

**ÉVALUATION EN LABORATOIRE  
DE BARRIÈRES SÈCHES  
CONSTRUITES À PARTIR DE  
RÉSIDUS MINIERS**

**Rapport NEDEM 2.22.2a**

Ce programme de recherche a été réalisé dans le cadre du NEDEM avec la participation de Itec Minéral Inc., Barrick Gold Corporation, du Ministère des Ressources naturelles du Québec et du Centre Canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie par le biais de l'entente Canada-Québec sur le développement minéral.

**mars 1996**

*— Rapport final —*

**ÉVALUATION EN LABORATOIRE DE BARRIÈRES  
SÈCHES CONSTRUITES À PARTIR DE RÉSIDUS  
MINIERS**

*préparé pour*

**ÉNERGIE, MINES ET RESSOURCES CANADA  
Centre canadien de la technologie des minéraux et de  
l'énergie (CANMET)  
555, rue Booth, bureau 328  
Ottawa (Ontario) K1A 0G1**

Novembre 1995

Projet C.D.T. P1622

## **REMERCIEMENTS**

**Les auteurs tiennent à remercier les responsables du programme MEND/NEDEM et notamment Messieurs Louis Bienvenu, du Ministère des ressources naturelles (M.R.N.), et Gilles Tremblay, du CANMET, pour le support accordé à ce projet. Les auteurs expriment aussi leur gratitude aux partenaires industriels, Norebec-Manitou Inc. et Minerai Lac Inc. Les auteurs remercient également les personnes suivantes pour les échanges techniques qui ont eu lieu tout au long de ce projet : Ron Nicholson, Luc St-Arnaud, Ernest Yanful, Ward Wilson et Lee Barbour. Le texte final du rapport a été préparé par mesdames Nadyne Bédard, Denise Audet et Madeleine Guillemette; certaines figures ont été préparées par Lucette DeGagné. Les auteurs leur expriment ici leur reconnaissance.**

*-- Rapport final --*

**ÉVALUATION EN LABORATOIRE DE BARRIÈRES SÈCHES CONSTRUITES À PARTIR DE  
RÉSIDUS MINIERS**

*préparé pour*

**ÉNERGIE, MINES ET RESSOURCES CANADA  
Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie (CANMET)  
555, rue Booth, bureau 328  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0G1**

*À l'attention de Monsieur Gilles Tremblay*

*par*

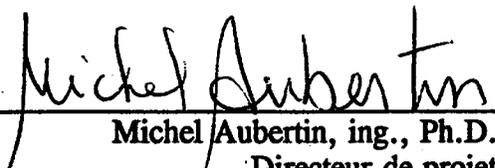
**Michel Aubertin, professeur  
Département de génie minéral  
École Polytechnique de Montréal**

**Préparé en collaboration avec Robert P. Chapuis, Mostafa Aachib,  
Bruno Bussière, Jean-François Ricard et Leila Tremblay**

*soumis par*

**CENTRE DE DÉVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUE (C.D.T.)  
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL  
Campus de l'Université de Montréal  
Case postale 6079, succursale Centre-ville  
Montréal (Québec) H3C 3A7**

Novembre 1995

  
Michel Aubertin, ing., Ph.D.  
Directeur de projet

## RÉSUMÉ

Le drainage minier acide (DMA) constitue un des problèmes environnementaux les plus importants pour l'industrie minière canadienne. Pour contrôler la production de DMA à partir de rejets de concentrateur réactifs, un nombre limité de solutions existent. Parmi celles-ci, l'utilisation de «barrières sèches» placées au-dessus des rejets constitue souvent la seule technique envisageable. De telles barrières de recouvrement sont généralement construites en plusieurs couches, à partir de matériaux meubles d'origine naturelle (gravier, sable, silt, argile). Pour des raisons économiques et pratiques, il pourrait être avantageux de remplacer les sols utilisés pour certaines couches par des résidus miniers qui ne sont pas générateurs de DMA. En particulier, les caractéristiques granulométriques des rejets de concentrateur de mines en roche dure font en sorte que ceux-ci pourraient être employés pour constituer la couche peu perméable et à forte rétention capillaire dans un système de recouvrement multicouche.

Cette recherche porte sur l'étude en laboratoire des propriétés des rejets concentrateurs pouvant être utilisés à cette fin, ainsi que sur l'évaluation des performances de systèmes de recouvrement qui incluent une telle composante. Le rapport fait état des principaux résultats obtenus au cours de ce projet. Des résultats plus détaillés sont présentés dans les neuf rapports d'étape rédigés tout au long du déroulement de l'étude (voir la liste de références); ces rapports sont disponibles au secrétariat NEDEM à Ottawa. Certains aspects plus fondamentaux sont aussi revus, avec plus de détails, dans le rapport interne de Aachib et al. (1993), dans les mémoires de maîtrise de Bussière (1993), Ricard (1994) et Tremblay (1995) et dans la thèse de doctorat de Aachib (1996).

Le rapport débute sur un exposé du problème et sur une définition du mandat de recherche. On aborde ensuite divers aspects relatifs à la conception et à la construction des barrières de recouvrement pour différents types de rejets. Dans ce chapitre, les auteurs font, en quelque sorte, le point sur l'état des connaissances en ce domaine, à partir d'une revue relativement exhaustive de la littérature. Le chapitre suivant traite des effets de barrière capillaire, qui constituent l'élément clé qui sous-tend ce projet. En effet, l'objectif principal des barrières de recouvrement multicouches qui visent à contrôler le DMA est de limiter le transport de

l'oxygène à travers la couverture, vers les rejets réactifs. Pour accomplir cela, il faut nécessairement qu'une partie de la barrière demeure pratiquement saturée en permanence afin de réduire le flux d'oxygène.

Les principaux résultats expérimentaux, portant sur certaines propriétés de base des rejets étudiés, sur leur conductivité hydraulique, sur les courbes caractéristiques de succion et sur le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène sont présentés dans le chapitre 4. Les résultats montrés sont conformes aux résultats anticipés. Les auteurs montrent de plus que la plupart de ces résultats de laboratoire peuvent être prédits à partir d'expressions mathématiques relativement simples, qui font appel à des propriétés de base comme la granulométrie, l'indice des vides et le degré de saturation. Ces expressions mathématiques deviennent très utiles pour le travail de conception des barrières.

La modélisation physique et numérique des barrières de recouvrement multicouches formées de rejets de concentrateur est ensuite abordée. On présente alors les montages expérimentaux conçus expressément pour ce projet ainsi que les résultats obtenus. Malgré les nombreuses difficultés rencontrées et les problèmes qui sont survenus pendant les divers essais en colonne, les principaux résultats expérimentaux concordent bien avec les résultats des simulations numériques. Ceux-ci confirment les hypothèses de départ à l'effet qu'il est possible de créer une barrière efficace contre la migration de l'oxygène et la production de DMA à l'aide de rejets non réactifs.

Le dernier chapitre rappelle les principaux résultats et énonce certaines conclusions et recommandations découlant de ces travaux. Une liste de références termine ce rapport.

## EXECUTIVE SUMMARY

Although the mining industry provides an essential contribution to the economy of several provinces across Canada, it is recognized that mining operations can also be the source of various detrimental effects for the environment. In that regard, probably the most serious problem associated with mining activities is acid mine drainage (AMD). Such AMD can be generated when sulphuric minerals (mainly iron sulphides such as pyrite and pyrrhotite) are oxidized in the presence of water. Acid waters may contain high levels of potentially toxic elements, such as lead, cadmium, mercury and arsenic, and this constitutes a serious hazard for the local ecosystems.

The control of acidic effluents during and after mining operations is often very costly. Although water treatment is an efficient process, used with success by mines for decades, it can become a heavy financial burden on any mining company faced with the prospect of having to control water quality for tens if not hundreds of years.

One possible alternative is to control the production of AMD. This approach is often considered when one wishes to reclaim the land and return it to a productive state. Among the few techniques available for that purpose is the use of covers (or caps) installed over existing tailings ponds. It is also one of the most practical options. However, building such covers is very expensive, with most estimates above 200 000 dollars/hectare. In order to reduce these costs, the authors have proposed the use of tailings, free of acid generating minerals, to build such covers. This option would be advantageous for various reasons, including the fact that such materials are often available close to the site being rehabilitated. It is also an interesting option for mills that treat ores free of sulphides, since the resulting non-acid generating tailings could be used as a cover for the acid generating tailings. Another application is related to recent projects where mining companies have used a separation technique to produce sulphide-free tailings, as these could also be used in a cover system.

If a tailings pond is to be reclaimed, it is advisable to stop production of AMD. It is often considered that a cover that limits the flow of oxygen and/or water is one of the most practical approaches for that purpose. A cover is called «wet» when water is used to submerge the tailings, thus reducing oxygen flux to negligible levels. However, such water covers may be

difficult to build and maintain over time, as topography and long term stability of the dams become key factors to the success of the project.

One could also make use of geosynthetics (geomembranes) as an impervious layer in a cover, but costs and durability are major concerns.

Because there is a great deal of experience available from the use of so-called «dry» covers built from geological materials, mostly for industrial and municipal wastes, these are often considered for reclamation projects of acid generating milling wastes. Such covers are not free of potential problems either, but they can represent the most practical solution available to mining companies who are reclaiming their tailings impoundments.

To efficiently control the generation of AMD, it is now generally accepted that a multilayer barrier system, with each layer having its own specific function, should be used. A schematic representation of a multilayer cover is presented on Figure 1.1. The cover layers encountered, starting with the uppermost, are as follows : a humid layer to support vegetation (layer A, thickness  $t \geq 15$  cm); a coarse material layer containing a large portion of cobbles to prevent biological intrusions from roots and animals (layer B,  $t \geq 30$  cm); a sandy material acting as a drainage layer (layer C,  $t \geq 30$  cm); a fine grain material acting here as a moisture retention zone (layer D,  $t = 50$  to  $150$  cm); and a non-capillary layer (layer E,  $t \geq 30$  cm) to stop capillary rise from the underlying reactive tailings (layer F) and to prevent significant moisture drainage from the fine material layer above (layer D). Each adjacent layer of the cover should satisfy filter criteria to prevent particles migration that could affect the integrity of the barrier. In this multilayer structure, the two coarse grain material layers (layer C and E) placed adjacent to the capillary layer (D) play a double role. First, these materials (typically sands) provide a flow path for the water to the drainage zones built around the site. Second, the grain size contrast with the fine grained material produces a large difference in suction properties which minimizes moisture drainage and maintains the middle layer close to saturation. It is essential that a saturation ratio of close to 100 % be maintained in this capillary layer to provide an efficient barrier to oxygen transport into the underlying reactive tailings.

In this composite cover, the possibility exists of using various mining wastes for the construction of the different layers. For example, the tailings fine fraction (slimes), obtained by natural segregation or by hydrocyclones, could be used to build the capillary layer (layer D on Figure

1.1). The coarse tailings fractions (sands) could then be used in layers C and E, depending on their availability and hydrogeological properties. Layer B could include cobbles found in the overburden or waste rock from the mine. Finally, humid layer A could be made with the excavated overburden soil, with the original topsoil (stacked and protected) used as the final vegetative layer.

Because the efficiency of such a cover system depends on its effectiveness to reduce water infiltration and/or oxygen flux, the most critical component is the material used for layer D. This experimental study concentrated on finding lower cost materials for this moisture retention layer. Tailings with the correct hydro-geotechnical properties may be used. Samples recovered from various sites located in the province of Québec have been studied as possible candidate materials.

This report contains six (6) Chapters. Chapter 1 summarized above, presents an introduction on the overall problem of AMD and the general principals behind the use of covers. Chapter 2 is a state-of-the-art review on cover technology that considered not only mining related projects but also other types of waste where covers have been installed, including landfills, industrial refuse piles or contaminated soils. Chapter 3 reviews the capillary barrier effects created in layered covers. Material properties, including mineralogical composition, grain size, compaction curves, consolidation characteristics, hydraulic conductivity, moisture retention curves and the effective diffusion coefficient of oxygen, are presented in Chapter 4. Chapter 5 presents the physical and numerical modeling work, and the conclusions follow in Chapter 6.

The reader is reminded that this report summarizes nine interim reports containing more than 600 pages already submitted to MEND, which include all the details of the testing program. These reports are available from the MEND Secretariat in Ottawa. Also, some of the more fundamental portions of this research were the subject of several graduate thesis and internal reports.

Cover systems are used in various waste site remediation projects, and may serve different functions. They form an essential component in the overall management of liquid and gas in and out of the disposal site. One major reason for building covers is to separate the wastes (industrial, municipal, mining, etc.) from the surface environment, to limit water infiltration and/or to control gaz flow from/to the wastes. Site specific characteristics must be considered

for cover design to meet the requirements of a project. However, there are some basic principles that must be understood before undertaking any cover design. In that regard, one should be up to date on the enormous amount of experience and practical information on cover applications disseminated in the literature, and summarized in Chapter 2. After presenting the basic concepts in the use of cover systems, the authors describe different configurations, including materials, thicknesses and functions, of cover systems. Advantages and limitations of the different cover systems are also given.

In composite cover systems, capillary barrier effects are created when a coarse grain material is placed below a fine grain material. The difference in moisture retention curves and hydraulic conductivity functions between these materials creates conditions that allow the fine material to remain practically saturated at all time. In Chapter 3, this phenomena is explained using continuity conditions for pressure and flux at the interface between two materials. The analysis shows that capillary barrier effects are favoured by large contrasts in grain size between two adjacent materials.

Early in the experimental program, a general testing protocol was developed to evaluate the efficiency of different materials and configurations used in cover systems. It includes the evaluation of hydro-geotechnical properties, physical modeling and numerical calculations. These components are presented in Chapters 4 and 5. Results are summarized below.

At the beginning of the project, more than 30 different tailings sites in Québec (most of which being located in the Abitibi region) were sampled. After completing a series of prelimiting tests, including mineralogical analysis, grain size and Atterberg limits, five sites were selected and further sampled for more detailed studies. The grain size curve of these tailings are shown in Figure 4.1. These are representative of average grain size curves for hard rock mine tailings. Using the Unified Soil Classification System, these materials are classified as sandy silts or silty sands with low plasticity.

Tailings sampled in bulk were homogenized and submitted to various laboratory tests. Tables 4.1 to 4.3 presents some basic properties of the tailings. Consolidation characteristics were obtained using a conventional oedometer apparatus. For these tests, the densification energy for placement of the material was controlled to obtain an initial void ratio  $e$  that could be varied from 0.5 to 1.1. The required densification energy was determined from compaction tests.

Figure 4.3a shows some typical results. For the different tailings, the observed compression index  $C_c$  varied from about 0.05 to 0.15 and the coefficient of consolidation  $c_v$  was found to be between  $10^{-3}$  and  $10^{-1}$  cm<sup>2</sup>/s (see Table 4.4). The consolidation properties of the homogenized tailings are well within the range of what is usually found for similar materials (i.e. sandy silts or silty sands).

