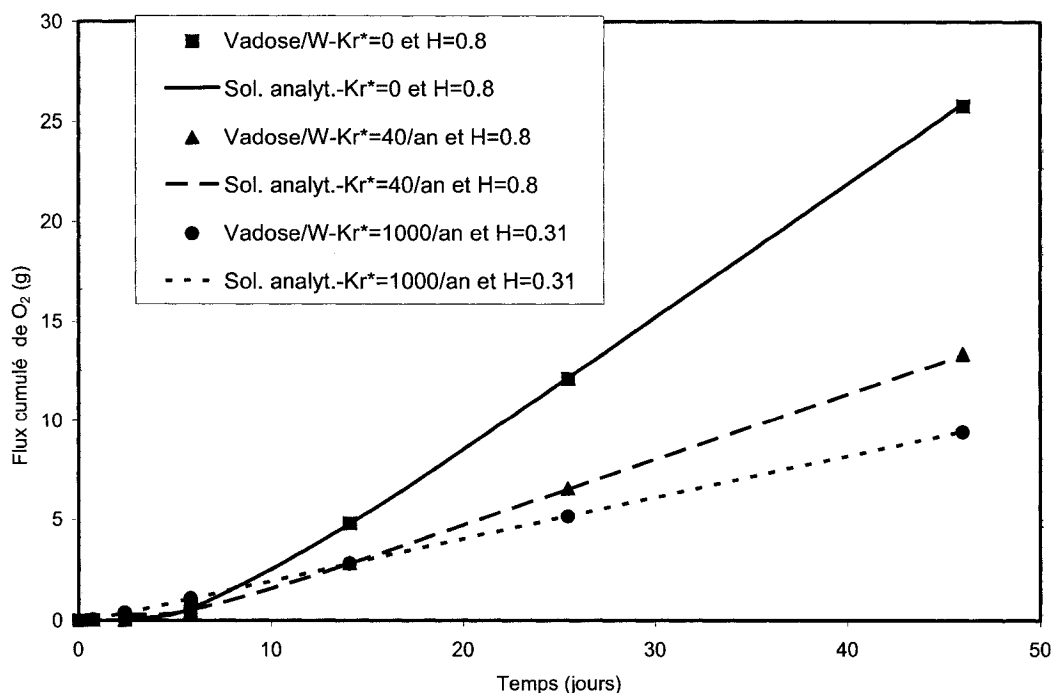


Figure 3-13 : Comparaison des flux cumulés obtenus avec des solutions analytiques et VADOSE/W à différents temps (jours) pour la base d'une colonne de 0,8m et pour différentes valeurs de réactivité des matériaux.

Il faut signaler que cette validation a permis de constater que K_r^* ou $t_{1/2}^*$ (et non K_r) est requis pour décrire la réactivité des matériaux. En effet, au moment de la validation, des modélisations de CEBC inclinées avaient été commencées en utilisant $K_r = 200/\text{an}$ comme valeur de référence pour la réactivité des résidus sous la CEBC. Il était attendu que la valeur K_r reste constante et que VADOSE/W fasse ensuite les calculs avec des valeurs $K_r^* = K_r/\theta_{cq}$ qui varient selon les teneurs en eau volumiques. En utilisant une telle valeur K_r^* dans l'équation analytique du flux cumulé et K_r dans VADOSE/W, il

était impossible de trouver les mêmes flux cumulés. Les flux étaient identiques en utilisant la même valeur K_r (au lieu de K_r^*) dans la solution analytique. Pour ne pas reprendre les modélisations de CEBC inclinées déjà réalisés avec $K_r=200/\text{an}$, il a été démontré qu'il s'agissait de $K_r^*=200/\text{an}$.

CHAPITRE 4 : PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Face à la quantité élevée des données et des paramètres issus des modélisations numériques, la méthodologie suivante a été adoptée pour la présentation des résultats. Dans un premier temps, l'effet de la variation de l'angle de la pente sur les teneurs en eau volumiques (TEV), les suctions, les concentrations d'oxygène et les flux cumulés à l'interface CEBC-résidus sera étudié. Par la suite l'influence de la longueur de la pente et l'effet de la présence de bris de succion seront considérés suivi par l'influence de la variation des propriétés hydriques des matériaux de la couche de rétention d'eau. Dans ces cas, on s'intéressera plus aux flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC en fonction du temps de drainage. Enfin nous étudierons l'influence de la réactivité des résidus miniers sous-jacents. D'autres résultats non présentés ici peuvent être obtenus à partir des fichiers des modélisations numériques qui sont compilés dans un DVD en annexe. L'accès à ces données n'est néanmoins possible que lorsqu'on a accès au code VADOSE/W et qu'on maîtrise son utilisation.

4.1 Effet de l'angle de la pente sur le fonctionnement des CEBC

L'effet de l'inclinaison de la pente sur le comportement hydrique des CEBC ainsi que les concentrations et flux d'oxygène qui passent à travers la CEBC a été étudié en drainage. Des modèles numériques ayant des longueurs de pente de 15 m, 30 m et 50 m et des inclinaisons de pente de 10, 18 et 30 degrés ont été simulés (voir Tableau 3-3). Cependant, seuls les modèles ayant des longueurs de pente de 30 m sont présentés dans cette partie. Les profils verticaux des teneurs en eau volumique, des suctions et des concentrations d'oxygène seront présentés aussi bien en haut de pente qu'en bas de pente. De plus, les profils des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente sont montrés. Les flux cumulés d'oxygène pris à la

base de la CEBC, à l'interface avec les résidus miniers, sont également présentés. Une réactivité apparente des résidus miniers de $K_r^* = 200/\text{an}$ sera utilisée pour l'ensemble des modèles présentés dans cette section. Les fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs sont en annexe 1 sur DVD-Rom.

4.1.1 Présentation du modèle P10_L30

La figure 4-1 montre un modèle numérique de CEBC ayant une pente de 10 degrés et une longueur de pente de 30 m. Dans cette figure y indique l'élévation par rapport à la surface du sol de fondation (avec $y = 0$). Les conditions frontières en régime permanent sont une température de 15°C et de concentration nulle dans tout le modèle. Pour simuler la nappe, des conditions de pression nulle ont été imposées à la surface de la CEBC. Le drain de pied joue également un rôle important et son dimensionnement sera étudié dans la suite du document. En condition transitoire, la température demeure la même mais les concentrations d' O_2 sont 280 mg/L à la surface de la CEBC et des conditions de drainage sont imposées.

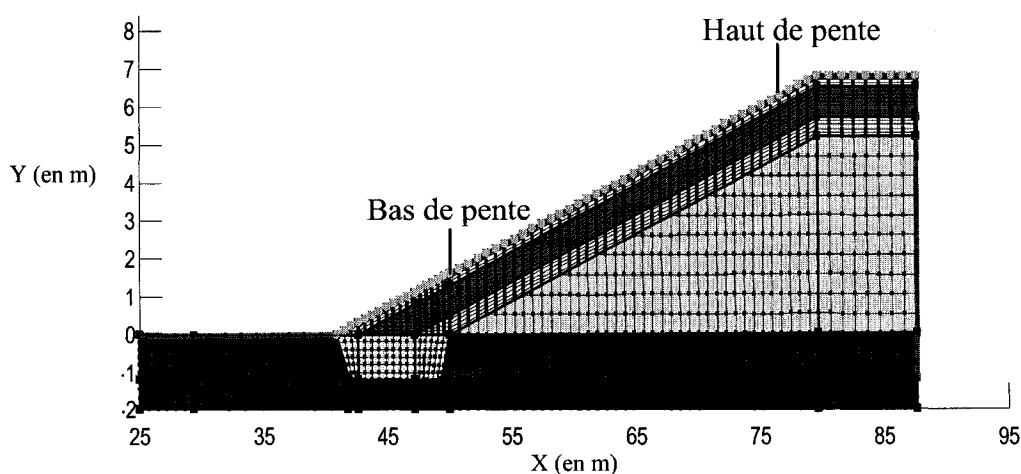


Figure 4-1 : Modèle de CEBC de pente 10 degrés et de longueur 30 m

Les profils en bas de pente (colonne à gauche) et en haut de pente (colonne à droite) de TEV, de succions et concentrations d'oxygène en fonction du temps de drainage sont montrés à la figure 4-2. La position des différentes couches de la CEBC (S.B. pour sable du bas, MRN pour la couche de rétention d'eau, et S.H. pour sable du haut) par rapport à l'élévation y est aussi approximativement montrée. Les profils en bas de pente (colonne à gauche) montrent que la couche de rétention d'eau se désature très peu en fonction du temps drainage. En effet, au bout de 46 jours, les TEV varient de 0,44 à 0,42 au milieu de la couche de rétention d'eau. De ce fait, les succions restent faibles (entre 1 et 8 kPa; notez que l'AEV des résidus MRN de la couche de rétention d'eau est de 12,6 kPa) et les concentrations d'oxygène sont proches de zéro à l'interface de cette couche avec les résidus. Cependant lorsqu'on va vers le haut de pente, les profils de TEV montrent que la désaturation est plus importante dans la couche de rétention d'eau. En effet, les TEV passent de 0,44 à 0,36 au milieu de la couche de rétention d'eau en 46 jours de drainage. Les succions sont alors plus élevées (entre 0 et 30 KPa).

Les figures 4.2 e-f indiquent également que les concentrations d'oxygène, initialement fixées à 0 dans le modèle ($t=0$), augmentent avec le temps de drainage. Dans la couche de sable du haut, on atteint rapidement des concentrations maximales de 280 mg/L. Pour un temps de drainage fixé, ces concentrations diminuent de la surface de la couche de rétention d'eau vers le bas de la CEBC. Par exemple, après 46 jours de drainage, les concentrations d' O_2 à la base de la CEBC sont autour de 3 mg/L en bas de pente et de 50 mg/L en haut de pente au niveau de la couche de rétention d'eau.

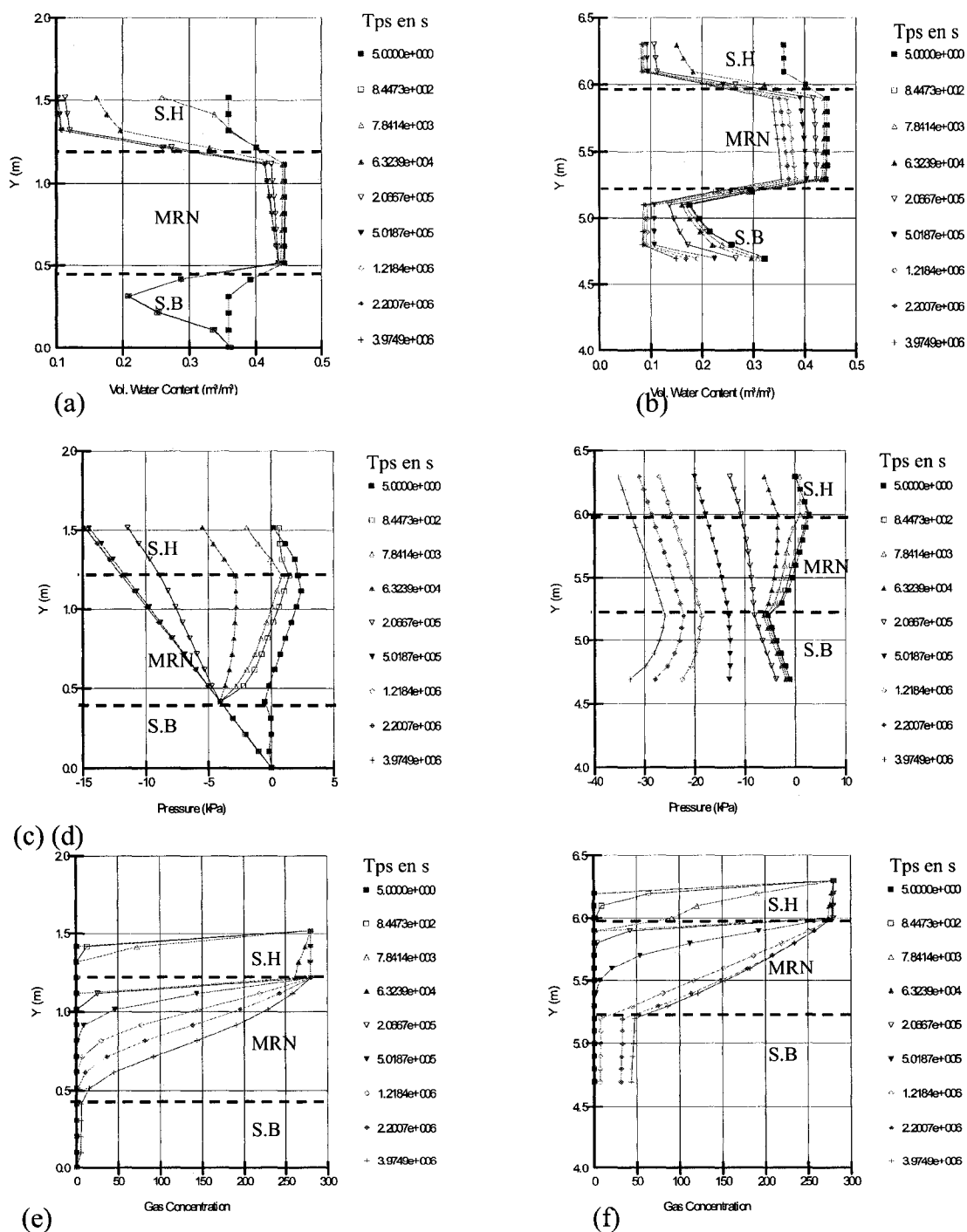


Figure 4-2 : Profils verticaux de TEV, succions et concentrations d' O_2 (en mg/L) en fonction du temps de drainage pour un modèle P10_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f)

La figure 4.3a quant à elle présente les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente, après différentes périodes de drainage. De façon générale, les concentrations d'oxygène augmentent du bas vers le haut de pente. Après 46 jours de drainage, les valeurs obtenues varient entre 0 (pied de pente) à 185 mg/L (sommet de pente), mais les concentrations d'oxygène sont plus élevées (200 mg/L) à une distance d'environ 10 m du pied de la pente. Cette diminution des concentrations d'oxygène observée en haut de pente (par rapport au milieu de pente) peut s'expliquer par l'effet de la plus grande désaturation en haut de pente qui entraîne une augmentation de la réactivité des résidus miniers sous la CEBC et donc une réduction de la concentration d'oxygène. En effet, à 10 m du pied de pente, la saturation des résidus miniers sous la CEBC est de presque 100 % alors vers le sommet de pente, à 29 m du pied de pente, les résidus miniers sous la CEBC ont une saturation d'environ 70 %.

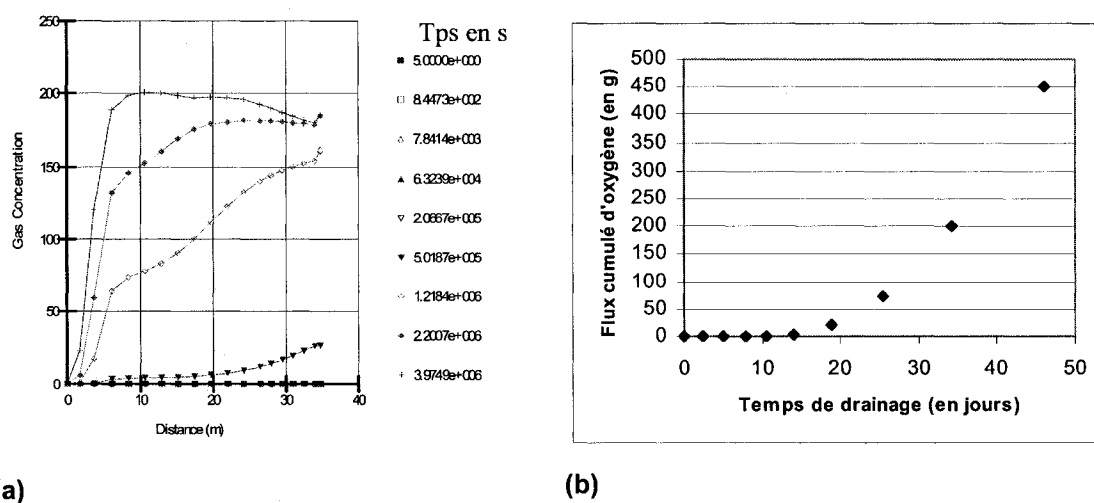


Figure 4-3 : Concentration d'oxygène (en mg/L) le long de la pente (a) et flux cumulé d'oxygène (b) du modèle P10_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours

La figure 4-3b présente les flux cumulés d'oxygène à l'interface CEBC-résidus miniers. Au niveau des premiers temps de drainage, le flux cumulé d'oxygène qui passe à travers le recouvrement est très faible. En effet, il est pratiquement nul à 10 jours de drainage et

à 25 jours de drainage, il est de 74,5 g. Au bout de 34 jours de drainage, le flux cumulé calculé est de 201 g alors qu'à 46 jours, il augmente jusqu'à atteindre 450 g. Ainsi on peut en déduire que 16,5 % du flux total cumulé passe à travers le recouvrement en 25 jours. Les 83,5 % restants ont été obtenus entre 25 et 46 jours de drainage.

4.1.2 Présentation du modèle P18_L30

Afin de voir l'effet d'une inclinaison de pente plus élevée sur les différents paramètres caractérisant la performance des CEBC, un modèle de même longueur mais avec une inclinaison de pente de 18 degrés a été étudié. La figure 4-4 montre les TEV, les suctions et les concentrations d'oxygène sur un profil vertical de la CEBC en haut de pente (colonne à droite) et en bas de pente (colonne à gauche) en fonction du temps de drainage. Comme au niveau des modèles à pente 10°, il y a très peu de désaturation en bas de pente. Ainsi les TEV sont élevées et les suctions faibles. Quant aux profils en haut de pente, les TEV passent de 0,44 à 0,34 en 46 jours de drainage au milieu de la couche de rétention d'eau alors que les suctions varient de 0,5 à 30,5 kPa.

Les figures 4-5a et 4-5b, quant à elles, montrent respectivement les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau en fonction de la distance ainsi que les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC. Les concentrations d'oxygène obtenues en haut de pente au bout de 46 jours de drainage sont légèrement plus faibles que pour le modèle P10_L30. En effet, les valeurs varient entre 0 mg/L en bas de pente à 175 mg/L en haut de pente au bout de 46 jours de drainage.

Il est également important de noter que dans les premiers temps de drainage, les concentrations d'oxygène augmentent lorsque la distance augmente. Lorsque le drainage s'accroît, il arrive un moment où les concentrations d'oxygène sont plus faibles en haut de pente par rapport au reste de la pente (200 mg/L à 7 m du pied de pente). Cela

est attribuable à la désaturation des résidus miniers qui augmente leur réactivité et donc réduit la concentration d'oxygène.

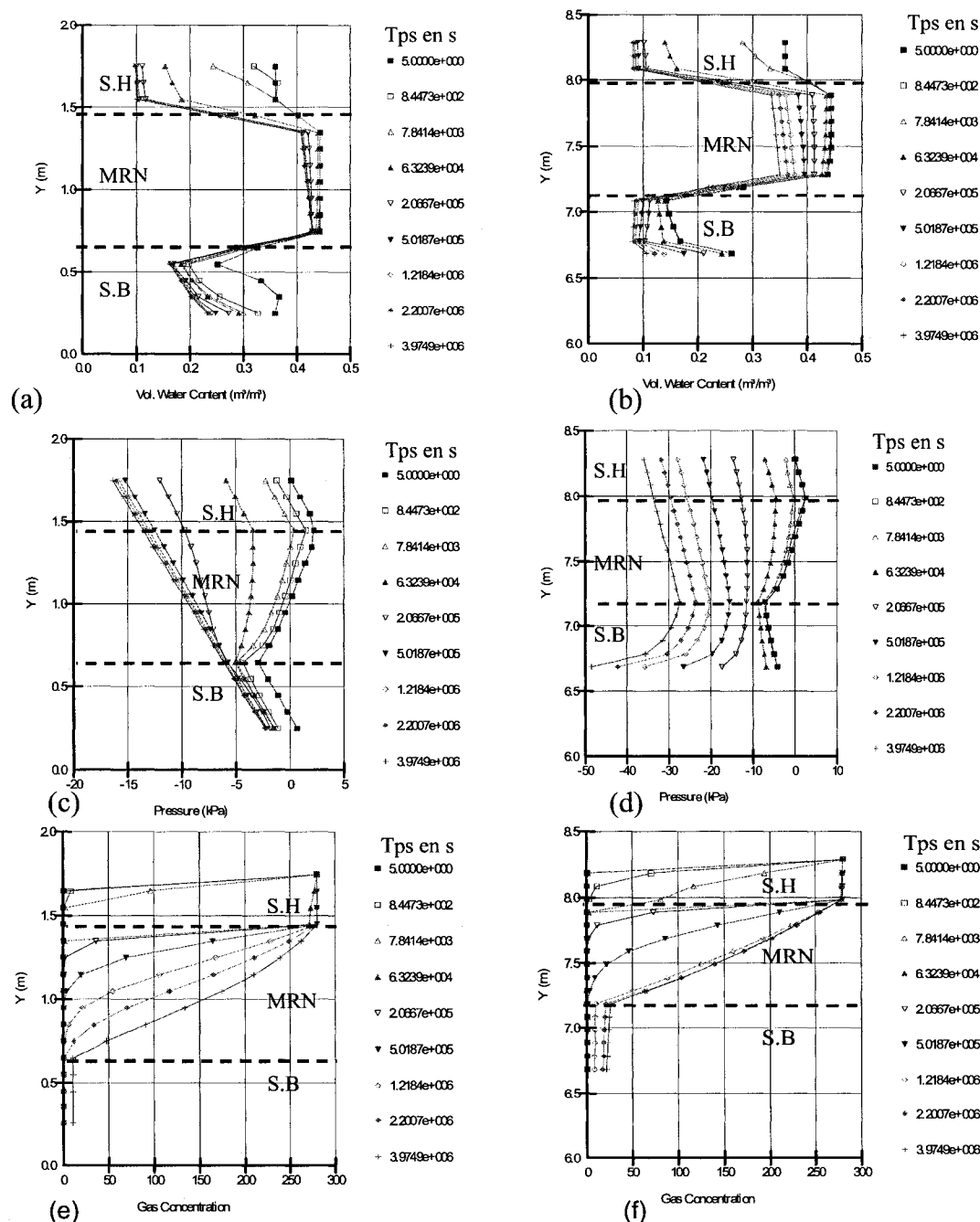
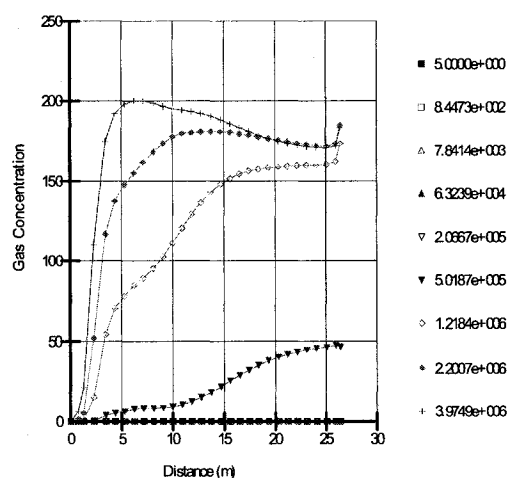
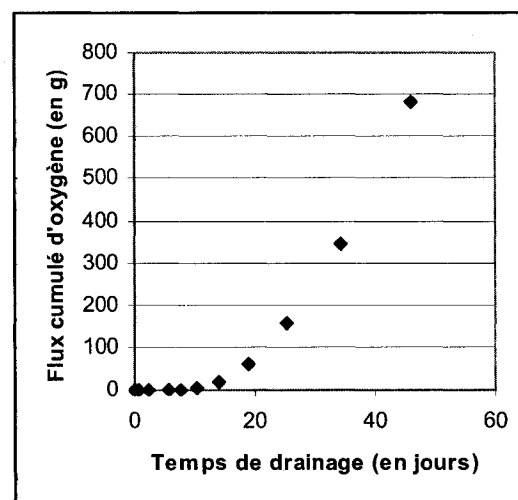


Figure 4-4 : Profils verticaux de TEV, suctions et concentrations d' O_2 (en mg/L) en fonction du temps de drainage pour un modèle P18_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f)

Concernant les flux cumulés d'oxygène à base de la CEBC, comme l'a montré le modèle P10_L30, on voit que les flux cumulés d'oxygène sont de 158 g après 25 jours de drainage et 680 g à 46 jours de drainage comparativement à 74,5 g et 451 g pour le modèle P10_L30. Ainsi, la majorité de la diffusion d'oxygène à travers le recouvrement s'effectue entre 25 et 46 jours de drainage (77 % du flux cumulé total). En effet, seulement 23 % du flux cumulé total passe à travers le recouvrement en 25 jours de drainage au lieu de 16,5 % pour le modèle P10_L30. Donc, plus l'angle de la pente est élevée, plus la désaturation commence tôt et plus élevé sera le flux cumulé qui passe à travers le recouvrement.



(a)



(b)

Figure 4-5 : Concentration d'oxygène (en mg/L) le long de la pente (a) au milieu de la couche de rétention d'eau et flux cumulé d'oxygène (b) à l'interface CEBC - Residus du modèle P18_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours

4.1.3 Présentation du modèle P30_L30

Les mêmes simulations ont été effectuées sur un modèle à pente plus élevé P30-L30. La figure 4-6 montre les profils de TEV, de succions et de concentration d'oxygène en fonction de différents temps de drainage au niveau de profils verticaux pris en bas et haut de pente. En bas de pente, la couche de rétention reste toujours relativement saturée mais quand on va vers le haut de la pente, la désaturation augmente et les TEV de la couche de rétention d'eau peuvent atteindre des valeurs proches de 0,32 au milieu de la couche de rétention d'eau après 46 jours de drainage. Les succions quant à elles sont également comprises entre 0 et 36 kPa toujours au milieu de la couche de rétention d'eau.

Les concentrations d'oxygène, quant à elles, sont assez élevées au niveau du bas de pente même si elles s'annulent à $y = 0$ correspondant au drain de pied. En effet, au bout de 46 jours de drainage, elles sont de 30 mg/L dans la couche de MRN en bas de pente alors que même en haut de pente, les concentrations d'oxygène sont de seulement 21 mg/L dans la CEBC (proche du drain de pied). Cela est sûrement dû à une perte de performance sur une section de la CEBC en bas de pente. En effet, il a été remarqué entre des distances 3,8 m ($y = 2,6$ m à la surface de la CEBC) et environ 7 m du pied de pente ($y = 3,6$ m) à la surface de la CEBC), une forte désaturation de la couche de rétention d'eau qui peut atteindre des TEV de 0,34 ce qui favorise la diffusion de l'oxygène d'où les grandes valeurs de concentration mesurées en bas de pente. Cela peut s'expliquer par le fait que le drain de pieds est rempli d'eau, ce qui entraîne la disparition des effets de barrières capillaires et par conséquent une désaturation de la couche de rétention d'eau. Ainsi, la figure 4-7 montre les profils de verticaux des TEV à $y = 2,6$ m et $y = 3,6$ m.

On voit bien qu'au temps $t = 1.22 \times 10^{-6}$ s correspondant à 15 jours de drainage environ, la couche de rétention d'eau accuse une désaturation assez marquée.

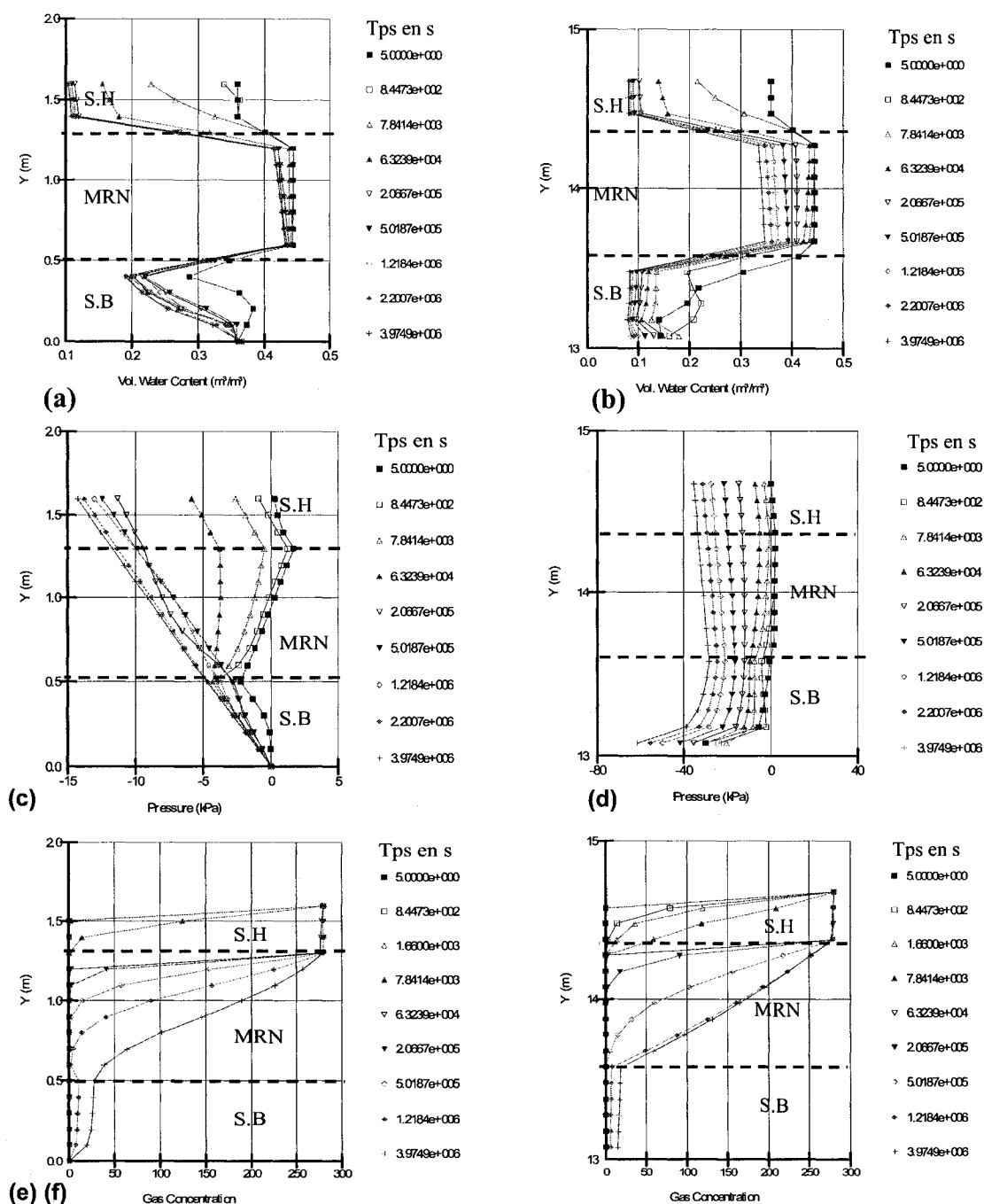


Figure 4-6 : Profils verticaux de TEV, succion et concentrations d'oxygène (en mg/L) en fonction du temps de drainage pour un modèle P30_L30 en bas de pente (a, c, e) et en haut de pente (b, d, f)

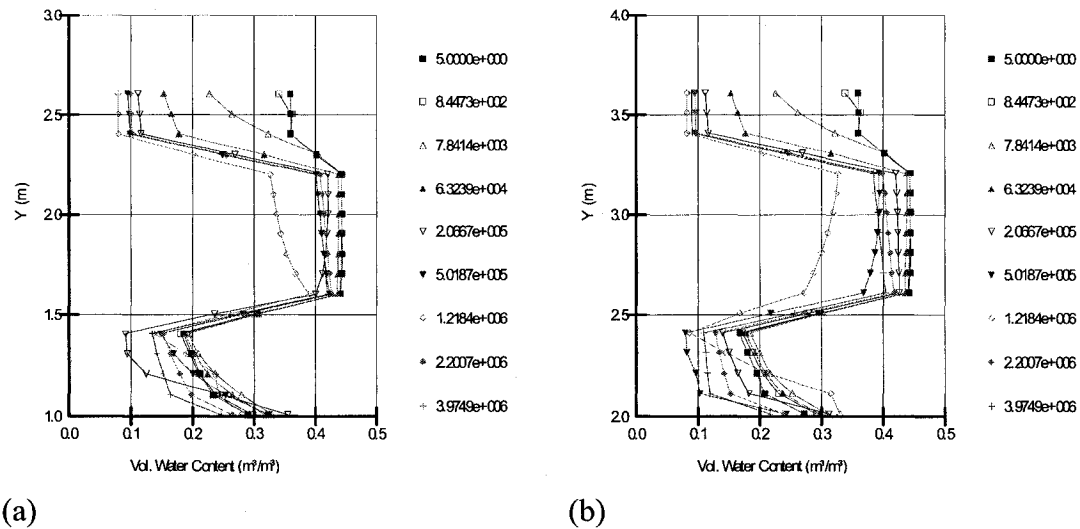
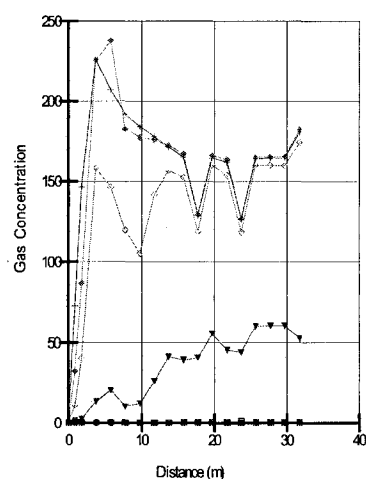
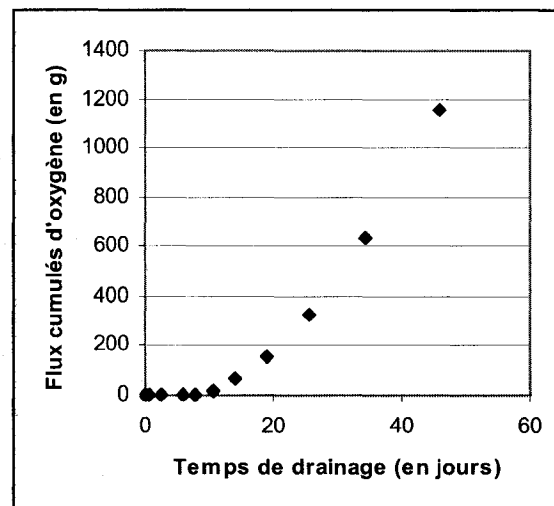


Figure 4-7 : Profils verticaux de TEV en fonction de différents temps de drainage à la position y = 2,6 m (a) et y = 3,6 m (b) du pied de pente

Les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et les flux cumulés d'oxygène sont montrées au niveau des figures 4-8. Les valeurs des concentrations d'oxygène sont comprises entre 0 mg/L en bas de pente et 166 mg/L en haut de pente pour un temps de drainage de 46 jours. Cependant entre 4 et 7 m du pied de pente toujours au milieu de la couche de rétention d'eau, les concentrations d'oxygène peuvent être localement élevées (240 mg/L). Cela est probablement dû à la forte désaturation observée au niveau du bas de pente qui est attribuable au débordement du drain. D'autre part la variation des valeurs peut également s'expliquer par des problèmes de calcul du logiciel en raison de la pente très élevée (30°).