The hydraulic conductivity  $k$  is one of the most important properties of any material used in a cover system. To evaluate  $k$ , three different tests were carried out on the homogenized tailings. They are : rigid wall permeameter tests with constant head and falling head conditions; permeability tests in the oedometer cells with constant total stress and varying water pressure; and flexible wall permeability tests. These tests were carried out on tailings for different void ratios. This allowed an evaluation of the effect of different factors on the  $k$  value. Among the existing relationships established to quantify the influence of these factors, it was found that the Kozeny-Carman equation (Eq. 4.1) described the observed behavior fairly well. Figure 4.4a shows a correlation between the measured and calculated values for one of the studied tailings. Other relationships have also been used. The practicality of such type of relationship is that it allows an approximate evaluation of the hydraulic conductivity of homogenized tailings, and its evolution as a function of the void ratio and for other parameters as shown in Eq.4.1. The measured and calculated  $k$  values are given for total saturation ( $S_r = 100\%$ ). The  $k$  values are corrected for unsaturated conditions, using the moisture characteristic curve.

The moisture characteristic curve of the homogenized tailings, which gives the relationship between the volumetric moisture content  $\Theta$  and the negative pore pressure (or suction)  $\psi$  was measured using a pressure plate apparatus and a modified Tempe cell. Typical results are shown on Figure 4.6a. The results indicate that typical Air Entry Values (AEV) range from 1.5 to 3.5 m (about 15 to 35 kPa). The results are well described by the van Genuchten model (Eq. 4.5).

The ability to control oxygen transport is among the most critical cover characteristics that play an important role in the efficiency of the system. It is considered that oxygen flux is usually controlled by Fickian type diffusion (Eq. 4.6 to 4.8) and that pressure and temperature gradient effects are negligible. In a Fickian flow, the oxygen flux is largely dependent upon the effective diffusion coefficient of oxygen  $D_e$  which in turn is related to grain size, porosity, tortuosity and volumetric water content. This latter factor is very important, as the diffusion coefficient in water is about 10 000 times lower than in air. Unfortunately, the precise measurement of  $D_e$ ,

as a function of the above noted parameters, is not simple. A special setup shown on Figure 4.7 was created with the help of the Noranda Technology Center (NTC). The values of  $D_e$ , obtained by comparing the evolution of oxygen concentration measured and calculated with the POLLUTE program, are shown on Figure 4.8a with predictive models (Eq. 4.9 to 4.11). The results are in fair agreement with the theoretical estimates.

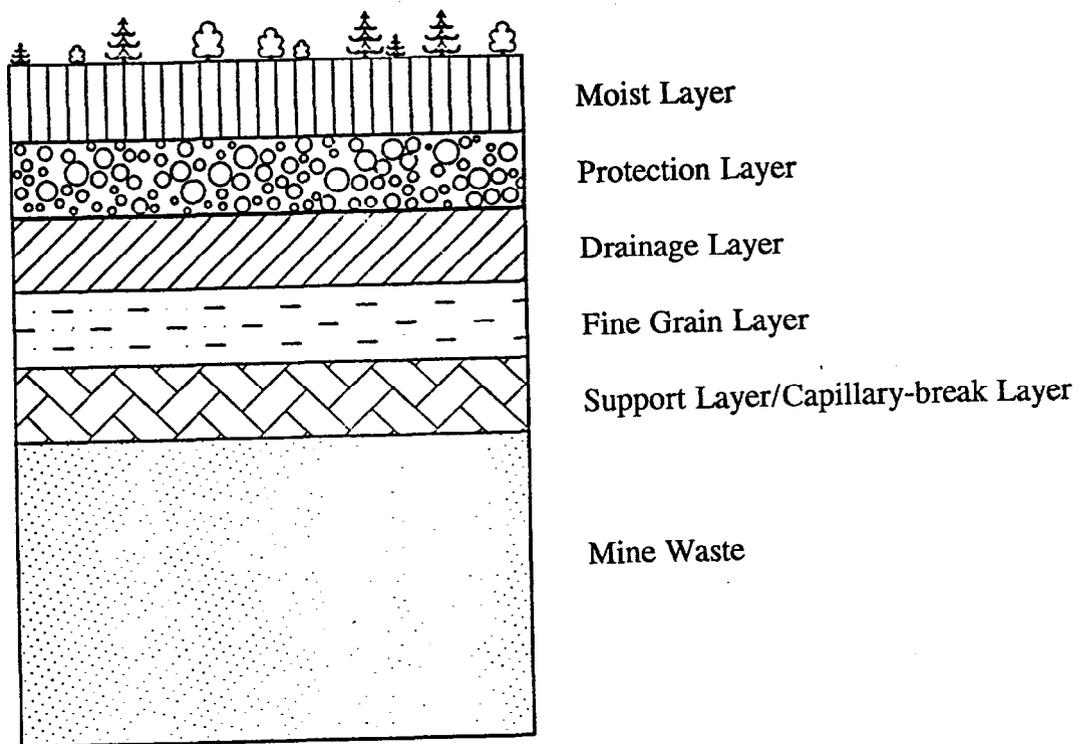
The behavior of the homogenized tailings materials in cover systems has also been investigated by using physical and numerical models. The hydraulic conditions in layered systems was first studied using a plexiglass drainage column with an internal diameter of 15.5 cm and a height of 110 cm (Figure 5.1). The column is instrumented with tensiometer and TDR ("time domain reflectometry") probes to measure suction and volumetric water content, respectively, along its length. The column design was based on the ones used at NTC and University of Waterloo for other cover projects. Results of the drainage column tests are compared to results obtained on individual materials in capillary tests and to numerical calculations (Figure 5.3b). The results are in accordance with the project assumptions, and show that the fine layer will remain close to saturation even after long periods of drought.

The efficiency of different cover systems placed over sulphide tailings was also evaluated using plexiglass columns of 1.7m in height. Duplicate columns were prepared for each system, the first instrumented with TDR probes and thermocouples (Figure 5.2) and the second free of any instruments. The cover layers placed over a layer of sulphide containing tailings (about 20 % of iron sulphide) include a sand layer (30 cm in thickness), a fine tailings layer (60 cm in thickness) and a top layer of sand (10 to 20 cm in thickness). Concrete sand was used in the covers. The capillary layers consisted of three different sulphide free tailings. The last two columns had tailings with a small amount of pyrite in the capillary layer. Two smaller columns (called reference columns) were also built with reactive tailings without a cover and are used as controls to evaluate the relative effectiveness of the covers. In all the columns, water is added from the top periodically, and the percolating water sampled at the bottom is analyzed for electric conductivity, pH, sulphate and metal contents. These results provide indications of the possible reactions happening in the system. Temperature measurements in the columns also serve as indirect evidence of chemical reactions. The effectiveness of the cover systems is illustrated by comparing the parameters for the different columns (e.g. Figures 5.4a and 5.4b for pH, and Figures 5.5a and 5.5b for sulphates). Although some columns have shown some abnormal behavior, usually as a result of experimental problems (leaks, preoxydation, etc.), it is clearly

shown that the covers can effectively prevent acid generation and the oxidation of sulphidic minerals. While looking at the column tests results, the reader should also keep in mind that the cover configurations used in the control columns were not selected for optimizing the efficiency, but rather to verify the predictive capabilities of the experimental and numerical tools developed.

Using the available information, the efficiency of various covers was finally calculated by comparing the reduction in oxygen flux, and the results are shown in Figure 5.11. This shows that if high saturation ( $S_r \geq 90\%$ ) can be maintained in the cover through capillary barrier effects, then a one meter layer of fine material sandwiched between two sand layers will effectively reduce the oxygen flux to the reactive tailings material by a factor of about 1000 or more. The results are in accordance with calculations made by other authors for natural soils, thus showing that tailings can be used effectively as the fine material layer in cover systems.

The results presented in this report are very encouraging and warrant the continuation of the research program using more representative conditions. For that purpose, field test plots have been constructed during the summer of 1995 and new column tests were started to further analyze the practical use of non reactive tailings in layered cover systems to control AMD.



**Figure 1.1** Typical section of a multilayer cover system  
(after Aubertin et Chapuis, 1991)

Table 4.1 Mineralogy Analyses and Average Relative Density ( $D_r$ ) for the Studied Sites

Mineral	Sigma	Bevcon	Senator - Fine	Senator - Coarse	Manitou- Barvue	Solbec-Cupra
Calcite	10%	8%	---	5%	---	---
Chlorite	25%	5%	15%	10%	14%	8%
Dolomite	---	15%	15%	25%	---	---
Mica	5%	---	10%	10%	15%	---
Plagioclase	30%	27%	20%	20%	5%	30%
Pyrite	---	---	---	---	3%	27%
Quartz	25%	45%	40%	30%	63%	35%
Tourmaline	5%	---	---	---	---	---
$D_r$	2.793	2.784	2.841	2.865	2.873	3.393

Table 4.2 Typical Values of Grain-sizes and Atterberg Limits

Location	$D_{10}$ (mm)	$D_{50}$ (mm)	$D_{90}$ (mm)	$C_u$	Passing # 200	$<2\mu m$	$w_L^*$ (%)	$w_p$ (%)
Sigma	0.0034	0.050	0.011	14.7	66%	6%	18	N.P.
Senator - Coarse	0.0080	0.095	0.034	11.9	50%	3%	17	N.P.
Senator - Fine	0.0050	0.060	0.016	12.0	68%	4.5%	18	N.P.
Bevcon	0.0038	0.042	0.012	11.1	77%	5.5%	17	N.P.
Manitou Barvue	0.0023	0.040	0.008	17.4	80%	8.5%	25	0.25
Solbec-Cupra	0.0095	0.080	0.040	8.4	58%	2%	13	N.P.

\* = Upper boundary of  $w_L$  (see report)

$C_u$  = Uniformity coefficient ( $D_{90}/D_{10}$ )

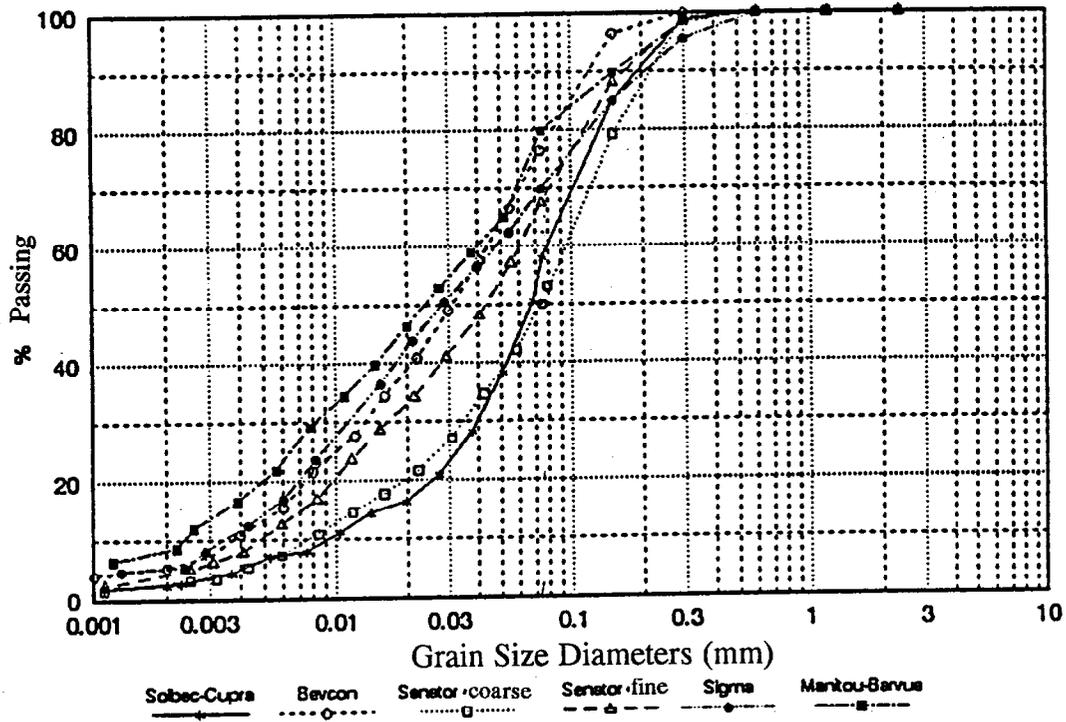


Figure 4.1 Grain Size Curves for the Selected Sites

Table 4.3 Compaction Test Results

Sites	Optimum $w_{opt}$ water content (%)	$\gamma_d$ Dry unit weight (kN/m <sup>3</sup> )	$e$ Resulting void ratios
Sigma	13.8	18.4	0.50
Bevcon	15.2	17.8	0.54
Senator - fine	13.3	18.7	0.49
Senator - coarse	13.0	18.6	0.51
Manitou-Barvue	14.2	18.1	0.56
Solbec-Cupra	12.0	20.75	0.57

Table 4.4 Main Results of Oedometer Tests

Sites	$C_c$	$c_v$ (cm <sup>2</sup> /s)	$m_v$ (m <sup>2</sup> /kN)	$C_\alpha$	Range of "e"
Sigma	.046	$5.01 \times 10^{-3}$	$1.73 \times 10^{-3}$	.004	.48
	à .078	à $4.80 \times 10^{-1}$	à $1.40 \times 10^{-2}$		à .76
Bevcon	.070	$1.48 \times 10^{-2}$	$1.91 \times 10^{-3}$	.003 à .008	.59
	à .096	à $5.44 \times 10^{-1}$	à $9.75 \times 10^{-3}$		à .77
Senator - fine	.065	$3.95 \times 10^{-2}$	$1.69 \times 10^{-3}$	.003 à .008	.53
	à .100	à $6.94 \times 10^{-1}$	à $9.70 \times 10^{-3}$		à .81
Senator - coarse	.088	$2.01 \times 10^{-2}$	$1.09 \times 10^{-3}$	.006 à .010	.54
	à .130	à 2.82	à $1.61 \times 10^{-2}$		à .75
Manitou-Barvue	.048	$1.04 \times 10^{-2}$	$1.82 \times 10^{-3}$	.002 à .005	.53
	à .088	à $6.90 \times 10^{-1}$	à $3.90 \times 10^{-2}$		à .93
Solbec-Cupra	.110	$1.87 \times 10^{-2}$	$1.61 \times 10^{-3}$	.003 à .009	.65
	à .160	à 1.22	à $1.31 \times 10^{-2}$		à .94