(a)



(b)

Figure 4-8 : Concentration d'oxygène (en mg/L) le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau (a) et flux cumulé d'oxygène à l'interface CEBC – Résidus (b) pour le modèle P30_L30 et pour des temps de drainage de 0 à 46 jours

En ce qui concerne les flux cumulés d'oxygène, la figure 4-8b montre que les flux cumulés d'oxygène augmentent beaucoup avec le temps de drainage. En effet, au bout de 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène atteignent 1 160 g d'oxygène à la base de la CEBC. De même, plus de 28% du flux cumulé d'oxygène diffuse à travers le recouvrement durant les 25 premiers jours de drainage.

Afin de mieux voir l'effet de l'angle de la pente sur les différents paramètres étudiés, une étude comparative a été menée dans la section suivante.

4.1.4 Comparaison des résultats de différents modèles ayant une longueur de pente (s) de 30m

En comparant les TEV pour 2 temps de drainage (10 et 46 jours) sur une pente de 10°, 18° et 30° au milieu de la couche de rétention d'eau, le long de la pente, il a été observé

à la figure (4-9) que les valeurs de θ sont toujours plus élevées lorsque l'angle de la pente est plus faible. De plus, dans les premiers jours de drainage, la différence entre les TEV des deux modèles est plus marquée (figure 4-9a). Quand le temps de drainage est plus grand (46 jours), du fait de la succion qui augmente, l'écart entre les TEV des 2 modèles diminue (figure 4-9b).

Pour ce qui est des concentrations d'oxygène, les figures 4-10 montrent les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau et pour des temps de drainage de 10 et 46 jours. Ainsi on voit que, dans les premiers temps de drainage, les concentrations d'oxygène sont d'autant plus élevées que la pente est grande (figure 4-10a), car les différents matériaux sont peu désaturés. Lorsque le temps de drainage augmente, une désaturation plus marquée est observée au niveau des modèles à pente plus élevées, ce qui fait que les résidus miniers sous la CEBC sont plus réactifs, d'où des concentrations d'oxygène plus faibles à cause de leur consommation (figure 4-10a et 4-10b).

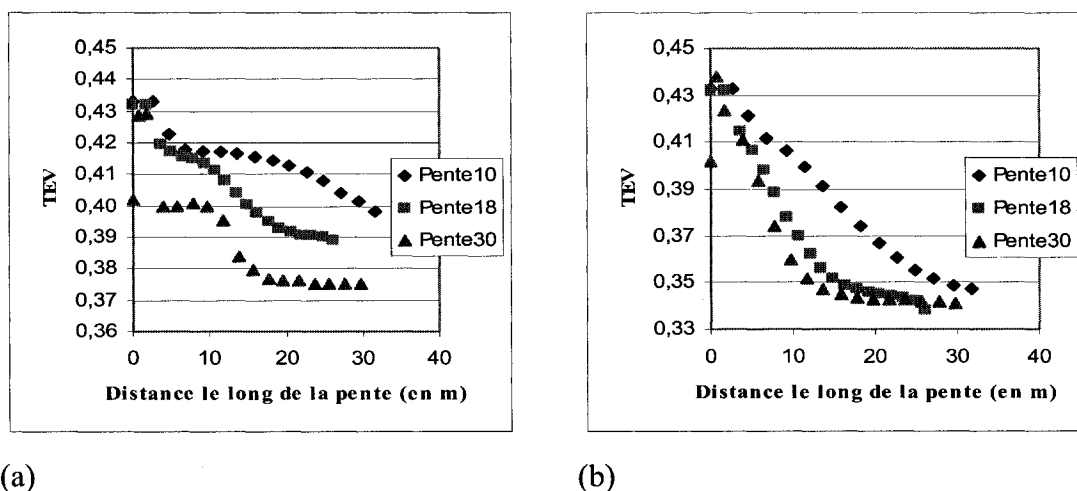


Figure 4-9 : Comparaison entre les TEV prises au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour des modèles à P10_L30, P18_L30 et P30_L30 à des temps de drainage de 10 jours (a) et 46 jours (b).

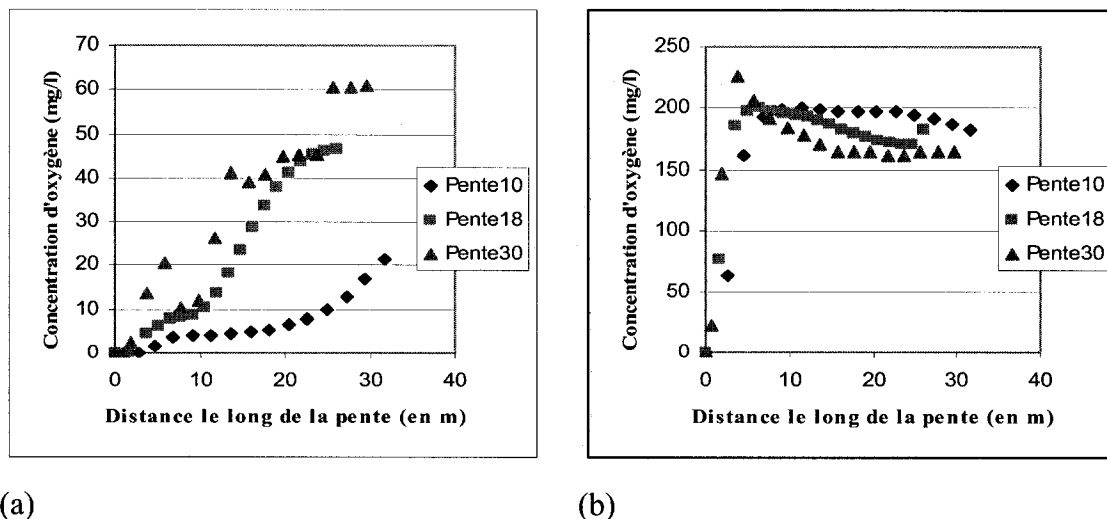


Figure 4-10 : Comparaison entre les concentrations d'oxygène (en mg/L) prises au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour des modèles à P10_L30, P18_L30 et P30_L30 à des temps de drainage de 10 jours (a) et 46 jours (b).

Les figures 4-11 montrent quant à elles, les flux cumulés totaux (g) et unitaires d'oxygène (en g/m) à la base de la CEBC en fonction de 4 temps de drainage (10, 25, 34 et 46 jours) pour des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30. Il est important de noter que le flux cumulé unitaire représente le flux cumulé total par unité de longueur de la CEBC à l'interface de CEBC-résidus. Cette longueur inclue les 8 m de la CEBC non inclinée considérée dans le modèle (voir figure 3-2).

D'une manière générale, lorsque le temps de drainage augmente, les flux totaux cumulés et unitaires augmentent également. Pour un temps de drainage de 10 jours, lorsqu'on compare les valeurs du flux cumulé d'oxygène entre le modèle ayant la pente la plus élevée et le modèle à pente la plus faible, une valeur proche de 0 est notée pour le modèle P10_L30 et 14,8 g pour P30_L30. Une différence de 255 g d'oxygène a été remarquée à 25 jours de drainage et pour des temps de drainage de 34 et 46 jours, l'écart est respectivement de 435 g et 709 g. Donc, on peut en conclure que plus le temps de

drainage est grand, plus le flux cumulé d'oxygène est élevé surtout lorsque l'inclinaison de la pente des CEBC augmente.

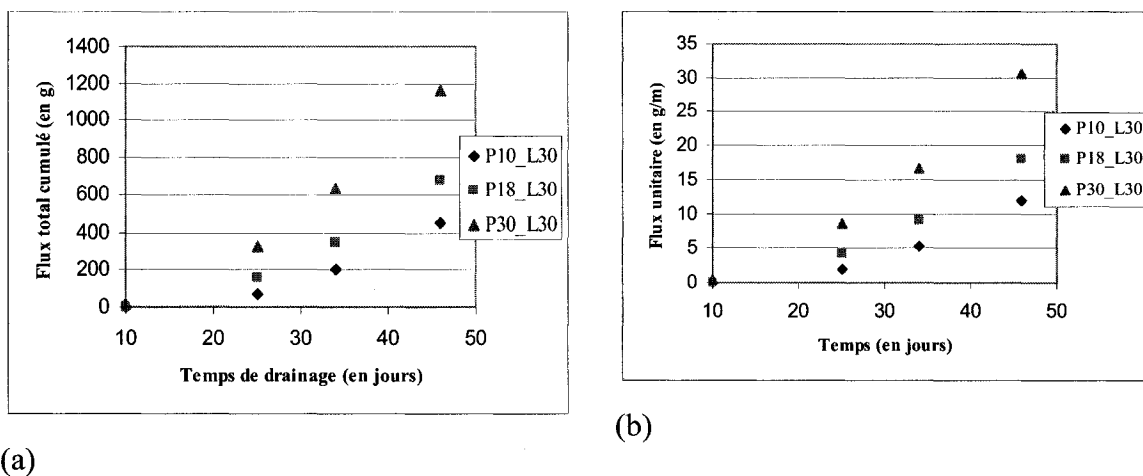


Figure 4-11 : Flux cumulés totaux (a) et flux unitaires (b) d'oxygène pour différents temps de drainage des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30

Pour un temps de drainage de 46 jours, les figures 4-12 montrent les flux cumulés et unitaires d'oxygène en fonction de l'inclinaison de la pente pour plusieurs longueurs de pente d'une CEBC.

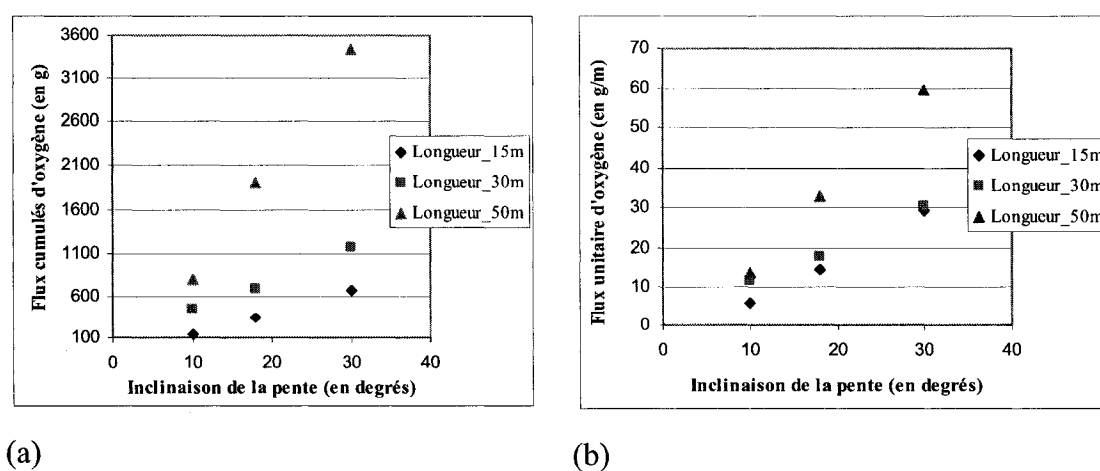


Figure 4-12 : Flux cumulés totaux (a) et unitaires (b) d'oxygène en fonction de l'inclinaison de la pente (10, 18 et 30°) et de la longueur de pente.

À la lumière de ces résultats, on peut dire que plus l'inclinaison d'une pente d'une CEBC est élevée, plus celle-ci est sujette à une désaturation entraînant ainsi une augmentation des flux d'oxygène qui passent à travers le recouvrement. De même, plus le temps de drainage est élevé plus le flux d'oxygène augmente. Ces résultats confirment les études menées par différents auteurs sur l'influence de la pente sur la désaturation des CEBC. La plupart de ces études se sont basées sur des paramètres hydriques (TEV et succions) qui donnent des résultats à un point donné et pour un temps de drainage déterminé. La détermination des flux d'oxygène était plus complexe et nécessitait généralement une intégration sur toute la pente de la CEBC ou le choix de valeurs moyennes ce qui est moins précis. L'intérêt de cette étude par rapport aux précédentes est qu'elle se base directement sur les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC et elle permet aussi d'acquérir des résultats globaux intégrant le flux qui traverse toute la pente. Ainsi, l'influence de la longueur de la pente présentée en détail ci-dessous est évaluée à l'aide des flux cumulés d'oxygène totaux et par unité de longueur de la pente.

4.2 Effets de la longueur de la pente

Après avoir démontré l'influence de l'angle de la pente sur le fonctionnement des CEBC, il convient d'étudier l'effet de la longueur de la pente en effectuant une étude comparative entre des modèles de même pente mais avec des longueurs différentes. Dans ce cas, seuls les flux d'oxygène seront présentés. L'évolution des autres paramètres peut directement être prise des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 1 sur DVD-Rom.

Dans un premier temps, des modèles de pente faible (10 degrés) ont été choisis avec des longueurs de 15 m, 30 m et 50 m.

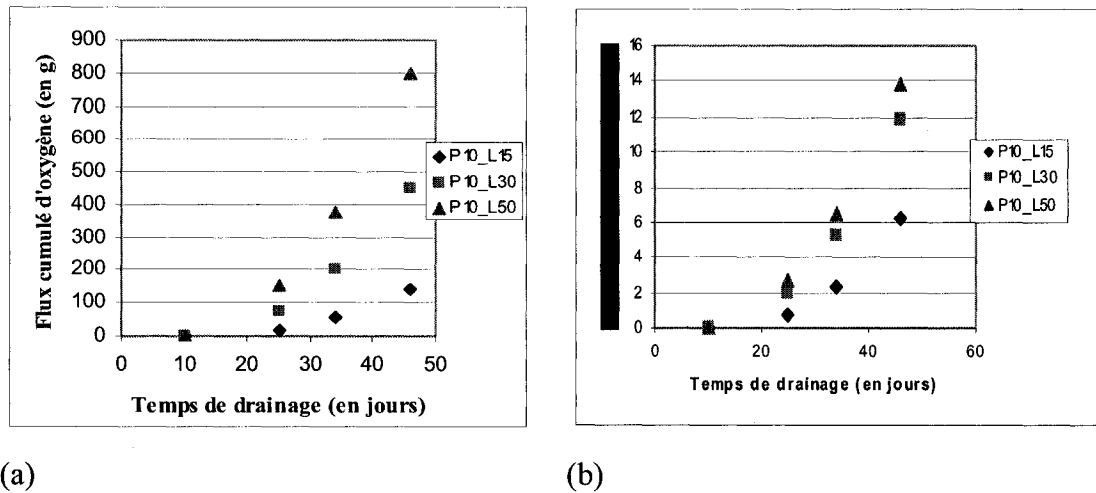


Figure 4-13 : Flux cumulés totaux (a) et unitaires (b) d'oxygène pour différents temps de drainage des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50

Les figures 4-13 montrent les flux cumulés totaux et unitaires d'oxygène en fonction du temps de drainage. Les flux cumulés d'oxygène qui passent à travers le recouvrement augmentent avec le temps de drainage pour une longueur donnée et avec la longueur pour une pente donnée. Par exemple, pour un temps de drainage de 25 jours, le flux cumulé d'oxygène est de 74,5 g (soit un flux unitaire de 1,96 g/m), alors que pour une longueur de 15m, le flux cumulé est de seulement 16g (correspondant à un flux unitaire de 0,69 g/m). Pour un temps de drainage de 46 jours, la même tendance est observée. En effet, le flux cumulé d'oxygène par mètre de recouvrement est de 6,2 g/m pour une longueur de pente de 15 m alors que lorsque la longueur de pente atteint 30 m, le flux unitaire d'oxygène devient 11,9 g/m.

En considérant un modèle ayant une longueur plus grande, P10_L50, la figure 4-13 montre que les flux cumulés sont respectivement de 153 g et 799 g d'oxygène pour des temps de drainage de 25 et 46 jours, ce qui correspond à des flux cumulés (par mètre linéaire de recouvrement) de 2,63 g/m et 13,8 g/m d'oxygène. Ainsi les flux unitaires

d'oxygène sont plus grands lorsque le temps de drainage augmente à cause de la désaturation plus marquée liée à l'augmentation de la longueur de la pente.

Ces résultats montrent que la longueur de la pente a une influence sur la performance des recouvrements de type CEBC même si celle-ci est faible comparativement à l'effet de l'inclinaison de la pente. Cependant des études numériques menées par Bussière (1999) et Cissokho (2004) basées sur les résultats hydriques de CEBC avaient démontrés que la longueur de la pente avait peu d'incidence sur la performance des CEBC. La conclusion de cette présente étude est différente des études précédentes car elle se base essentiellement sur les flux cumulés d'oxygène qui sont très sensibles aux très faibles variations des paramètres hydriques qui, cumulés sur toute la pente et dans tout le recouvrement, peuvent entraîner une différence visible dans les flux d'oxygène.

La figure 4-14 quant à elle résume les flux cumulés d'oxygène en fonction des longueurs de pente des CEBC pour l'ensemble des modélisations numériques effectuées et pour un temps de drainage de 46 jours. Cette figure présente sous une autre forme les mêmes résultats que ceux de la figure 4-12.

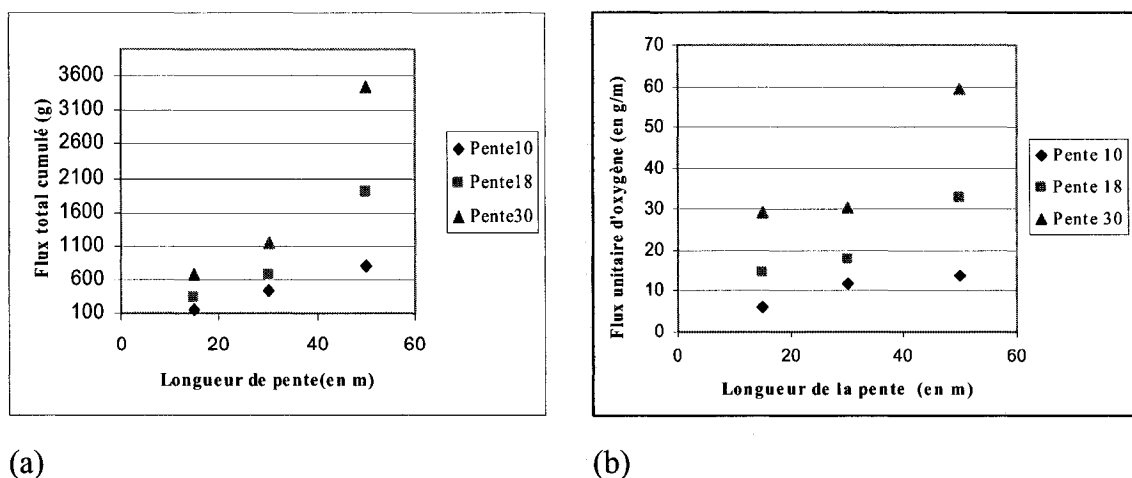


Figure 4-14 : Flux cumulés (a) et unitaire (b) d'oxygène en fonction de la longueur de la pente à différentes valeurs d'inclinaison de la pente pour un temps de drainage de 46 jours

4.3 Effets de la présence de bris de succion

Lorsque l'inclinaison de la pente augmente, des désaturations plus marquées sont observées vers le haut de pente. Une des solutions proposées par Aubertin *et al.* (1996a,b, 1997a) est la construction de bris de succion qui créent, dans le recouvrement, une zone d'accumulation d'eau ce qui ramène les succions à des valeurs proches de zéro. L'effet de la présence du bris est discuté à la section suivante. Plus de détails sur le concept peuvent être trouvés dans Bussière (1999), Golder et Associés (1999), Maqsoud *et al.* (2005).

Pour tous les modèles étudiés, un bris de succion, ayant les caractéristiques d'une géocomposite bentonitique GCB, a été construit au milieu de la pente de la CEBC dans la couche de rétention d'eau (figure 4-15). Le bris de succion a une longueur de 3,75 m le long la pente, une épaisseur de 20 cm et une hauteur de 80 cm (toute l'épaisseur de la couche de rétention d'eau). La teneur en eau volumique saturée du bris est de 0,33.

Une étude comparative avec les modèles sans bris de succion permettra de déterminer l'influence de son fonctionnement sur le comportement hydrique des recouvrements mais aussi sur les flux cumulés totaux et unitaires d'oxygène qui passent à travers la CEBC en drainage. L'évolution d'autres paramètres peut directement être prise des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 1 sur DVD-Rom.

4.3.1 Modèle de pente 10°

La figure 4-16 montre les profils de TEV et succions le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau et ce, en fonction du temps de drainage pour un modèle P10_L15 avec (colonne de droite) ou sans bris de succion (colonne de gauche). La réduction localisée de la TEV est liée au fait que la TEV saturée du bris est de 0,33.

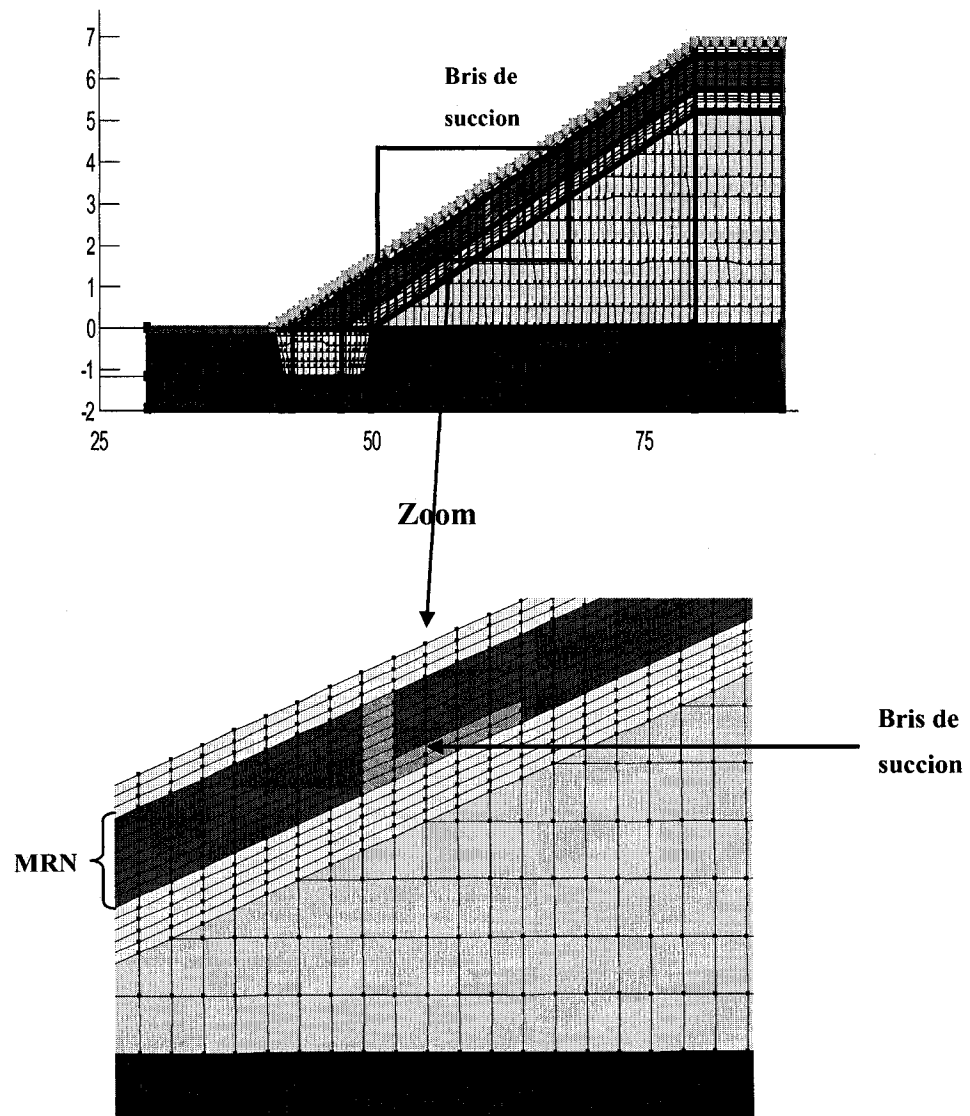


Figure 4-15 : Schéma d'une CEBC de pente 10° et de longueur 30 m avec un bris de succion construit au milieu de la pente

Il a été également remarqué qu'au niveau de la zone d'accumulation du bris de succion, les TEV sont légèrement plus élevées pour le modèle avec bris de succion et les succions sont par conséquent plus faibles. Des succions au-delà de zéro (jusqu'à 7 kPa) indiquant une accumulation d'eau sont même observées. On remarque néanmoins que la

zone d'influence du bris est limitée dans le cas de ce modèle P10_L15. Cet aspect est discuté plus loin à la section 4.2.

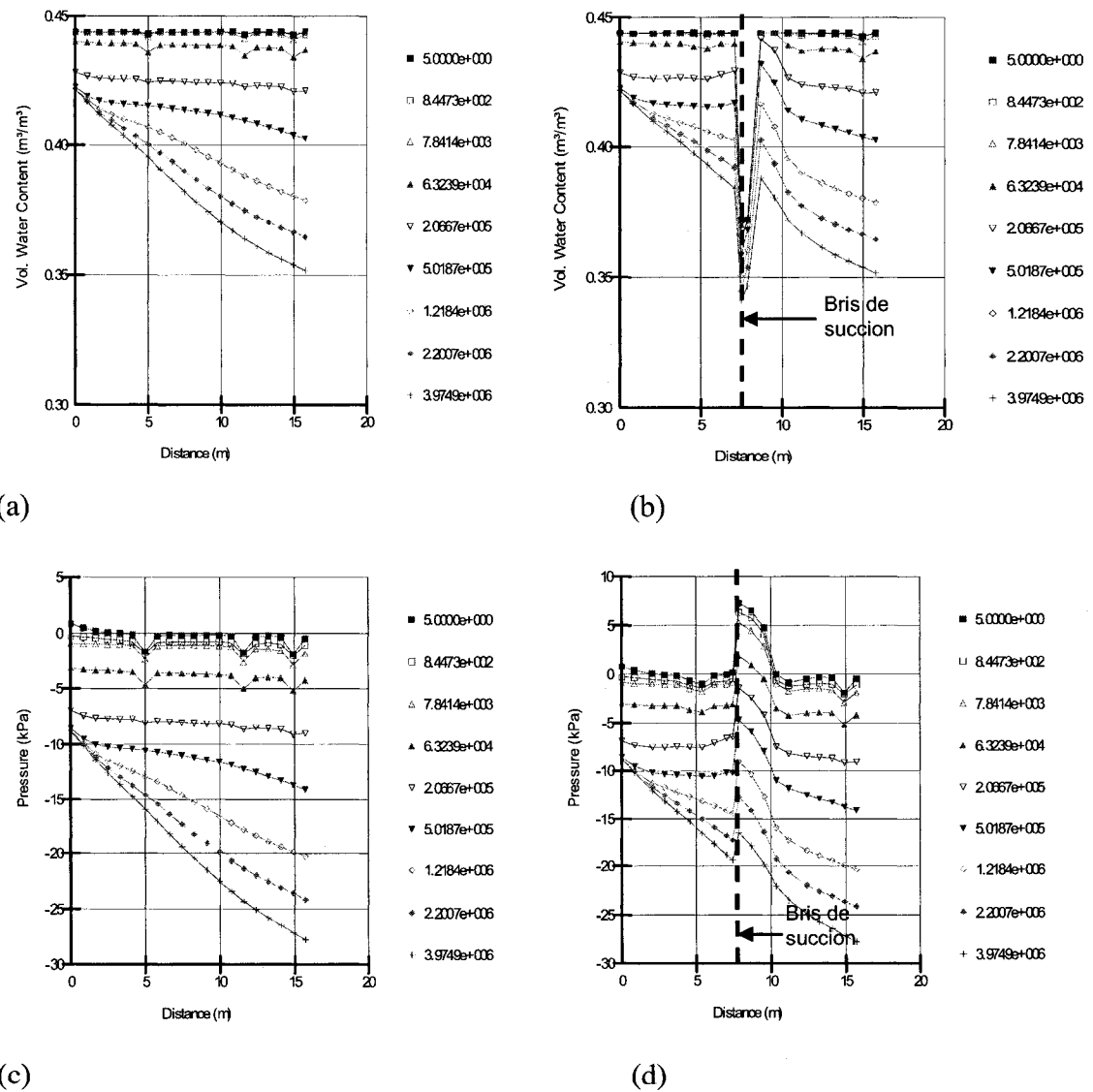


Figure 4-16 : TEV et suctions au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente pour un modèle P10_L15 sans bris de succion (a, c) ou avec bris de succion (b, d).

En ce qui concerne les flux cumulés d'oxygène correspondants, la figure 4-17 montre qu'il n'y a pratiquement pas de différence au niveau du flux cumulé d'oxygène qui passe à travers le recouvrement. Une diminution négligeable de 3 g d'oxygène est obtenue au niveau du flux d'oxygène au bout de 46 jours de drainage lorsqu'un bris de succion a été construit. Dans ce modèle précis, le fonctionnement du bris de succion n'a pas d'influence significative sur les flux d'oxygène à travers les CEBC. Cela peut être causé par la pente faible de la CEBC (10°), soit à la petite longueur de pente (15 m).

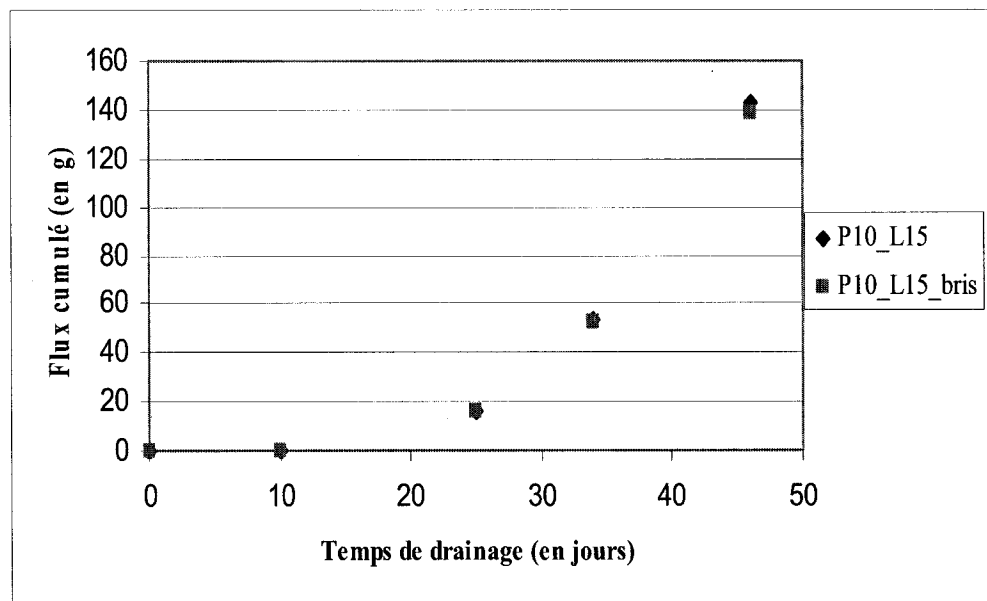
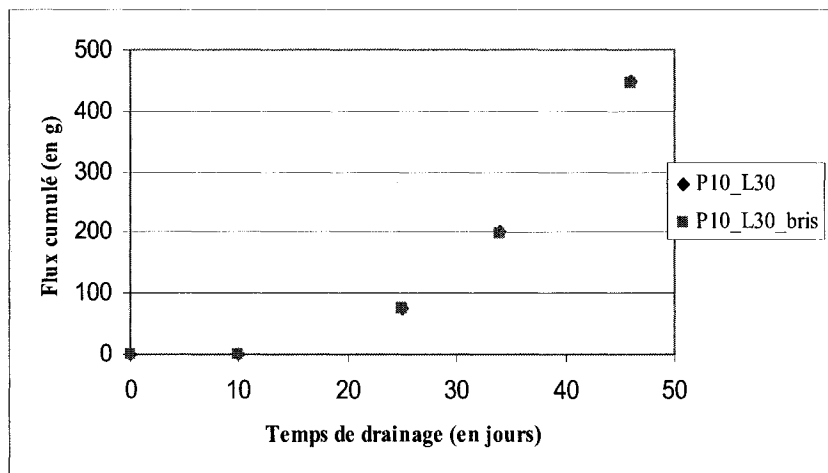
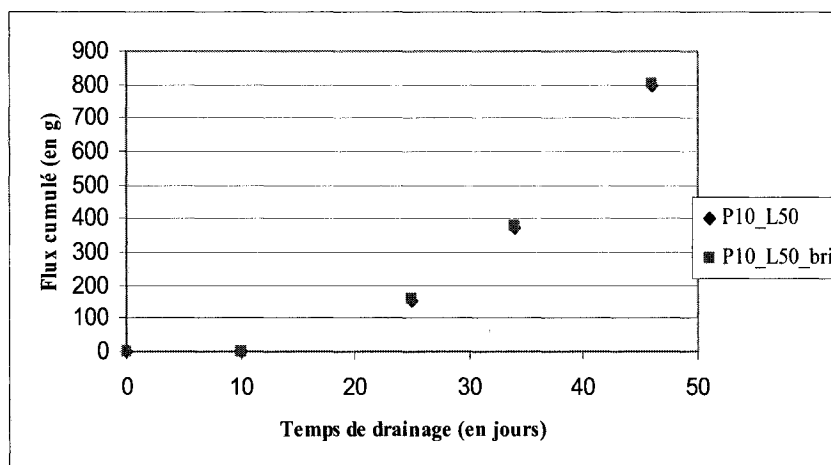


Figure 4-17 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage d'un modèle P10_L15 avec et sans bris de succion.