Note: à = to

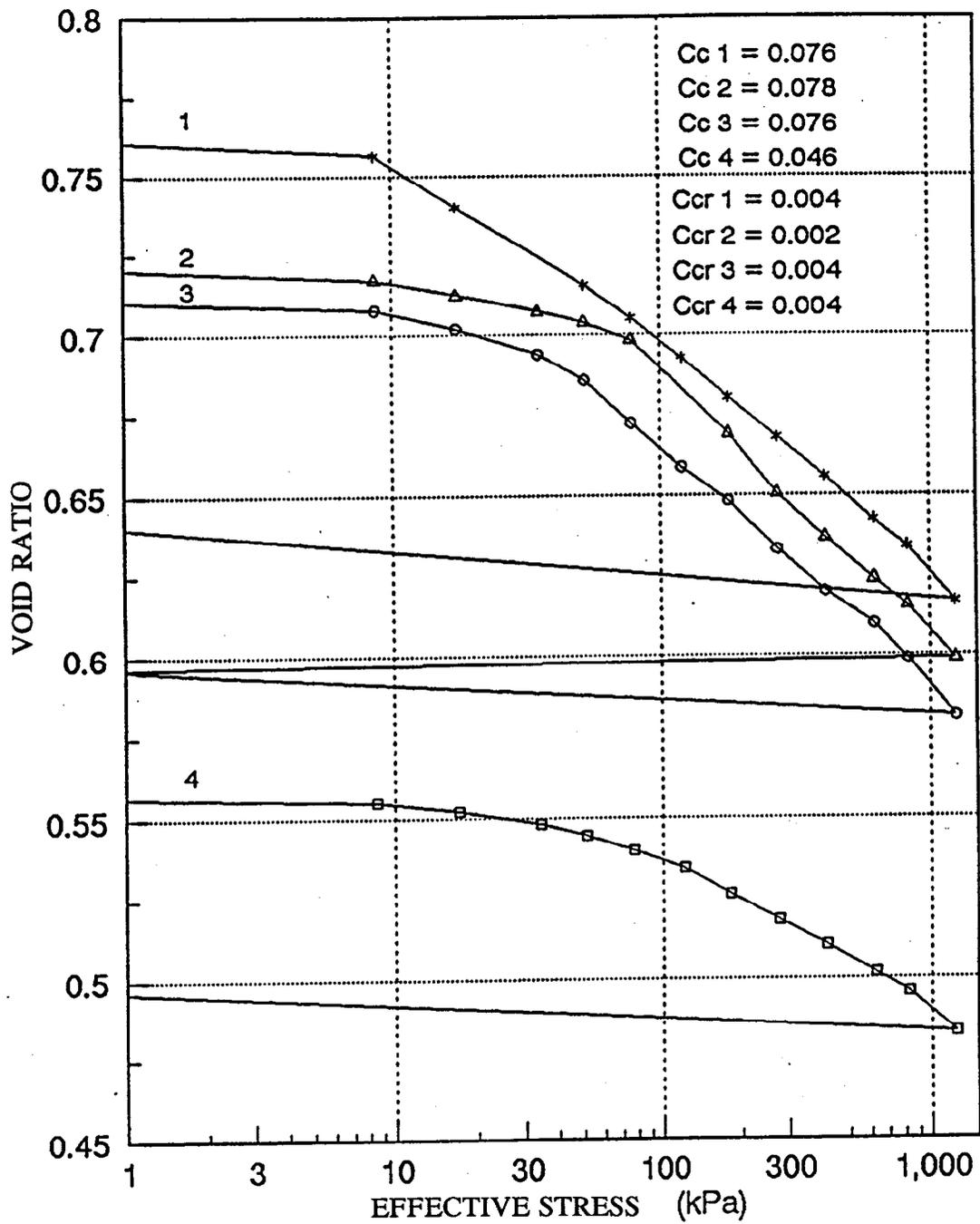
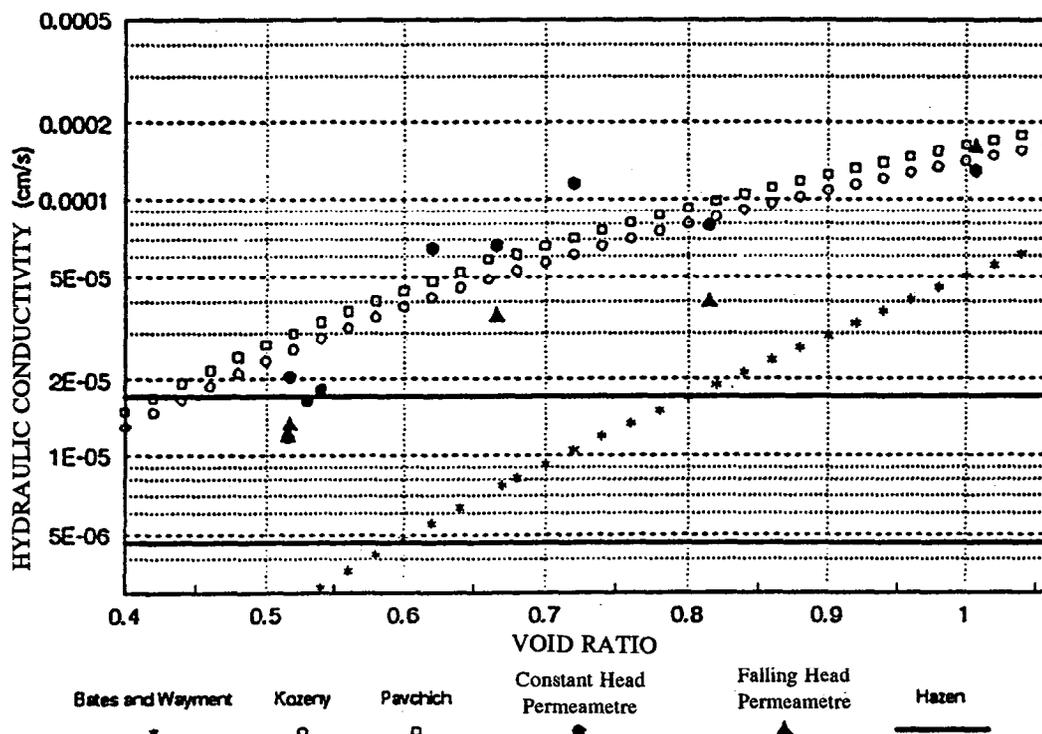
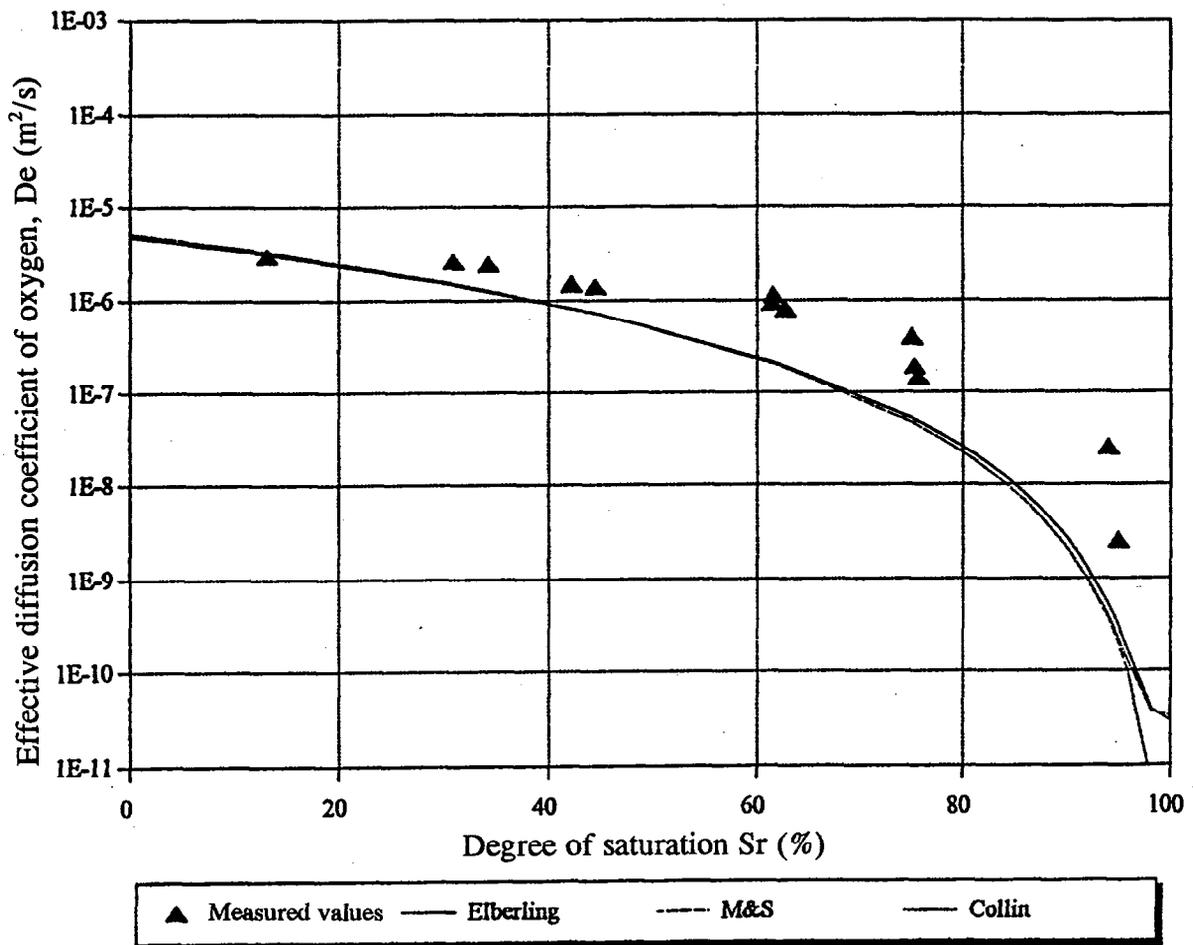


Figure 4.3a Consolidation Curves for the Sigma Tailings Sample



**Figure 4.4a** Correlation between the Measured Permeability using the Permeametre and the Calculated Value for the Sigma Tailings Sample



**Figure 4.8a** Results of Measured Effective Diffusion Coefficient Compared to Empirical Results for the Senator Tailings Site.