Afin de vérifier si la construction de bris de succion a un impact sur le fonctionnement des CEBC lorsque la pente est faible, d'autres modèles ayant des longueurs de pente plus élevées ont été étudiés. Il s'agit des modèles P10_L30 et P10_L50. Les figures 4-18 montrent les flux cumulés d'oxygène qui passent à travers le recouvrement en 5 temps de drainage (0, 10, 25, 34 et 46 jours).



(a)



(b)

Figure 4-18 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_30 (a) et P10_L50 (b) avec et sans bris de succion à différents temps de drainage

Ces figures montrent également que le flux d'oxygène qui passent à travers le recouvrement est pratiquement le même pour les modèles avec ou sans bris de succion pour des longueurs de pente de 30 m. Donc le bris de succion semble avoir peu d'effet lorsque la pente est faible pour des longueurs de pente de moins de 30 m. Cependant lorsque la longueur de la pente augmente (par exemple pour $s = 50$ m), on observe un effet du bris de succion, bien qu'il soit très faible. En effet, après 46 jours de drainage,

les flux cumulés d'oxygène sont de 799,5 g d'oxygène lorsque aucun bris de succion n'existe alors qu'en présence bris de succion les flux cumulés d'oxygène sont de 779,6 g d'oxygène (effet de 2,1 %). Il est important cependant de noter que pour ce modèle, jusqu'à des temps de drainage de 34 jours, les flux cumulés d'oxygène avec ou sans bris de succion sont pratiquement les mêmes.

Il est alors opportun de déterminer l'influence des bris de succion sur le fonctionnement des CEBC lorsque l'inclinaison de la pente augmente. Des modèles de pente 18 et 30 degrés ont été simulés à cette fin.

4.3.2 Modèles de pente 18°

Les TEV et succions en fonction du temps de drainage sont montrés à la figure 4-19 pour le modèle P18_L30. Les profils verticaux ont été pris sur toute l'épaisseur de la CEBC dans la zone d'accumulation du bris de succion. On observe que la présence du bris affecte les TEV et les succions.

Afin d'étudier plus en détail l'influence du bris de succion pour le modèle P18_L30, des courbes comparatives des TEV et des succions ont été prises au niveau de la zone d'accumulation d'eau du bris de succion. Les nœuds compris entre $y = 4,07$ m et $y = 4,47$ m ont été considérés (voir figures 4-20). À la lecture de la figure 4-20a, lorsqu'on prend comme référence le milieu de la zone d'accumulation d'eau ($y = 4,27$ m), il a été observé pour un temps de drainage de 10 jours que les TEV passent de 0,395 ($S_r = 89,8$ %) en l'absence de bris à 0,418 ($S_r = 95$ %) pour un modèle avec bris de succion, soit une augmentation de 5,8 %. Cependant, lorsque le temps de drainage augmente jusqu'à 46 jours, le modèle sans bris de succion montre une TEV de 0,355 ($S_r = 80,7$ %) alors qu'en présence de bris de succion, la TEV est de 0,378 ($S_r = 85,9$ %) soit une augmentation de 5,2 % (à $y = 4,27$ m). Les différences de TEV observées à 10 et 46 jours de drainage, bien que faibles, sont cependant visibles.

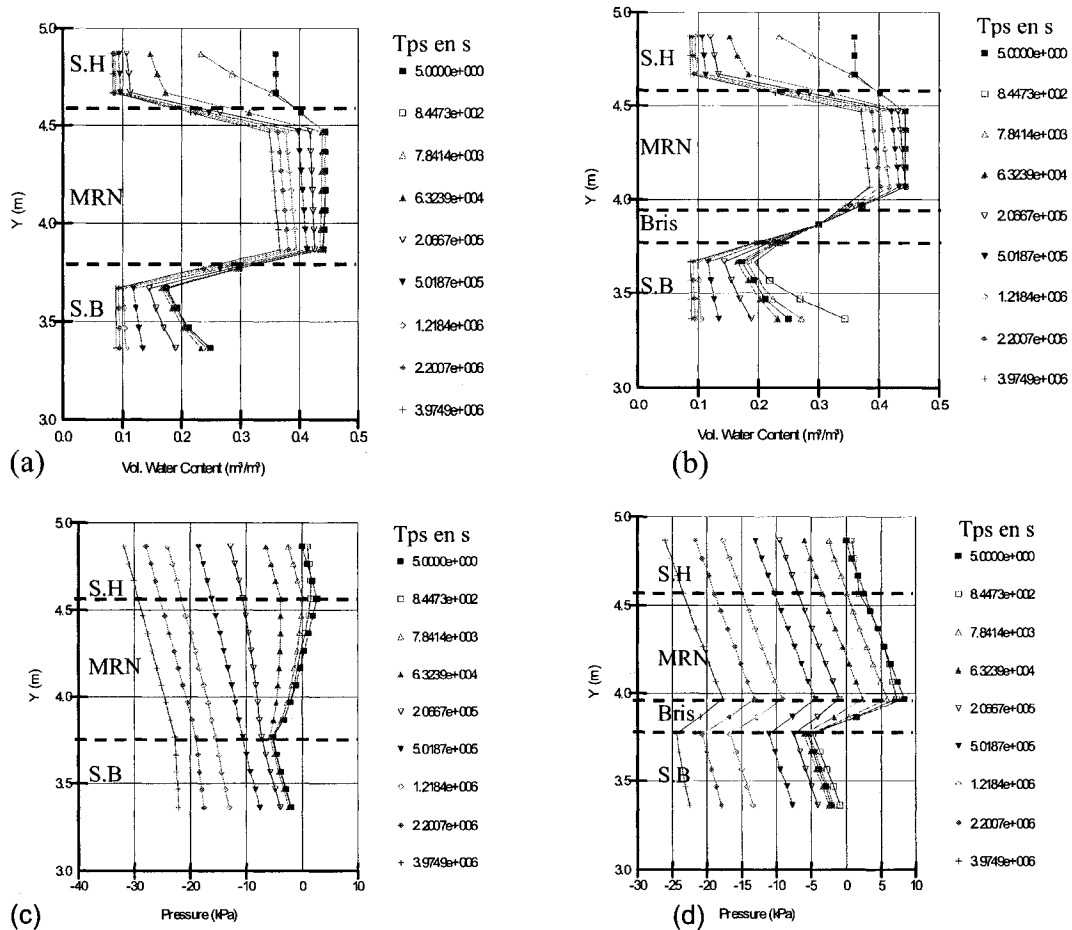


Figure 4-19 : Profils verticaux de TEV et succions dans la zone d'accumulation d'eau du bris de succion d'un modèle P18_L30 sans bris de succion (a, c) et avec bris de succion (b, d).

En ce qui concerne les succions, la figure 4-20b, montre que les succions diminuent au niveau du modèle avec bris. En effet, pour un temps de drainage de 10 jours, une diminution comprise entre 6,75 kPa et 7,75 kPa a été remarquée lorsqu'un bris de succion est construit alors que pour un temps de drainage de 46 jours, l'impact du bris de succion est légèrement plus faible. En effet une diminution des succions entre 6,11 et 6,6 kPa a été observée.

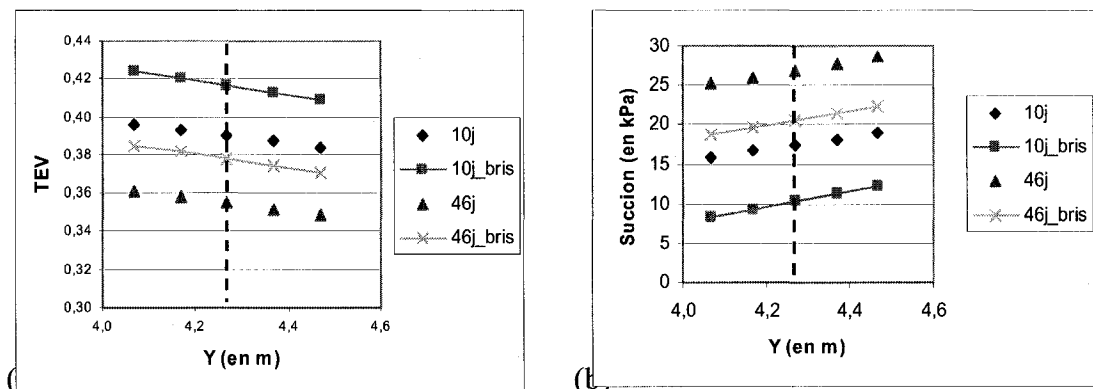


Figure 4-20 : Variation des TEV (a) et succions (b) pour un modèle P18_L30 avec et sans bris de succion pour des élévations y correspondant à la base et le milieu de la couche de rétention d'eau et pour des temps de drainage de 10 jours et 46 jours

La figure 4-21 montre les flux cumulés d'oxygène avec et sans bris de succion pour différents modèles de pente 18° et de différentes longueurs en fonction du temps de drainage.

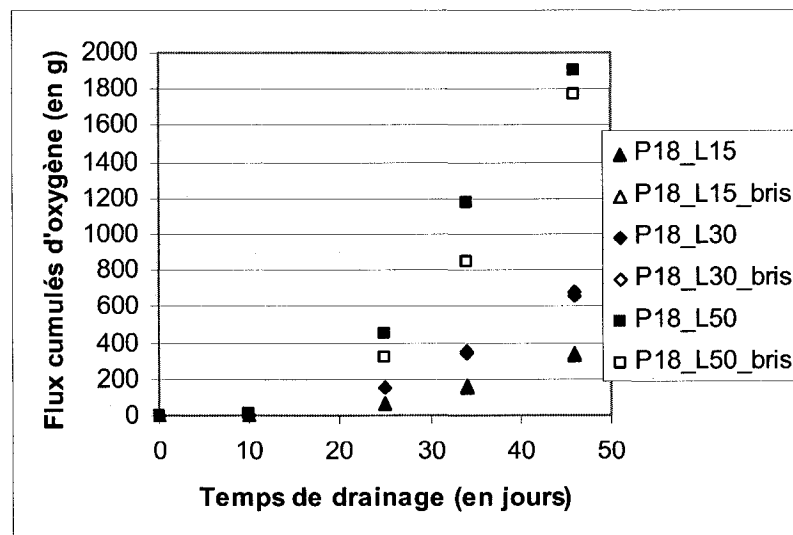


Figure 4-21 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L15, P18_L30 et P18_L50 avec ou sans bris de succion

Pour les modèles de longueur 15 m, on observe que les flux cumulés d'oxygène sont légèrement plus faibles pour les modèles avec bris de succion comparativement au modèle sans bris quelque soit le temps de drainage considéré. En effet, au bout de 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont de 328 g pour le modèle P18_L15 avec bris de succion contre 335 g d'oxygène lorsque aucun bris n'a été construit, soit une diminution quasi négligeable de 7 g d'oxygène (2,1 %). Cela peut s'expliquer par la longueur de pente faible qui fait que le milieu se désature moins. Donc l'effet du bris de succion est moins visible pour de faibles longueurs de pente. Par contre pour le modèle P18_L30, au bout de 46 jours de drainage, les flux cumulés sont de 682 g et 655 g d'oxygène respectivement pour le cas sans et avec bris de succion. La différence de 27 g d'oxygène (4% environ) est plus élevée que pour le modèle de pente 15m. Lorsqu'on va vers des longueurs de pente beaucoup plus élevées (50 m), on remarque que la différence de flux cumulé d'oxygène augmente. En effet, après 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sans bris de succion sont de 1 774,1 g d'oxygène contre 1 905,1 g d'oxygène lorsqu'aucun bris de succion n'a été construit soit une différence de 131 g correspondant à une diminution des flux de 6,9 %. À ce niveau, on voit l'effet du bris de succion sur la réduction des flux cumulés d'oxygène. De plus, il a été remarqué que lorsque la longueur de la pente augmente l'effet du bris de succion est plus important pour une même inclinaison de pente.

4.3.3 Modèle de pente 30°

Pour des modèles de pente plus élevée (P30_L30), les profils verticaux des succions et des TEV pris dans la zone d'accumulation du bris de succion et à la même position pour le modèle sans bris de succion sont montrés à la figure 4-22.

En considérant uniquement la couche de rétention d'eau toujours dans la zone d'accumulation du bris, les profils des TEV et succions ont été étudiés pour deux temps de drainage : 10 et 46 jours (figures 4-23).

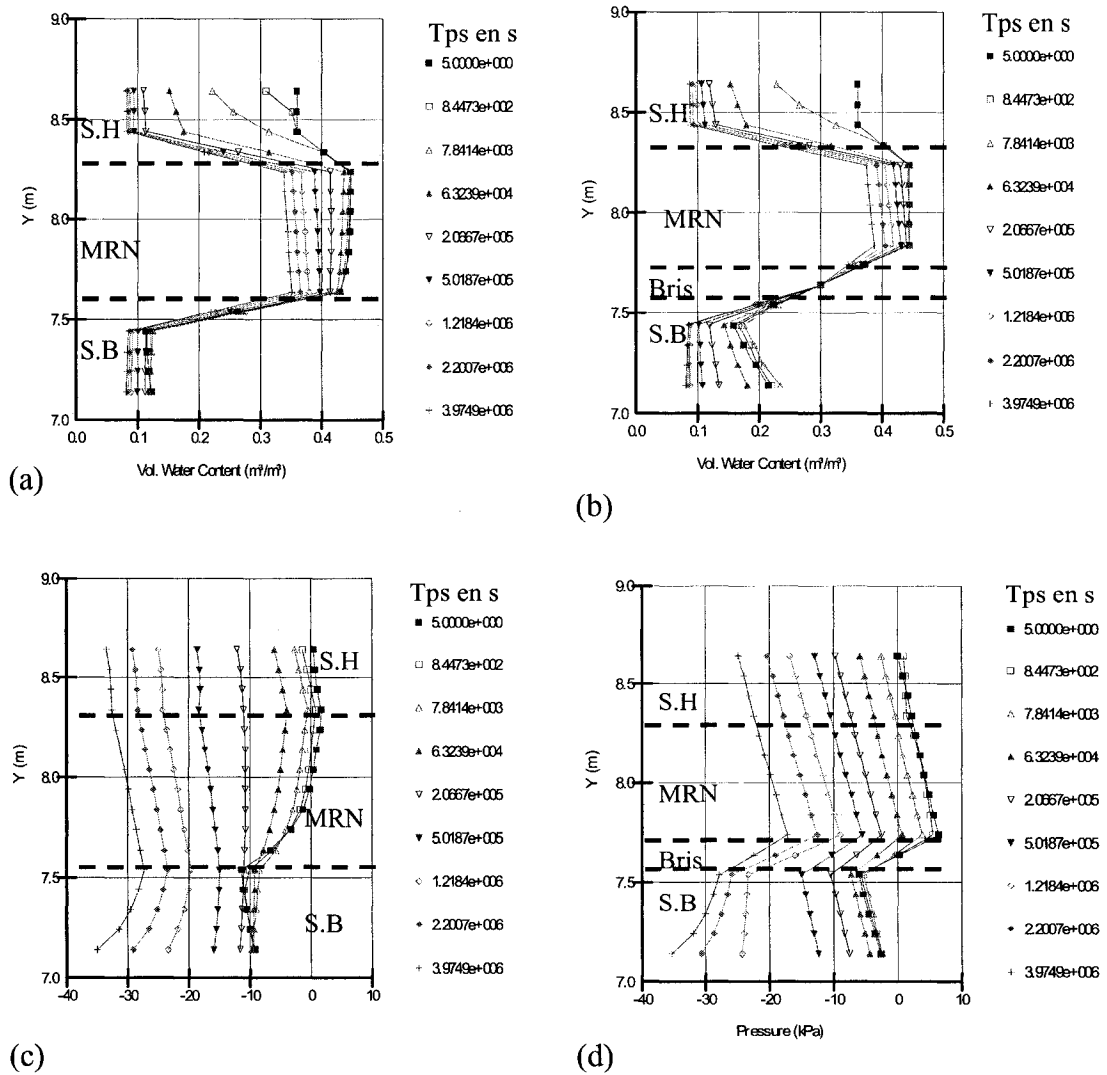


Figure 4-22 : Profils verticaux de TEV et succions dans la zone d'accumulation d'eau du bris de succion d'un modèle P30_L30 avec bris de succion (b, d) et sans bris de succion (a, c)

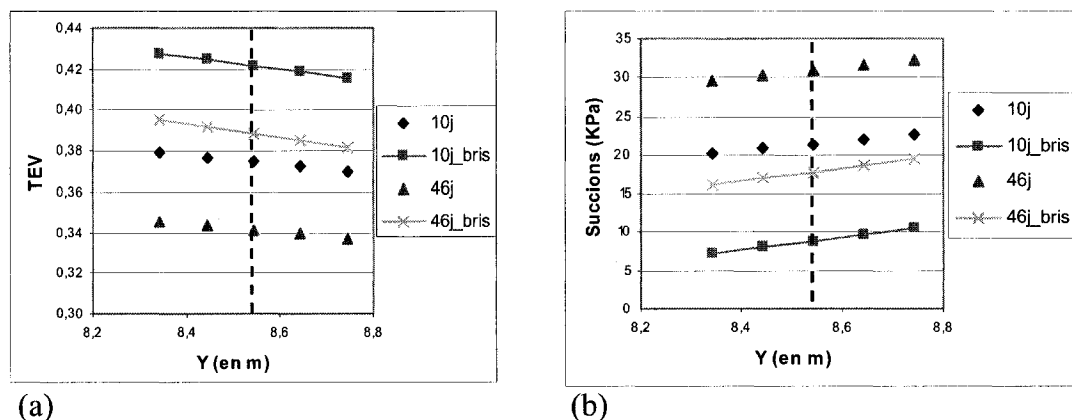


Figure 4-23 : Variation des TEV (a) et suctions (b) en fonction de la hauteur y au niveau de la couche de rétention d'eau pour des temps de drainage de 10 jours et 46 jours d'un modèle P30_L30

Comme montré dans les modèles précédents, dans la zone d'accumulation du bris de succion ($y = 8,54$ m), les TEV de la couche de rétention d'eau sont plus élevées que pour un modèle sans bris de succion. En effet, pour un temps de drainage de 10 jours, une augmentation des TEV d'environ 12,4 % due au fonctionnement du bris de succion a été remarquée. Cette valeur est plus élevée que pour le modèle P18_L30 où le bris de succion n'entraîne qu'une amélioration de 7,7 %. De même, en se basant sur les suctions, celles-ci sont très faibles en présence de bris comparativement au modèle sans bris. En effet, la différence est d'environ 12,5 kPa (de 21,4 à 8,85 kPa à la position $y = 8,54$ m) soit une amélioration de 58,6 %. Quand le temps de drainage augmente jusqu'à 46 jours, la présence du bris de succion entraîne une augmentation des TEV d'environ 0,043 soit environ 11,6 % alors que pour les suctions, une diminution de 43 % a été remarquée. Donc on peut dire que dans ce cas, lorsque le temps de drainage augmente, l'effet du bris de succion est plus faible et cela est plus visible au niveau des suctions.

En ce qui concerne les flux d'oxygène à la base de la CEBC, la figure 4-24 montre les valeurs obtenues pour des longueurs de pente de 15 m, 30 m et 50 m avec et sans bris de succion en fonction de 4 temps de drainage (10, 25, 34 et 46 jours).

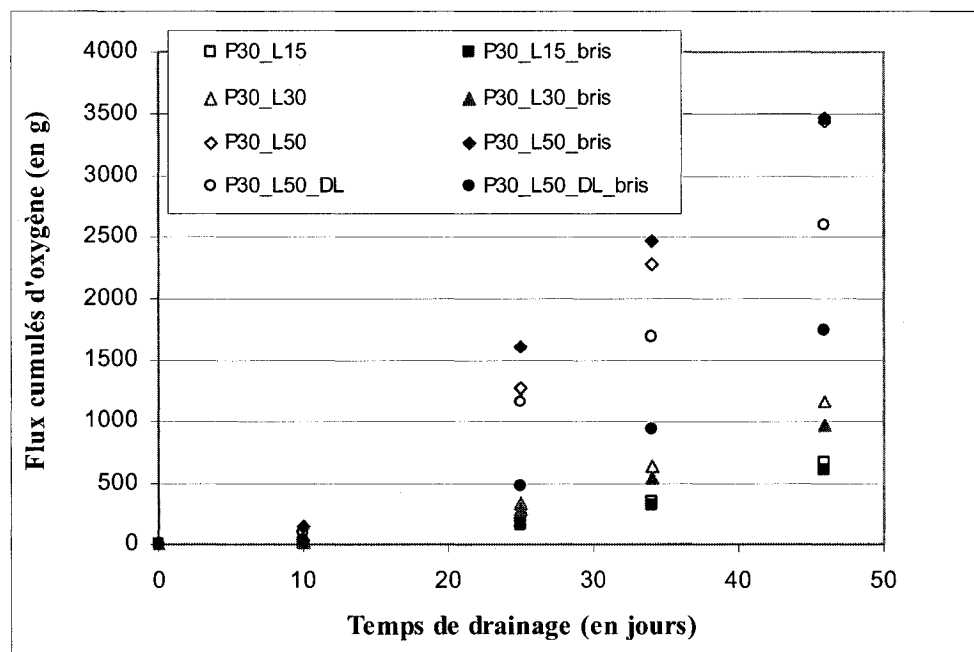


Figure 4-24 : Flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage des modèles à pente 30 avec ou sans bris de succion (dans la légende, DL = drain large)

Au niveau des modèles P30_L15 et P30_L30, l'impact du bris de succion sur les diminutions des flux d'oxygène à travers le recouvrement est plus visible. En effet, une diminution de 69 g d'oxygène correspondant à 10,3 % a été remarquée au bout de 46 jours de drainage pour les modèles P30_L15 lorsqu'un bris de succion a été construit. Pour le modèle P30_L30, la différence avec et sans bris de succion est encore plus élevée (182 g d'oxygène ou 15,7 %) au niveau des flux cumulés en 46 jours de drainage. Concernant le modèle à longueur de pente de 50 m, les flux cumulés d'oxygène sont plus élevés lorsque le bris de succion est construit. En effet, à 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont de 3 470 g avec bris de succion contre 3 440 g si aucun bris de succion n'a été construit donc le bris de succion entraîne les effets contraires à ceux attendus, ce qui est aberrant. On est parti de l'hypothèse que le drain de pied construit à ce niveau est trop faible, ce qui fait qu'il ne joue pas normalement son rôle. Ainsi la taille du drain de pied a été augmentée (de 5,1 m à 8,2 m) et les mêmes

simulations ont été entreprises en drainage. Ainsi, il a été observé que les flux cumulés d'oxygène sont plus faibles comparativement avec un modèle avec un drain de pied plus faible (une réduction 49,4 % des flux d'oxygène après 46 jours de drainage quand on passe d'un modèle ayant un drain de 3 m à un modèle avec un drain de 5,1 m). De même, pour un modèle à drain large, les flux cumulés d'oxygène sont de 2 591 g sans bris de succion contre 1 741 g lorsqu'un bris de succion a été construit soit une amélioration de 32,8 % en 46 jours de drainage. L'effet du bris de succion sur la réduction des flux d'oxygène est alors plus visible.

4.3.4 Détermination de la zone d'influence du bris de succion

Pour déterminer la zone d'influence du bris de succion, les profils hydriques de succion et TEV de points situés au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente seront choisis en fonction de leur distance par rapport au bris de succion. La distance nulle correspond à l'interface entre le bris et les matériaux de la couche de rétention d'eau du bris de succion. Les mêmes points ont été choisis dans un modèle sans bris de succion. La comparaison entre les valeurs obtenues permettra de déterminer l'ampleur de la zone d'influence du bris de succion pour 4 temps de drainage (10, 25, 34 et 46 jours). Les simulations numériques ont porté sur tous les modèles étudiés mais seuls les modèles P18_L30 et P30_L30 seront présentés. Les figures (4-25 et 4-26) montrent que dans la zone d'accumulation d'eau du bris de succion, les TEV sont plus importantes et les succions plus faibles que pour un modèle sans bris. Cependant lorsqu'on s'éloigne de cette zone, l'influence du bris de succion se fait moins sentir et les TEV et succions finissent par être pratiquement les mêmes dans les modèles sans et avec bris de succion. La distance à laquelle ces paramètres deviennent identiques définit la zone d'influence du bris. En effet, dans un modèle P18_L30, la figure (4-25) montre que la zone d'influence du bris de succion n'excède pas une de distance le long de la pente entre 3 m et 4 m, car, à partir de cette distance, les TEV et succions avec ou sans bris de succion sont identiques, quelque soit le temps de drainage considéré.

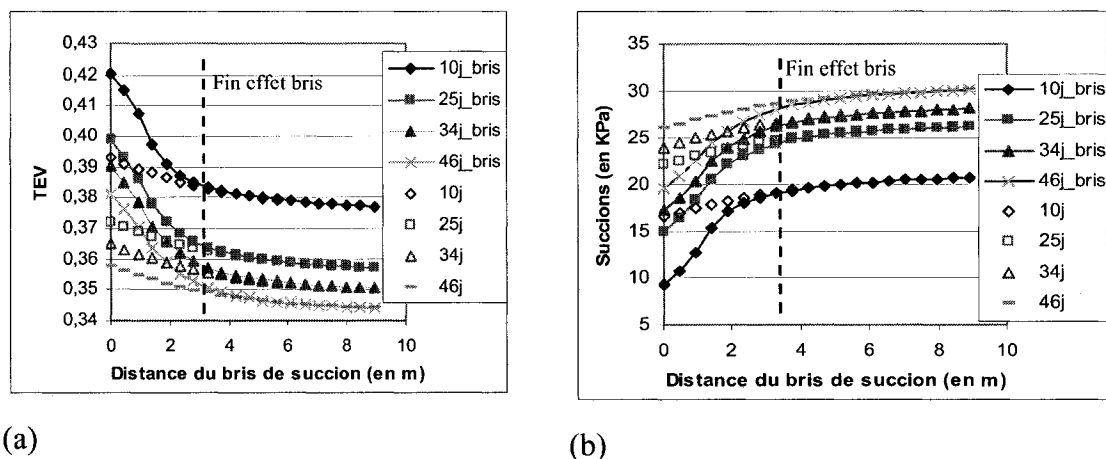


Figure 4-25 : Variation des TEV (a) et suctions (b) en fonction du temps de drainage pour un modèle P18_L30 avec ou sans bris de succion au milieu de la couche de rétention d'eau, à des points de plus en plus éloignés du bris de succion (distance = 0)

La figure (4-26) quant à elle montre pour un modèle P30_L30 que l'effet du bris de succion sur l'amélioration des TEV est visible sur les 5 premiers mètres environ vers le haut de la pente. À partir de cette distance, aucune différence n'est observée entre un modèle avec ou sans bris de succion quelque soit le temps de drainage considéré.

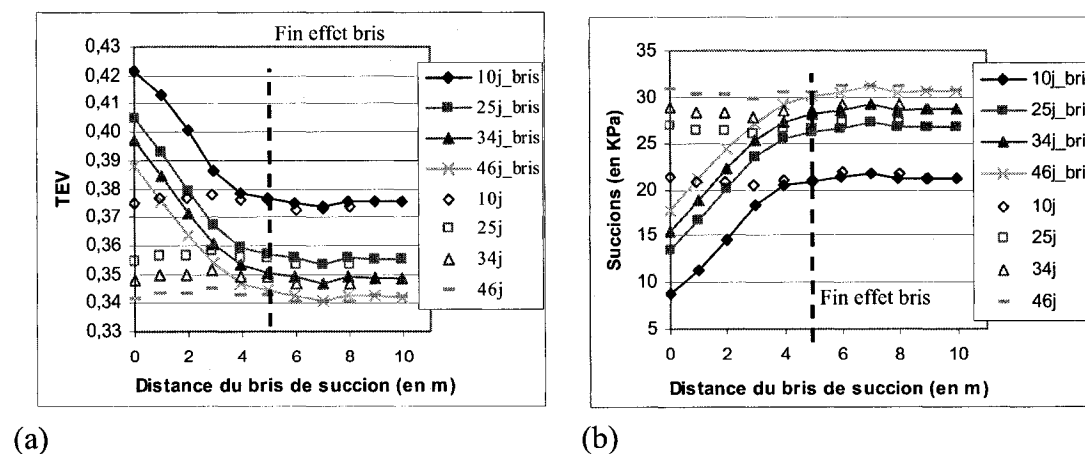


Figure 4-26 : Variation des TEV (a) et suctions (b) en fonction du temps de drainage pour un modèle P30_L30 avec ou sans bris de succion au milieu de la couche de rétention d'eau, à des points de plus en plus éloignés du bris de succion (distance = 0)

En comparant ces résultats avec ceux du modèle P18_L30, on voit que le bris de succion a plus d'incidence lorsque la pente augmente car son influence est estimée au moins à 5 m pour un modèle de pente 30 degrés alors que lorsque la pente n'est que de 18 degrés, son influence est comprise entre 3 m et 4 m parallèlement à la pente. Cette zone d'influence du bris de succion a un impact sur les flux cumulés calculés. Le tableau 4-1 résume les différentes valeurs du flux cumulé obtenu avec les modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30 avec ou sans bris de succion pour un temps de drainage de 46 jours. Dans ce tableau, l'effet du bris est aussi quantifié en terme d'écart relatif entre les flux sans et avec bris ($\text{Effet (\%)} = 100 \times (\text{flux sans bris} - \text{flux avec bris}) / \text{flux sans bris}$). On peut constater au niveau du tableau 4-1 que pour des modèles de pente faible (10°), les valeurs de flux cumulés d'oxygène sont à peu près les mêmes avec ou sans bris de succion.

Pour des modèles de pente 18°, l'effet du bris de succion varie de 2,1 % à 7,1 % lorsque la longueur de pente augmente de 15 m à 50 m. Ainsi, l'effet du bris de succion est plus visible lorsque la pente augmente mais aussi avec l'augmentation de la longueur de la CEBC.

En ce qui concerne les modèles de pente 30° lorsque le drain de pied est plus large (8,2 m au lieu de 5.1 m), les flux cumulés d'oxygène pour un modèle avec ou sans bris montre que le bris de succion joue bien son rôle avec une amélioration des TEV de 32,8 %. Cela explique les effets du bris chiffrés à 4,1 % et à 15,7 % respectivement pour P18_L30 et P30_L30 (voir tableau 4-1).

Tableau 4-1 : Flux cumulés d'oxygène à 46 jours de drainage pour trois modèles avec ou sans bris de succion

Modèle	Flux cumulé O ₂	Flux cumulé O ₂	Effet du bris (%)
	sans bris (g)	avec bris(g)	
P10_L15	142	139	2,1
P10_L30	446	445,9	0
P10_L50	799	780	2,3%
P18_L15	335	328	2,1
P18_L30	682	655	4,1
P18_L50	1910	1775	7,1
P30_L15	669	600	10,3
P30_L30	1160	978	15,7
P30_L50	3440	3470	-0,87%
P30_L50_DL	2591	1741	32,8%

Ces études semblent démontrer que l'influence du bris de succion construit au milieu de la pente est très limitée, ce qui confirme les études précédentes effectuées par Bussière (1999) et Cissokho (2004). Il est néanmoins intéressant d'étudier l'effet de la position du bris de succion le long de la pente et de la construction de bris doubles.

4.3.5 Effets de la position du bris de succion et de la mise en place de bris doubles

Les résultats précédents correspondent à un bris de succion placé au milieu de la pente. Il convient d'étudier l'influence de la position du bris de succion sur la performance des CEBC. Ainsi un modèle P18_L30 avec un bris de succion construit aux environs du milieu de la pente d'une CEBC (12,5 m du pied de pente) et un modèle P18_L30 où le bris de succion est placé plus en haut de pente (19 m du pied de pente) seront comparés.

La figure 4-27 montre les flux cumulés d'oxygène dans les deux cas pour 4 temps de drainage.

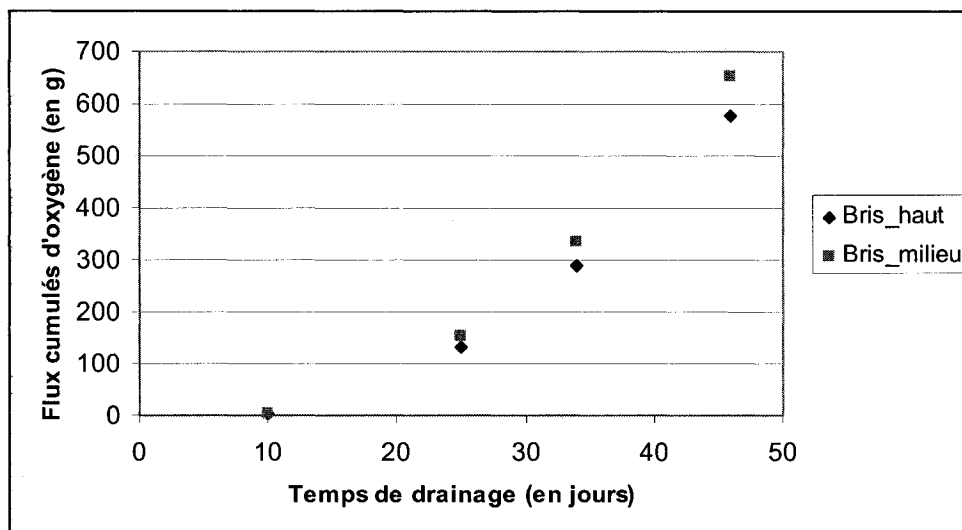


Figure 4-27 : Flux cumulés d'oxygène pour un modèle P18_L30 lorsque le bris de succion est placé à 12,5 m (milieu) et à 19 m (haut) du pied de la pente

Après 10 jours de drainage, il y a peu de différence entre les 2 modèles. En effet, le flux cumulé est de 2,64 g d'oxygène pour un modèle avec un bris de succion en haut de pente contre 3,2 g quand le bris est au milieu de la pente, donc une différence de 0,55 g. Cependant cette différence est plus marquée lorsque le temps de drainage est plus élevé. En effet, elle est de 23,2 g, 45 g et 77 g respectivement pour 25, 34 et 46 jours de drainage. Il semble préférable d'installer le bris de succion là où il y a le plus de désaturation. La position du bris devrait cependant être optimisée pour réduire au maximum le flux cumulé d'oxygène selon l'inclinaison et la longueur de la pente. Cet aspect n'a pas été étudié dans ce présent document.