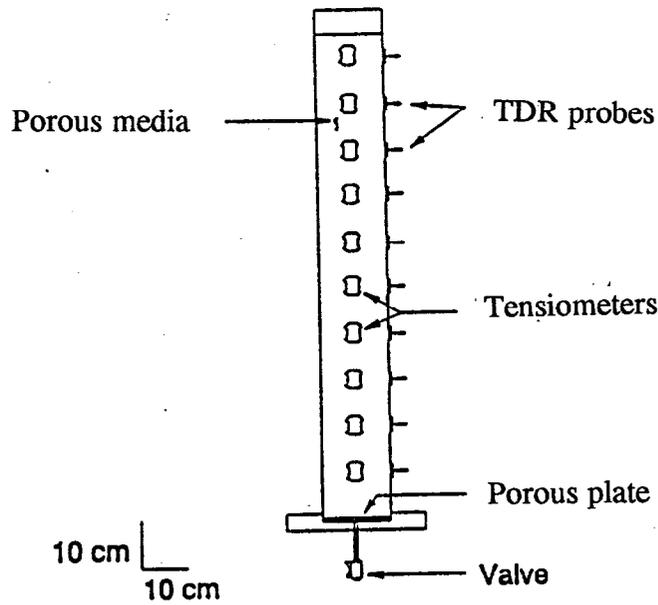


Figure 5.1 Schematic Diagram of the Drainage Column

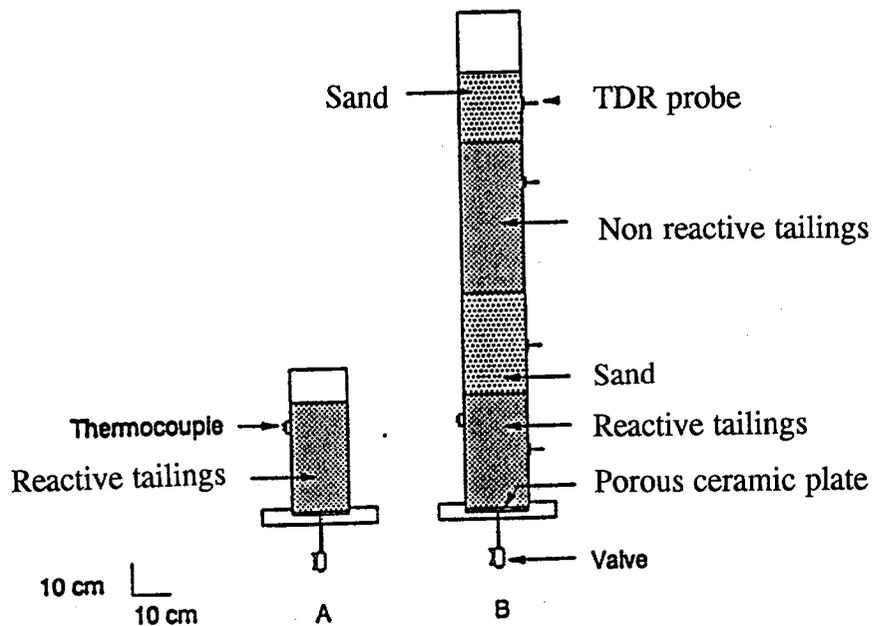
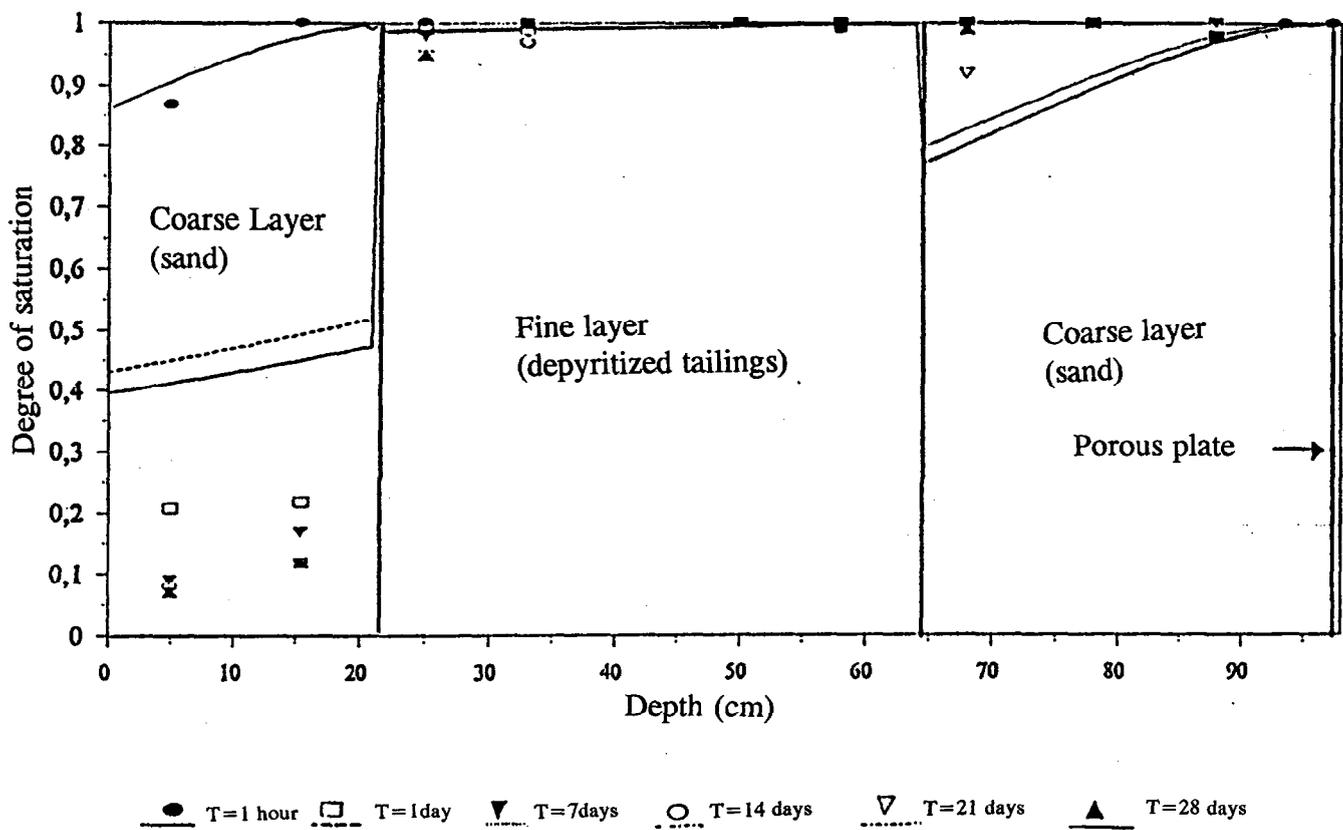
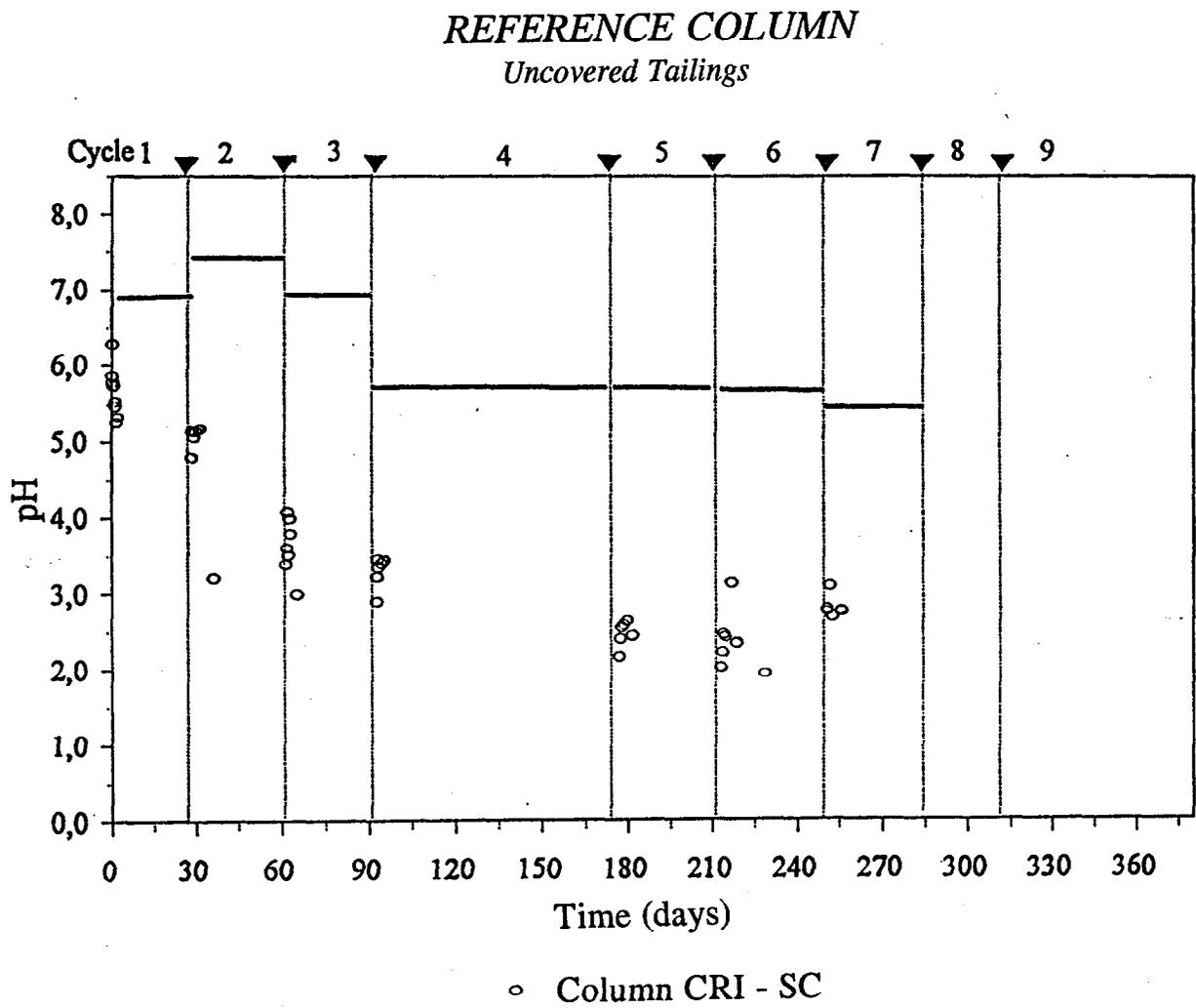


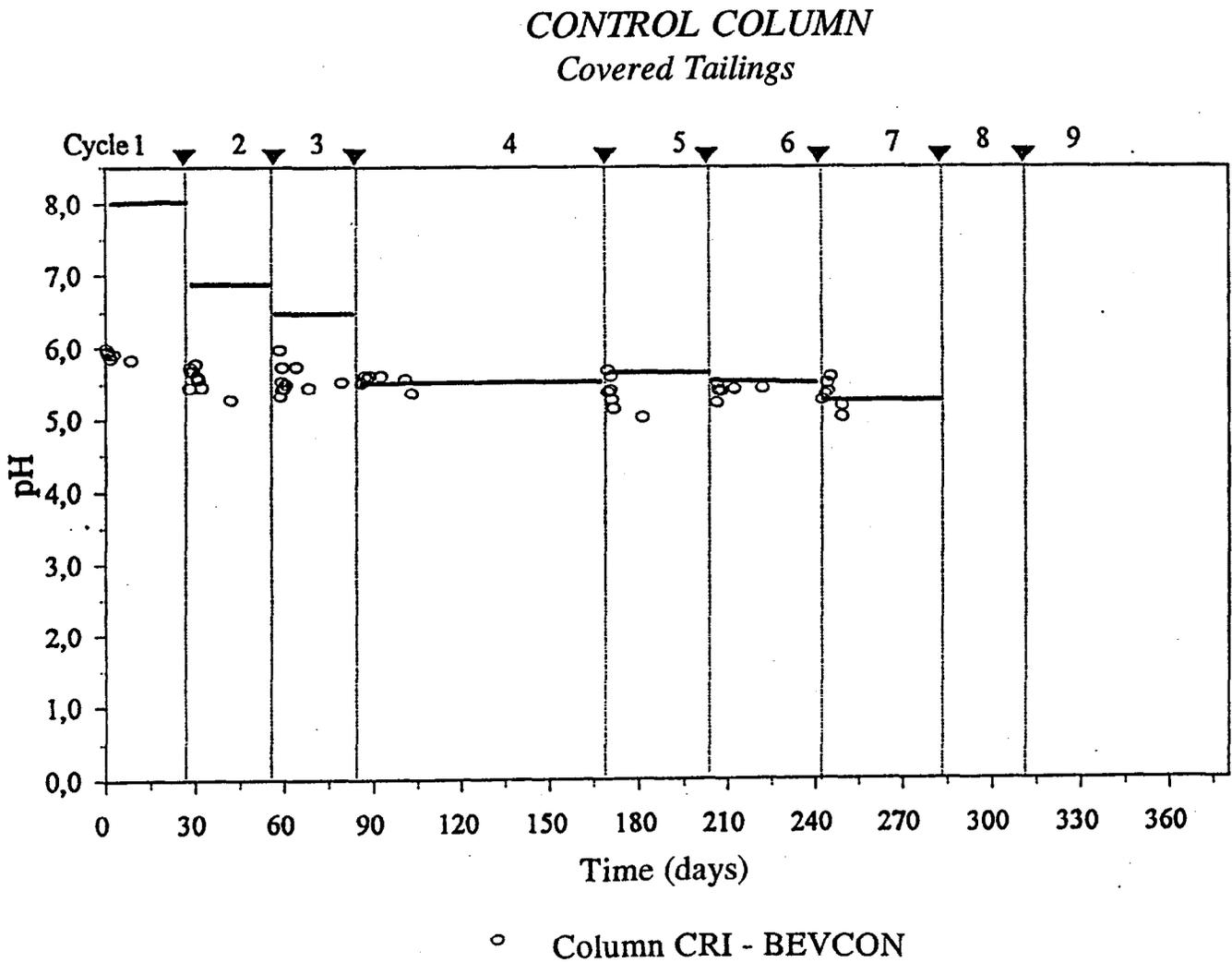
Figure 5.2 Schematic Diagram of the Control and Reference Columns



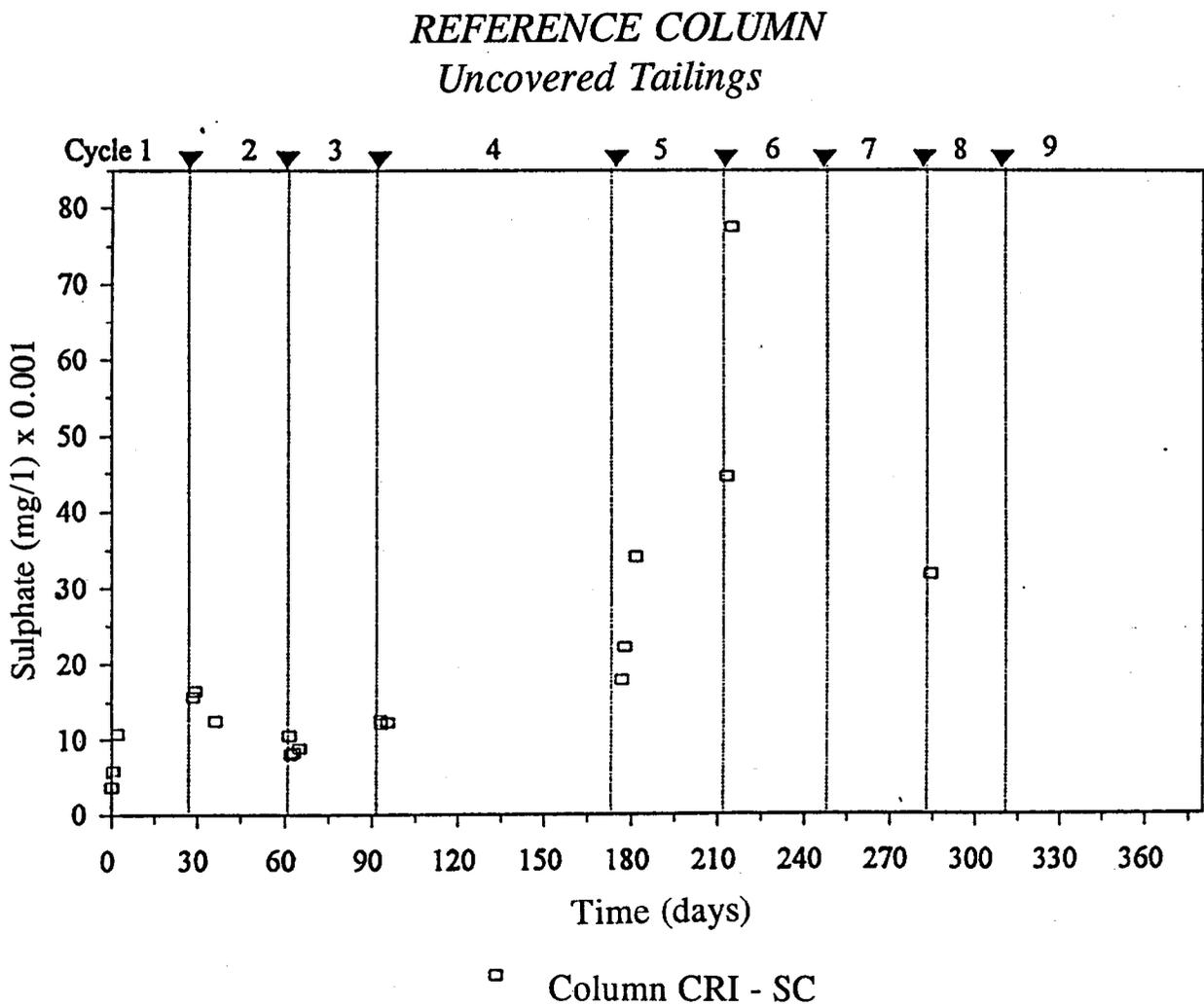
**Figure 5.3b** Test Results and Modelling of Drainage Conditions - Phreatic Surface and Bottom of Column