Afin d'étudier l'effet de bris multiples sur la performance des CEBC, deux bris de succion ont été construits sur le même modèle P18_L30, un aux environs du milieu de la

pente (à 12,5 m du pied de pente), un autre en haut de pente (à 19 m du pied de pente). Les bris sont séparés par une distance de 6,5 m. Il faut rappeler que la zone d'influence du bris du milieu est comprise entre 3 et 4 m dans ce cas. La figure 4-28 montre que les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage diminuent lorsque deux bris de succion ont été construits sur la CEBC comparativement à un modèle avec un seul bris.

Le tableau 4-2 résume encore une fois les valeurs des flux cumulés d'oxygène obtenus pour un même modèle P18_L30 lorsque aucun bris de succion n'est construit, s'il y a un bris de succion construit au milieu de la pente, un bris de succion construit en haut de la pente mais également lorsque deux bris de succion ont été construits (au milieu et en haut de pente).

Tableau 4-2 : Flux cumulés d'oxygène à différents temps de drainage pour un modèle P18_L30 avec 1 bris de succion au milieu de la pente, en haut de la pente et pour un modèle à deux bris

Temps de drainage (jours)	Flux cumulé O ₂ (g) sans bris	Flux cumulé O ₂ (g) avec 1 bris au milieu de la pente	Flux cumulé O ₂ (g) avec 1 bris en haut de pente	Flux cumulé O ₂ (g) avec 2 bris
10	3,2	3,2	2,64	2,63
25	158	155	131	128
34	347	336	291	280
46	682	655	578	551

Pour 10 jours de drainage, il n'y a presque pas de différence entre des modèles à un ou 2 bris de succion. Cependant, lorsque le temps de drainage augmente, la différence est plus marquée, elle est de 26,5 g pour 25 jours de drainage, 55,7 g pour un temps de drainage de 34 jours et enfin 104 g après 46 jours de drainage. Ainsi l'effet du bris double sur la diminution des flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC est plus marqué lorsque le temps de drainage est plus élevé. Pour tous les temps de drainage, la

réduction de flux obtenue avec les bris doubles par rapport au cas sans bris est la somme des réductions individuelles des bris au milieu et en haut de pente. Cet aspect mérite d'être bien approfondi.

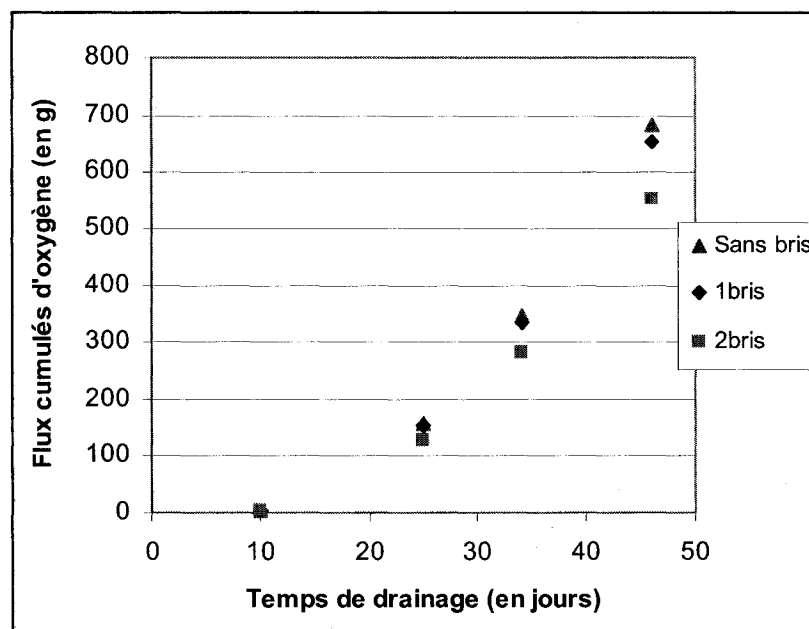


Figure 4-28 : Flux cumulés d'oxygène pour un modèle P18_L30 sans bris, lorsqu'un bris de succion a été construit au milieu de la pente et lorsque deux bris sont construits sur la pente (au milieu et en haut de pente)

Après avoir étudié l'influence de la géométrie, de la construction de bris de succion sur la performance des CEBC, l'effet de la variation de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC sera investigué dans la section suivante. En effet, c'est un des paramètres importants qui contrôlent les flux d'oxygène qui passent à travers la CEBC.

4.4 Influence de la réactivité des résidus miniers sous la CEBC

La réactivité des résidus miniers change énormément d'une exploitation minière à une autre. Elle varie également en fonction du type de roche (teneur en minéraux sulfurés),

de la vitesse de stockage, de l'état de saturation, de la méthode d'entreposage mais aussi du type de fermeture et/ou de restauration. Dans le cadre de cette étude des valeurs de K_r^* plus faibles et plus élevées que celle utilisée dans les études présentées jusqu'ici ($K_r^* = 200/\text{an}$) seront choisies. D'abord une réactivité apparente nulle correspondant à des résidus inertes pour l'oxygène ($K_r^* = 0$) a été choisie, bien qu'une CEBC ne soit pas nécessaire dans ce cas précis et que la condition initiale de concentration nulle dans la CEBC ne soit pas réaliste. De même pour des résidus miniers faiblement réactifs, la construction de CEBC n'est souvent pas nécessaire à cause de la présence de minéraux neutralisants dans les résidus miniers. Pour cette étude, 7 valeurs de K_r^* de 40/an, 200/an, 1 000/an, 2 000/an, 4 015/an et 10 000/an ont été utilisées. Comme les résidus miniers sous la CEBC ont une porosité constante $n = 0,31$, les valeurs du coefficient effectif du taux de réactivité K_r correspondant à ces 7 valeurs de K_r^* ($K_r = \theta_{eq} \times K_r^*$) dépendront du degré de saturation S_r dans les résidus miniers. Le tableau 4-3 montre les correspondances entre K_r^* (constant) et K_r (variable) en fonction de S_r .

À la lecture de ce tableau, il a été remarqué que la réactivité des résidus miniers K_r augmente lorsque S_r diminue. Les valeurs de K_r obtenues semblent couvrir les domaines de réactivités réalistes pour les résidus miniers ayant différentes teneurs en pyrite comme montré à la figure 2.5.

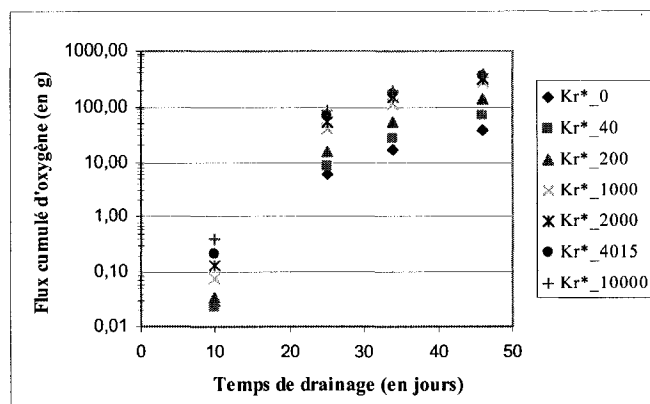
En ce qui concerne la présentation des résultats de modélisation, il est important de noter que seuls les flux cumulés d'oxygène seront présentés dans cette partie pour des raisons de contraintes d'espace. Dans un premier temps, l'effet de la variation du flux sur 2 modèles ciblés sera démontré. Puis l'influence de la réactivité des résidus sulfureux sur les flux d'oxygène lorsque la pente de la CEBC change est étudiée. L'effet de la longueur de la pente sera également considéré. D'autres résultats plus détaillés peuvent être pris des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 2 sur DVD-Rom.

Tableau 4-3 : Évolution des valeurs de K_r en fonction du degré de saturation S_r et θ_{eq} pour différentes valeurs de K_r^*

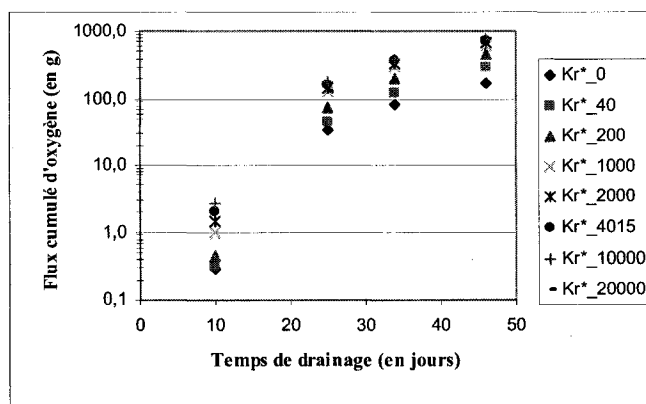
S_r (%)	θ_{eq}	K_r (/an)						
		$K_r^*=$ 0/an	$K_r^*=$ 40/an	$K_r^*=$ 200/an	$K_r^*=$ 1000/an	$K_r^*=$ 2000/an	$K_r^*=$ 4015/an	$K_r^*=$ 10000/an
100	0,009	0	0,4	1,9	9,3	18,6	37,3	93,0
90	0,04	0	1,6	7,9	39,4	78,7	158,1	393,7
80	0,07	0	2,8	13,9	69,4	138,9	278,8	694,4
70	0,10	0	4,0	19,9	99,5	199,0	399,5	995,1
60	0,13	0	5,2	25,9	129,6	259,2	520,3	1295,8
50	0,16	0	6,4	31,9	159,7	319,3	641,0	1596,5
40	0,19	0	7,6	37,9	189,7	379,4	761,7	1897,2
30	0,22	0	8,8	44,0	219,8	439,6	882,5	2197,9
20	0,25	0	10,0	50,0	249,9	499,7	1003,2	2498,6
10	0,28	0	11,2	56,0	279,9	559,9	1123,9	2799,3
0	0,31	0	12,4	62,0	310,0	620,0	1244,7	3100,0

4.4.1 Modèle de pente 10°

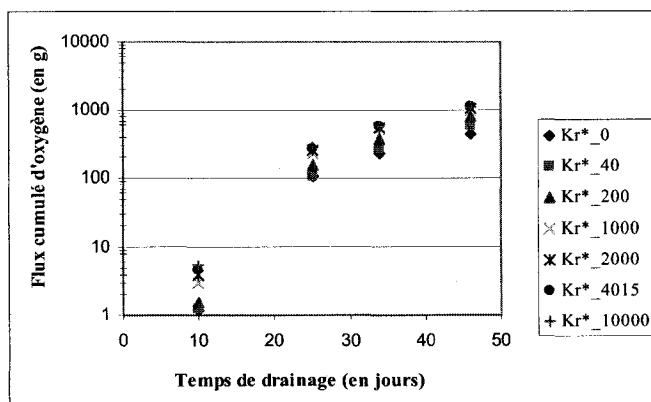
Les figures 4-37 montrent des modèles avec une inclinaison de pente faible (10 degrés) et des longueurs de pente variées (15, 30 et 50 m) pour des temps de drainage de 10, 25, 34 et 46 jours et ce pour 7 valeurs de réactivité.



(a)



(b)



(c)

Figure 4-29 : Variation du flux cumulé d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P10_L15 (a), P10_L30 (b) et P10_L50 (c) ayant différentes réactivités apparentes K_r^* sous la CEBC

D'une manière générale, la figure 4-29 montre que, dans les 10 premiers jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont très faibles quelque soit la réactivité des résidus en place. En effet, ils sont très proches de 0 pour le modèle P10_L15, alors que pour les modèles P10_L30, ils varient de 0,3 g pour des résidus inertes ($K_r^* = 0$) à 2,7 g pour des résidus ayant une réactivité K_r^* de 10 000/an. Concernant le modèle P10_L50, les flux cumulés sont compris entre 1,2 et 5,6 g.

Le tableau 4-4 regroupe les flux cumulés d'oxygène obtenus pour des temps de drainage de 25 jours et 46 jours et cela pour différentes réactivités des résidus miniers sous la CEBC.

Tableau 4-4 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène pour 2 temps de drainage 10 et 46 jours des modèles de pente 10 degrés et de longueur de pente 10, 30 et 50 m

K_r^* (/an)	P10_L15 Flux		P10_L30 Flux cumulés		P10_L50 Flux cumulés	
	cumulés d'oxygène (g)		d'oxygène (g)		d'oxygène (g)	
	25 jours	46 jours	25 jours	46 jours	25 jours	46 jours
0	6,0	39,1	33,5	172,6	107,1	430,2
40	8,3	71,8	45,3	288,4	106,9	587,0
200	15,9	142,4	74,5	450,8	153,2	799,5
1 000	39,6	265,7	125,9	618,4	226,5	1 024,4
2 000	55,0	317,3	146,7	672,5	249,4	1 081,1
4 015	69,9	357,4	163,0	710,3	266,0	1 117,9
10 000	84,0	389,6	176,5	738,2	278,9	1 144,1

Les flux cumulés d'oxygène augmentent avec le temps de drainage quelque soit la réactivité des résidus miniers sous-jacents. De plus, le flux cumulé d'oxygène à un temps de drainage donné augmente avec la réactivité des résidus. Par exemple, pour le modèle P10_L15 au temps de drainage de 25 jours, le flux cumulé d'oxygène est de

15,9 g avec K_r^* de 200/an alors qu'il est de 84 g avec K_r^* de 10 000/an, soit une augmentation d'un facteur de 5,2. Pour le modèle P10_L30, au même temps de drainage de 25 jours, une augmentation de 102 g est observée entre les modèles de réactivité apparente de 200/an et 10 000/an, soit un facteur de 2,4 alors qu'une augmentation des flux cumulés d'oxygène d'un facteur de 1,8 (correspondant à une augmentation de 125,7 g d'O₂) est observée pour le modèle P10_L50. Ainsi, on voit que lorsque la longueur de pente augmente, la différence des valeurs de flux cumulés d'oxygène augmente avec la longueur de pente. Cependant lorsqu'on raisonne en termes de rapport entre les flux cumulés, il a été observé que plus la longueur de la pente est faible, plus ce rapport est élevé entre les modèles de réactivités différentes.

En conclusion, plus la longueur de la pente augmente, plus les flux cumulés d'oxygène qui passent à travers le recouvrement sont grands. La figure 4-30 montre les flux cumulés d'oxygène à la base des CEBC des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 en fonction de la réactivité apparente K_r^* pour quatre temps de drainage. Il est important de noter que les résidus miniers inertes ($K_r^* = 0$) sont représentés sur la figure par des réactivités apparentes $K_r^* = 1/\text{an}$ à cause de l'échelle logarithmique utilisée. Pour l'axe des abscisses.

Il est également important de noter que lorsque la réactivité des résidus miniers augmente de 0 à 2 000/an, une grande variation (augmentation) des flux cumulés d'oxygène est observée. Cependant, à partir de cette valeur, on observe l'amorce d'un pallier pour des temps de drainage de plus de 10 jours.

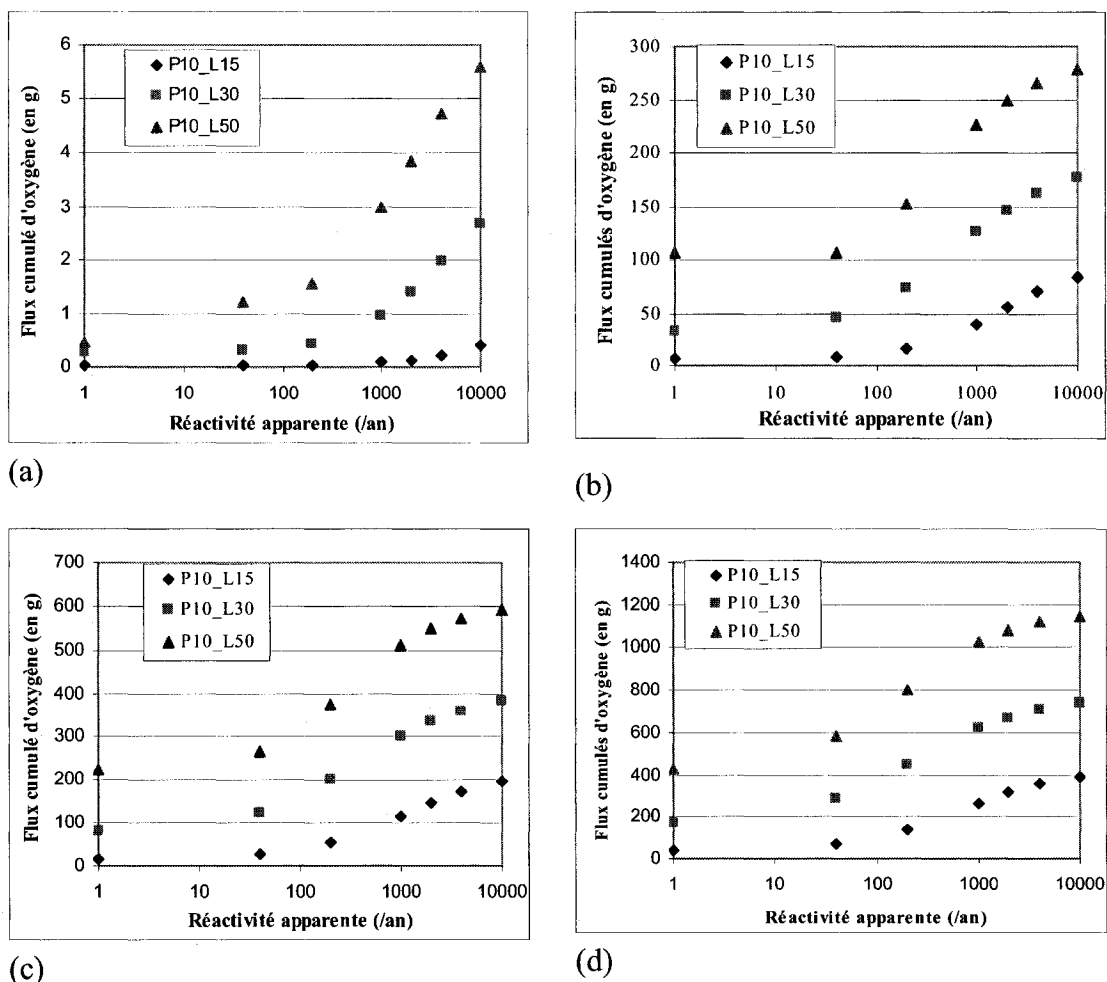
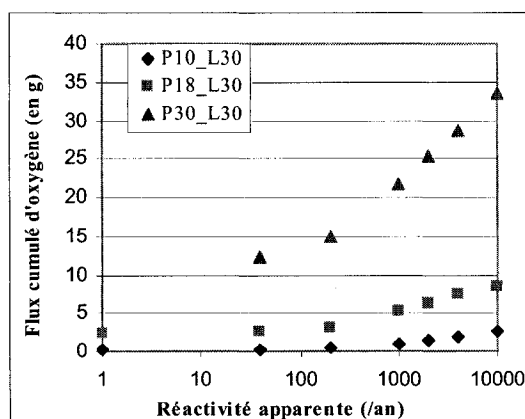


Figure 4-30 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 en fonction de la réactivité apparente K_r^* des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 46 jours (d)

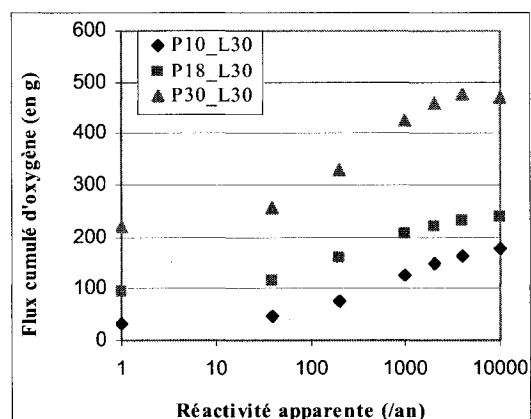
4.4.2 Comparaison des différents modèles

Afin de voir si les mêmes tendances s'observent quand la pente augmente, des courbes comparatives de flux cumulés d'oxygène pour différentes réactivités ont été tracées pour des pentes de 10, 18 et 30 degrés à différents temps de drainage pour une longueur de pente de 30 m (voir figures 4-31) et 50 m (figures 4-32). Au niveau de la figure 4-31, on

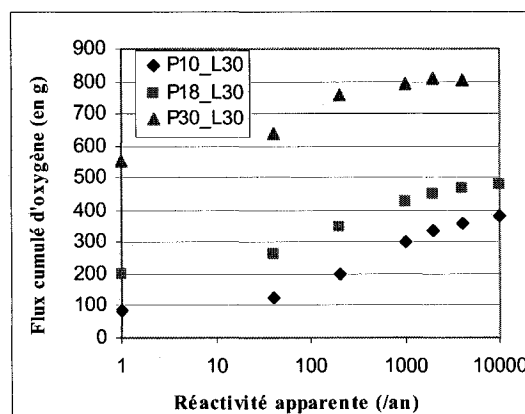
voit que plus l'inclinaison de la pente augmente et plus les flux cumulés d'oxygène sont élevés. Comme l'a montré les études précédentes, le flux à la base de la CEBC augmente avec la réactivité jusqu'à la valeur de 2 000/an. À partir de là, ils tendent à se stabiliser. Ce phénomène est plus visible ici (pente de 18°) que pour une inclinaison de 10°.



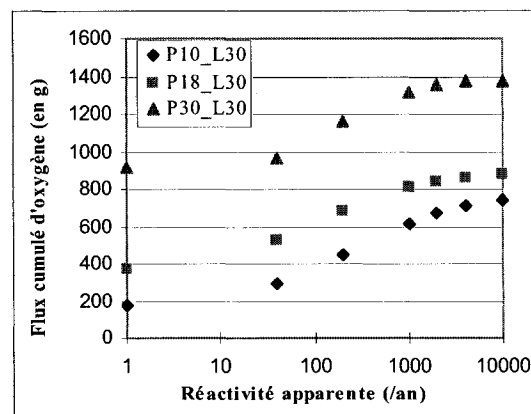
(a)



(b)



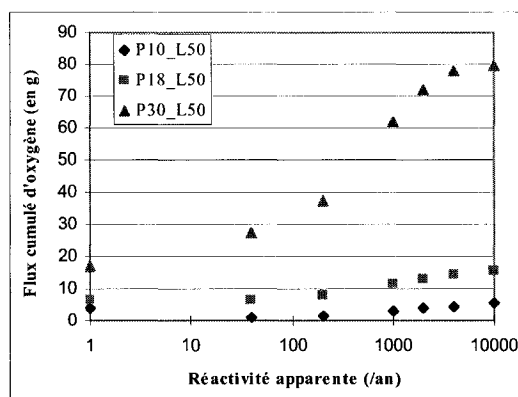
(c)



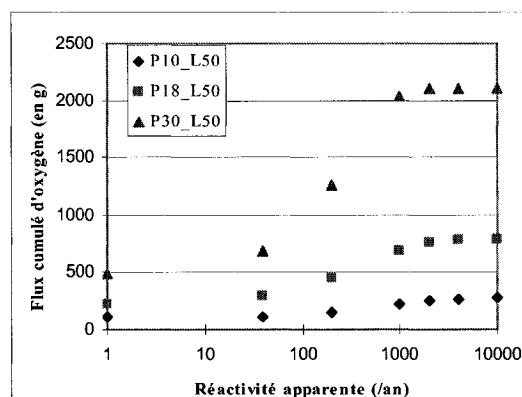
(d)

Figure 4-31 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L30 et P18_L30 et P30_L30 en fonction de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 45 jours (d)

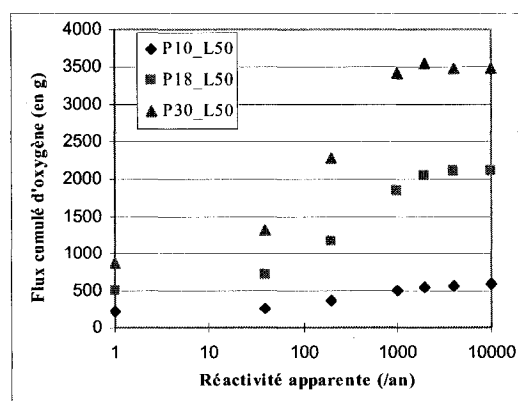
Au niveau de tous les modèles de la figure 4-32, pour les 4 temps de drainage considérés, les flux cumulés d'oxygène augmentent lorsque la réactivité apparente des résidus miniers est comprise entre 0 et 2 000/an. À partir de cette valeur, les flux d'oxygène tendent à se stabiliser comme pour les figures 4-31.



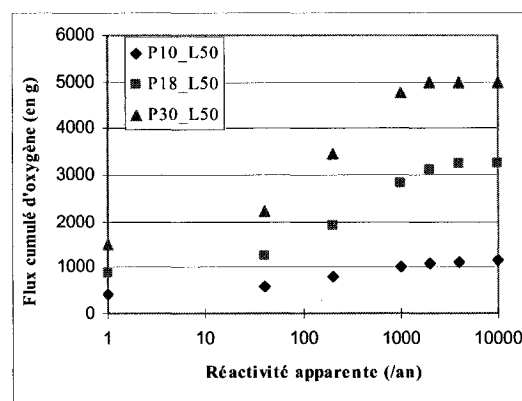
(a)



(b)



(c)



(d)

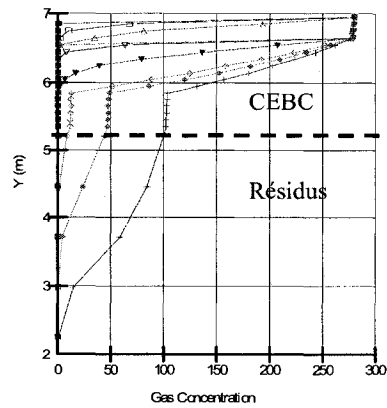
Figure 4-32 : Flux cumulés d'oxygène pour des modèles P10_L50 et P18_L50 et P30_L50 en fonction de la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC pour 4 temps de drainage : 10 jours (a), 25 jours (b), 34 jours (c) et 45 jours (d)

Cela s'explique par le fait que lorsque la réactivité des résidus miniers augmente, l'oxygène est plus rapidement consommé, ce qui augmente le gradient de concentration d'oxygène entre la base de la CEBC et l'atmosphère et entraîne systématiquement une

augmentation du flux cumulé d'oxygène. Cependant à partir d'une réactivité apparente plus grande (vers 2 000/an), tout l'oxygène est consommé à la surface des résidus miniers, ce qui fait que les gradients restent constants et le flux d'oxygène tend à rester stable. Ce phénomène est plus visible ici pour des inclinaisons de pente de 30° que pour les inclinaisons de 10° et 18°.

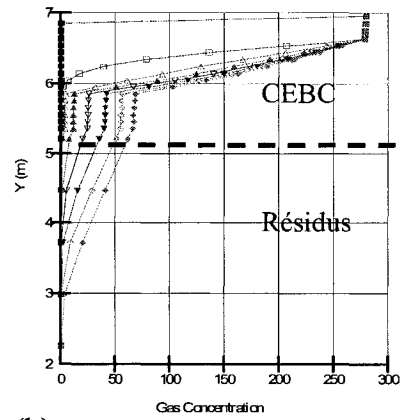
Pour démontrer cela, des profils verticaux de concentration d'oxygène ont été pris dans la couverture et les résidus miniers afin de déterminer la distance de pénétration de l'oxygène suivant la réactivité des résidus miniers recouverts.

En prenant comme référence le modèle P18_L30, les figures 4-33 montrent les profils de concentrations d'oxygène en haut de pente, à une position où la surface de la CEBC est à une élévation $y = 7$ m ($y_{\max}$ est autour de 10 m) par rapport à la surface du sol de la fondation pour différents temps de drainage lorsque les résidus miniers ont des réactivités apparentes de 0/an, 40/an, 200/an, 1 000/an, 2 000/an et 10 000/an. Ainsi on voit que pour des résidus miniers ayant une réactivité apparente nulle (fig. 4-41a), l'oxygène pénètre dans les résidus miniers sur une épaisseur d'environ 3 m alors que lorsque la réactivité apparente des résidus miniers est de 40/an (fig. 4-40b), l' O_2 ne pénètre que sur 2,2 m. Pour des réactivités apparentes de 200/an (figures 4-33), les concentrations d'oxygène sont nulles à 1,8 m dans les résidus miniers alors que pour $K_r^* = 1\,000$ /an, la quasi-totalité de l'oxygène est consommée à 50 cm dans les résidus (fig. 4-33d) et les concentrations d'oxygène sont nulles à la base de la CEBC à partir des modèles de réactivité apparentes de 2 000/an.



Tps en s

- 5.0000e+000
- 8.4473e+002
- △ 7.8414e+003
- ▲ 6.3239e+004
- ▽ 2.0657e+005
- ▼ 5.0187e+005
- ◇ 1.2184e+006
- ◊ 2.2007e+006
- + 3.9749e+006

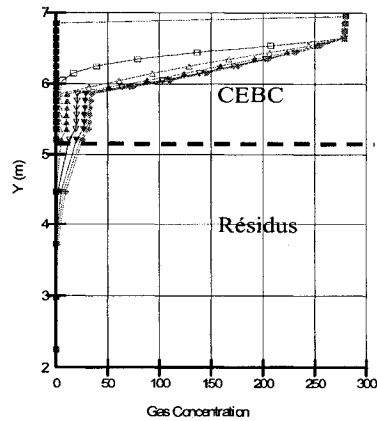


Tps en s

- 5.0000e+000
- 5.0187e+005
- △ 9.0657e+005
- ▲ 1.2184e+006
- ▽ 1.6375e+006
- ▼ 2.2007e+006
- ◇ 2.9576e+006
- + 3.9749e+006

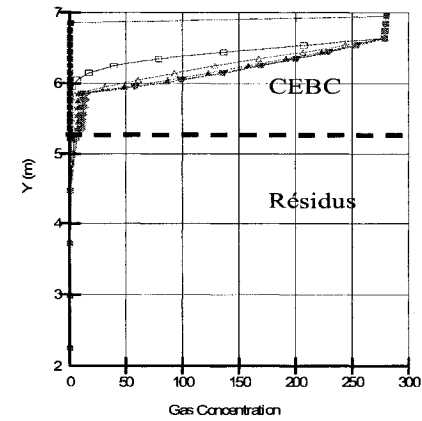
(a)

(b)



Tps en s

- 5.0000e+000
- 5.0187e+005
- △ 9.0657e+005
- ▲ 1.2184e+006
- ▽ 1.6375e+006
- ▼ 2.2007e+006
- ◇ 2.9576e+006
- + 3.9749e+006

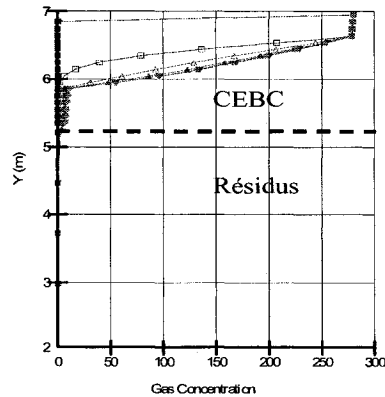


Tps en s

- 5.0000e+000
- 5.0187e+005
- △ 9.0657e+005
- ▲ 1.2184e+006
- ▽ 1.6375e+006
- ▼ 2.2007e+006
- ◇ 2.9576e+006
- + 3.9749e+006

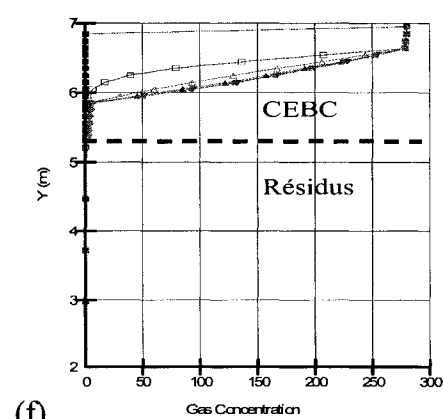
(c)

(d)



Tps en s

- 5.0000e+000
- 5.0187e+005
- △ 9.0657e+005
- ▲ 1.2184e+006
- ▽ 1.6375e+006
- ▼ 2.2007e+006
- ◇ 2.9576e+006
- + 3.9749e+006



Tps en s

- 5.0000e+000
- 5.0187e+005
- △ 9.0657e+005
- ▲ 1.2184e+006
- ▽ 1.6375e+006
- ▼ 2.2007e+006
- ◇ 2.9576e+006
- + 3.9749e+006

(e)

(f)

Figure 4-33 : Profils verticaux en haut de pente ($y=7m$) des concentrations d'oxygène en fonction de différents temps de drainage prises sur toute la CEBC et dans les résidus miniers pour un modèle P18_L30 avec des réactivités apparentes variées : 0/an (a), 40/an (b), 200/an (c), 1000/an (d), 2000/an (e) et 10000/an (f).

On remarque également que plus la réactivité des résidus miniers est élevée, plus faibles seront les concentrations d'oxygène dans la CEBC. De même l'oxygène pénétrera moins dans les résidus miniers. Il faut garder à l'esprit que pour ce modèle P18_L30, les mêmes conditions hydriques s'appliquent quelque soit la réactivité. Les différences observées au niveau des profils présentés à la figure 4-33 ne sont donc imputables qu'à la réactivité. Les profils de concentration d'oxygène semblent également très proches pour $K_r^* = 2\,000/\text{an}$ et $10\,000/\text{an}$, ce qui explique la faible variation du flux dans cette zone de réactivité.

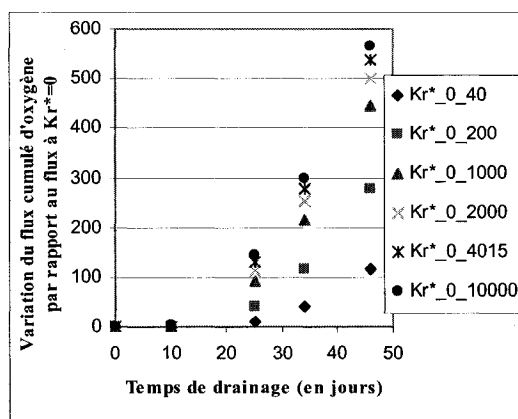
4.4.3 Influence nette de la réactivité des résidus miniers

Les figures 4-31 à 4-33 ne permettent pas de bien montrer l'effet de la réactivité sur les flux cumulés d'oxygène car les flux d'oxygène incluent les flux dus aux autres facteurs d'influence tels que l'inclinaison de la pente et la longueur des CEBC même pour le modèle de $K_r^* = 0/\text{an}$. Afin de mieux déterminer l'influence nette de la réactivité des résidus miniers sur les flux d'oxygène à la base de la CEBC, les valeurs obtenues pour les différents modèles étudiés seront comparés à celles d'un modèle à résidus inertes par rapport à l'oxygène et cela pour chaque temps de drainage considéré. La différence qui en découle sera due exclusivement à la réactivité des résidus miniers. Toutefois, il faut encore une fois mentionner que l'hypothèse de concentration d'oxygène nulle à l'état initial n'est pas réaliste dans ce cas de résidus inertes. En résumé, on peut dire que :

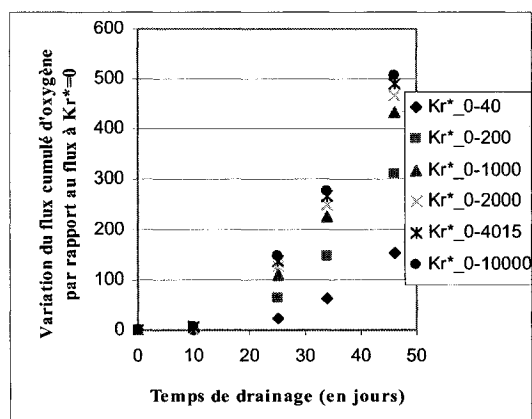
Influence nette de la réactivité = Flux cumulé d'oxygène d'un modèle réactif - Flux cumulé d'oxygène d'un modèle inerte (pour un même temps de drainage considéré).

La figure 4-34 montre les valeurs de flux cumulés imputables à la réactivité obtenues pour le modèle P10_L30, P18_L30 et P30_L30. Ainsi on observe que dans les premiers temps de drainage (10 jours), la différence est très faible à nulle. Cependant quand le temps de drainage augmente, la réactivité a plus d'influence (augmentation) sur les flux

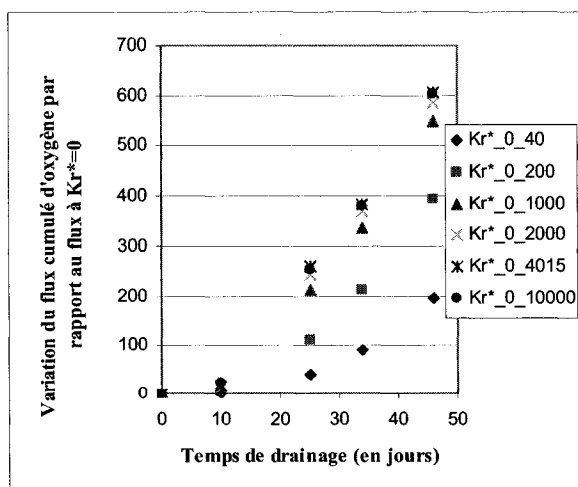
cumulés d'oxygène qui passent à travers la CEBC. En effet, pour un temps de drainage de 25 jours, une augmentation de 22,7 g et 145 g d'oxygène a été remarquée lorsque la réactivité apparente des résidus passe de 0 à 40/an et 0 à 10 000/an alors qu'à 46 jours, l'influence de la réactivité des résidus est encore plus grande (une différence de 155 à 506 g d'oxygène). Il est également important de souligner que pour un même temps de drainage et pour des réactivités supérieures à 2 000/an, il y a peu de différence au niveau des flux cumulés d'oxygène.



(a)



(b)



(c)

Figure 4-34 : Valeurs des flux cumulés d'oxygène dues exclusivement à la réactivité des résidus miniers pour des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30

Ainsi, les mêmes tendances s'observent dans tous les trois cas. Plus le temps de drainage augmente, plus la différence de flux causée par la réactivité augmente. De même, pour un même temps de drainage, la différence est d'autant plus marquée que la différence de réactivité est grande. Il est important de noter que d'une manière générale, l'effet de la réactivité est plus important quand la pente est élevée. Cependant, on observe que pour des temps de drainage de 34 et 46 jours, la variation du flux cumulé d'oxygène est plus importante pour le modèle P10_L30 à partir des réactivités de 1 000/an.

Après avoir étudié l'effet de la réactivité des résidus miniers, l'influence de la variation des propriétés de la couche de rétention d'eau sera évaluée.

4.5 Variation des propriétés des matériaux de la couche de rétention d'eau

Pour tous les résultats présentés jusqu'ici, la couche de rétention d'eau de la CEBC était constituée du matériau MRN. Des modélisations ont aussi été réalisées en considérant un matériau silteux et un matériel théorique P_6m. Les propriétés hydriques de ces deux matériaux ont été présentées plus en détails au chapitre 3 (figures 3-3 à 3-5). Des résultats plus détaillés peuvent être pris des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 3 sur DVD-Rom.

4.5.1 Cas du silt

Dans un premier temps, le MRN est remplacé par un matériel identifié comme étant un Silt ayant une pression d'entrée d'air de 30 kPa (ou environ 3 m), plus élevée que celui du MRN (1,2 m) et ayant une conductivité hydraulique saturée de $9,9 \times 10^{-8}$ m/s au lieu de 5×10^{-7} m/s pour le MRN.

Pour les modèles ayant une pente faible de 10 degrés, les figures 4-35 montrent les profils verticaux de TEV et concentrations d'oxygène en fonction du temps de drainage

vers le sommet de la pente (avec $y = 4,3$ m, $6,7$ m et $9,5$ m correspondant à la surface de la CEBC pour respectivement des longueurs de pente de 15 m, 30 m et 50 m). L'utilisation d'un silt comme couche de rétention d'eau entraîne une forte diminution du flux d'oxygène qui passe à travers le recouvrement. En effet, les concentrations d'oxygène sont pratiquement nulles à la base de la couche de silt pour les trois modèles étudiés. Cela montre que pour des pentes faibles, la désaturation de la couche de rétention d'eau est très faible lorsqu'elle est constituée de silt même pour des temps de drainage très élevés (46 jours).

Pour ce qui est des flux cumulés d'oxygène, la figure 4-36 montre les valeurs obtenues en fonction du temps de drainage pour ces différents modèles. En 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont de 2 g pour P10_L15, $10,75$ g pour P10_L30 et 22 g pour P10_L50. Dans le cas où la couche de rétention d'eau était constituée de MRN, les flux cumulés seraient de beaucoup plus élevés avec $142,4$ g, 450 g et $799,45$ g pour respectivement P10_L15, P10_L30 et P10_L50. Une grosse différence est observée au niveau des flux cumulés d'oxygène entre le Silt et le MRN.

Les flux cumulés d'oxygène ont également été étudiés lorsque l'inclinaison de la pente augmente. Les figures 4-37 montrent les flux cumulés d'oxygène pour des modèles à angle de pente plus élevées (18° et 30°). Ainsi, il a été observé une désaturation également très faible pour des longueurs de pente faibles (15 m). Les flux cumulés d'oxygène sont de $9,5$ g au bout de 46 jours de drainage pour le modèle P18_L15 alors que pour le modèle P30_L15, le flux est de $27,6$ g. Pour les modèles P18_L30 et P30_L30, ils sont respectivement de $22,37$ g et $52,4$ g d'oxygène après 46 jours de drainage, des valeurs faibles par rapport au flux obtenu si le matériau MRN constituait la couche de rétention d'eau. Pour des longueurs de pente de 50 m, les flux sont de 47 g d'oxygène pour le modèle de pente 18° et 786 g pour le modèle de pente 30° . Les flux cumulés du modèle P30_L50 s'écartent plus des flux des autres longueurs du modèle à 30° à tous les temps de drainage.

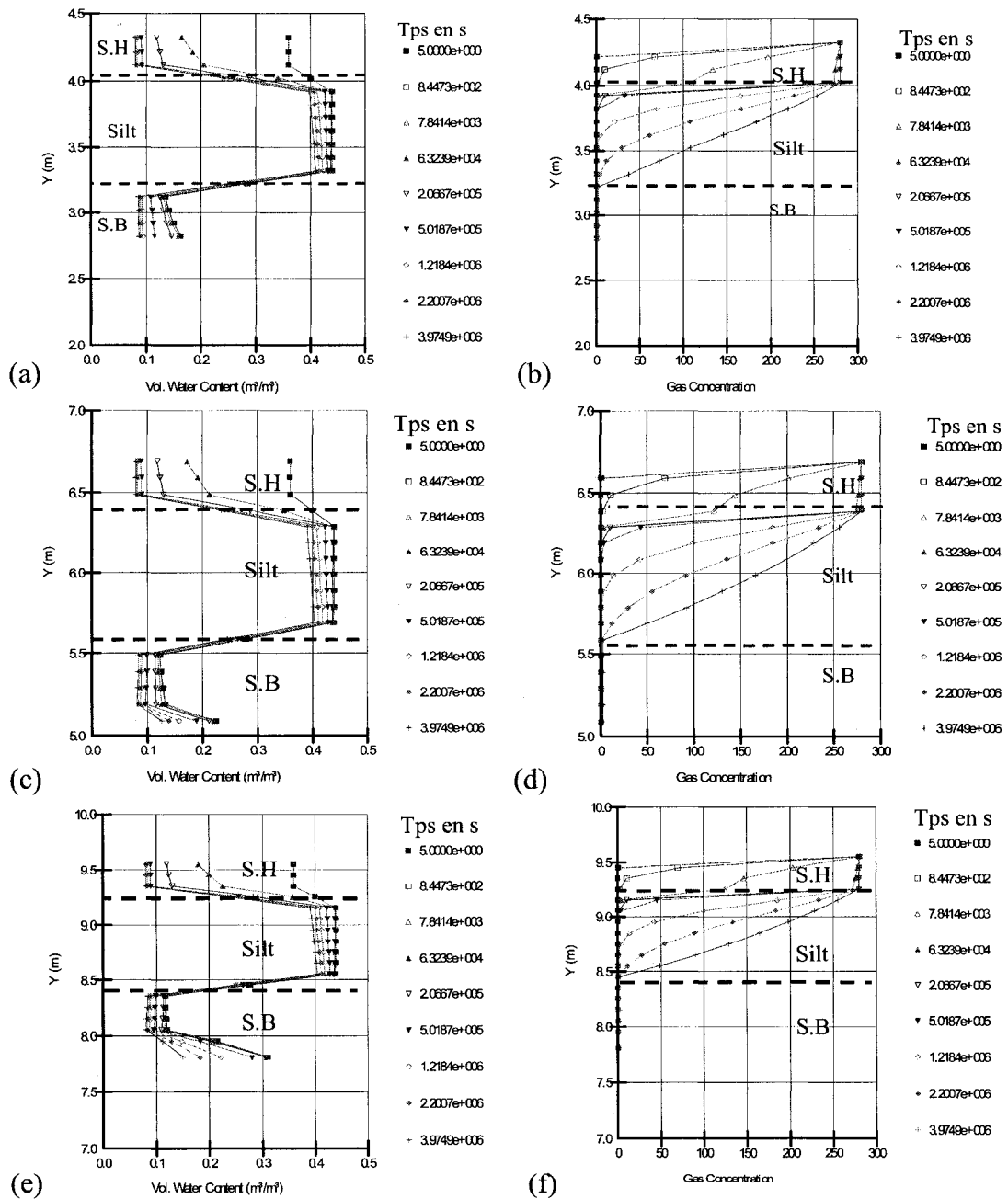


Figure 4-35 : Profils verticaux des TEV et concentrations d'oxygène en haut de pente des modèles P10_L15 (a, b), P10_L30 (c, d) et P10_L50(e, f) dont la couche de rétention d'eau est constituée de Silt.

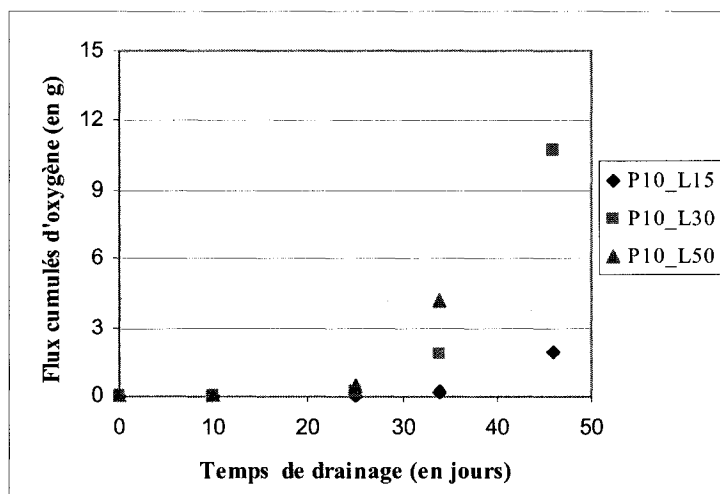


Figure 4-36 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 dont la couche de rétention d'eau est constituée de Silt

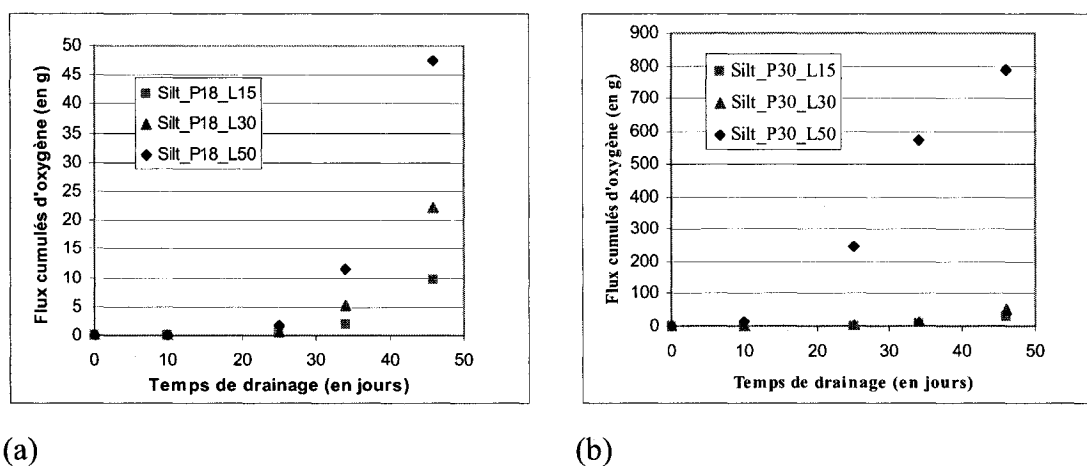


Figure 4-37 : Flux cumulés d'oxygène pour différents modèles de pentes 18° (a) et 30° (b) dont la couche de rétention d'eau est constituée de silt.

Pour mieux montrer l'amélioration de la performance de la CEBC à jouer son rôle de barrière à l'oxygène lorsque la couche de rétention d'eau est constituée du silt fin étudié, les flux cumulés d'oxygène des modèles P18_L50 et P30_L50 sont comparés aux flux obtenus à partir de modèles ayant le MRN comme couche de rétention d'eau. Les flux

cumulés d'oxygène pour des temps de drainage de 10, 25, 34 et 46 jours sont montrés à la figure 4-38 dans le cas de P18_L50. Ainsi on voit qu'ils sont très faibles lorsque le Silt remplace le matériau MRN. En effet, pour le dernier temps de drainage de 46 jours, les flux d'oxygène sont de 47,5 g pour le silt contre 1 905 g lorsque le MRN joue le rôle de rétention d'eau, soit une réduction de 1 850 g correspondant à réduction de 97,1 %.

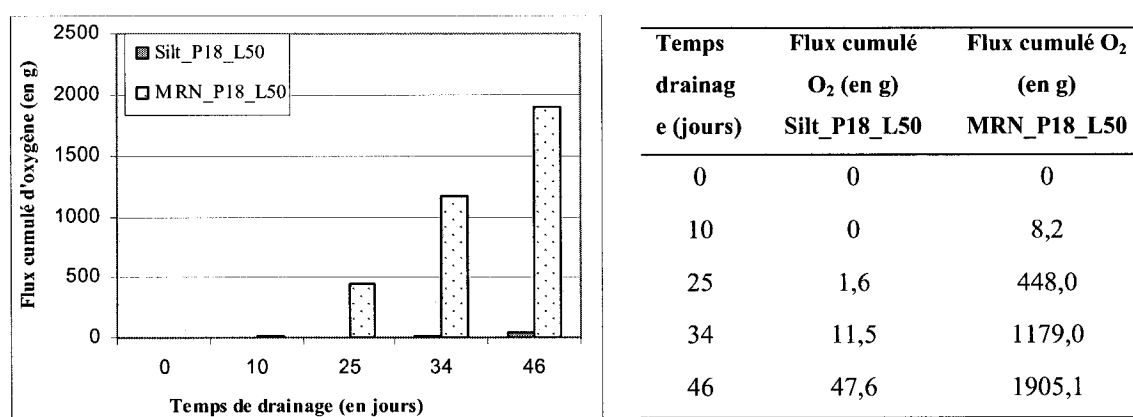


Figure 4-38 : Valeurs comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P18_L50 dont la couche de rétention est constituée de silt ou de MRN (le tableau associé à la figure montre les valeurs des flux)

Dans le cas de modèles de type P30_L50, les flux cumulés d'oxygène obtenus avec un Silt sont plus élevés que ceux obtenus avec un modèle P18_L50 (entre 250 et 800 g d'O₂) pour des temps de drainage supérieurs à 10 jours. Ainsi la différence entre les flux d'oxygène pour un modèle constitué de MRN et Silt est plus faible que lorsque la pente de la CEBC est de 18 degrés. Cependant l'utilisation d'un silt permet toujours de réduire considérablement les flux d'oxygène qui diffusent à travers la CEBC (figure 4-39).

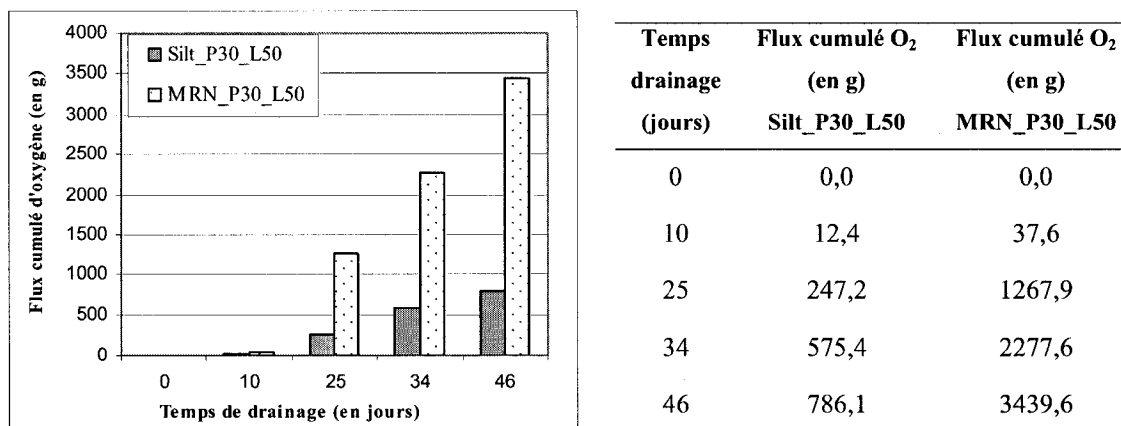


Figure 4-39 : Courbes et valeurs comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P30_L50 dont la couche de rétention est constituée de silt ou de MRN (le tableau associé à la figure montre les valeurs des flux)

Le tableau 4-5 résume les flux cumulés d'oxygène respectivement à 25 et 46 jours de drainage pour tous les modèles étudiés ayant le silt fin et le MRN comme matériaux de la couche de rétention d'eau. Dans le cas du modèle P30_L50, l'utilisation du Silt au lieu du MRN entraîne une réduction du flux cumulé de 80,5 % pour un temps de drainage de 25 jours alors que pour 46 jours de drainage, une réduction de 77 % a été observée.

L'utilisation du Silt fin comme couche de rétention d'eau est très avantageux pour la performance des CEBC étudiée car elle permet une importante diminution des flux d'oxygène qui atteignent les résidus miniers.

Tableau 4-5 : Valeurs des flux cumulés d'oxygène à 25 jours et 46 jours de drainage pour tous les modèles étudiés lorsque la couche de rétention est constitué de MRN et de Silt fin

Modèle	Flux cumulés d'oxygène (g) avec MRN		Flux cumulés d'oxygène (g) avec le Silt		Réduction du flux (%)	
	25 jours	46 jours	25 jours	46 jours	25 jours	46 jours
P10_L15	15,9	142	0,01	1,9	99,9	98,7
P10_L30	74,5	451	0,15	10,8	99,8	97,6
P10_L50	153	799	0,43	21,3	99,7	97,3
P18_L15	65,1	335	0,2	9,5	99,7	97,2
P18_L30	158	682	0,68	22	99,6	96,8
P18_L50	448	1910	1,6	47,6	99,6	97,5
P30_L15	171	669	1,22	27,6	99,3	95,9
P30_L30	329	1160	2,8	52,5	99,1	95,5
P30_L50	1267	3440	247	786,1	80,5	77,1

4.5.2 Cas du matériel théorique nommé P_6m

Lorsque la couche de rétention d'eau est constituée d'un matériel théorique ayant une pression d'entrée d'air d'environ 6 m et une conductivité hydraulique saturée de $8,47 \times 10^{-8}$ m/s (voir figures 3-3 et 3-4), la figure 4-40 montre que les flux cumulés d'oxygène sont très faibles (voire nuls) pour une pente élevée de 30 degrés avec des longueurs de 15, 30 et 50 m (figure 4-34). Les flux sont encore plus faibles pour les pentes de 10 et 18 degrés (résultats non présentés ici).

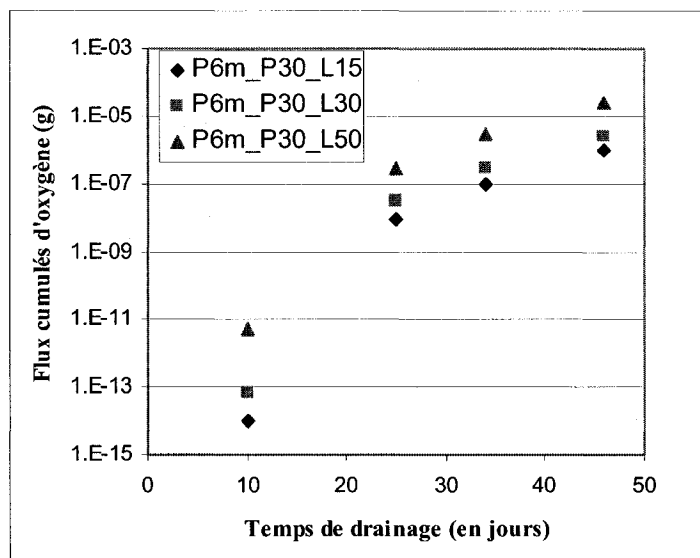


Figure 4-40 : Flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour différents modèles de pente 30 lorsque la couche de rétention d'eau est constituée d'un matériel théorique P_6m

Afin d'effectuer une comparaison entre les 3 matériaux étudiés comme couche de rétention d'eau, la figure 4-41 montre les flux cumulés d'oxygène d'un modèle P30_L50 pour différents temps de drainage lorsque la couche de rétention d'eau est constituée de MRN, Silt fin et P_6m. Après 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène du matériau P_6m sont toujours proches de 0 alors que ceux du silt et du MRN sont respectivement de 786 g et 3 539 g.

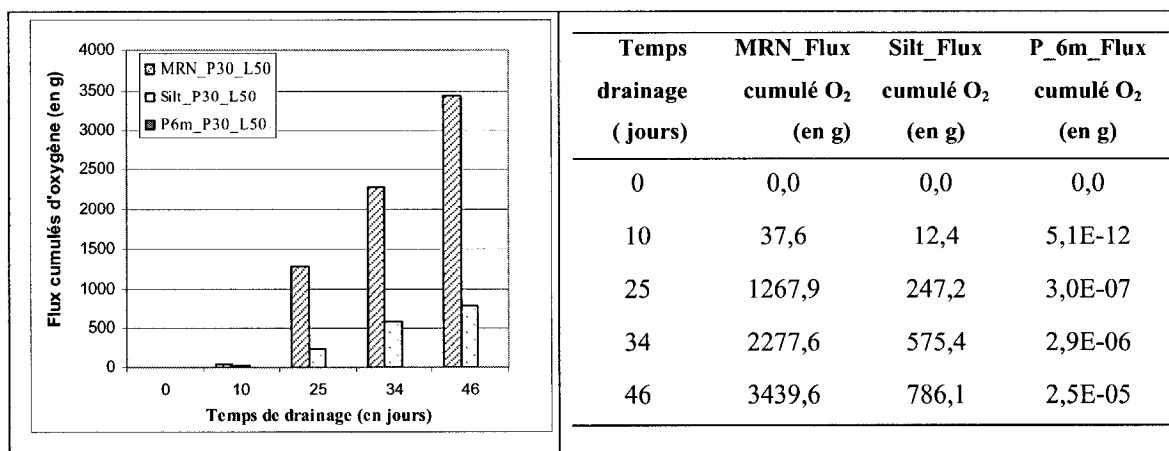


Figure 4-41 : Courbes comparatives du flux cumulé d'oxygène en fonction de différents temps de drainage pour des modèles P30_L50 dont la couche de rétention est constituée de P_6m, Silt ou MRN

Plus la conductivité hydraulique saturée ou non saturée de la couche de rétention d'eau est faible, moins celui-ci se désature ce qui entraîne une meilleure performance de la CEBC sous climat humide. La pression d'entrée d'air de la couche de rétention d'eau joue également un rôle important. En effet, le Silt fin et le P_6m ont des conductivités hydrauliques saturées presque identiques; et la conductivité hydraulique non saturée du Silt est inférieure à celle du P_6m lorsque les succions sont élevées (voir figure 3-4). La différence de flux observée entre le Silt et P_6m est donc liée ici à l'AEV des matériaux. Les succions observées ici sont faibles pour désaturer P_6m.

Ainsi, un choix judicieux de ces deux paramètres (conductivité hydraulique et AEV) permet d'avoir une performance optimale de la couche de rétention d'eau d'une CEBC, ce qui entraîne une réduction de la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers potentiellement générateurs d'acidité.

CHAPITRE 5 : ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

Après avoir étudié les effets des principaux paramètres considérés comme les plus importants dans les mouvements de gaz (oxygène) à travers une CEBC, des simulations numériques complémentaires ont été menées. Elles ont permis d'étudier l'influence de la réactivité de la couche de rétention d'eau de la CEBC ainsi qu'une variation de son épaisseur de même que l'effet de la température sur les flux cumulés d'oxygène. Enfin, l'efficacité des CEBC sera évaluée.

5.1 Influence de la réactivité de la couche de rétention d'eau

Après avoir étudié l'effet de la réactivité des résidus miniers sous la CEBC sur la diffusion de l'oxygène, l'influence d'une couche réactive au niveau de la CEBC sera considérée. Comme mentionné au chapitre 2, de tels recouvrements légèrement réactifs ont déjà été utilisés (Bussière *et al.*, 2004). Des valeurs de réactivité apparente relativement faibles seront choisies pour la couche de rétention d'eau et on suppose qu'il n'y a pas de génération d'acide. Ainsi, notre choix s'est fixé sur 2 valeurs de K_r^* , 50/an et 200/an, pour la présente étude. Les simulations numériques ont portées essentiellement sur trois modèles ayant la même longueur de pente mais des inclinaisons différentes : il s'agit des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30. Les résultats des flux cumulés d'oxygène à la base du recouvrement sont comparés à ceux des modèles à CEBCs non réactives. Pour toutes les simulations numériques effectuées, la réactivité apparente K_r^* des résidus miniers sous-jacents est de 200/an. Il est également important de noter que la couche de rétention d'eau est toujours constituée par le matériau MRN. Le tableau 5-1 montre les teneurs en eau équivalent θ_{eq} en fonction du degré de saturation de la couche de rétention d'eau ainsi que les coefficients de réactivité apparents K_r^* correspondants. Les concentrations d'oxygène ainsi que les flux cumulés

en fonction de différents temps de drainage sont présentés dans la suite. D'autres résultats plus détaillés peuvent être pris des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 4 sur DVD-Rom.

Tableau 5-1 : Évolution des valeurs de K_r de la couche de rétention d'eau de la CEBC en fonction du degré de saturation S_r et θ_{eq} pour différentes valeurs de K_r^*

S_r (%)	θ_{eq} (°)	K_r (/an)	
		$K_r^* = 50/\text{an}$	$K_r^* = 200/\text{an}$
100	0,01	0,7	2,6
90	0,06	2,8	11,2
80	0,10	4,9	19,7
70	0,14	7,1	28,2
60	0,18	9,2	36,8
50	0,23	11,3	45,3
40	0,27	13,5	53,9
30	0,31	15,6	62,4
20	0,35	17,7	70,9
10	0,40	19,9	79,5

5.1.1 Modèle P10_L30

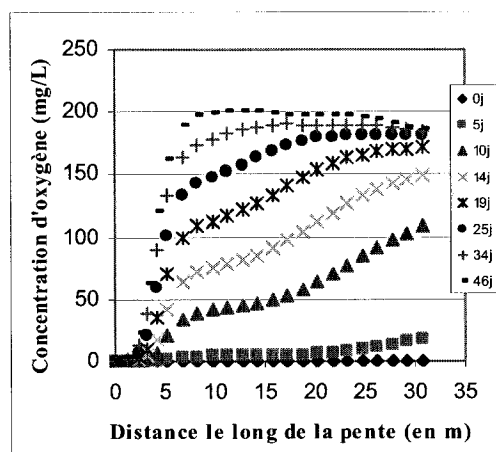
Les figures 5-1 montrent les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau en fonction de la distance sur la pente, pour plusieurs temps de drainage et pour $K_r^* = 0, 50$ et $200/\text{an}$ dans la CEBC. En général, les concentrations d'oxygène sont plus faibles en bas de pente qu'en haut de pente à cause de la désaturation plus marquée quand l'élévation augmente. De plus, lorsque les concentrations d'oxygène augmentent le temps de drainage augmente.

Après 5 jours de drainage, les concentrations d'oxygène sont nulles en bas de pente et elles augmentent progressivement vers le haut de la pente. Cependant elles demeurent toujours faibles même en haut de pente. En effet, vers 30 m, les concentrations en oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau sont de 18,2 mg/L pour une CEBC non réactive (figure 5-1a), alors que, pour des réactivités apparentes de 50/an (figure 5-1b) et 200/an (figure 5-1c), elles sont respectivement de 13,4 mg/L et 5,9 mg/L. Les faibles concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau peuvent s'expliquer par le fait que le matériau est fortement saturé ce qui constitue une barrière efficace à la diffusion de l'oxygène.

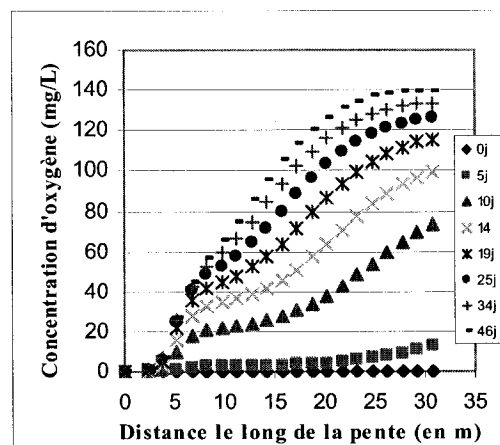
Après 10 jours de drainage, les concentrations d'oxygène sont pratiquement nulles en bas de pente, elles augmentent progressivement lorsqu'on va vers le haut de pente. Cette augmentation dépend de la réactivité de la couche de rétention d'eau. Pour une réactivité nulle (Figure 5-1a), les concentrations d'oxygène en haut de pente (30 m environ du pied de pente) sont de 108 mg/L alors que lorsque les réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau sont de 50/an (Figure 5-1b) et 200/an (Figure 5-1c), les concentrations d'oxygène en haut de pente sont respectivement de 73,7 et 30,7 mg/L, soit des écarts de concentration en oxygène de 34,3 mg/L entre les réactivités apparentes de 0 et 50/an et de 77,3 mg/L pour des réactivités de 0/an et 200/an.

À des temps de drainage plus grands, il y a toujours une diminution des concentrations d'oxygène surtout lorsque la réactivité de la couche de rétention d'eau de la CEBC augmente. Après 46 jours de drainage, les concentrations d'oxygène en haut de pente sont respectivement d'environ 185 mg/L, 139 mg/L et 76 mg/L pour des réactivités apparentes de 0, 50/an et 200/an. Aussi, on remarque que pour le modèle à réactivité apparente nulle dans la CEBC, pour un temps de drainage de 46 jours, les concentrations d'oxygène augmentent rapidement lorsqu'on s'éloigne du bas de pente. Elle atteint son maximum vers 10 m du pied de pente (200 mg/L). À partir de là, elle reste relativement constante lorsqu'on va vers le haut de pente jusqu'à 23 m du pied de pente et par la suite

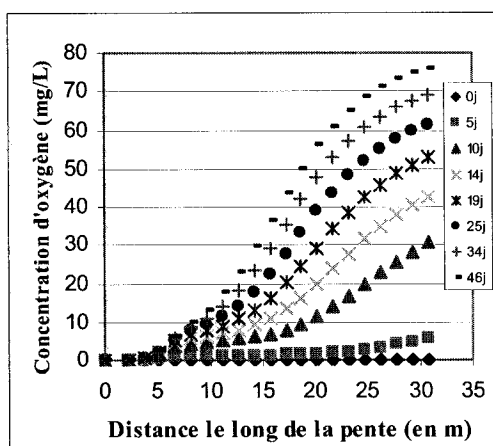
elles diminuent légèrement vers le haut de pente. Cela est dû à la plus grande désaturation en haut de pente qui entraîne une augmentation de la réactivité des résidus miniers (donc plus d'oxygène sera consommé).



(a)



(b)



(c)

Figure 5-1 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P10_L30

Pour les CEBC réactives, on remarque que les concentrations d'oxygène dans la couverture diminuent lorsque la réactivité apparente de la couche de rétention d'eau augmente. Cela s'explique par le fait qu'une partie de l'oxygène est consommée par la couverture elle-même (Mbonimpa *et al.*, 2002a, 2003).

Il est important de noter que pour une CEBC inerte, les concentrations d'oxygène près du pied de pente sont beaucoup plus importantes que celles d'une CEBC réactive. Par exemple à 5,2 m du pied de pente, les concentrations d'oxygène sont de 20,1 mg/L après 46 jours de drainage pour une CEBC inerte. Pour des modèles de réactivité apparente 50/an et 200/an, les concentrations d'oxygène sont de 9,8 mg/L et 1,71 mg/L. Cette diminution est liée à la réactivité de la couche de rétention d'eau.