**Figure 5.4a** Change in pH (uncovered)



**Figure 5.4b** Change in pH (covered with Bevcon tailings)



**Figure 5.5a** Changes in Sulphate Concentration (uncovered)

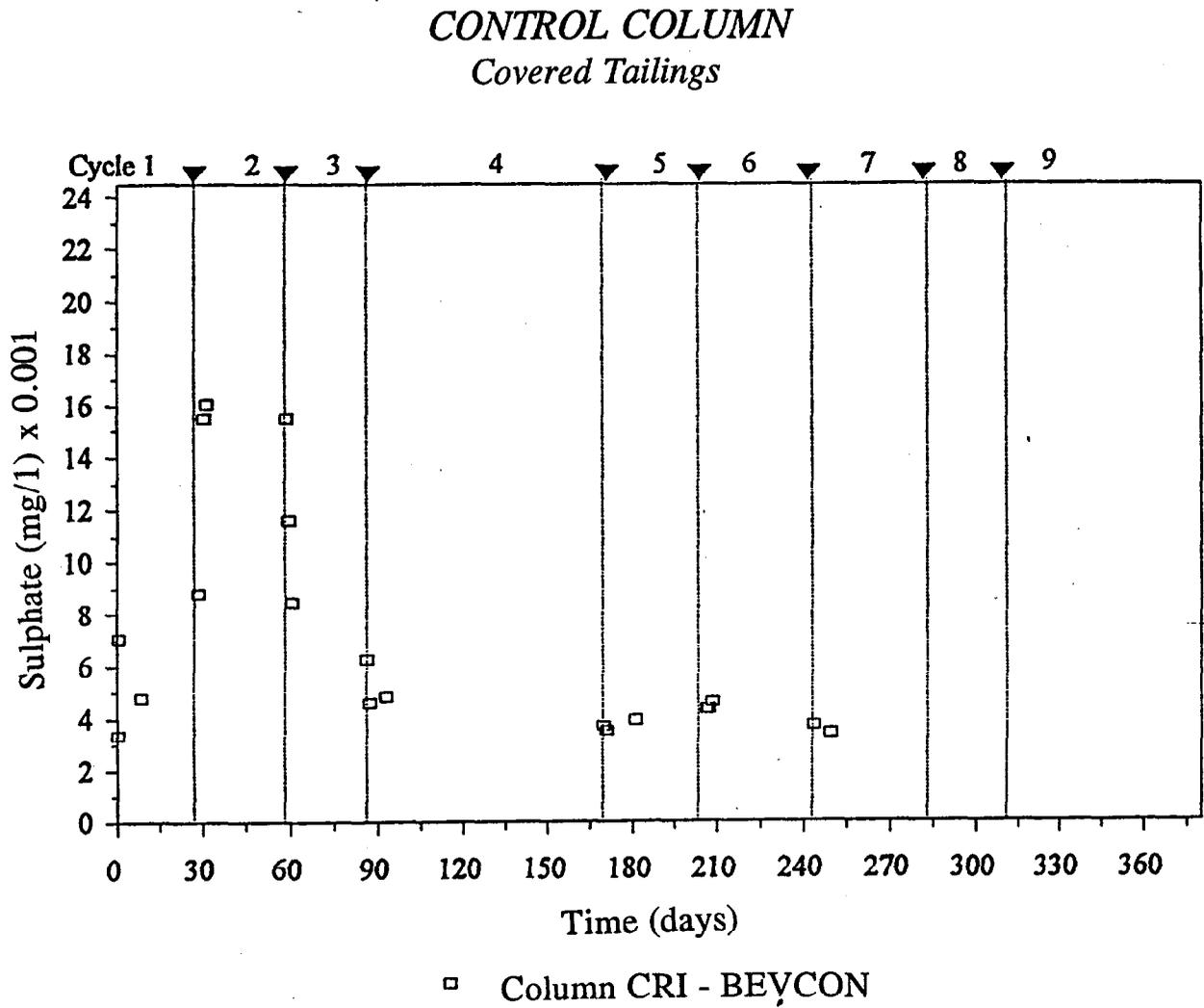
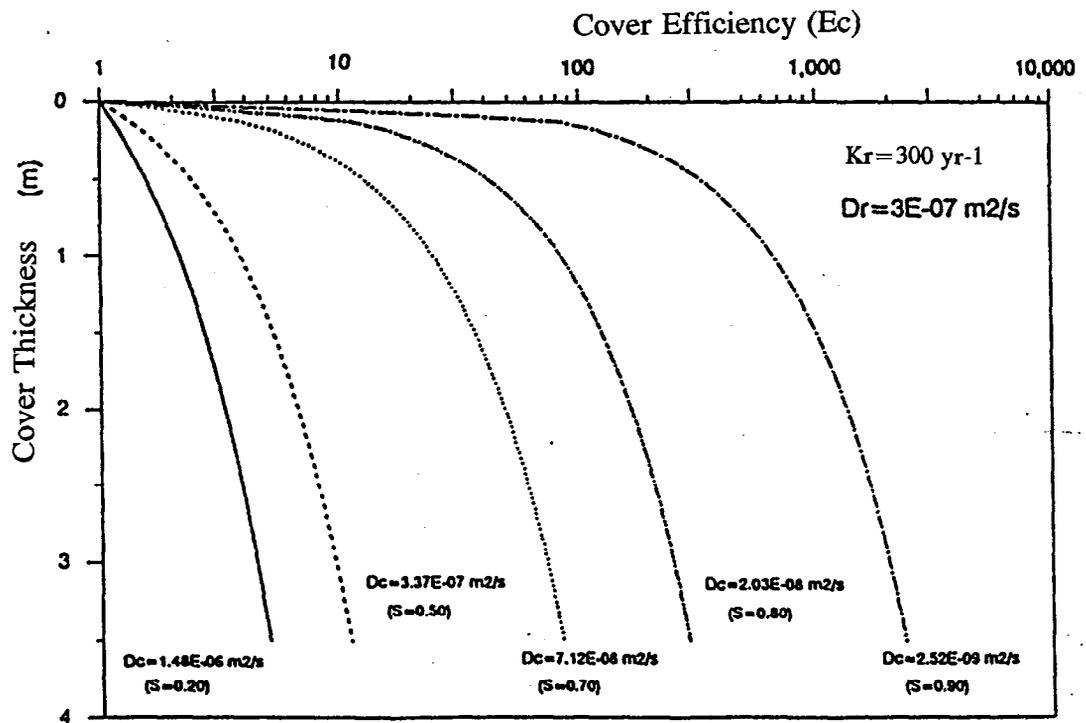


Figure 5.5b Changes in Sulphate Concentration (using Bevcon tailings as cover material)



**Figure 5.11** Relationship Between the Cover Thickness and its Efficiency to Reduce the Oxygen Flux (After Aachib and Al. 1993, 1994)

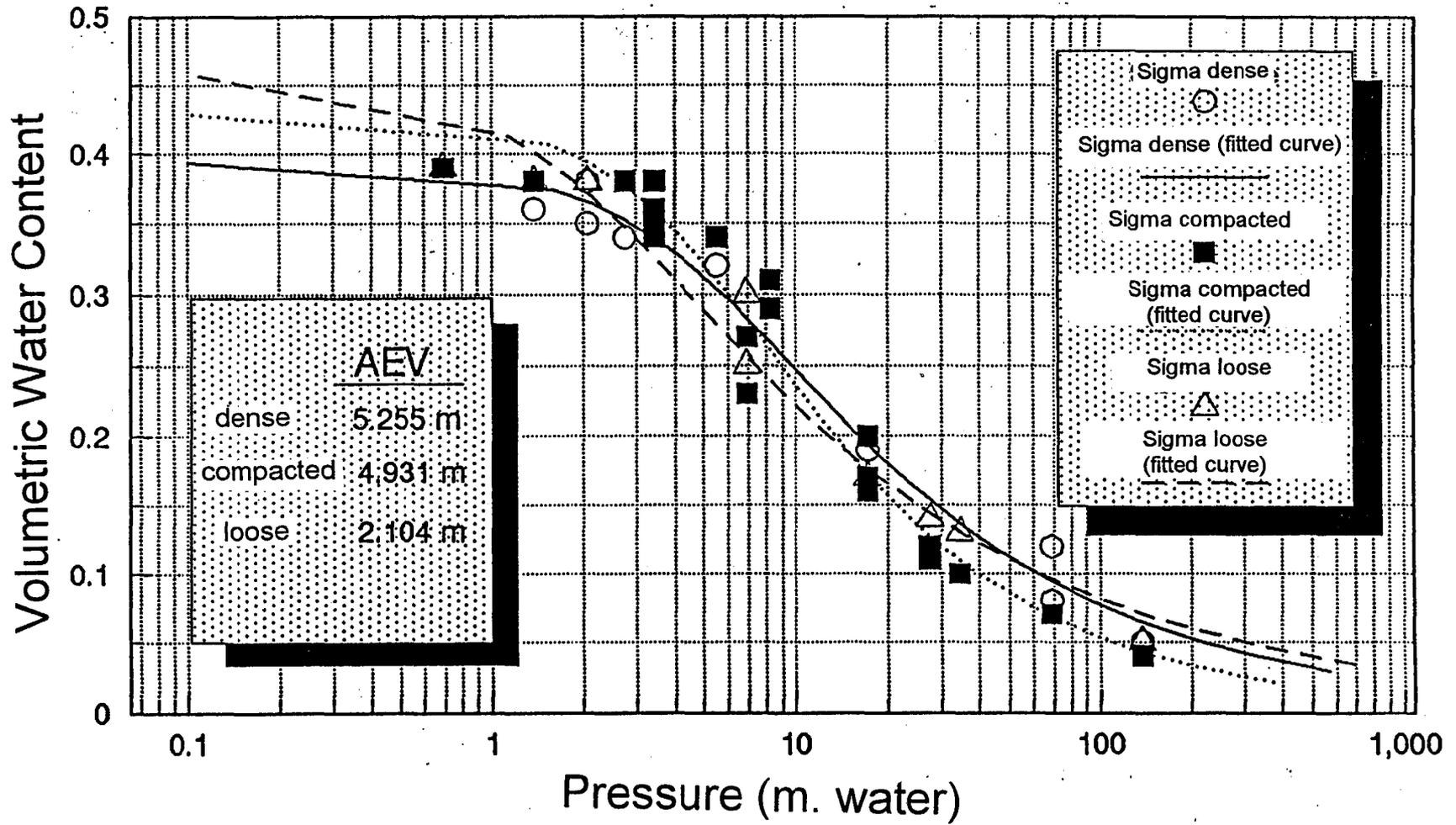
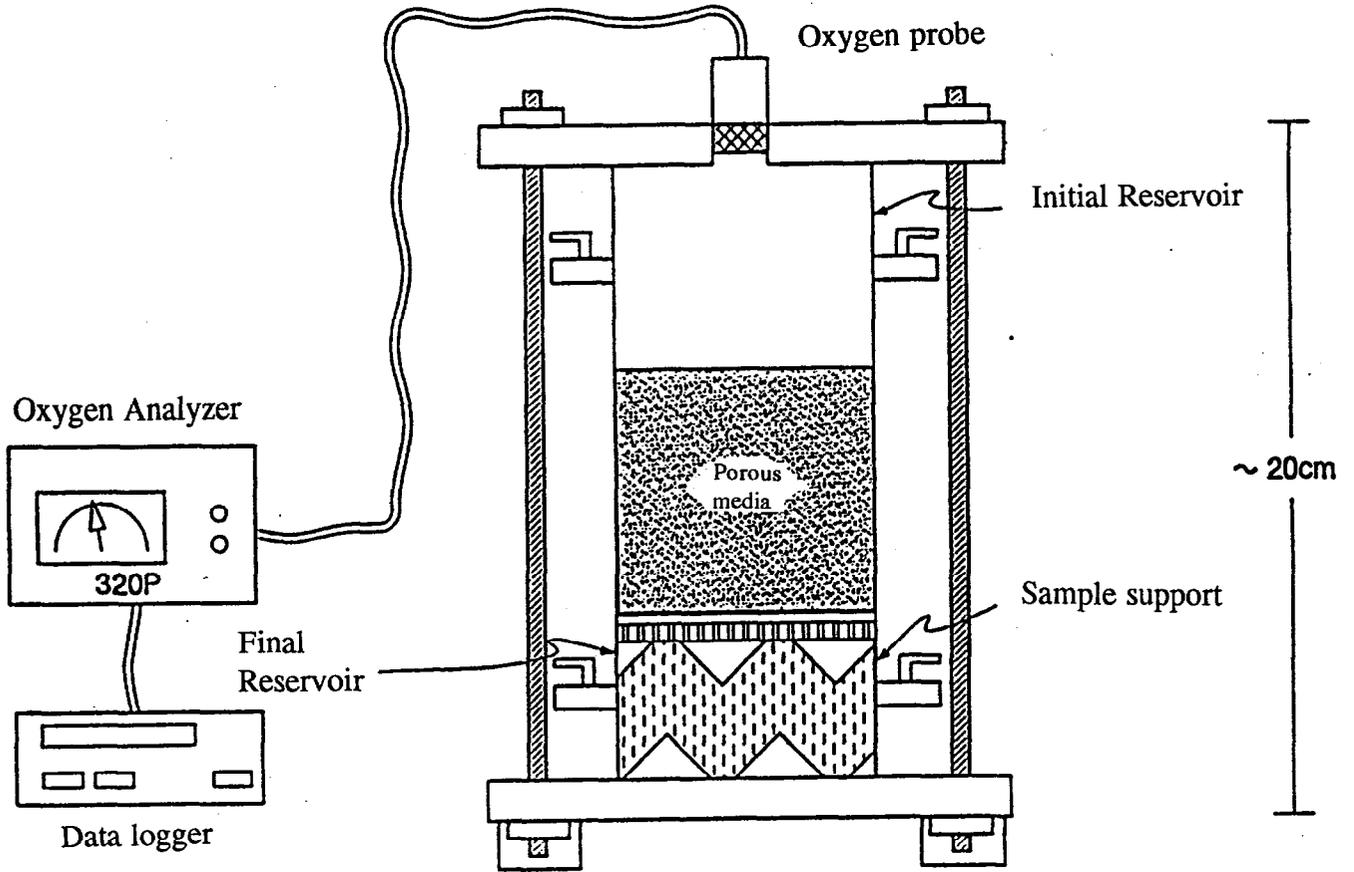


Figure 4.6a Suction Curves - Sigma



**Figure 4.7** Experimental Setup to Measure Oxygen Diffusion Coefficient in A Porous Media

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	i
<b>RÉSUMÉ</b> .....	ii
<b>EXECUTIVE SUMMARY</b> .....	iv
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	xxix
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	xxx
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	1
1.1 Généralités .....	1
1.2 Origine du DMA dans les résidus miniers .....	2
1.3 Contrôle du DMA à l'aide de barrières de recouvrement .....	4
1.4 Objectifs du projet et contenu du rapport .....	5
<b>2. SYSTÈMES DE RECOUVREMENT</b> .....	9
2.1 Généralités .....	9
2.2 Structure et fonctions .....	10
2.3 Composantes des barrières de recouvrement .....	13
2.3.1 Couche superficielle (A) .....	13
2.3.2 Couche de protection (B) .....	17
2.3.3 Couche drainante (C) .....	19
2.3.4 Couche de faible perméabilité (D) .....	22
2.3.5 Couche de support (E) .....	27
2.4 Caractéristiques des matériaux .....	28
2.4.1 Les sols .....	28
2.4.2 Les géomembranes .....	32
2.4.3 Les géocomposites .....	34
2.4.4 Matériaux alternatifs .....	38
2.5 Autres considérations .....	40
2.5.1 Récupération des fluides .....	40
2.5.2 Problèmes potentiels .....	41
2.5.3 Mise en place et contrôle de qualité .....	45
2.5.4 Auscultation .....	47
2.5.5 Remarques complémentaires .....	48
<b>3. LES EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE</b> .....	49
3.1 Concept général .....	49
3.2 Écoulements non saturés et effets capillaires .....	50