Il est également intéressant d'évaluer l'effet de la réactivité de la couche de rétention d'eau sur les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC. Les résultats obtenus sont montrés à la figure 5-2 pour différents temps de drainage et pour les 3 valeurs de K_r^* (0, 50 et 200/an). Un tableau résumant les valeurs des flux est associé à cette figure. Pour des temps de drainage allant jusqu'à 10 jours, les flux cumulés d'oxygène à la base du recouvrement sont très faibles (proches de 0) avec des valeurs d'autant plus faibles que la réactivité apparente est élevée. À 14 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont de 4,1 g pour une CEBC inerte alors qu'ils ne sont que de 2,3 g et 0,6 g pour des réactivités apparentes de 50 et 200/an respectivement. Pour des temps de drainage plus grands, l'écart entre les flux d'oxygène qui passent à travers le recouvrement est plus important. Par exemple, pour un temps de drainage de 25 jours, le flux cumulé à la base du recouvrement réactif, par rapport au flux cumulé du modèle à CEBC inerte, diminue de 32 g d'O₂ avec $K_r^* = 50/\text{an}$ et de 62 g avec $K_r^* = 200/\text{an}$. À 46 jours de drainage, l'écart est de 178 g entre les modèles de $K_r^* = 0/\text{an}$ et $K_r^* = 50/\text{an}$, et de 359 g entre $K_r^* = 0/\text{an}$ et $K_r^* = 200/\text{an}$. Ces résultats confirment ceux sur les concentrations d'oxygène. En effet, la diminution du flux d'oxygène à la base de la CEBC lorsque la

réactivité de la couche de rétention d'eau augmente, se justifie par le fait qu'une partie de l'oxygène est consommée par la couche de rétention elle-même.

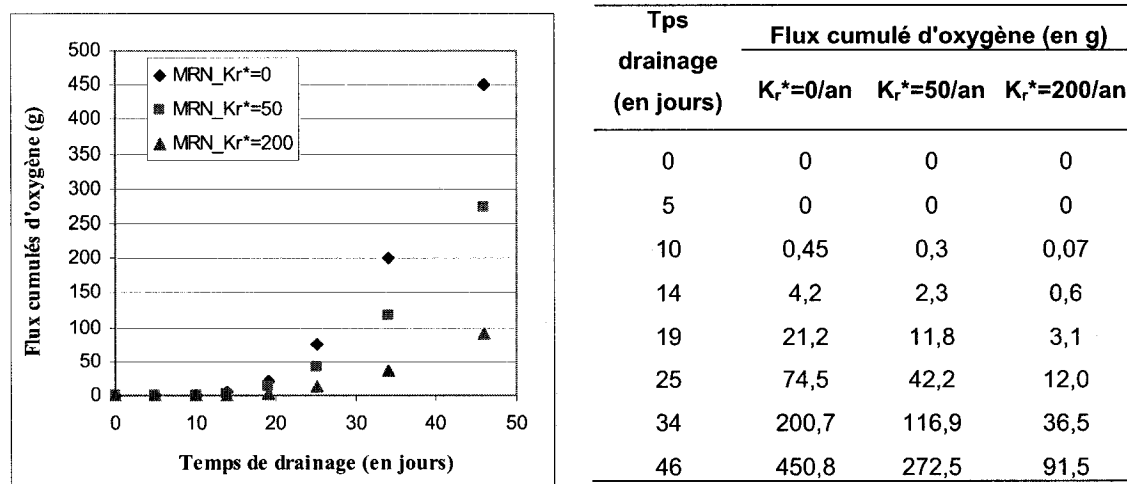


Figure 5-2 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P10_L30 pour différentes valeurs de K_r^* de la couche de rétention d'eau.

5.1.2 Modèle P18_L30

Les courbes de concentration d'oxygène le long de la pente, au milieu de la couche de rétention d'eau sont présentées pour plusieurs temps de drainage à la figure 5-3. Les concentrations d'oxygène sont plus faibles en bas de pente quelque soit le temps de drainage considéré. Par exemple, pour un temps de drainage de 5 jours, les concentrations d'oxygène augmentent progressivement le long de la pente, avec des valeurs plus élevées lorsque la réactivité de la couche de rétention d'eau est faible. En effet, en haut de pente (à une distance d'environ 26 m du pied de la pente), elles sont de 46,5 mg/L, 35,1 mg/L et 13,3 mg/L respectivement pour les réactivités apparentes de 0/an, 50/an et 200/an. Pour un temps de drainage de 10 jours, à environ 26 m du pied de pente, les concentrations d'oxygène sont de 136 mg/L, 95,1 mg/L et 43,7 mg/L correspondant respectivement aux modèles à $K_r^* = 0$, $K_r^* = 50/\text{an}$ et $K_r^* = 200/\text{an}$.

Pour un même temps de drainage et une même position le long de la pente, les concentrations d'oxygène sont généralement plus élevées pour le modèle P18_L30 que pour le modèle P10_L30. Par exemple, pour des temps de drainage de 46 jours, à une distance autour de 10m du pied de la pente dans le modèle P18_L30, les concentrations d'oxygène sont de 200 mg/L, 121 mg/L et 51,1 mg/L respectivement pour des $K_r^* = 0, 50$ et 200/an alors que pour le modèle P10_L30, les concentrations d'oxygène sont de 200 mg/L, 65,5 mg/L et 13,2 mg/L. On voit que pour des couvertures non réactives, les concentrations d'oxygène sont approximativement les mêmes. La différence est plus visible lorsque la réactivité de la couche de rétention d'eau augmente. Lorsque les résultats sont pris en haut de pente (à une distance d'environ 26 m du pied de la pente), les concentrations d'oxygène sont de 174 mg/L, 137 mg/L et 83,6 mg/L respectivement pour $K_r^* = 0, 50$ et 200/an dans le modèle P18_L30. Donc on peut en conclure que plus le temps de drainage est élevé, plus les concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau sont grandes. De même, les concentrations d'oxygène sont plus faibles en bas de pente que vers le haut de la pente des CEBC. Notons que pour des temps de drainage de 10 jours et plus, les concentrations d'oxygène augmentent rapidement du bas de pente jusque vers 8 m du pied de pente puis elles tendent à se stabiliser et même à diminuer légèrement. Par exemple, les concentrations d'oxygène passent de 0 mg/L au niveau du drain de pied à 156 mg/L à 2,7 m pour un temps de drainage de 46 jours et pour un modèle à CEBC inerte. Cela peut s'expliquer par le fait que la désaturation de la couche de rétention est plus importante vers le haut de pente ce qui fait que la réactivité des matériaux augmente. Il est également à noter que lorsque la réactivité de la couche de rétention d'eau augmente, l'augmentation de la concentration d'oxygène du bas de pente vers le haut de pente est moins rapide.

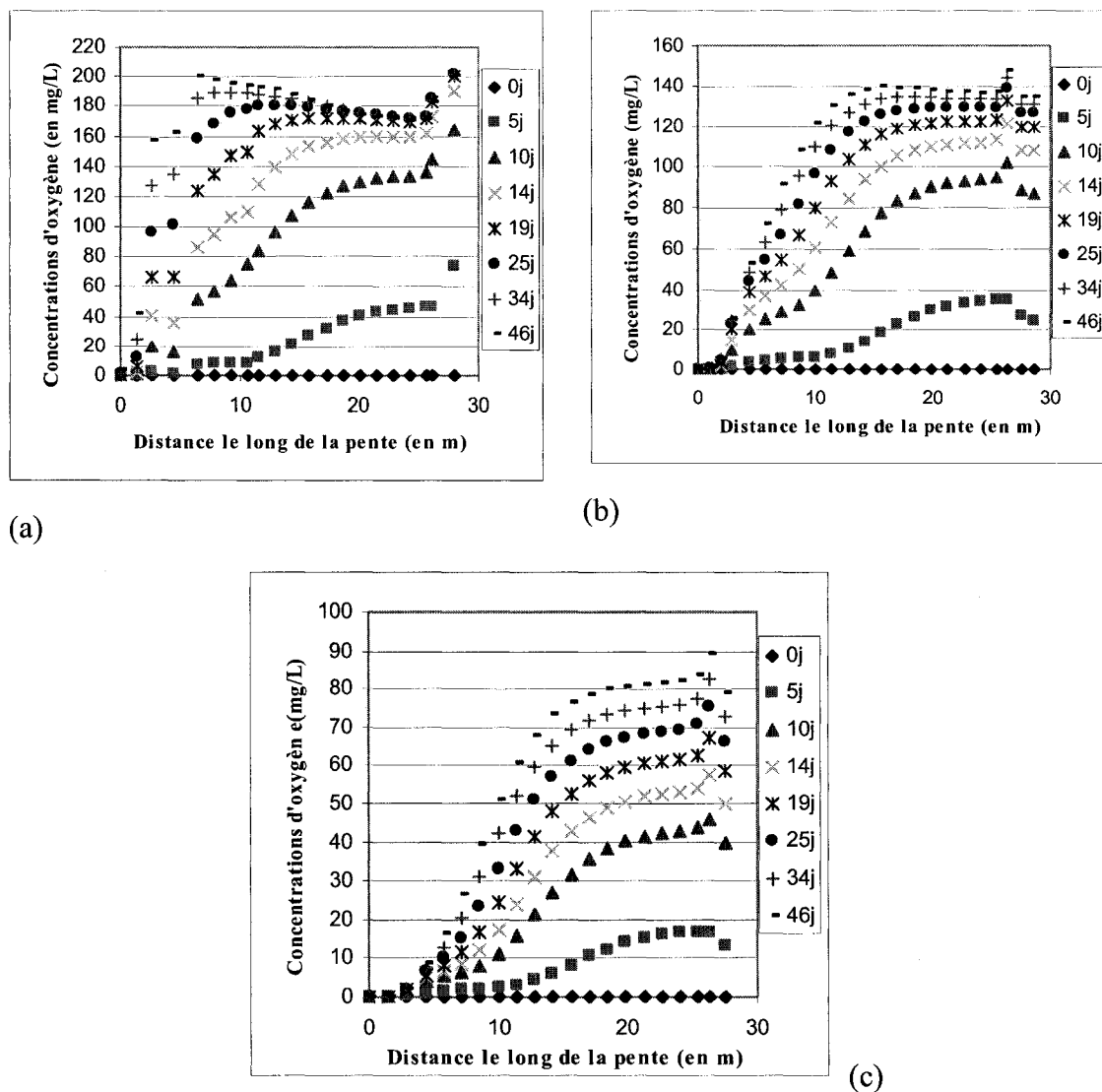
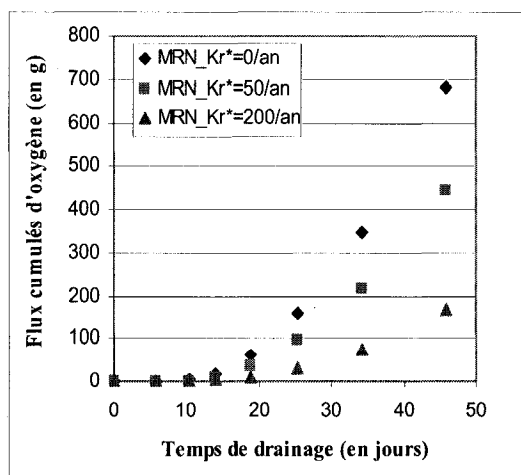


Figure 5-3 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P18_L30

Les flux cumulés d'oxygène à la base du recouvrement ont été étudiés (figure 5-4) pour les temps de drainage considérés précédemment.



Temps de drainage (en jours)	Flux cumulé d'oxygène (en g)		
	$K_r^*=0/\text{an}$	$K_r^*=50/\text{an}$	$K_r^*=200/\text{an}$
0	0	0	0
5	0,0124	0,0086	0,0031
10	3,2	2,0	0,6
14	17,2	10,3	2,9
19	60,2	35,5	10,5
25	158,2	95,1	30,4
34	346,8	216,3	75,5
46	682,0	442,4	167,9

Figure 5-4 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes valeurs de K_r^* de la couche de rétention d'eau.

Les flux cumulés d'oxygène sont ici aussi très faibles (proches de 0) pour des temps de drainage de moins de 10 jours. Aussi lorsque le temps de drainage augmente, les flux cumulés d'oxygène augmentent. Plus le temps de drainage augmente, plus l'écart entre les flux cumulés d'oxygène à la base du recouvrement avec ou sans réactivité augmente. Lorsqu'on passe d'une réactivité à l'autre, les différences de flux observées sont plus élevées que celles du modèle P10_L30, et ce à tous les temps de drainage. Par exemple, à 46 jours de drainage, l'écart est de 240 g correspondant à une diminution de 36 % (contre 178 g ou 40 % pour P10_L30) entre les modèles de $K_r^* = 0/\text{an}$ et $K_r^* = 50/\text{an}$, et de 514 g correspondant à une baisse de 75 % (contre 359 g ou 79,5 % pour P10_L30) entre $K_r^* = 0/\text{an}$ et $K_r^* = 200/\text{an}$.

5.1.3 Modèle P30_L30

Des essais ont été également effectués pour des modèles à pente plus élevée (P30_L30) ce qui nous permet de voir si les mêmes tendances se maintiennent. Les résultats des concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention d'eau en fonction de la

longueur de la pente sont montrés à la figure 5-5. Comme avec les modèles précédents, ces figures montrent que les concentrations d'oxygène augmentent avec le temps de drainage. De plus, plus la réactivité apparente des matériaux de la couche de rétention d'eau est élevée, plus faibles sont les concentrations d'oxygène dans la couche de rétention d'eau.

À partir d'un temps de drainage d'environ 14 jours, les concentrations d'oxygène pour un modèle à CEBC inerte atteignent rapidement 220 mg/L à environ 4m sur la pente. Par la suite, les valeurs des concentrations d'oxygène, vers le haut de la pente, tournent autour de 160 mg/L. Par contre, pour des modèles à CEBC réactif, le palier est atteint plus tard. Pour le même temps de drainage, les concentrations d'oxygène augmentent progressivement et restent constantes à 120 mg/L à 16 m sur la pente lorsque la couche de rétention d'eau a une réactivité apparente de 50/an alors que lorsqu'elle est de 200/an, les concentrations sont de 60,2 mg/L à 18 m sur la pente. À 46 jours de drainage, les concentrations d'oxygène sont toujours autour de 160 mg/L pour le modèle sans réactivité alors que pour $K_r^* = 50/\text{an}$ et $200/\text{an}$, les concentrations d'oxygène sont respectivement de 140 mg/L et 90 mg/L vers le haut de la pente. Plus la couche de rétention d'eau est réactive, plus la différence de concentration d'oxygène entre 2 temps de drainage donné et pour un point considéré est grande.

Les valeurs obtenues présentent parfois un aspect dentelé qui est remarqué principalement au niveau des modèles de pente 30. Les courbes pourraient être lissées ce qui permet de faire ressortir les tendances générales.

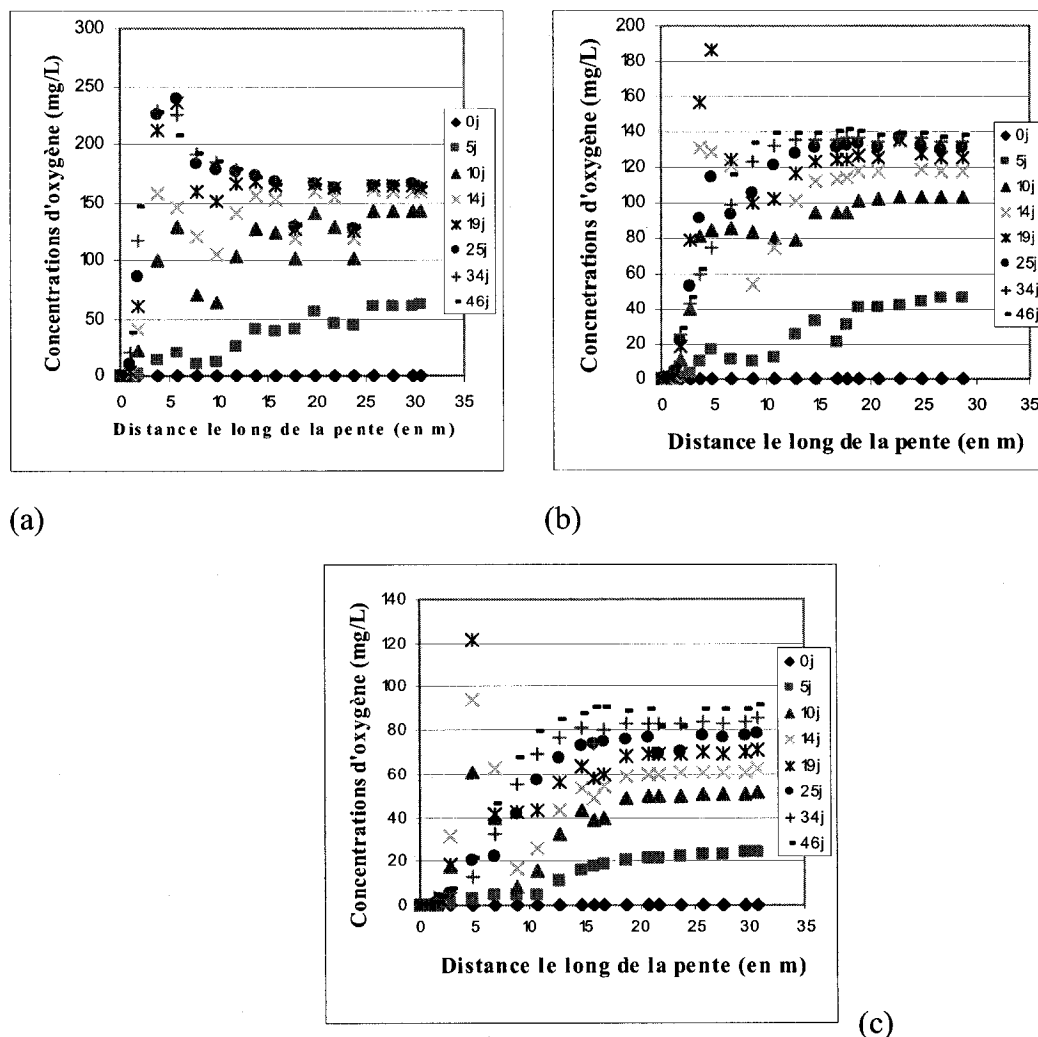
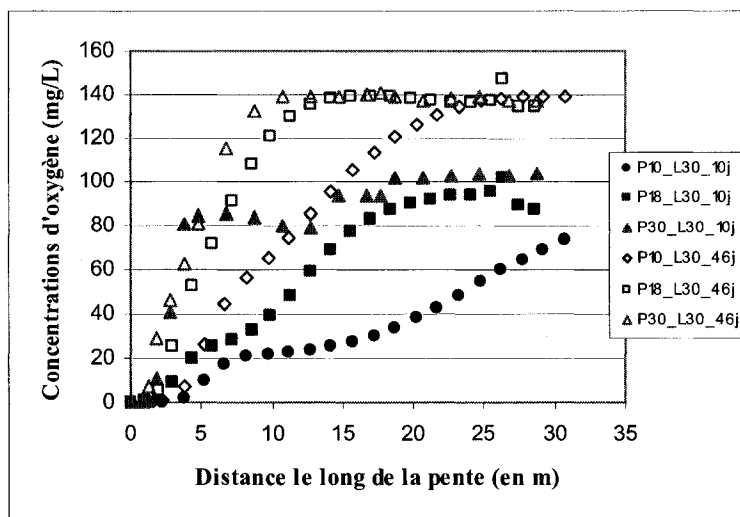


Figure 5-5 : Profils de concentrations d'oxygène au milieu de la couche de rétention, d'eau le long de la pente pour différentes réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, 0/an (a), 50/an (b) et 200/an (c) d'un modèle P30_L30

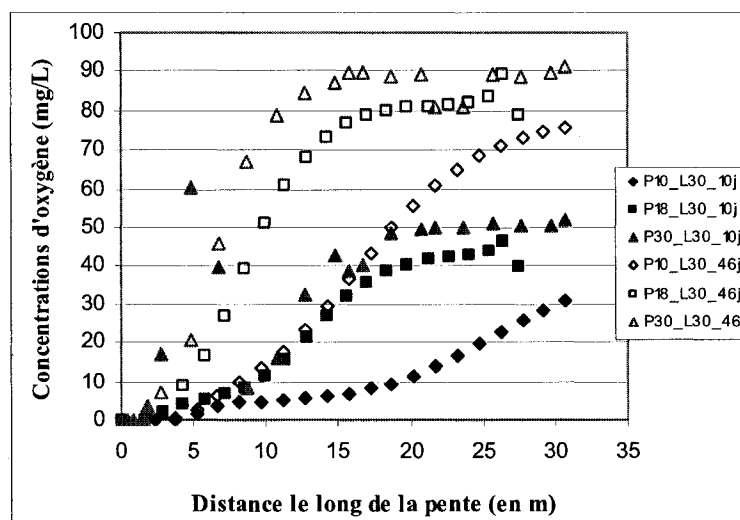
5.1.4 Comparaison des résultats des 3 modèles

Afin de voir l'effet de l'inclinaison de la pente sur l'évolution des concentrations d'oxygène dans les 3 modèles étudiés (P10_L30, P18_L30 et P30_L30), les figures 5-6 comparent les concentrations d'oxygène pour des temps de drainage de 10 et 46 jours

avec des réactivités apparentes K_r^* de la couche de rétention d'eau de 50/an (fig. 5-6a) et 200/an (fig. 5-6b).



(a)



(b)

Figure 5-6 : Profils de concentrations d'oxygène le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau des modèles de pente 10, 18 et 30 pour des réactivités apparentes K_r^* de 50/an(a) et 200/an (b) et des temps de drainage de 10 et 46 jours.

Les résultats obtenus indiquent que les concentrations d'oxygène le long de la pente au milieu de la couche de rétention d'eau de la CEBC sont plus élevées lorsque la pente de la CEBC augmente quelle que soit la position considérée sur la pente et indépendamment du temps de drainage. Les concentrations d'oxygène augmentent aussi avec le temps de drainage et diminuent avec la réactivité des matériaux de la couche de rétention d'eau de la CEBC.

Le tableau 5-2 compare les flux cumulés à la base de la CEBC pour 3 configurations étudiés (P10_L30, P18_L30 et P30_L30), pour des temps de drainage de 10, 25 et 46 jours avec des réactivités apparentes K_r^* de la couche de rétention d'eau de 0, 50/an et 200/an. Ainsi on voit que lorsque l'inclinaison de la pente augmente, les flux cumulés d'oxygène augmentent pour une même longueur quelque soit le temps de drainage considéré et indépendamment de la réactivité de couche de rétention d'eau. De même, lorsque la réactivité de la couche de rétention d'eau augmente, les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC diminuent et cela pour les temps de drainage considérés.

En prenant comme référence une CEBC inerte, la réduction (%) du flux induite par la réactivité apparente de la couche de rétention d'eau est montrée au tableau 5-3 (par rapport au cas $K_r^*=0$). D'une manière générale, la réduction du flux cumulé d'oxygène diminue lorsque l'inclinaison de la pente augmente pour des modèles de même réactivité et pour le même temps de drainage. Une exception est remarquée au niveau du temps de drainage de 10 jours et pour $K_r^* = 50/\text{an}$. Plus d'investigations seraient nécessaires pour expliquer cette exception.

Tableau 5-2 : Flux cumulés d'oxygène des modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30 en fonction de différents temps de drainage et pour des réactivité apparentes de la couche de rétention d'eau $K_r^*=0, 50$ et $200/\text{an}$.

Modèles	Réactivité CEBC (/an)	Flux cumulé d'oxygène (en g)		
		10 jours	25 jours	46 jours
P10_L30	$K_r^*=0$	0,45	74,5	450,8
	$K_r^*=50$	0,3	42,2	272,5
	$K_r^*=200$	0,07	12	91,5
P18_L30	$K_r^*=0$	3,2	158,1	682,0
	$K_r^*=50$	2,0	95,1	442,4
	$K_r^*=200$	0,6	30,4	168,0
P30_L30	$K_r^*=0$	14,8	329,1	1 159,6
	$K_r^*=50$	8,4	211,5	863,5
	$K_r^*=200$	2,7	79,1	380

Tableau 5-3 : Pourcentage de réduction du flux cumulé d'oxygène de différents modèles de longueur 30m et de pente variées lorsque la CRE de la CEBC a des réactivités apparentes $K_r^*=50, 200/\text{an}$ pour plusieurs temps de drainage

Modèles	Réactivité CEBC (/an)	Réduction du flux cumulé d'oxygène (%) par rapport à une CEBC de $K_r^*=0$		
		10 jours	25 jours	46 jours
P10_L30	$K_r^*=50$	33,3%	43,4%	39,6%
	$K_r^*=200$	84,4%	83,9%	79,7%
P18_L30	$K_r^*=50$	37,5%	39,8%	35,1%
	$K_r^*=200$	81,3%	80,8%	75,4%
P30_L30	$K_r^*=50$	43,2%	35,7%	25,5%
	$K_r^*=200$	81,8%	76,0%	67,2%

À la lumière de ces résultats, on peut conclure que le fait de construire une CEBC légèrement réactive diminue considérablement les flux d'oxygène qui diffusent à travers le recouvrement, ce qui améliore leur efficacité. Cette conclusion avait déjà été formulée par Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) et Bussière *et al.* (2004) pour des cas unidimensionnels et en se basant sur des flux ponctuels à une section donnée et non sur des flux cumulés. Les travaux effectués ici précisent l'effet de la pente sur cette contribution de la réactivité à réduire le flux. Il faut néanmoins mentionner que cette amélioration de l'efficacité sera limitée dans le temps par l'épuisement de la réactivité des matériaux de la CEBC.

5.2 Effets de la variation de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau

Afin de déterminer l'influence de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau sur les flux cumulés d'oxygène, le modèle P18_L30 a été étudié en drainage lorsque la couche de rétention d'eau a une épaisseur de 40 cm, 80 cm et 160 cm. Les figures 5-7a et b montrent les courbes comparatives des flux cumulés obtenus lorsque les résidus miniers ont une réactivité apparente de 200/an et que la CEBC est inerte. Le tableau 5-4 montre les valeurs de flux cumulés d'oxygène obtenues en faisant varier l'épaisseur de la couche de rétention d'eau (MRN) ainsi que la réduction des flux (%) par rapport au modèle de plus faible épaisseur (40 cm). D'autres résultats plus détaillés peuvent être pris des fichiers des modélisations numériques relatives à ces calculs présentés en annexe 5 sur DVD-Rom.

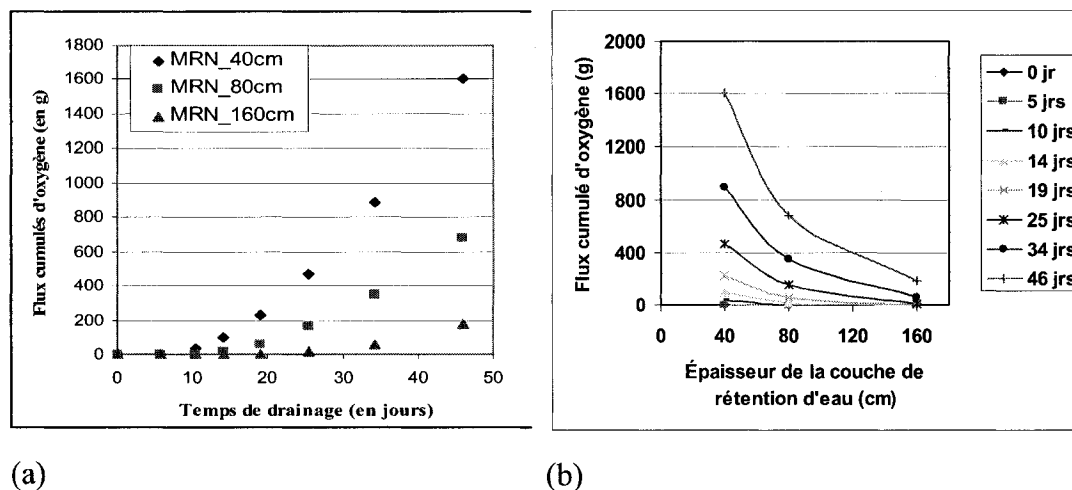


Figure 5-7 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes épaisseurs de la couche de rétention d'eau (a) et en fonction de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau pour différents temps de drainage (b) pour des résidus miniers avec un K_r^* de 200/an.

Tableau 5-4 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène d'un modèle P18_L30 en fonction de différents temps de drainage avec des épaisseurs de la couche de rétention d'eau variées (40 cm, 80 cm et 160 cm) et une réactivité des résidus miniers de $K_r^*=200/\text{an}$; les valeurs entre parenthèses donnent la réduction du flux par rapport au modèle de 40 cm.

Temps drainage (en jours)	Flux cumulé d'oxygène (en g) et réduction du flux (%)		
	MRN 40cm	MRN 80cm	MRN 160cm
0	0	0	0
5	2,4	0,01 (99,6%)	1,5E-10 (100%)
10	37,2	3,2 (91,4%)	6,8E-04 (100%)
14	99,2	17,4 (82,5%)	0,1 (99,7%)
19	227,3	60,3 (73,5%)	1,5 (98,5%)
25	467,7	158,1 (66,2%)	13,1 (94,2%)
34	890,1	346,8 (61,0%)	59,9 (87,2%)
46	1602,2	682,0 (57,4%)	181,6 (79,6%)

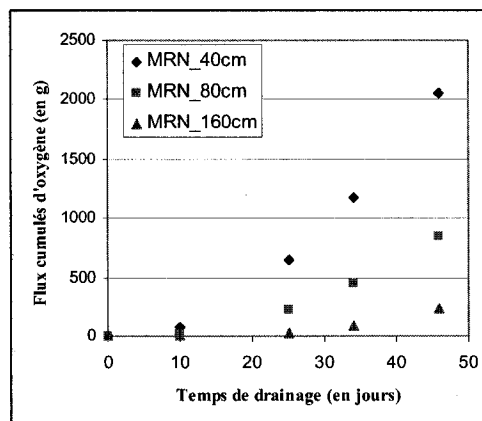
Pour tous les temps de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont plus faibles lorsque l'épaisseur de la couche de rétention d'eau augmente (Fig. 5-7b). Cette décroissance du flux avec l'augmentation de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau n'est pas linéaire, mais semble plutôt être exponentielle. Pour des temps de drainage de 10 jours, on voit les flux cumulés d'oxygène sont de 37,2 g pour le modèle de faible épaisseur (40 cm) et sont proches de 0 pour les modèles ayant des épaisseurs 80 et 120 cm. Quand le temps de drainage augmente jusqu'à 25 jours, les flux cumulés d'oxygène sont de 467,7; 158,1 et 13,1 g respectivement pour des épaisseurs de MRN de 40, 80 et 160 cm soit des réductions 66,2 % et 94,2 % lorsqu'on passe d'une épaisseur de 40 cm à 80 cm et de 40 cm à 160 cm respectivement. La réduction du flux augmente avec l'épaisseur à un temps de drainage donné.

Dans le cas de CEBC horizontales avec une couche de rétention « homogène » et des TEV constantes, Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) ont démontré que l'épaisseur n'affectait pas beaucoup les flux d'oxygène par unité de surface. Dans le cas de CEBC inclinées où les TEV varient le long de la pente et à travers le CEBC, on voit que l'épaisseur de la CEBC joue un rôle sur les flux cumulés d'oxygène quelque soit la durée du drainage. Les conclusions formulées par Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) reposaient sur l'hypothèse que la CEBC était placée sur des rejets très réactifs qui consomment toute l'oxygène à la base de la CEBC. Les résultats obtenus avec le modèle P18_L30 pour une réactivité des résidus sous la CEBC de $K_r^* = 200/\text{an}$ doivent être infirmés ou confirmés pour des réactivités plus élevées, soit par exemple de 2 000/an. En effet pour le modèle P18_L30 avec une réactivité des résidus miniers sous la CEBC de 2 000/an et une épaisseur de la couche de rétention d'eau de 80 cm, il a été observé que les concentrations d'oxygène à la base de la CEBC sont presque nulles pour cette réactivité.

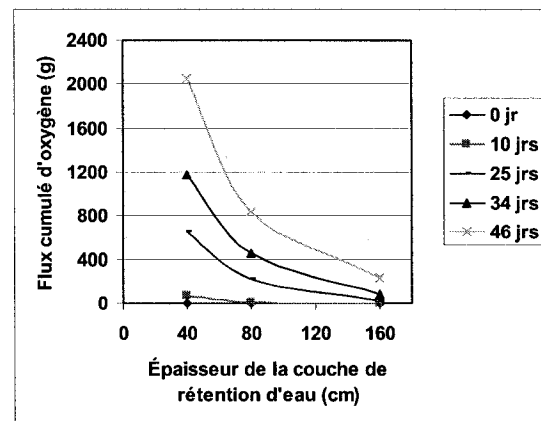
La figure 5-8a et b et le tableau 5-5 comparent les flux cumulés d'oxygène obtenus pour les 3 épaisseurs lorsqu'un K_r^* de 2 000/an est utilisée pour les résidus miniers sous la

CEBC. Ces résultats montrent que les flux cumulés d'oxygène diminuent lorsque l'épaisseur de la couche de rétention d'eau augmente (avec une tendance exponentielle) et cela indépendamment du temps de drainage. On observe les mêmes tendances lorsque la réactivité apparente des résidus miniers sous la CEBC est de 200/an à la seule différence que les flux cumulés d'oxygène sont plus grands lorsque la réactivité des résidus miniers est plus élevée.

De même il a été remarqué que lorsque la réactivité des résidus miniers augmente, le pourcentage de réduction des flux cumulés d'oxygène augmente lorsqu'on augmente l'épaisseur de la couche de rétention d'eau. En effet, pour 46 jours de drainage, la réduction est de 79,6 % lorsqu'on passe d'une épaisseur de couche de rétention de 40cm à 160 cm avec une réactivité de 200/an alors que lorsque la réactivité est de 2 000/an, le pourcentage de réduction est de 88,8 % (bien que la différence nette soit plus grande pour une réactivité de 2 000/an).



(a)



(b)

Figure 5-8 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage du modèle P18_L30 pour différentes épaisseurs de la couche de rétention d'eau (a) et en fonction de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau pour différents temps de drainage (b) lorsque les résidus miniers ont un K_r^* de 2 000/an.

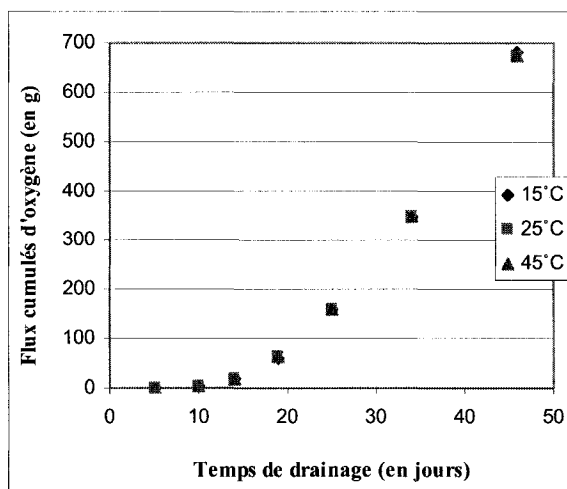
Tableau 5-5 : Valeurs de flux cumulés d'oxygène et pourcentage de réduction d'un modèle P18_L30 en fonction de différents temps de drainage avec des épaisseurs de la couche de rétention d'eau variées (40 cm, 80 cm et 160 cm) et une réactivité des résidus miniers de $K_r^*=2\ 000/\text{an}$

Temps drainage (en jours)	Flux cumulé d'oxygène (en g) et réduction du flux (%)		
	MRN 40 cm	MRN 80 cm	MRN 160 cm
0	0	0	0
10	70,2	6,3 (91%)	0,001 (100%)
25	648,8	220,2 (66,1%)	20,0 (96,9%)
34	1176,5	448,6 (61,9%)	82,1 (93,0%)
46	2055,1	840,1 (59,1%)	229,5 (88,8%)

5.3 Effet de la température sur les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC

Tous les résultats présentés jusqu'ici ont été obtenus en considérant une température de l'air et du sol de 15°C. Si cette température peut être considérée comme réaliste pour le sol, elle peut sembler faible pour l'air ambiant, surtout en période de longue sécheresse (et donc de drainage) comme celles étudiées ici. Afin de déterminer si la variation de la température extérieure joue un rôle sur la diffusion de l'oxygène à travers les recouvrements, un cas type de modèle P18_L30 a été étudié. Pour cela, des températures de 25°C et 45°C ont été choisies comme condition frontière (de température de l'atmosphère) mais en condition initiale, la température est fixée à 15°C pour tous les nœuds du modèle. La température peut jouer un rôle important d'abord principalement à cause de l'évaporation et donc d'une perte de saturation. Les résultats des modélisations numériques sont montrés au niveau de la figure 5-9. Ils sont directement comparés aux études effectuées avec une température de 15°C. Les résultats montrent qu'une augmentation de la température extérieure a peu d'effet sur les flux cumulés d'oxygène

qui passent à travers le recouvrement. Les très faibles variations de flux sont plus imputables à la précision des calculs qu'à la température.



Temps de drainage (en jours)	P18_L30 Flux cumulés d'oxygène (en g)		
	15°C	25 °C	45 °C
5	0,01	0,01	0,02
10	3,2	3,5	3,7
19	60,3	61,5	62,8
25	158,1	159,2	160,7
34	346,8	346,4	347,4
46	682,0	674,4	674,7

Figure 5-9 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P18_L30 à température extérieure variée (15°C, 25°C, et 45°C) lorsque la température dans le sol est de 15°C.

On pourrait alors se poser la question à savoir si une variation de la température du sol affecte les flux cumulés. Il est à noter que plusieurs paramètres utilisés dans les équations de transport d'eau, de vapeur et de chaleur (éq. 2.17, 2.18 et 2.19) dépendent de la température. Par contre, en Amérique du Nord, certains paramètres comme la conductivité hydraulique saturée sont données à 20°C (10°C en Europe) et il n'est pas sûr que VADOSE/W ajuste les perméabilités à la température interne dans les modèles étudiés. Pour vérifier que le logiciel tient compte de l'effet de la température sur les propriétés des matériaux, le cas type de modèle P18_L30 a été étudié en fixant les températures dans sol à 10, 15 et 20°C et en maintenant la température de l'atmosphère à 25°C. La figure 5-10 compare les résultats obtenus. On peut constater que les valeurs des flux cumulés d'oxygène sont les mêmes lorsqu'on fait varier la température interne du sol (de 10°C à 25°C) en maintenant la température de l'air fixé. Ainsi nous pouvons en déduire que dans ce cas, VADOSE/W ne tient pas compte des changements de température dans le sol. Cet aspect mérite d'être plus approfondi.

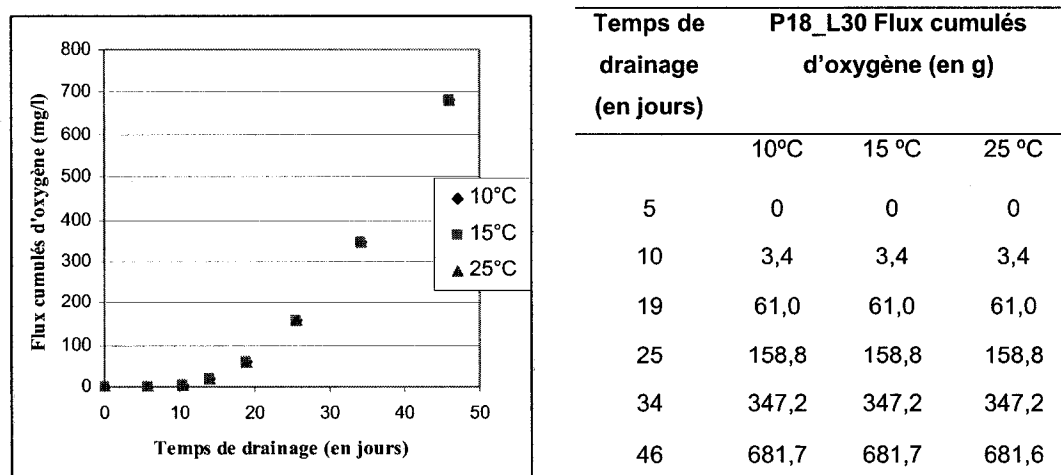


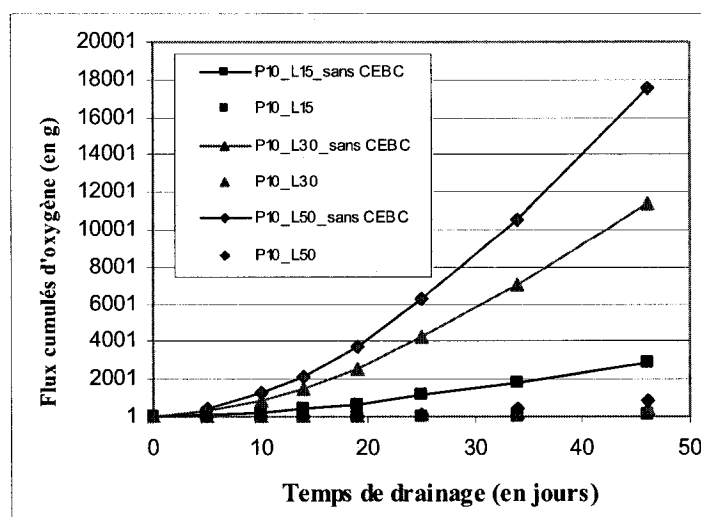
Figure 5-10 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P18_L30 à température internes variée (10°C, 15°C et 20°C) lorsque la température de l'air ambiant est de 25°C

5.4 Efficacité des CEBC construites

Le but ultime de cette étude paramétrique est de déterminer les critères de design optima pour la configuration des CEBC afin d'avoir la meilleure efficacité possible pour les recouvrements. De ce fait, l'efficacité des différents modèles a été étudiée. La première méthode utilisée consiste à comparer les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC (Q_{CEBC}) au flux de surface pour un modèle où les résidus miniers sont exposés à l'atmosphère Q_{exp} (voir section 2.4.2). Une réactivité des résidus K_r^* de 200/an a été considérée. La deuxième méthode utilisée permet de comparer les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC avec ceux d'un modèle caractérisé par une couche de rétention d'eau où un degré de saturation de 85 % a été imposé partout, quelque soit la succion. Ce choix est basé sur le cas LTA où des études hydrogéochimiques réalisées lors du design avaient démontré que la CEBC du site LTA serait efficace lorsqu'elle maintient une saturation d'au moins 85 % dans sa couche de rétention d'eau (SENES, 1995), constituant ainsi une barrière à la diffusion de l'oxygène. Cette valeur de

référence, bien que valable uniquement pour le site LTA, a été étendue aux autres modèles dans cette étude.

Pour la première méthode, les modèles à pente faible de 10 degrés avec des longueurs de 15, 30 et 50 m seront d'abord étudiés. Les résultats sont montrés à la figure 5-11 à laquelle un tableau des valeurs est associé.



Temps drainage (jours)	Flux cumulé d'oxygène (en g)					
	P10_L15	P10_L15_sans CEBC	P10_L30	P10_L30_sans CEBC	P10_L50	P10_L50_sans CEBC
0	0	3,1	0	6,6	0	9,4
5	0,00001	86,4	0,00025	296,8	0,0016	422,3
10	0,033	247,3	0,5	875,9	1,6	1256,5
14	0,47	414,7	4,1	1495,7	11,5	2164,0
19	3,4	687,1	21,2	2532,5	49,9	3705,8
25	15,9	1121,6	74,5	4238,4	153,2	6292,9
34	53,6	1798,4	200,7	6995,1	375,8	10571,0
46	142,4	2826,9	450,8	11365,0	799,5	17521,0

Figure 5-11 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles P10_L15, P10_L30 et P10_L50 avec ou sans recouvrement

Jusqu'à 10 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène dans le modèle avec CEBC sont négligeables (inférieurs à 2 g) pour les longueurs de pente considérées. Cependant, au niveau des modèles sans recouvrement, les flux cumulés d'oxygène sont respectivement de 247 g, 846 g et 1 256 g pour les modèles de longueur de pente de 15, 30 et 50 m. À 25 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC sont de 15,9 g seulement contre 1 121,6 g pour un modèle P10_L35 sans recouvrement, donc une différence non négligeable de 1 105 g d'oxygène. Pour un même modèle, cet écart entre les flux d'oxygène augmente également avec le temps de drainage. En effet, pour 46 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont de 2 827 g pour un modèle sans CEBC contre 142 g lorsqu'une CEBC a été construite, donc la différence entre les flux est de 2 685 g correspondant à une réduction de 95 %.

Aussi bien au niveau des modèles avec recouvrement que sans recouvrement, les flux cumulés d'oxygène sont beaucoup plus grands quand la longueur de pente augmente à la seule différence que l'écart entre les valeurs est beaucoup plus grand pour les modèles sans CEBC. À des temps de drainage plus élevés, les flux cumulés d'oxygène augmentent également de même que l'écart entre les valeurs comme le résume la figure 5-11.

Quand on ramène les flux cumulés à des valeurs moyennes journalières, la figure 5-12 montre que lorsque le temps de drainage augmente, les flux moyens d'oxygène qui passent à travers le recouvrement augmentent également quelque soit le modèle considéré.

En ce qui concerne les modèles de pente plus élevée, 18 et 30 degrés, les figures 5-13 montrent également les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC, avec ou sans recouvrement. Comme pour les pentes faibles, les résultats confirment que plus le temps de drainage augmente, plus les flux cumulés d'oxygène sont grands. De même, la différence entre les modèles avec ou sans recouvrement est plus grande.

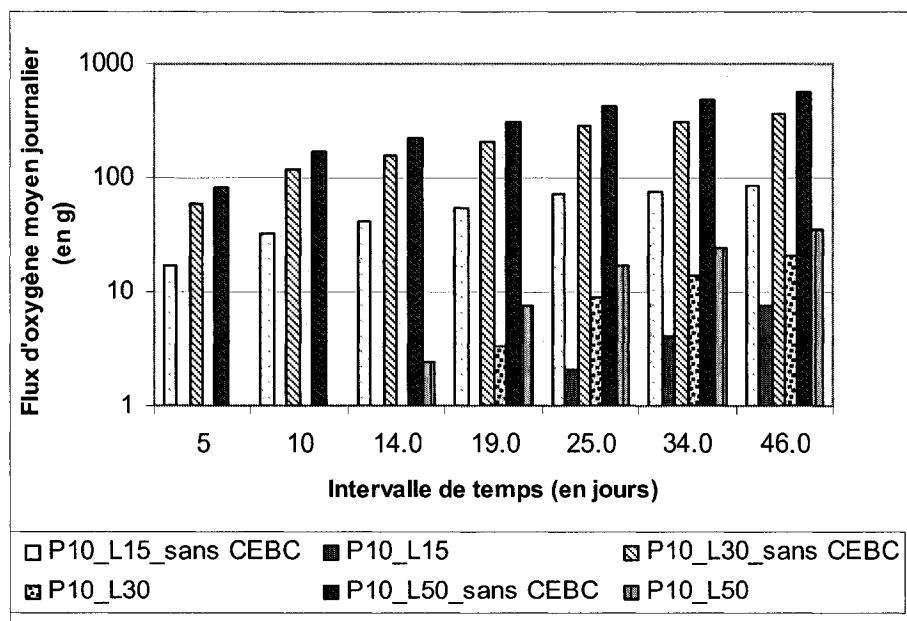
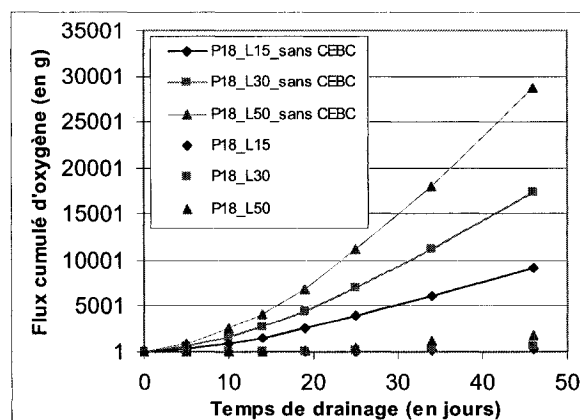
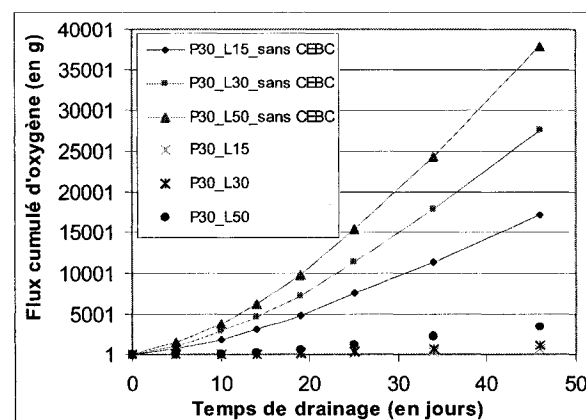


Figure 5-12 : Variation des flux moyens journaliers par période de temps obtenus avec des modèles de pente faible (10 degrés) avec ou sans recouvrement



(a)



(b)

Figure 5-13 : Variation des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour des modèles de pente 18 degrés (a) ou 30 degrés (b) avec ou sans recouvrement

À partir de ces données, l'efficacité des CEBC, $E(\%)$, peut être facilement déterminée comme défini par l'équation (2.36). La figure 5-14 montre les valeurs E obtenues en fonction du temps de drainage pour les 9 cas de base étudiés. Il a été remarqué pour l'ensemble des modèles que l'efficacité de la CEBC diminue avec le temps de drainage. En effet, jusqu'à 10 jours de drainage, tous les recouvrements étaient efficaces à plus de 99 %. Quand le temps de drainage augmente, l'efficacité diminue progressivement jusqu'à atteindre des valeurs généralement supérieures à 95 % à 46 jours de drainage à l'exception des modèles P18_L50 et P30_L50. Ces modèles sont caractérisés par des longueurs de pente élevées et/ou des inclinaisons de pente très grandes. L'effet de l'inclinaison de la pente sur l'efficacité des recouvrements est plus visible pour des longueurs de pente élevées (ici 50 m).

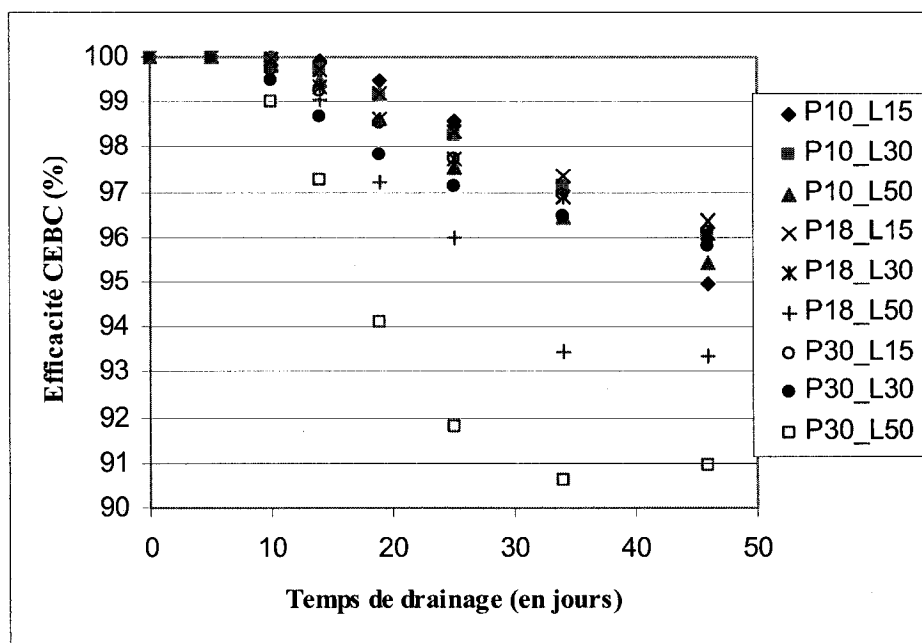
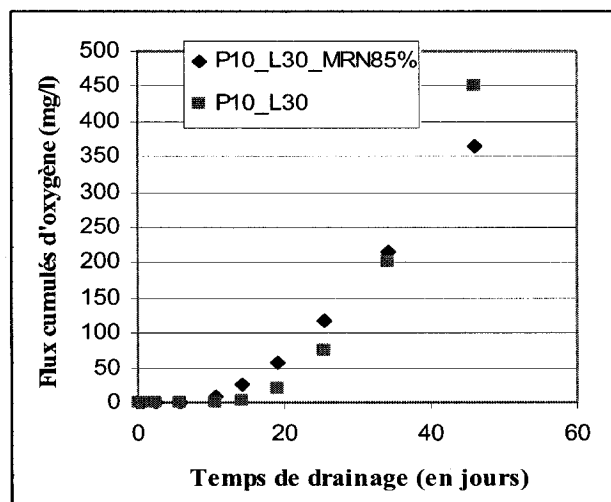


Figure 5-14 : Variation de l'efficacité des différents modèles étudiés en fonction des temps de drainage

L'évaluation de l'efficacité à l'aide de la 2^e méthode décrite ci-dessus a été réalisée pour des CEBC de longueur 30 m seulement, mais avec des inclinaisons de pente de 10°, 18° et 30°. Avec ces méthodes, le flux obtenu à la base d'un recouvrement en conditions réelles devraient être en tout temps inférieur au flux de design obtenu en imposant un degré de saturation constant (ici 85 %) dans la couche de rétention d'eau.

Pour le modèle P10_L30, la figure 5-15 compare les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage lorsque $S_r = 85\%$ est supposé dans la CEBC. Ainsi on voit que les flux cumulés d'oxygène sont toujours plus faibles que ceux de design jusqu'à 34 jours de drainage. Donc le modèle P10_L30 joue parfaitement son rôle de barrière à la diffusion de l'oxygène pour les 34 jours de drainage. À partir de là, les flux cumulés d'oxygène sont plus faibles pour le modèle saturé à 85 %. En effet à 46 jours de drainage, les flux en conditions réelles sont plus élevés (28,6 %) pour le modèle P10_L30.



Tps drainage (en jours)	Flux cumulé d'oxygène (en g)	
	P18_L30 MRN85%	P18_L30 MRN
0	0	0
5	0,9	0,0002
10	9,3	0,45
14	24,6	4,09
19	57,2	21,2
25	117	74,5
34	216	201
46	366	451

Figure 5-15 : Comparaison des flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P10_L30 et P10_L30 saturé à 85 %

En ce qui concerne le modèle P18_L30, les résultats de la figure 5-16 montrent que jusqu'à des temps de drainage de 25 jours, les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC sont plus faibles comparativement au modèle P18_L30_85%. Cela veut dire que la saturation moyenne du modèle P18_L30 est plus élevée que les 85 % de référence. Donc on peut en conclure que le modèle P18_L30 a une efficacité E équivalente au cas 85 % de saturation pour les temps de drainage précisés. Pour des temps de drainage plus grands (par exemple 34 et 46 jours), les flux cumulés d'oxygène, par contre, sont plus élevés pour le modèle P18_L30 de 28,6 % et 60,9 % respectivement. Donc ce modèle est moins performant que le précédent. Cela montre que quand la pente augmente, la performance du recouvrement diminue.

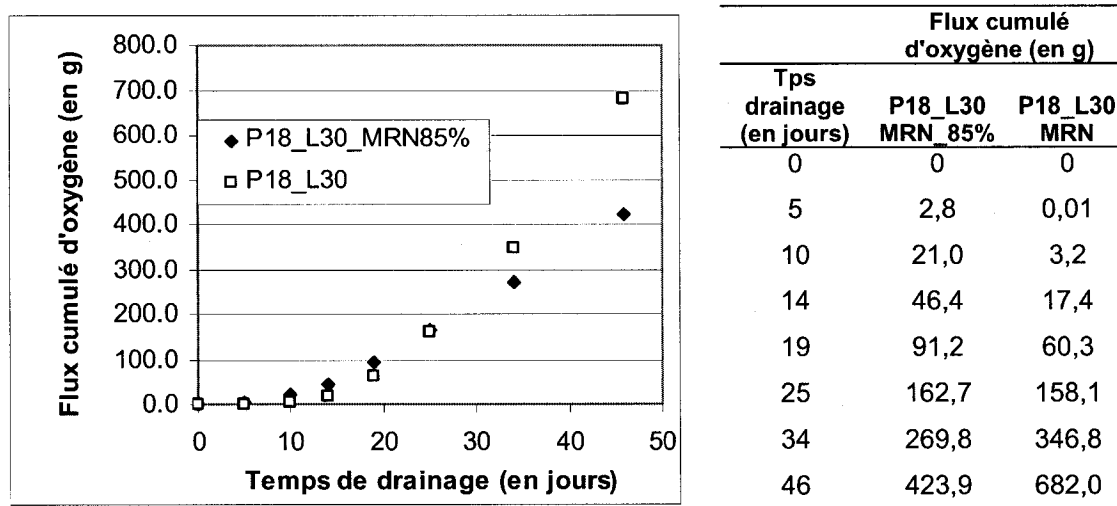
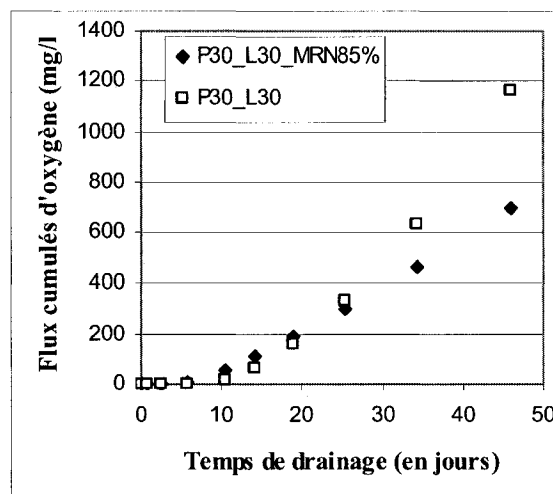


Figure 5-16 : Comparaison entre les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L30 et P18_L30 saturé à 85 %

En considérant des inclinaisons de pente de 30°, la figure 5-17 montre les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour le modèle P30_L30. Ainsi il a été observé que les valeurs du flux d'oxygène du modèle désaturé sont plus faibles que celles du modèle saturé à 85 % jusqu'à des temps de drainage de 19 jours. À partir des temps de drainage de 19 jours, les flux cumulés de design sont plus faibles et le modèle

accuse des pertes de performance. Ainsi une augmentation des flux de 8,2 % par rapport aux valeurs de référence a été observée pour le modèle P30_L30 à 25 jours de drainage alors qu'à 34 et 46 jours de drainage, des augmentations de 35 % et 66,6 % ont été respectivement observées.



Flux cumulé d'oxygène (en g)		
Tps drainage (en jours)	P18_L30 MRN 85%	P18_L30 MRN
0	0	0
5	11	0,15
10	58,7	14,8
14	112	61,6
19	190	158
25	304	329
34	468	632
46	696	1160

Figure 5-17 : Comparaison entre les flux cumulés d'oxygène en fonction du temps de drainage pour les modèles P18_L30 et P18_L30 saturé à 85 %

En conclusion, on voit que plus l'inclinaison de la pente augmente, plus le modèle accuse une perte de performance plus marquée et plus tôt (en termes de temps de drainage). En effet, le modèle P10_L30 est performant à 100% jusqu'à des temps de drainage de 34 jours alors que pour les modèles P18_L30 et P30_L30, les flux cumulés sont plus faibles que ceux de design jusqu'à des temps de drainage de 25 jours et 19 jours respectivement.

CHAPITRE 6 : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

Différentes modélisations numériques de CEBC inclinées ont été effectuées à l'aide du logiciel VADOSE/W dans le but de préciser les critères de design pour la configuration de CEBC. Les nombreux cas ont pris en compte les principaux paramètres qui entrent en jeu dans le comportement des CEBC inclinées. Dans un premier temps, une CEBC tri-couche constituée du sable pour les couches grossières du bas (50 cm) et du haut (30 cm) et des résidus MRN pour la couche de rétention d'eau (80 cm) ont été modélisées, en maintenant constante la réactivité des rejets sous la CEBC, exprimée en terme de coefficient apparent du taux de réaction ou réactivité apparente K_r^* (fixé à 200/an). L'effet de la géométrie du recouvrement a été étudié en considérant des inclinaisons de pente de 10, 18 et 30 degrés et des longueurs de pente de 15, 30 et 50 m. Cela a conduit à 9 modélisations. L'influence de la mise en place au milieu ou en haut de pente d'un bris de succion simple et de bris doubles (au milieu et en haut de pente) a aussi été étudiée pour des géométries sélectionnées (12 modélisations). Les bris de succion constitués d'une GCB ont pour objectif de créer une zone d'accumulation d'eau et d'atténuer ainsi la désaturation en haut de pente.

Dans un 2^e temps, différentes valeurs de réactivité apparente des résidus miniers sous-jacents ont été étudiées ($K_r^* = 0, 40, 200, 1\,000, 2\,000, 4\,015$ et $10\,000/\text{an}$) pour la CEBC constituée de MRN et de couches de sables et pour les combinaisons des 3 longueurs et des 3 pentes choisies ci-haut. Cela a donné lieu à un total de 54 modélisations additionnelles.

Dans un 3^e temps, les propriétés hydriques (courbe de rétention d'eau et conductivité hydraulique saturée) de la couche de rétention d'eau ont été changées en gardant les

propriétés des autres couches de la CEBC constantes. Ainsi, des couches de rétention d'eau constituées de matériaux MRN ayant une pression d'entrée d'air (AEV) de 1.2 m, un Silt avec un AEV de 3 m et un matériau hypothétique ayant un AEV de 6 m ont été considérés (18 modélisations additionnelles).

Toutes les modélisations mentionnées ci-dessus ont été réalisées en conditions de drainage de 46 jours correspondant à des conditions relativement sévères pour le climat humide du Québec, ce qui sous-estime l'efficacité du recouvrement. Ces conditions de drainage ont été appliquées à partir de la période de dégel au printemps en supposant que les matériaux de la CEBC sont à ce moment saturés en eau. Les conditions initiales et frontières correspondantes ont été appliquées. De plus, la température du sol (CEBC et résidus) a été maintenue à 15°C. Les résultats des modélisations ont été présentés et interprétés, soit en termes d'évolution temporelle des profils verticaux de succion, de teneur en eau volumique, de concentrations d'oxygène en haut et en bas de pente, soit en termes d'évolution temporelle de ces paramètres au milieu de la couche de rétention d'eau le long de la pente, mais aussi et surtout en termes de flux cumulé d'oxygène (en g) à l'interface entre la CEBC et les rejets réactifs. Ce flux cumulé total a aussi permis de calculer le flux cumulé unitaire linéaire (flux cumulé par mètre de longueur de la pente, en g/m).

Les résultats obtenus ont été discutés et l'effet de la réactivité et de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, l'influence de la variation de la température du modèle et de l'atmosphère ont aussi été brièvement étudiées (18 autres modélisations au total.). Enfin l'efficacité de ces modèles a été déterminée dans le cas où les résidus miniers ont une réactivité apparente de 200/an et que la couche de rétention d'eau est constituée d'un matériel MRN non réactif.

Les conclusions qui ont pu être dégagées des résultats obtenus sont présentées dans ce qui suit (principalement en termes de flux d'oxygène cumulé unitaire à l'interface entre

la CEBC et les résidus afin de bien comparer les modèles entre eux). On a désigné les modèles par la pente et la longueur. Ainsi le modèle P18_L30 désigne une CEBC avec une inclinaison de 18° et une longueur de 30 m à l'interface avec les résidus.

Pour une longueur de pente fixée, les résultats ont montré que plus l'inclinaison de la pente est grande, plus la désaturation de la CEBC est marquée, surtout vers le haut de pente. Cette désaturation entraîne une augmentation des flux cumulés d'oxygène qui diffusent à travers le recouvrement. De plus, le temps de drainage joue un rôle important dans la désaturation des recouvrements. Les flux unitaires d'oxygène sont d'autant plus importants que le temps de drainage est élevé.

Comme avec l'inclinaison de la pente, la longueur de la pente influence également les flux d'oxygène qui diffusent à travers le recouvrement. D'une manière générale, plus la longueur de la pente augmente, plus les flux cumulés unitaires à la base de la CEBC augmentent également, quelle que soit la pente considérée et le temps de drainage. L'écart entre les flux unitaires est plus grand quand on passe d'une longueur de pente de 15 m à 30 m comparativement aux longueurs de pente de 30 et 50 m dont les flux sont plus rapprochés. Pour une pente de 18 ou 30 degrés, lorsque la longueur de pente augmente de 15 m à 50 m en passant par une longueur de 30 m, l'écart entre les flux unitaires est plus grand entre les longueurs de pente de 30 et 50 m comparativement aux longueurs de 15 m et 30 m.

En comparant les effets de la longueur et de l'inclinaison de la pente, on constate que l'influence de la longueur de la pente sur les flux unitaires reste plus faible que l'effet de l'inclinaison de la pente. Pour le design des CEBC inclinées, il est plus important de prendre en compte l'influence de l'inclinaison de la pente que celle de la longueur de pente. Cependant, pour des inclinaisons de pente élevées, il faudrait éviter d'avoir des longueurs de pente très grandes alors que pour des pentes faibles, une augmentation de la longueur de la pente a peu d'effet sur les flux d'oxygène. Dans tous les cas, la

longueur de la pente a une incidence sur la performance des CEBC même si celle-ci reste faible comparativement à celle de l'inclinaison de la pente.

Pour ce qui concerne l'effet du bris de succion, placé approximativement au milieu de la pente, les résultats ont montré que pour des pentes faibles (10 degrés), le bris de succion a peu ou pas d'effet sur les flux cumulés d'oxygène. Ces résultats concordent bien avec ceux obtenus précédemment par Bussière (1999) et Cissokho (2004). Lorsque la pente augmente (ici par exemple à 18 degrés), l'influence du bris de succion est faible (négligeable) pour de faibles longueurs de pente (15 m) mais son effet devient plus visible lorsque la longueur augmente. De plus, l'effet du bris de succion est plus marqué lorsque l'inclinaison de la pente est plus grande pour une longueur donnée. Après 46 jours de drainage, une diminution des flux cumulés d'oxygène de 27 g (correspondant à une amélioration de 4,1 %) a été remarquée pour le modèle P18_L30 lorsqu'un bris de succion est construit alors que pour un modèle P30_L30 une diminution plus marquée de 182 g d'O₂ (ou 15,7 %) est attribuable au fonctionnement du bris de succion. Dans tous les cas, la zone d'influence du bris de succion semble limitée. En effet, elle est estimée entre 3 et 4 m le long de la pente pour le modèle P18_L30 alors que pour P30_L30, l'effet du bris de succion sur l'amélioration des TEV et succions n'est visible que sur les 5 premiers mètres environ vers le haut de la pente. Cette étude permet également de confirmer l'effet limité des bris de succion sur l'amélioration des TEV (et donc sur les flux cumulés d'oxygène) de la couche de rétention d'eau. L'étude de l'influence de la position du bris de succion sur le modèle P18_L30 a montré que lorsque le bris de succion est placé plus en haut de pente (à 19m du pied de la pente), une amélioration de 15,3 % par rapport au modèle sans bris de succion a été observée au niveau des flux cumulés d'oxygène au bout de 46 jours de drainage comparativement à 4,1 % lorsque le bris est situé au milieu de la pente. L'effet du bris est donc d'autant plus marqué que la désaturation est forte. Dans le cas où les deux bris sont construits simultanément, pour tous les temps de drainage, la réduction de flux avec les bris doubles par rapport au cas sans bris est exactement la somme des réductions

individuelles des bris au milieu et en haut de pente. Cela peut s'expliquer par le fait que les deux bris de succion n'interagissent pas lorsque la distance qui les sépare est plus grande que leur zone d'influence respective.