<b>4.</b>	<b>PROPRIÉTÉS DES RÉSIDUS MINIERS</b> .....	<b>59</b>
4.1	Propriétés de base .....	59
4.2	Conductivité hydraulique .....	71
4.3	Propriétés capillaires .....	79
4.4	Diffusion de l'oxygène .....	87
4.5	Discussion .....	98
<b>5.</b>	<b>MODÉLISATION</b> .....	<b>100</b>
5.1	La barrière capillaire .....	100
5.2	Modèles physiques pour les systèmes de recouvrement .....	103
5.3	Discussion .....	111
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONS</b> .....	<b>135</b>
	<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>137</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 4.1</b>	Résultats des analyses minéralogiques et du $D_r$ pour les sites étudiés . . . . .	61
<b>Tableau 4.2</b>	Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance . . . . .	61
<b>Tableau 4.3</b>	Résultats des essais de compaction . . . . .	64
<b>Tableau 4.4</b>	Principaux résultats des essais oenométriques . . . . .	64
<b>Tableau 4.5a</b>	Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Bevcon . . . . .	95
<b>Tableau 4.5b</b>	Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Sigma . . . . .	96
<b>Tableau 4.5c</b>	Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de sable . . . . .	96
<b>Tableau 4.5d</b>	Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Senator . . . . .	97

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.1</b>	Structure des barrières de recouvrement multicouches (d'après Aubertin et Chapuis, 1991) . . . . .	6
<b>Figure 2.1</b>	Les cinq principales composantes d'un système de recouvrement . . . . .	15
<b>Figure 2.2a</b>	Contrôle de l'érosion par l'ajout d'un géotextile sur la couche superficielle . . . . .	16
<b>Figure 2.2b</b>	Contrôle de l'érosion par un mélange bitumineux . . . . .	16
<b>Figure 2.3</b>	Cailloux avec un géotextile . . . . .	18
<b>Figure 2.4a</b>	Couche de drainage en gravier couvert d'un géotextile . . . . .	21
<b>Figure 2.4b</b>	Couche de drainage en géotextile/géonet . . . . .	21
<b>Figure 2.4c</b>	Couche de drainage formée d'un géocomposite . . . . .	21
<b>Figure 2.5a</b>	Couche de faible perméabilité formée d'une géomembrane combinée avec de l'argile compactée . . . . .	23
<b>Figure 2.5b</b>	Couche de faible perméabilité formée d'une géomembrane et d'un «géosynthétique clay liner» (GCL) . . . . .	23
<b>Figure 2.5c</b>	Couche de faible perméabilité formée d'un mélange bitumineux . . . . .	23
<b>Figure 2.6a</b>	Couche de support en sable ou gravier recouvert d'un matériau filtrant . . . . .	24
<b>Figure 2.6b</b>	Couche de support formée d'un géocomposite . . . . .	24
<b>Figure 3.1</b>	Représentation schématisée des courbes caractéristiques de succion . . . . .	52
<b>Figure 3.2</b>	Variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion . . . . .	54
<b>Figure 3.3</b>	Représentation schématisée des courbes caractéristiques de succion pour deux matériaux de texture différente, produisant un effet de barrière capillaire (d'après Morel-Seytoux, 1992) . . . . .	56
<b>Figure 4.1</b>	Courbes granulométriques des matériaux étudiés . . . . .	62
<b>Figure 4.2</b>	Courbes de compactage des matériaux étudiés . . . . .	63
<b>Figure 4.3a</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Sigma . . . . .	65
<b>Figure 4.3b</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Bevcon . . . . .	66
<b>Figure 4.3c</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Senator (grossier) . . . . .	67
<b>Figure 4.3d</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Senator (fin) . . . . .	68
<b>Figure 4.3e</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Manitou-Barvue . . . . .	69
<b>Figure 4.3f</b>	Courbes de consolidation pour le matériau du site Solbec-Cupra . . . . .	70
<b>Figure 4.4a</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Sigma . . . . .	72
<b>Figure 4.4b</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Bevcon . . . . .	73
<b>Figure 4.4c</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Senator (grossier) . . . . .	74
<b>Figure 4.4d</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Senator (fin) . . . . .	75
<b>Figure 4.4e</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Manitou-Barvue . . . . .	76

<b>Figure 4.4f</b>	Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Solbec-Cupra . . . . .	77
<b>Figure 4.5</b>	Plaques de céramique poreuses . . . . .	81
<b>Figure 4.6a</b>	Courbes de succion - Site Sigma . . . . .	83
<b>Figure 4.6b</b>	Courbes de succion - Site Bevcon . . . . .	84
<b>Figure 4.6c</b>	Courbes de succion - Site Senator . . . . .	85
<b>Figure 4.6d</b>	Courbes de succion - Site Manitou-Barvue . . . . .	86
<b>Figure 4.7</b>	Montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un matériau poreux . . . . .	89
<b>Figure 4.8a</b>	Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Senator . . . . .	91
<b>Figure 4.8b</b>	Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Bevcon . . . . .	92
<b>Figure 4.8c</b>	Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Sigma . . . . .	93
<b>Figure 4.8d</b>	Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques pour le sable . . . . .	94
<b>Figure 5.1</b>	Schématisation de la colonne de drainage . . . . .	102
<b>Figure 5.2</b>	Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle et de référence. . . . .	102
<b>Figure 5.3a</b>	Résultats d'essais et simulations des conditions de drainage libre avec une nappe profonde . . . . .	104
<b>Figure 5.3b</b>	Résultats d'essais et simulations des conditions de drainage - Nappe en bas de la colonne . . . . .	105
<b>Figure 5.4a</b>	Évolution du pH (non-couverts) . . . . .	107
<b>Figure 5.4b</b>	Évolution du pH (couverture avec Bevcon) . . . . .	108
<b>Figure 5.4c</b>	Évolution du pH (couverture avec Sigma) . . . . .	109
<b>Figure 5.4d</b>	Évolution du pH (couverture avec Manitou-Barvue) . . . . .	110
<b>Figure 5.5a</b>	Évolution de la teneur en sulfates (non-couverts) . . . . .	112
<b>Figure 5.5b</b>	Évolution de la teneur en sulfates (avec Bevcon) . . . . .	113
<b>Figure 5.5c</b>	Évolution de la teneur en sulfates (avec Sigma) . . . . .	114
<b>Figure 5.6a</b>	Évolution de la teneur en cuivre (non-couverts) . . . . .	115
<b>Figure 5.6b</b>	Évolution de la teneur en cuivre (avec Bevcon) . . . . .	116
<b>Figure 5.6c</b>	Évolution de la teneur en cuivre (avec Sigma) . . . . .	117
<b>Figure 5.7a</b>	Évolution de la teneur en zinc (non-couverts) . . . . .	118
<b>Figure 5.7b</b>	Évolution de la teneur en zinc (avec Bevcon) . . . . .	119
<b>Figure 5.7c</b>	Évolution de la teneur en zinc (avec Sigma) . . . . .	120
<b>Figure 5.8a</b>	Évolution de la teneur en fer (non-couverts) . . . . .	121
<b>Figure 5.8b</b>	Évolution de la teneur en fer (avec Bevcon) . . . . .	122
<b>Figure 5.8c</b>	Évolution de la teneur en fer (avec Sigma) . . . . .	123
<b>Figure 5.9a</b>	Évolution du Eh (non-couverts) . . . . .	124
<b>Figure 5.9b</b>	Évolution du Eh (avec Bevcon) . . . . .	125
<b>Figure 5.9c</b>	Évolution du Eh (avec Sigma) . . . . .	126
<b>Figure 5.10a</b>	Évolution de la conductivité (non-couverts) . . . . .	127

**Figure 5.10b** Évolution de la conductivité (avec Bevcon) . . . . . 128  
**Figure 5.10c** Évolution de la conductivité (avec Sigma) . . . . . 129  
**Figure 5.11** Évaluation de l'efficacité du recouvrement en fonction de son épaisseur et  
du degré de saturation (d'après Aachib et al. 1993, 1994) . . . . . 131

## 1. INTRODUCTION

### 1.1 Généralités

Dans plusieurs provinces canadiennes, on trouve un grand nombre de parcs à résidus miniers où sont entreposés des rejets de concentrateur. Au Québec par exemple, on dénombre plus de 600 de ces sites d'entreposage, dont environ cinquante-cinq sont actuellement en opération (Marcotte, 1994).

Plusieurs de ces parcs à résidus posent des problèmes sérieux pour l'environnement. En particulier, les rejets de concentrateur (aussi appelés résidus miniers ci-après) qui contiennent des composés sulfureux réactifs, telles la pyrite et la pyrrhotite, sont susceptibles de causer des dommages importants aux eaux de surface et souterraines, puisque ces matériaux sont potentiellement générateurs d'eaux de drainage minier acides (DMA). Le DMA résulte de l'oxydation des minéraux sulfureux, généralement situés à faible profondeur et au-dessus de la nappe phréatique. L'acidité de l'effluent favorise la mise en solution de divers éléments potentiellement toxiques, incluant de nombreux métaux lourds (Ritcey, 1989; SRK, 1991). Le DMA apparaît d'ailleurs comme le principal problème environnemental auquel fait face l'industrie minière canadienne (Filion et al., 1990). Au Québec seulement, on compterait 137 sites (dont 27 encore en activité) qui seraient potentiellement générateurs de DMA (Marcotte, 1994). Ce problème est également présent dans de nombreux autres pays, comme le démontre le vaste intérêt qu'il a soulevé au cours des dernières années (e.g. Norton, 1990; Anon, 1991, 1994).

Le taux de production d'acide dépend de plusieurs facteurs, incluant la présence de minéraux acidivores et de bactéries, la nature des éléments sulfureux acidogènes ainsi que les conditions d'infiltration de l'eau et de transport de l'oxygène.

Parmi les solutions disponibles pour contrôler la production du DMA à long terme, dans la perspective de restaurer les parcs à résidus à la fin des opérations minières, l'installation de barrières de recouvrement sur la surface du site s'avère actuellement une des solutions les plus pratiques, quoique souvent très coûteuse. L'objectif de l'installation de telles barrières est de

limiter le passage de l'eau et/ou de l'oxygène, qui sont deux éléments essentiels à la formation de DMA. Une barrière peut être constituée d'un recouvrement aqueux, pour former une «barrière humide» qui limite la migration de l'oxygène vers les rejets. Cette solution, souvent préconisée au Canada, n'est cependant pas toujours applicable, et elle peut causer des problèmes vis-à-vis du maintien de la stabilité des ouvrages à long terme. Alternativement, on peut avoir recours à des matériaux synthétiques et/ou des matériaux meubles d'origine naturelle, pour constituer des «barrières sèches».

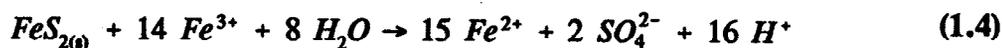
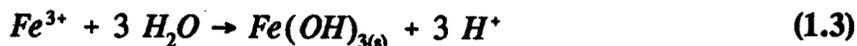
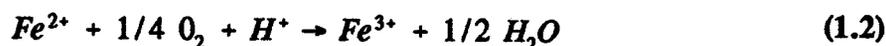
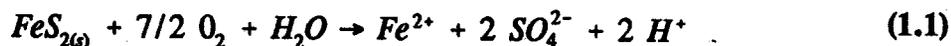
Bien que les avis soient partagés sur les mérites relatifs de ces divers modes de recouvrement, l'utilisation de matériaux géologiques émerge souvent comme la solution la plus pratique, tant pour des raisons environnementales, sociales et légales, que pour des raisons techniques et même économiques. À cet égard, les sols argileux ont souvent été employés lors d'études récentes. En raison des difficultés et des coûts d'approvisionnement et de transport, des problèmes posés par leur mise en place, et de leur grande susceptibilité aux effets climatiques (fissuration suite à des cycles de gel-dégel ou de mouillage-séchage), les argiles ne sont pas nécessairement appropriées dans certaines situations pratiques. Pour ce qui est des sols silteux (incluant certains tills), ils ne sont pas toujours disponibles à proximité des sites d'entreposage, ce qui peut limiter leur utilisation.

En guise d'alternative à ces matériaux meubles d'origine naturelle, les auteurs ont proposé l'utilisation de rejets de concentrateur comme matériau de recouvrement (Aubertin et Chapuis, 1990, 1991). Comme il sera montré dans ce qui suit, ceux-ci pourraient en effet s'avérer efficaces pour limiter la production de DMA lorsqu'ils sont utilisés dans un système de recouvrement multicouche.

## 1.2 Origine du DMA dans les résidus miniers

Même si pratiquement tous les minéraux formés de sulfures métalliques se prêtent à une certaine oxydation, l'acidification de l'eau interstitielle dans les rejets de concentrateur ne se produit usuellement qu'en présence de sulfures de fer, qui s'oxydent très rapidement. Les réactions conduisant à l'acidification des eaux des effluents miniers sont relativement bien connues. Par

exemple, pour la pyrite (qui est probablement le minéral sulfureux réactif le plus répandu), les réactions d'oxydation sont fréquemment présentées de la façon simplifiée suivante (Kleinman et al., 1981) :



où l'indice (s) représente l'état solide.

La réaction (1.1) exprime l'oxydation, plutôt lente, de la pyrite ( $FeS_{2(s)}$ ) dans une solution au pH proche de la neutralité, en présence d'oxygène. Autour des grains de pyrite, le milieu s'acidifie alors graduellement, favorisant les réactions (1.2) et (1.3). Le fer ferreux ( $Fe^{2+}$ ) est ainsi transformé en fer ferrique ( $Fe^{3+}$ ) et celui-ci précipite sous forme d'hydroxyde ( $Fe(OH)_{3(s)}$ ); d'autres ions  $H^+$  en résultent, ce qui acidifie encore plus le milieu. Lorsque le pH baisse sous 3,5 environ, la réaction (1.4) s'active; le fer ferrique demeure en solution et oxyde la pyrite directement, engendrant un processus cyclique et rapide impliquant les réactions (1.2) et (1.4), qui forment alors de grandes quantités d'acide. Certaines bactéries, tel le *thiobacillus ferrooxydans*, peuvent favoriser la production de DMA en accélérant la cinétique de certaines des réactions précitées (notamment la réaction (1.2)). Ce dernier phénomène serait surtout important lorsque le milieu est déjà acide, soit pour un pH autour de 3 à 4.

### 1.3 Contrôle du DMA à l'aide de barrières de recouvrement

Comme on peut le constater à la lumière des équations précédentes, la formation de DMA requiert la présence de minéraux sulfureux réactifs, d'eau et d'oxygène. En limitant l'apport de l'un ou de l'autre de ces éléments, on peut ralentir la production de DMA. L'utilisation de barrières de recouvrement formées de matériaux meubles (appelées «barrières sèches» par opposition aux «barrières humides» pour les recouvrements aqueux) repose sur leur capacité d'empêcher l'infiltration de l'eau et/ou la migration de l'oxygène (e.g. Nicholson et al., 1989; Collin et Rasmuson, 1990; SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991).

Les barrières de recouvrement peuvent être simples (monocouches) ou complexes (multicouches). Toutefois, on reconnaît usuellement qu'une barrière simple, formée d'une couche unique de sol fin, n'a qu'une efficacité limitée compte tenu de la difficulté d'assurer son intégrité à long terme en dépit des attaques biologiques (pénétration des racines, creusement de terriers) et des effets climatiques (érosion par l'eau et le vent, mouvements de la nappe phréatique et de la frange capillaire, infiltrations causant des cycles de mouillage-séchage dans la zone vadose, cycles de gel-dégel, etc.). Des barrières simples peuvent néanmoins s'avérer utiles pour réduire la quantité d'acide générée. Toutefois, il est maintenant communément admis qu'il s'avère nettement plus efficace d'utiliser un système de recouvrement complexe. Dans ce cas, la barrière devrait avoir une configuration qui ressemble à celle des barrières multicouches utilisées pour assurer l'étanchéité de la surface des sites d'entreposage de déchets industriels et domestiques.

La configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur comprend habituellement une couche de surface servant à la croissance de plantes et à la rétention de l'humidité, une couche de protection contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante, une couche de matériau fin peu perméable et une couche de support non capillaire (figure 1.1). Chacune des couches du système de recouvrement doit remplir une (ou plusieurs) fonctions(s) particulière(s). Ainsi, les couches de matériaux granulaires situées en-dessous et au-dessus de la couche de matériau fin doivent servir à évacuer rapidement l'eau d'infiltration suite à une venue d'eau. Ces couches servent également de zones non capillaires qui vont empêcher la montée de l'eau des rejets vers la couche de matériau fin, ou de cette dernière vers la surface. Pour sa part, la couche de matériau fin sert usuellement à

limiter l'infiltration de l'eau, ce qui nécessite une faible conductivité hydraulique. Elle devrait également servir à empêcher le passage de l'oxygène; pour cela, cette couche doit pouvoir se maintenir à un très haut degré de saturation pour de longues périodes de temps sans réapprovisionnement. L'épaisseur de chacune des couches du système dépend alors de la nature et des propriétés hydriques des matériaux.

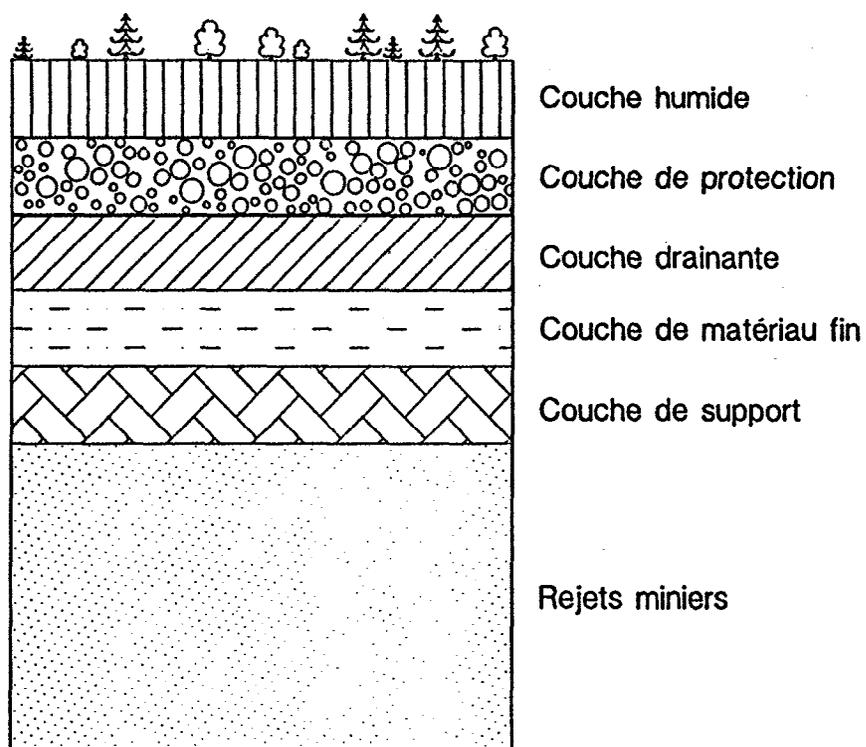
#### **1.4 Objectifs du projet et contenu du rapport**

Suite à une proposition de recherche soumise aux responsables du programme MEND/NEDEM en juin 1991 (amendée en janvier 1992 et en novembre 1993), des contrats de recherche ont été accordés par le gouvernement provincial et le gouvernement fédéral à l'École Polytechnique pour la réalisation de ce projet.

L'objectif principal du projet était d'évaluer, dans des conditions de laboratoire, les propriétés de résidus miniers (rejets du concentrateur) en regard de leur utilisation dans un système de recouvrement multicouche visant à réduire (sinon empêcher) la formation de DMA. Un objectif secondaire, mais non négligeable, de ce projet était de former de jeunes spécialistes dans le domaine; à cet égard, on peut dire tout de suite que ce projet a permis à quatre étudiants de grades supérieurs (3 à la maîtrise et 1 au doctorat) de se familiariser étroitement avec la problématique de la gestion des résidus miniers et de la restauration des sites générateurs de DMA.

L'idée principale qui soutient ce projet est que les résidus miniers sont des matériaux fins ayant une conductivité hydraulique relativement faible et montrant des caractéristiques de succion permettant de créer un effet de barrière capillaire dans un système de recouvrement multicouche. Dans cette étude, les rejets de concentrateur, qui forment les résidus miniers, sont utilisés comme couche de faible perméabilité et de forte rétention capillaire.

Les rejets étudiés ne devaient pas contenir d'éléments sulfureux réactifs (susceptibles de produire du DMA), mais, à la demande des partenaires, un des quatre matériaux retenus renfermait un certain pourcentage de sulfure de fer et avait un potentiel de génération d'acide.



**Figure 1.1** Structure des barrières de recouvrement multicouches  
(d'après Aubertin et Chapuis, 1991)

Le contenu du rapport reflète les objectifs spécifiques du projet. Le chapitre 2, qui trace un portrait global de l'état des connaissances sur les systèmes de recouvrement, permet de situer le problème des barrières pour le contrôle de la formation du DMA dans un contexte plus général, puisque l'on s'attarde aux pratiques ayant cours avec d'autres formes de déchets, incluant les déchets domestiques, les rejets industriels et les sols contaminés. On y présente notamment la structure des systèmes de recouvrements, la fonction de chacune des couches, les divers matériaux employés et certains aspects connexes.

Le chapitre 3 traite des effets de barrière capillaire qui sont à base de l'utilisation des rejets miniers dans un système multicouche. Certains aspects théoriques et quelques exemples simples sont présentés afin d'illustrer les avantages et les limitations de tels effets.

Le chapitre 4 porte sur l'étude en laboratoire des propriétés des rejets de concentrateur retenus pour cette étude. On y aborde notamment la minéralogie, la granulométrie, les limites de consistance, la propriété de compaction et les paramètres de consolidation. On présente ensuite les résultats d'une étude approfondie sur la conductivité hydraulique  $k$  des rejets. On montre alors que la valeur de  $k$  peut être estimée, en première analyse, par l'équation de Kozeny-Carman. Puis, les courbes caractéristiques de succion (relation  $\psi - \theta$ ) de ces mêmes matériaux sont présentées et analysées. Enfin, le chapitre 4 se termine par une évaluation du coefficient de diffusion effective de l'oxygène  $D_e$  en fonction de la teneur en eau du matériau, et par une brève discussion sur les résultats obtenus.

Le chapitre 5 traite de la modélisation physique et numérique des systèmes de recouvrement. Ce chapitre inclut une section sur les essais en colonnes visant à étudier les conditions hydriques dans un système multicouche et une section où ces conditions sont évaluées à partir de modèles numériques dont les paramètres de calcul sont tirés des résultats d'essais présentés au chapitre 4. On rapport ensuite les résultats d'essais en colonne qui avaient pour but d'évaluer l'efficacité relative des systèmes de recouvrement. Une discussion de ces résultats suit.

Le rapport se termine au chapitre 6 par un rappel des principaux résultats de ces travaux suivi d'une conclusion et de quelques recommandations pour des travaux futurs. Les résultats obtenus lors de cette étude montrent qu'il est possible d'utiliser des rejets de concentrateur non réactifs

dans un système de recouvrement multicouche pour limiter la production de DMA. Les conclusions découlant de ce projet justifient (selon les auteurs) la poursuite de ces travaux, notamment en évaluant, à partir de cellules expérimentales in situ, la performance réelle de systèmes de recouvrement placés sur des rejets miniers producteurs de DMA.

Le lecteur est prié de noter que ce rapport final se veut une synthèse de l'ensemble des travaux réalisés au cours de ce projet. Tout au long du déroulement des travaux, 9 rapports d'avancement, totalisant plus de 600 pages, ont été rédigés et présentés aux responsables du programme MEND/NEDEM. Ces rapports contiennent tous les détails de cette étude, incluant les procédures expérimentales et les résultats individuels de chacun des essais (voir Aubertin et al., 1992a, 1992b, 1992c, 1993a, 1993b, 1993c, 1994a, 1994b, 1994c); ces rapports sont disponibles au secrétariat du NEDEM à Ottawa. Les aspects plus fondamentaux et diverses considérations théoriques ont été traités plus en détail par Aachib et al. (1993; voir aussi Aachib, 1996, thèse de doctorat, à paraître). On ne présente donc ici que les principaux résultats. Ce rapport est néanmoins complet en soi et il n'est pas nécessaire de consulter les rapports d'avancement, sauf si le lecteur souhaite obtenir plus de détails sur l'un ou l'autre des aspects traités.

## 2. SYSTÈMES DE RECOUVREMENT

### 2.1 Généralités

Pour plusieurs régions du globe, les besoins de la société ont engendré la création systématique de sites d'entreposage de déchets de natures diverses, d'origine sanitaire, industrielle ou minière. Traditionnellement, de tels déchets sont déchargés à des endroits où la topographie facilite le déversement. Par exemple, les déchets sanitaires (domestiques) sont fréquemment entreposés dans d'anciennes carrières ou sablières, alors que les résidus miniers sont déversés (généralement sous forme de pulpe) dans des vallées étroites afin de minimiser la dimension des digues de retenue.

L'utilisation de barrières hydrogéologiques pour contrôler le mouvement des fluides à la périphérie des sites d'entreposage de déchets est une pratique relativement récente, qui ne date que de quelques décennies (Thorsen, 1982; Daniel, 1993a). Leur emploi a été favorisé, au cours des dernières années, par l'adoption de nouvelles législations plus contraignantes à l'égard de la protection de l'environnement (e.g. Brumund, 1988; EPA, 1989a; Christensen et al., 1989, 1994; CCME, 1991; MENVIQ, 1992; MEF, 1994; MER, 1995). De telles barrières sont notamment utilisées pour protéger le sol naturel et les eaux souterraines des dangers d'une contamination par les exfiltrations émanant des déchets. Il est ainsi devenu pratique courante d'assurer l'étanchéité (relative) du fond («liners») des sites d'entreposage de déchets divers, surtout en présence d'éléments potentiellement toxiques, à l'aide de matériaux peu perméables, comme des sols fins ou des géomembranes (e.g. Folkes, 1982; Koerner, 1984, 1994; GGM, 1987; Daniel, 1987, 1993b; EPA, 1989b, 1989c; Freeman, 1989; Christensen et al., 1989, 1994; Oweis et Kheira, 1990; Chapuis, 1990; Barcelona et al., 1990; Bonaparte, 1990; Chapuis et Marcotte, 1991; Chapuis et Aubertin, 1991; CCME, 1991; Goulet, 1991; Richer et al., 1991; Rowe, 1991; Rosenberg, 1991; Leroueil et al., 1992; Arnould et al., 1993; Boucher et al., 1993; Carrier, 1994).

Lors de l'exploitation et de la fermeture des sites d'entreposage, on utilise également des barrières pour recouvrir partiellement ou totalement les déchets. De telles barrières de recouvrement («covers», «caps») peuvent faire partie intégrante de l'opération du site, comme

c'est le cas avec les couches de matériaux meubles placés régulièrement (souvent sur une base quotidienne) sur les déchets domestiques déversés dans des décharges municipales, ou peuvent servir à la sécurisation des installations après la fin des activités (e.g. EPA, 1989c; Baccini, 1990; Bagchi, 1990; Hutchison et Ellison, 1992; Daniel, 1993a). Dans ce dernier cas, la barrière de recouvrement, qui sert principalement à réduire les infiltrations d'eau et/ou la migration des gaz, fait partie intégrante de la stratégie de restauration du site et de son retour à un état productif. Dans cette optique, les recouvrements doivent être conçus pour jouer leur rôle pendant une longue période de temps (de quelques dizaines à quelques centaines d'années, et même plus, selon les conditions; voir Wing, 1993, 1994; Aubertin, 1994, 1995). Comme ils comportent souvent diverses composantes, ayant chacune une (ou plusieurs) fonction(s) particulière(s), ces recouvrements peuvent s'avérer fort dispendieux. Ils requièrent donc une conception soignée, de façon à remplir leur fonction de façon optimale, tant d'un point de vue pratique qu'économique.

Dans cette partie du rapport, les auteurs présentent une revue de divers aspects reliés à la conception des barrières de recouvrement utilisées lors de la fermeture de sites d'entreposage de déchets. L'information colligée ici est basée sur l'expérience des auteurs et sur une revue de la littérature relative aux problèmes associés à divers types de déchets (incluant les déchets domestiques, les rejets industriels, les sols contaminés et les résidus miniers), de façon à pouvoir tirer profit des développements et de l'expertise disponible dans ces divers domaines. Suite à une présentation générale sur les fonctions usuelles attribuées aux recouvrements et aux configurations typiques utilisées, les auteurs présentent les principales caractéristiques des diverses classes de matériaux employés pour la construction de telles barrières. Les systèmes de récupération des fluides sont aussi brièvement revus. Les problèmes potentiels à considérer sont ensuite abordés, ainsi que les techniques de mise en place et d'auscultation.