Comme susmentionné, l'importance de la réactivité apparente K_r^* des résidus miniers sous-jacents pour la prédiction des flux d'oxygène qui diffusent à travers le recouvrement a également été évaluée. Ces études menées sur des modèles à géométries variables et à réactivités apparentes des résidus miniers sous la CEBC K_r^* de 0, 40/an, 200/an (valeurs considérées comme la réactivité de référence), 1 000/an, 2 000/an, 4 015/an et 10 000/an ont permis de tirer certaines conclusions sur la variation des flux cumulés d'oxygène. La réactivité $K_r^*=0$ a été considérée pour des fins de comparaison car la mise en place de CEBC n'est pas nécessaire dans le cas de résidus inertes (non réactifs). Ainsi, les flux cumulés d'oxygène qui traversent la CEBC augmentent avec la réactivité apparente des résidus miniers pour une inclinaison et une longueur de pente données. Cependant cette augmentation est plus marquée pour des réactivités apparentes comprises entre 0 et une valeur autour 2 000/an (valable pour les CEBC étudiées ici). À partir de cette valeur, les flux tendent à se stabiliser. Cela s'explique par le fait que lorsque la réactivité des résidus miniers croît, la vitesse de consommation de l'oxygène est plus grande, ce qui augmente le gradient de concentration d'oxygène entre la base de la CEBC et les résidus et entraîne systématiquement une augmentation du flux cumulé d'oxygène. Cependant, à partir d'une réactivité apparente plus grande (vers 2 000/an), tout l'oxygène est consommé à la surface des résidus miniers, ce qui fait que les gradients restent constants et les flux d'oxygène tendent à se stabiliser. Ce phénomène est d'autant plus visible que l'inclinaison de la pente augmente. Le temps de drainage joue aussi un rôle important. Plus il est grand, plus la différence de flux cumulés d'oxygène entre 2 modèles de même géométrie et des réactivités différentes est marquée. Un autre paramètre important dans le fonctionnement des CEBC concerne les propriétés hydriques de la couche de rétention d'eau. Trois types de matériaux ayant des courbes de rétention d'eau avec des pressions d'entrée d'air et des conductivités

hydrauliques différentes ont été considérés. Il s'agit du matériel MRN, d'un silt fin ainsi que du matériel P_6m. Ces deux derniers matériaux ont des pressions d'entrée d'air plus grandes que celle du MRN jusqu'ici considérée, mais des conductivités hydrauliques saturées plus faibles. Les résultats montrent que plus la pression d'entrée d'air est grande, plus la désaturation du matériau est faible de sorte que la saturation dans la couche de rétention d'eau soit plus élevée. La comparaison entre les matériaux Silt et P_6m ayant des conductivités hydrauliques saturées très proches a montré que la pression d'entrée d'air du matériau constituant la couche de rétention d'eau est très importante. En effet, le Silt ayant un AEV de 3 m se désature en fonction du temps de drainage alors que le matériel P_6m qui a un AEV de 6m (très grand) garde une saturation de 100 % quelque soit les modèles et temps de drainage considérés. La conductivité hydraulique saturée ou non de la couche de rétention d'eau joue également un rôle important dans le comportement hydrique de la CEBC. En effet, plus celui-ci est faible et moins la CEBC se désature de sorte que les flux d'oxygène qui atteignent la base de la CEBC soient plus faibles. Dans tous les cas, le matériau MRN se désature beaucoup plus quel que soit le temps de drainage considéré. En effet, ce matériau possède une conductivité hydraulique plus élevée que les 2 précédentes de même qu'une pression d'entrée d'air plus faible.

Comme mentionné plus haut, la réactivité de matériau de la CEBC a aussi été discutée. Dans cette étude, des réactivités apparentes de la couche de rétention d'eau, constituée du matériau MRN, de 50/an et 200/an ont été utilisées. Cela suppose néanmoins que les matériaux de la couche de rétention d'eau restent non générateurs de DMA bien que consommateurs d'oxygène. Ces études confirment celles de Mbonimpa *et al.* (2002a, 2003) et Bussière *et al.* (2004) qui ont démontré l'efficacité de recouvrements réactifs. En effet, plus la réactivité de la couche de rétention d'eau augmente, plus d'oxygène sera consommé par la couverture elle-même, ce qui réduit les flux d'oxygène qui atteignent la base de la CEBC. Pour un temps de drainage de 46 jours et une CEBC ayant un $K_r^*=50/\text{an}$, des réductions du flux de l'ordre de 39%, 35% et 25% par rapport à

une CEBC inerte ont été observées pour les modèles P10_L30, P18_L30 et P30_L30 respectivement alors que pour une CEBC réactive de 200/an, une réduction de 78 %, 75 % et 67 % a été observée. Ainsi cela montre que plus la réactivité de la couche de rétention d'eau augmente, plus le flux qui atteint les résidus miniers diminue. Le défi d'une telle utilisation est de pouvoir choisir des matériaux assez réactifs pour consommer une bonne partie de l'oxygène dans la CEBC sans pour autant générer de l'acidité. Pour cela, des études hydrogéochimiques sont nécessaires pour déterminer le potentiel de génération d'acide de la couche de rétention d'eau mais aussi son efficacité à long terme.

En plus de tous ces paramètres, d'autres études sommaires ont permis d'avoir de l'information sur l'effet de la variation de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau sur les flux d'oxygène. En effet, des épaisseurs du MRN de 40 cm, 80 cm et 160 cm ont été utilisées dans les modélisations numériques avec le modèle P18_L30. Il a été démontré que plus l'épaisseur de la couche de rétention d'eau augmente et plus faibles seront les flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC quelques soit le temps de drainage. Par exemple, à 25 jours de drainage, pour un modèle P18_L30 avec un K_r^* des résidus miniers de 200/an, des réductions de 73,6 % et 99,2 % des flux cumulés d'oxygène ont été remarquées lorsqu'on passe d'une épaisseur de 40 cm à 80 cm et de 40 cm à 160 cm respectivement. Cette influence de l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, évaluée ici en termes de flux cumulé d'oxygène, diverge avec les études précédentes (faites néanmoins pour des conditions simplificatrices comme discuté à la section 5.2) qui avaient démontré que l'effet de l'épaisseur était négligeable.

Concernant l'influence de la température, aucun effet visible n'a été remarqué lorsqu'on fait varier la température extérieure (de l'atmosphère) ou intérieure aux modèles (dans la CEBC et les résidus).

L'efficacité des CEBC a été évaluée par une première méthode qui consiste à comparer les résultats des flux cumulés d'oxygène à la base de la CEBC avec les flux de surface d'un modèle sans recouvrement, l'efficacité est d'autant plus faible que la pente est élevée ou que la longueur de la pente est grande. Dans tous les cas étudiés cependant, elle dépasse les 90% pour des modèles ayant une réactivité des résidus miniers de 200/an. Cependant la vraie efficacité d'une CEBC se mesure par rapport au flux minimum d'oxygène à partir duquel il y a production de DMA mais cette technique nécessite une étude hydrogéochimique poussée qui n'a pas été effectuée dans ce présent travail. L'efficacité a aussi été évaluée par une 2^e méthode qui consiste à comparer les flux cumulés d'oxygène à l'interface CEBC-résidus à un cas de référence où un degré de saturation constant de 85 % est imposé dans la couche de rétention d'eau. On observe que plus l'inclinaison de la pente augmente, moins efficace est le modèle comparativement au cas où la couche de rétention d'eau serait saturée à 85 %. En effet, pour une pente de 10 degrés, le flux cumulé d'oxygène est moins élevé par rapport au cas saturé à 85% durant les premiers 34 jours de drainage. Cependant à 46 jours de drainage, on observe une inversion des tendances. Les flux cumulés d'oxygène sont plus élevés de 28,6 % comparativement au modèle P10_L30_85%. Concernant le modèle P18_L30, dès 34 jours de drainage, les flux cumulés d'oxygène sont plus élevés comparativement au modèle ayant une saturation constante de la couche de rétention d'eau de 85 %. Le modèle P30_L30 quant à lui n'est plus efficace comparativement au cas saturé à 85 % dès 25 jours de drainage.

En résumé, quand on se base sur les cas sans recouvrement, les modèles construits sont très efficaces (plus de 90 %) alors que quand on choisit une valeur de design, il a été observé que l'efficacité du modèle diminue en fonction de la pente et du temps de drainage. Ainsi, pour construire des CEBC efficaces pour limiter la diffusion de l'oxygène dans les parcs à résidus miniers, des études hydrogéochimiques sont nécessaires afin de déterminer le flux de design et à partir de ces données choisir le modèle physique approprié. Pour être performant, la conception de la CEBC (choix de la

géométrie et des épaisseurs) devrait intégrer la réactivité des résidus miniers à protéger car c'est un des paramètres clefs dans la diffusion de l'oxygène à travers le recouvrement. Dans tous les cas, la construction des CEBC avec du matériel réactif peut être un avantage supplémentaire car dans ce cas, une partie de l'oxygène qui diffuse est consommée par la couverture même.

6.2 Recommandations

Toutes ces études numériques ont été effectuées dans des cas de drainage pouvant atteindre 46 jours ce qui constitue une situation extrême pour des régions humides telles que l'Abitibi-Témiscamingue. Ces travaux nous montrent alors le comportement des recouvrements pour les cas les plus défavorables dans la région, ce qui constitue un facteur de sécurité supplémentaire pour leur rôle premier : réduire la diffusion de l'oxygène et limiter ainsi la production de drainage minier acide dans les résidus miniers placés sous la CEBC. Cette présente étude a permis de faire ressortir les principaux paramètres qu'il faut prendre en compte dans le design des CEBC. Cependant, pour chacun d'eux, des études supplémentaires sont nécessaires afin de déterminer plus en détail leur influence. Ainsi, pour les travaux futurs qui seront entrepris avec le logiciel VADOSE/W pour étudier l'effet de la configuration des CEBC sur les mouvements de gaz (oxygène), les recommandations suivantes seront formulées.

1. Une modification du logiciel est nécessaire pour pouvoir introduire directement la réactivité des résidus miniers K_r (qui peut être estimée pour des études préliminaires) au lieu de la réactivité apparente K_r^* .
2. Une modification des conditions initiales du modèle en utilisant une pluviométrie moyenne au lieu d'une condition de saturation complète du modèle afin de voir l'évolution des flux cumulés d'oxygène dans ce cas précis.

3. Une réalisation de calculs sur une année entière pour un climat de type Rouyn-Noranda afin de voir le comportement de la CEBC sous conditions naturelles. Les tentatives réalisées dans ce sens n'ont pas eu de succès car les calculs s'interrompaient après deux mois de calculs.
4. Une détermination des influences relatives de l'inclinaison de la pente, de la longueur de la pente, de la réactivité des résidus miniers et de la couche de rétention d'eau de la CEBC.
5. Une réalisation de simulations numériques avec différents matériaux ayant des conductivités hydrauliques saturée ou non saturée ainsi que des pressions d'entrée d'air (ou AEV) très variées de sorte de pouvoir dériver des relations sur leurs influences relatives.
6. Une étude plus détaillée sur l'effet de la position du bris et de la construction de bris multiples placés à différents niveaux sur la pente et à des distances variables les uns des autres sur les flux d'oxygène évaluée. L'influence de l'épaisseur du bris et de ses propriétés hydrauliques devrait aussi être étudiée en détails

RÉFÉRENCES

- AACHIB, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Ph.D. thèse du département de génie minéral à l'École Polytechnique de Montréal.
- AACHIB, M., CHAPUIS, R.P. (1994). Column tests investigation of mining wastes properties used to build cover systems. Proceeding of international land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide – Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32. École Polytechnique de Montréal.
- AACHIB, M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in partly saturated media, with applications to soil covers. Water, Air and Soil Pollution, 156: 163-193.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2002). Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Conference: Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, pp. 163-172. CD-ROM.
- ADDA Y., PHILBERT, J. (1966). La diffusion dans les solides. Tome I. Presses Universitaires de France, Paris VI^e. =

- AKINDUNNI, F.F., GILLHAM, R.W., NICHOLSON, R.V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, 28 : 446-451.
- APITHY, S.A. (2003). Étude du comportement de couvertures à effets de barrière capillaire placées sur des haldes à stériles en climat semi-aride. Mémoire M. Sc. A. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- 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 Sc. Soc. Am. J., 1023-1030.
- 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, 63:510-519.
- ATKINS, R.J., HAY, D., ROBERTSON, J. (1997). Shallow water cover design methodology and field verification. In Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, Canada, B. C., Vol. I, pp. 211-228.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R. P. (1991). Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi. Comptes-Rendus de la 1re Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale : 113-127.
- AUBERTIN, M., AACHIB M, AUTHIER, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. Geotextiles and Geomebranes, 18 : 1-19.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B, BERNIER, L. (2002a). Environnement et gestion des rejets miniers. Manuel sur CD-Rom, Presses Internationales Polytechnique.

- 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: 55-69 (with Erratum, 36: 401).
- AUBERTIN, BUSSIÈRE, B., M., AACHIB, M., CHAPUIS, R. (1996b). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie. 1 : 3-13.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.D., BARBERA, J.M. (1996a). Construction of experimental cells with covers on acid producing tailings. Proc. 49th Canadian Geotechnical Conference, St-John's, pp. 655-662.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BOUCHENTOUF, A., BUSSIÈRE, B. (1997a). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, B.C., 31 May – 6 June, Vol. 2, pp. 731–746.
- AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B (1996b). Le contrôle du drainage minier acide à l'aide de barrières de recouvrement. Colloque sur le programme de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Rouyn-Noranda, Québec, 29 et 30 octobre, Volume 2, 131-156.
- AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., JOANES, A.M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (1997b). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Rapport de recherche. Projet CDT 1899.3 (version préliminaire décembre 1997 – version finale mars 1999). Rapport NEDEM/MEND 2.22.2b, 110 pages.

- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.F., TREMBLAY (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Project P1622, C.D.T. École Polytechnique.
- AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., JOLETTE, D., BUSSIERE, B., CHAPUIS, R.P., JAMES, M., RIFFON, O. (2002b). Stabilité géotechnique des ouvrages de retenue pour les résidus miniers: problèmes persistants et méthodes de contrôle. Défis & Perspectives: Symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, 3-5 novembre 2002. Développement Économique Canada/Ministère des Ressources Naturelles du Québec/CIM. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JOANES, A-M., MONZON, M., GAGNON, D., BARBERA, J.-M., BÉDARD, C., CHAPUIS, R.P. BERNIER, L. (1999). Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phases II : essais en place. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles, Projet P1899, CDT., École Polytechnique, MEND Report 2.22.2c.
- BATHE, K-J. (1982). Finite element procedures in engineering analysis. Prentice-Hall.
- BENZA AZOUA M., BUSSIÈRE B., DAGENAIS A.-M. (2001). Comparison of kinetic tests for sulfide mine tailings. Tailings and Mine Waste 01, pp. 263-272.
- BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., DAGENAIS, A.-M., ARCHAMBAULT, M. (2004b). Kinetic test comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential. Environmental Geology. 46(8) : 1086–1101.
- BENZA AZOUA, M., PEREZ, P., BELEM, T., FALL, M. (2004a). A laboratory study of the behaviour of surface paste disposal. In Proceedings of the 8th International Symposium on Mining with Backfill (Minefill 2004), Beijing, 1 : 180-192.

- BROOKS, R.H., COREY, J.C. (1964). Hydraulic properties of porous medium. Colorado State University (Fort Collins), Hydrology Paper 3.
- BURDINE, N.T. (1953). Relative permeability calculations from pore-size distribution data. Trans. Am. Inst. Of min. and Metallurgical and Pet. Engrs., 198 : 71-78.
- BUSSIÈRE, B. (1999). Étude du Comportement Hydrique de Couvertures avec Effets de Barrières Capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse, Polytechnique de Montréal.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2002). A laboratory set up to evaluate the hydraulic behavior of inclined capillary barriers. International Conference on Physical Modelling in Geotechnics, St.Jonh's, Newfoundland, 10-12 July. Edited by R. Phillips, P.J. Guo, R Popescu, pp.391-396. Rotterdam : A. A. Balkema.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R. P. (2003a). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 40(3): 512-535.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2001a). Unsaturated flow in layered cover systems : a comparison between numerical and field results. Proceedings of the 54 th Canadian Geotechnical Conference, Calgary, Alta, 16-19 September 2001, Edited by Mahmoud, R. van Everdingen, J. Carss. Vol. 3, pp. 1612-1619.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., JULIEN, M. (2001b). Couvertures avec effets de barrières capillaires pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. Vecteur environnement, 34(3): 37-50.

- BUSSIÈRE, B., APITHY, S. A., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2003b). Diversion capacity of sloping covers with capillary barrier effects. 56th Annual Canadian Geotechnical Conference and 4th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Winnipeg, Manitoba, September 29 - October 1, 2003. Comptes-Rendus sur CD-ROM, 8p.
- BUSSIERE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. Environmental Geology 45(5): 609-622.
- CARTER, M.R. (1993). Soil sampling and methods of analysis. Lewis, Boca Raton, Fla.
- CATHLES, L.M., SCHLITT, W.J. (1980). A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. *In* Leaching and recovering copper from as-mined materials. Proceeding. of the Las Vegas Symposium 26, Solutions Mining Committee, Society. of Mining Engineering Of AIME, 9-27
- CHAPUIS, R.P., CRESPO, R., CHENAF, D., AUBERTIN, M. (1993). Evaluation of a ground water F.E.M. software for steady and unsteady state conditions. Proceedings, 46th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, pp.61-70.
- CHAPUIS, R.P., CHENAF, D., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CRESPO, R. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. Canadian Geotechnical Journal, 38(5), p. 1113-1126.
- CHILDS, E.C., COLLIS-GEORGE, G.N. (1950). The permeability of porous materials. Proceedings of the Royal Society of London, Series A, 201:392-405.

- CIFUENTES, E.G. (2006). Modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures à effets de barrière capillaire inclinées. Rapport de projet de maîtrise (M.Ing.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, mars 2006.
- CIFUENTES, E., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., MOLSON, J., BUSSIÈRE, B. (2006). Analyses of the water diversion length of inclined, layered soil covers. 59th Canadian Geotechnical Conference and 7th Joint CGS/IAH Groundwater Specialty Conference, 1-4 October 2006, Vancouver, BC, Canada.
- CISSOKHO, F. (2004). Étude des bris de succion pour limiter la désaturation des couvertures avec effet de barrière capillaire (CEBC) inclinées. Rapport de stage. Chaire industrielle Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers.
- COLLIN, M. (1998). The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits. Report 4763, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- COLLIN, M. (1987). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciate Treatise, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- COLLIN, M., RASMUSON, A. (1990). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid Mine Drainage : Designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, May, 311-333.
- COLLIN, M., RASMUSON, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. Soil Science America Journal, 52: 1559-1565.

- CRANK, J. (1975). The mathematics of diffusion. 2nd Ed. Clarendon Press, Oxford, U.K.
- DAGENAIS, A.-M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MARTIN, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. Post-Mining 2005, November 16-17, Nancy, France.
- ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxydation rates in mine tailings. Water Resources Res. 32(6), 1773–1784.
- ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., REARDON, E.J., TIBBLE, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release: Canadian Geotechnical Journal, 31: 375-383.
- ELZEFTAWY, A., CARTWRIGHT, K. (1981). Evaluating the saturated and unsaturated hydraulic conductivity of soils, Permeability and groundwater contaminant transport. ASTM STP, T.F. Zimmie and C.D. Riggs Editors, pp. 168-181.
- EVANGELOU, V.P. (1995). Pyrite Oxidation and Its Control. CRC Press.
- FALA, O. (2002). Étude des écoulements non saturés dans les haldes à stériles à l'aide de simulations numériques. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A), Génie Minéral, Dépt. CGM, École Polytechnique de Montréal, 295 pages (& 245 pages en annexes sur CD).
- FALA, O., MOLSON, J.W., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. Mine Water & Environment 24(4): 172-185.

- FALA, O., MOLSON, J., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (2006). Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock piles. Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 26-30 March 2006, St. Louis, Missouri, R.I. Barnhisel (ed.). The American Society of Mining and Reclamation, pp. 582-597.
- FAYER, M.J., ROCKHOLD, M.L., CAMPBELL, M.D. (1992). Hydrologic modeling of protective barriers: comparison of field data and simulation results. Soil Sc. Soc. Am. J., 56: 690-700.
- FREDLUND, D.G., RAHADJO, H. (1993). Soil mechanics for unsaturated soils. John Wiley & Sons. New-York.
- FREDLUND, D.G., XING, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, 31: 521-532.
- FREDLUND, D.G., XING, A., HUANG, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, 31: 533-546.
- FRIND, E.O., GILLHAM, R.W., PICKENS, J.F. (1976). Application of unsaturated flow properties in the design of geologic environments for radioactive waste storage facilities. Proceeding of the 1st International Conference on Finite Element in Water Resources, Princeton, N.J.
- GARDNER, W.R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. Soil Science, 85: 228-232.
- GEOSLOPE INTERNATIONAL (2005). User's Guide VADOSE/W.
- GEOSLOPE INTERNATIONAL (1996). User's Guide SEEP/W.

- GOLDER ASSOCIÉS (1999). Suivi du comportement du recouvrement multicouche, Les Terrains Aurifères. Rapport NEDEM.
- GOSSELIN (2007). Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Mémoire de maîtrise (M.Sc.A.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.
- GOSSELIN, M. AUBERTIN, M. ET MBONIMPA, M. (2007a). Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux. 8th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference and 60th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ontario, Canada, 21-24 October 2007. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- GOSSELIN, M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., MARTIN, V. (2007b). An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings. ERTEP 2007 - First International Conference on Environmental Research, Technology and Policy Building Tools and Capacity for Sustainable Production. July 17 - 19, 2007, La Palm Royal Beach Hotel, Accra, Ghana. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- HASSANI, F., ARCHIBALD, J. (1998). Mine backfill. [CD-ROM]. Canadian Institute for Mining, Metallurgy and Petroleum.
- HAVERKAMP, R., PARLANGE, J.-Y. (1986). Predicting the water retention curve from particle size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. Soil Science, 142: 325-339.
- HILLEL, D. (1998). Environmental Soil Physics. Academic Press, San Diego.
- HILLEL, D. (1980). Fundamentals of Soil Physics. Academic Press, New York.

- IWATA, S., TABUCHI, T., WARKENTIN, B.P., (1988). Soil-water interaction, mechanisms and applications. Marcel Dekker, New York.
- JEWELL, R.J., FOURIE, A.B., LORD, E.R. (2002). Paste and thickened tailings – A guide. Nedlands, Australie : The Australian Center for Geomechanics. 173p.
- JOHNSON, J.M., VIALPANDO, J., LEE, C. (2005). Paste tailings management alternative –study results for Molycorp’s lanthanide group operations in Mountain Pass, California. Mining Engineering. 57:2. 50-56.
- KIM, H., BENSON, C.H. (2003). Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over waste. Journal of Contaminant Hydrology, 71 : 193-218.
- KOVÁCS, G. (1981). Seepage Hydraulics. Elsevier Scientific Pub.
- KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A., PACELLI, R.R. (1981). Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. Mining Engineering, pp. 300-304.
- KLUTE, A. (1986). Water retention: laboratory methods. In Methods of soil analysis, part I. Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. Edited by A. Klute. Agronomy Monograph No 9, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison Wis.: 635-662.
- KWONG, Y.T.J (1993). Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. MEND Report 1.32.1, CANMET, Ottawa, 47p
- LANDRIAULT, D., JOHNSON, J.M., PALKOVITS, F. (2005). Thickened tailings and paste technology: The future of industrial waste disposal ». In Got Mining 2005 SME Annual Meeting and Exhibit. Salt Lake City, [CD-ROM], Pre-print 05-111.

- LAWRENCE, R.W., WANG, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, 1 : 451-464.
- LEFEBVRE, R. (1994). Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles. Thèse de doctorat, Université Laval, Canada.
- LI, M., AUBÉ, B., ST-ARNAUD, L. (1997). Consideration in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. In Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, Canada, B. C., Vol. I, pp. 117-130
- LOONEY, B.B., FALTA, R.W. (2000). Vadose zone. Science and technology solution. Vol. I & II, Battelle- Press, Columbus, OH.
- MACKAY, P.L., YANFUL, E.K., ROWE, R.K., BADV, K. (1998). A new apparatus for measuring oxygen diffusion and water retention in soils. Geotechnical Testing Journal, GTJODJ, 21 (4) : 289-296.
- MAQSoud, A., (2004). Proposition pour la mise en place d'un bris de succion instrumenté sur le site LTA. Chaire CRSNG-Polytechnique-UQAT.
- MAQSoud, A., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. (2002). L'hystérésis des sols non saturés utilisés dans les recouvrements avec effet de barrières capillaires. Proc. of the 55th. Canadian Geotechnical Conference - 3 rd Joint IAH-CNC/CGS : Ground and Water , Theory to practice, Niagara Falls, Ontario, Canada, 181-188.
- MAQSoud, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. (2003). Évaluation de la Performance de la CEBC du site LTA, Rapport partiel, Chaire URSTM.

- MAQSOU, A., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M. (2006). Modification of the predictive MK model to integrate hysteresis of the water retention curve. *Unsaturated Soils 2006 : Proceedings of the fourth International Conference on Unsaturated Soils*, April 2-6, 2006, Carefree, Arizona, G.A. Miller, C.E. Zapata, S.L. Houston, D.G. Fredlund (eds.). ASCE Geotechnical Special Publication, No. 147, pp. 2465-2476.
- MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2004). Hysteresis effects on the water retention curve: A comparison between laboratory results and predictive models. *5th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference*, Quebec, Quebec, Canada, 23-27 October 2004. Session 3A, H21.175, pp. 8-15. CD-ROM.
- MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., CISSOKHO, F., AUBERTIN, M. (2005). Suction break to control slope-induced desaturation in covers used as gas barrier. *6th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 58th Canadian Geotechnical Conference*, Saskatoon, Saskatchewan, Canada, 18-21 September 2005. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gas in porous media. *Journal of Soil Science*, 10: 79-82.
- MARSHALL, T.J., HOLMES, J.W., ROSE, C.W. (1996). *Soil Physics*, Third Edition, Cambridge University Press.
- MARTIN, V., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (2004). Evaluation of unsaturated flow in mine waste rock. *57th Canadian Geotechnical Conference and the 5th joint CGS-IAH Conference*, 24-27 October 2004, Quebec city, Session 7D, pp.14-21.

- MARTIN, V., AUBERTIN, M., ZHAN, G., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (2005). An investigation into the hydrological behavior of exposed and covered waste rock dumps. Proceedings, SME Annual Meeting, Toronto, pp. 885-894.
- MATHWORKS, Inc. (The), 2004. MATLAB® 7. MathWorks, Inc., Natick, MA, USA.
- MBONIMPA M, AUBERTIN, M., BUSSIÈRE B (2006b). 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., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Géotechnique Journal. 40, 916–932.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. (2002a). Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials. Rapport Technique EPM-RT-2002-04, École Polytechnique de Montréal.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MAQSoud, A. (2006a). A predictive function for the water retention curve of compressible soils. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, 132(9): 1121-1132.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (2002c). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. Geotechnical and Geological Engineering, 20(3): 235-259.

- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M. (2000b). Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ. Colloque sur la Recherche des Méthodes Innovatrices pour le Contrôle du Drainage Minier Acide, NEDEM 2000, 3-5 octobre 2000, Sherbrooke, Québec. pp. 617-620.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIERE, B. (2000a). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. Comptes Rendus de la 1ère Conf. Conjointe AIH-CNC et SCG sur l'Eau Souterraine, Montréal, Octobre 2000. pp. 343-350.
- MBONIMPA, M., BÉDARD, C., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2004). Application of the MK model to predict the unsaturated hydraulic conductivity. 5th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference, Quebec, Quebec, Canada, 23-27 October 2004. Comptes-Rendus sur CD-ROM.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M., KISSIOVA, M. (2002b). Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. Proc. 55th Can. Geotech. Conf. – 3rd Joint IAH – CNC– Can. Geotech. Society Conf.: Ground and Water: Theory to Practice, Niagara Falls, pp. 147-154. CD-ROM.
- MEND (2001). Mine environment neutral drainage (MEND) manual, Vol. 4. Prevention and Control, MEND 5.4.2d, Canada Centre for Mineral and Energy Technology (CANMET), 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 résidus générateurs de DMA. Proceedings Symposium sur l'Environnement et les mines, Rouyn-Noranda, 14-16 mai 2005, 30p. CIM.
- MILLER, D.E. (1969). Flow and retention of water in layered soils. USDA, ARS Conserv. Res. Rep. No.13.
- MILLINGTON, R.J., QUIRK, J.P. (1961). Permeability of porous solids. Trans. Faraday Soc. 57, 1200–1207.
- MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. Soil Science, 57: 1200-1207.
- MOREL-SEYTOUX, H.J. (1992). L'effet de barrière capillaire à l'interface de deux couches de sol aux propriétés fort contrastées. Hydrol.continent. 7 : 117-128
- MORIN, K.A., HUTT, N.M. (1997). Environmental Geochemistry of Mine site Drainage: Practical Theory and Case Studies. MDAG Publishing, Vancouver, Canada, 333p.
- MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, 12: 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 layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, 26: 1-8.

- PAKTUNC, A.D. (1999). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. In: Environmental Impacts of Mining Activities: Emphasis on Mitigation and Remedial Measures (Ed. J.M. Azcue). Springer-Verlag Environmental Science Series; Chapter 3, pp. 19-40.
- PANICONI, C., ALDAMA, A.A., WOOD, E.F. (1991). Numerical Evaluation of iterative and noniterative methods for the solution of the nonlinear Richards Equation. Water Resources Research, 27:1147-1163.
- PANTHELIS, G., RITCHIE, A. J.M. (1991). Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores. Applied Mathematical Modeling, 15: 136-143.
- PEDERSEN, T.F., MCNEE, J.J., FLATHER, D., MUELLER, B., SAHAMI, A., PELLETIER, C.A. (1997). Geochemistry of submerged tailings in buttle lake and the Equity Silver tailings pond, British Columbia, and Anderson lake, Manitoba: What have we learned. In Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, Canada, B. C., Vol. Vol III, pp. 989-1005.
- PENMAN, H.L. (1948). Natural evapotranspiration from open water, bare soil and grass. Proc. R. Soc. London.
- PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., GUNTER, W.D., ST-ARNAUD, L.C., MYCROFT, J.R. (1995). Critical Review of Geochemical Processes and Geochemical Models Adaptable for Prediction of Acidic Drainage from Waste Rock. MEND Report, No. 1.42.1, MEND, Ottawa, ON, 120p.
- PLANTE, B. (2004). Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées (Génie minéral). Département des génies civil, géologique et des mines. École Polytechnique de Montréal., 241p.

- RASMUSSEN, A., ERIKSON, J.C. (1986). Capillary barriers in covers for mine tailings dumps. Report 3307. The National Swedish Environmental Protection Board.
- RESCAN ENVIRONMENTAL SERVICES Ltd (1989). Subaqueous disposal of waste rock and tailings. In CANMET. Ottawa. Mend Rep, Vol.2.11. 1a.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R., MCMULLEN, J., JULIEN, M. (1997). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of LTA site, Québec, Canada. Proc 4th ICARD Conference, Vancouver.
- RICHARDS, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. J. Physics. 1:318-333.
- RIMSTIDT, J.D., VAUGHAN, D.J. (2003). Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. Geochimica et Cosmochimica Acta, 67: 873-880.
- RITCEY, G.M. (1989). Tailings Management - Problems and Solutions in the Mining Industry.
- ROSS, B. (1990). The diversion capacity of capillary barriers. Water Resources Research. 28(10): 2625-2629
- ROWE, R.K., BOOKER, J.R. and FRASER, M.J. (1994). Pollute V6 and Pollute-Gui User's Guide. GAEA Environmental Engineering Ltd, London, 305p.
- SEGERLIND, L.J. (1984). Applied Finite Element Analysis. John Wiley and Sons.
- SENES CONSULTANTS Ltd. (1995). A Review of AMD Control Strategies for Les Terrains Aurifères, Malartic, Québec. Report no. 31638.

- SOBEK, A.A., SCHULLER, W., FREEMAN, J.R., SMITH, R.M. (1978). Field and laboratory methods applicable to overburdens and minerals. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/2-78-054 (PB-280-495).
- STORMONT, J.C. (1995a). The performance of two capillary barriers during infiltration. Landfill Closures. Environmental Protection and Land Recovery, Geotechnical Special Publication No 53, ASCE, 77-92.
- STORMONT, J.C. (1995b). The effect of constant anisotropy on capillary barrier performance. Water Resources Research, 31:783-785.
- TAMI, D, RAHARDJO, H.; LEONG, E-C., FREDLUND, D.G. (2004). Design and laboratory verification of a physical model of sloping capillary barrier. Canadian Geotechnical Journal, 41(5): 814-830
- TASSÉ, N., GERMAIN, D., DUFOUR, C., TREMBLAY, R. (1996). Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au-delà de la barrière d'oxygène. Colloque sur le Programme de Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement Minier, Rouyn-Noranda, 1 : 106-128.
- THOMAS, E.G., NANTEL, L.H., NOTLEY, K.R. (1979). Fill technology in underground metalliferous mines. Kingston, Ontario : International Academic Services Limited. 293p.
- TREMBLAY, R. (1994). Controlling acid mine drainage using an organic cover: the case of the East Sullivan mine, Abitibi, Québec. Proceedings of the International Land reclamation and mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 2:122-127.

- TRÉPANIÉ, S., TREMBLAY, F., BUSSIÈRE B. (2005). Étude d'une barrière physique visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance d'une CEBC. Symposium Rouyn- Noranda: L'Environnement et les Mines, mai 2005.
- van GENUCHTEN, M.TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America journal. 44: 892-898.
- VICK, S.G. (1990). Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. Vancouver, Colombie-Britannique : Bitech. 369p.
- VILLENEUVE, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées (Génie minéral). Département des génies civil, géologique et des mines, Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- WILSON, G.W. (1990). Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. Ph D thesis, University of Saskatchewan , Canada.
- WILSON, G.W., FREDLUND, D.G., BARBOUR, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. Canadian Geotechnical Journal. 31 : 151-161.
- YANFUL, E.K (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical. Engineering, ASCE 119(8), 1207–1228.
- Yanful, E.K., Simms, P.H., and 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: 347-375.

- YANG, H., RAHARDJO, H., LEONG, E.C., FREDLUND, D.G. (2004). Factors affecting drying and wetting soil-water characteristic curves of sandy soils. Canadian Geotechnical Journal, 41, 908-920.
- ZHAN, G.S., MAYER, A., MCMULLEN, J., AUBERTIN, M. (2001) Slope effect study on the capillary cover design for a spent leach pad. Proc. 8th Int. Conf. Tailings and Mine Wastes, Colorado State University, Fort Collins, pp. 179-187. Balkema.
- ZIENKIEWICZ, O.C., TAYLOR, R.L. (1991). The Finite Element Method. Fourth Edition, Vol. 1 & 2, McGraw-Hill.

ANNEXES SUR DVD-ROM

**Un cédérom accompagne ce
mémoire de maîtrise**

**Toute personne intéressée à se le
procurer doit contacter :**

**An accompanying CD-ROM is
included with the original thesis.**

**To obtain a copy of the CD-ROM,
please contact :**

École Polytechnique de Montréal

Service du prêt entre bibliothèques

B.P. 6079, Succursale Centre-Ville

Montréal, Québec H3C 3A7

Canada

Tél. : (514) 340-4846

Télec./Fax : (514) 340-4026