## 2.2 Structure et fonctions

Les barrières de recouvrement mises en place lors de la fermeture de sites d'entreposage de rejets peuvent servir diverses fonctions. Elles constituent une composante importante dans le processus de contrôle du mouvement des fluides (liquides et gaz) cherchant à entrer ou à sortir

du site d'entreposage, là où se trouvent les contaminants potentiels. En ce sens, les trois principaux objectifs à respecter lors de la conception de telles couvertures sont : 1- empêcher le contact entre les rejets (matériaux contaminés et/ou potentiellement toxiques) et la surface environnante, 2- réduire l'infiltration de l'eau vers les rejets et 3- contrôler la migration des gaz hors du site (comme le méthane dans les décharges de déchets domestiques) ou vers l'intérieur du site (tel l'oxygène dans les résidus miniers générateurs d'eaux acides). Ces recouvrements peuvent aussi remplir d'autres fonctions, comme minimiser l'érosion par l'eau et le vent, assurer un ruissellement contrôlé, stabiliser les surfaces, éviter les accumulations d'eau, rétablir l'esthétique du site et faciliter le contrôle de l'utilisation future du terrain (e.g. King, 1988; Freeman, 1989; Hollingshead et al., 1988; Bellandi, 1988; Aubertin et Chapuis, 1991; Daniel et Koerner, 1993).

Compte tenu de la diversité des conditions d'entreposage pouvant être rencontrées, incluant les caractéristiques du site et la nature des rejets, on ne peut pas identifier précisément les composantes d'un système de recouvrement sans d'abord considérer les impératifs spécifiques au projet. La conception d'un système de recouvrement est un exercice particulier à chaque site, qui ne peut malheureusement pas être généralisé pour toutes les situations, et une analyse cas par cas est habituellement requise.

Le système de recouvrement doit jouer son rôle pour une période de temps prolongée. S'il semble relativement facile de concevoir des systèmes d'étanchéité ayant une durée de vie de l'ordre de 30 à 50 ans (Rowe, 1991), il est plus problématique de le faire lorsque les spécifications requièrent une durée de vie de 200 à 1000 ans et plus, comme c'est maintenant le cas pour certains types de rejets (e.g. Wing, 1993, 1994; Aubertin, 1994, 1995). La durée de vie d'une couverture dépend de plusieurs facteurs, incluant la nature des rejets, les conditions hydrologiques et hydrogéologiques, les prescriptions légales et le budget accordé à son entretien. Plusieurs conditions peuvent compliquer la conception d'un système de recouvrement; mentionnons entre autres (Oakley, 1987; Oweis et Khera, 1990; Zimmie et al., 1992; Suter et al., 1993; Daniel et Koerner, 1993, Rumer et Ryan, 1995) :

- les conditions de température, incluant les effets de cycles de gel/dégel qui peuvent modifier les caractéristiques de certains matériaux,

- les précipitations qui peuvent induire des cycles de mouillage-séchage qui sont souvent la source de fissuration dans les sols,
- les intrusions biologiques (racines, insectes, animaux fouisseurs) qui affectent l'intégrité de la barrière,
- les tassements (et affaissements) total et différentiel, dus à l'hétérogénéité des propriétés et de l'épaisseur des rejets, à leur compressibilité souvent élevée, et à la consolidation des matériaux de fondation sous-jacents; ces tassements peuvent causer une flexion excessive (avec fissuration) dans la barrière et peuvent modifier les conditions d'écoulement en surface et dans le dépôt,
- le glissement de couches inclinées ou leur déplacement différé, pouvant conduire à la fissuration et même à une instabilité généralisée,
- la circulation de véhicules, pouvant endommager certains éléments du recouvrement pendant ou après sa construction,
- l'érosion par l'eau et le vent,
- les déformations induites par les séismes ou par d'autres sollicitations dynamiques (sautage, véhicules lourds, etc.),
- le changement des propriétés des matériaux dans le temps, en fonction des conditions d'exposition (chimie des fluides, rayonnement, humidité relative, etc.).

La conception d'une barrière de recouvrement peut donc s'avérer un défi de taille. On considère d'ailleurs que de tous les types de barrières hydrogéologiques (tapis, tranchées, parois ou recouvrements d'étanchéité; Morgenstern, 1985; Daniel, 1993a), la couverture constitue souvent l'élément par lequel le contrôle des écoulements est le plus difficile en raison des divers facteurs précités.

La plupart des recouvrements sont constitués en plusieurs couches. Bien que l'on puisse retrouver des systèmes de recouvrement comprenant de 1 à 10 horizons différents (e.g. Koerner, 1984; Caldwell et Hobbs, 1987; Robertson et Barton-Bridges, 1990; Oweis et Khera, 1990; Goulet, 1991; Eastern Research Group, 1991; Hutchison et Ellison, 1992; Boucher et al., 1993; SNC-Lavalin, 1993; EPA, 1993; Jessberger, 1994; Saarela, 1994), la principale tendance actuelle est d'inclure cinq couches distinctes (e.g. Lutton, 1987; EPA, 1988b; Aubertin et Chapuis, 1991; Sinclair, 1992; Mitchell et Vancourt, 1992; Daniel et Koerner, 1993; Rumer et Ryan, 1995). À partir de la surface, on peut identifier à l'aide de la figure 2.1 : une couche superficielle, une couche de protection, une couche drainante, une couche de faible perméabilité et une couche de support. Dans certains systèmes, il est possible qu'une couche soit constituée de plus d'un matériau (par exemple, un mélange de sable et de pierre concassée pour la couche de protection). Il est aussi possible que certaines couches ne soient pas requises ou que deux couches puissent être combinées pour n'en former qu'une, comme les couches B et C de la figure 2.1 par exemple. Ces aspects sont discutés plus en détail dans ce qui suit.

### 2.3 Composantes des barrières de recouvrement

Pour constituer les diverses couches, on peut avoir recours à des matériaux géologiques (gravier, sable, silt, argile, pierre concassée ou broyée, etc.) ou synthétiques (géosynthétiques, enduits bitumineux, ciments, etc.). Dans les prochaines sections, quelques précisions sont apportées sur le rôle de chacune des couches montrées à la figure 2.1 et sur les divers matériaux utilisés. Plus de détails sur la nature et les caractéristiques de ces divers matériaux sont présentés à la section 2.4 et dans les références suivantes : EPA (1978, 1979, 1985, 1988, 1989a, 1989b, 1989c, 1989d), Oakley (1987), Lutton (1987), Eastern Research Group (1991), Inyang et Myers (1993), Daniel et Koerner (1993), Rumer et Ryan (1995).

#### 2.3.1 Couche superficielle (A)

La fonction de cette couche placée en surface, dont l'épaisseur ( $h$ ) usuelle est d'environ 15 à 20 cm (mais qui peut atteindre 50 à 90 cm dans certains cas) sert à séparer les couches sous-jacentes de la surface du terrain avoisinant et à réduire les effets des fluctuations de température

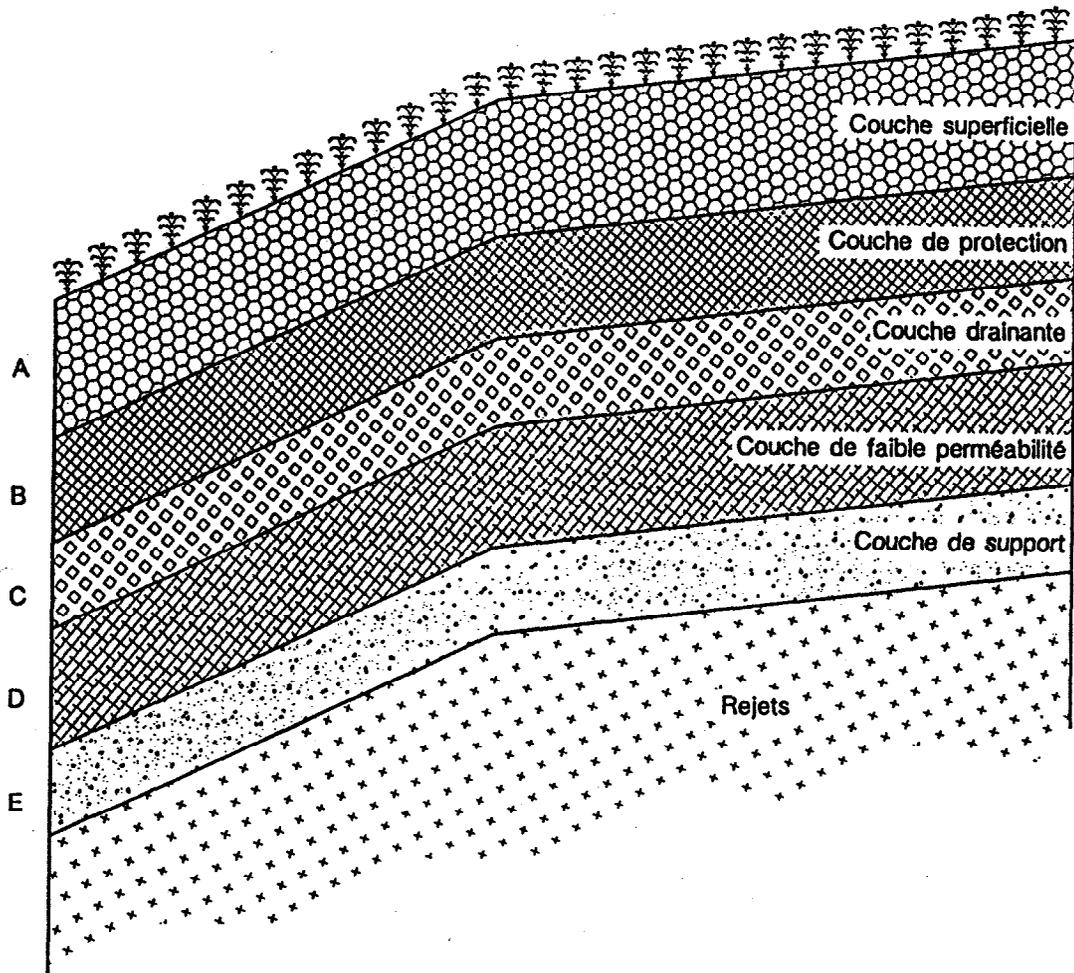
et d'humidité dans la barrière. Cette couche doit résister à l'érosion due à l'eau et au vent et ne nécessiter qu'un entretien minimal (qui devient souvent inexistant après quelques années).

Divers matériaux peuvent être utilisés pour cette couche A. Parmi ceux-ci, on peut mentionner: un sol organique («topsoil»), un géosynthétique perforé (qui est généralement placé sur le sol organique), un lit de cailloux («cobble»), un enduit routier (comme l'asphalte). De ces quatre matériaux, les sols organiques servant de support à la végétation sont, et de loin, les plus souvent utilisés, notamment en raison de leur disponibilité et de leur coût. Avec le temps, les racines des plantes qui croissent améliorent la résistance mécanique du sol, réduisent l'érosion, diminuent le ruissellement et réduisent la quantité d'eau interstitielle près de la surface (par évapotranspiration). La végétation réduit aussi l'impact des précipitations et la vitesse des vents à la surface. Ordinairement, les problèmes rencontrés avec une couche de sol organique surviennent les premières années, avant que la végétation ne soit bien implantée, surtout si les pentes sont exposées au vent et au ruissellement, ou lorsque les précipitations ne sont pas adéquates pour l'établissement du couvert végétal (e.g. EPA, 1983; Beedlow, 1984; Gilman et al., 1985; Brooks et al., 1989; Smith et al., 1993).

L'utilisation d'un géosynthétique perforé (un géotextile par exemple) peut être très bénéfique pour prévenir l'érosion pendant la période qui suit l'ensemencement et pour améliorer la stabilité de surface des pentes (figure 2.2a; Boschuk, 1991).

Lorsque l'établissement d'un couvert végétal est rendu trop difficile en raison de précipitations inadéquates, on peut utiliser un lit de cailloux pour protéger la surface. Il faut toutefois noter que cette solution favorise grandement l'infiltration de l'eau au dépend du ruissellement et de l'évapotranspiration. Pour cela, on considère souvent que cette solution est incompatible avec les objectifs prioritaires d'une barrière de recouvrement (Rumer et Ryan, 1995).

L'utilisation d'enduits bitumineux (pour produire un béton asphaltique) constitue un autre choix intéressant (figure 2.2b), surtout lorsqu'on désire utiliser la surface du site pour en faire un stationnement (Repa, 1987). On doit alors être conscient des problèmes de fissuration suite aux tassements et aux effets du gel-dégel. De plus, la durée de vie de cette couche est alors relativement limitée, ce qui implique un entretien suivi.



Aubertin / LdG

Figure 2.1 Les cinq principales composantes d'un système de recouvrement

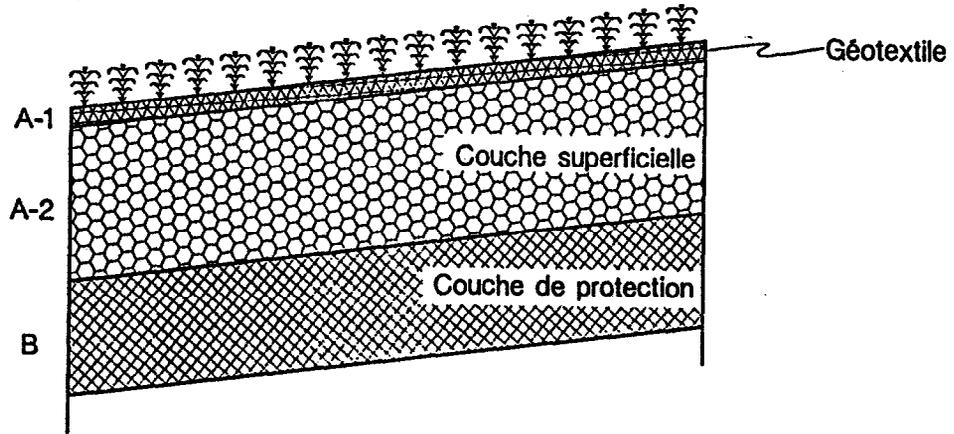
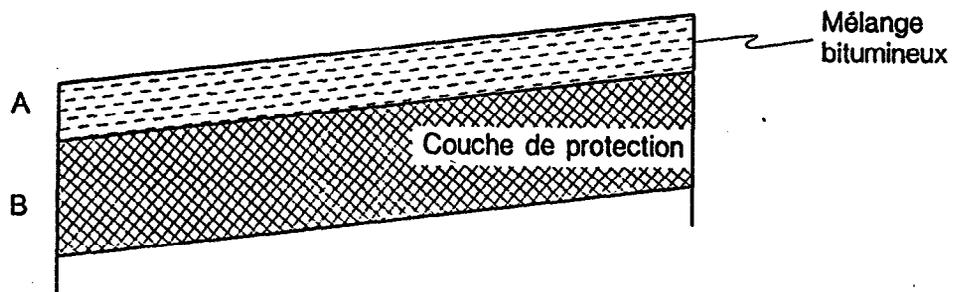


Figure 2.2a Contrôle de l'érosion par l'ajout d'un géotextile sur la couche superficielle



Aubertin / LdG

Figure 2.2b Contrôle de l'érosion par un mélange bitumineux

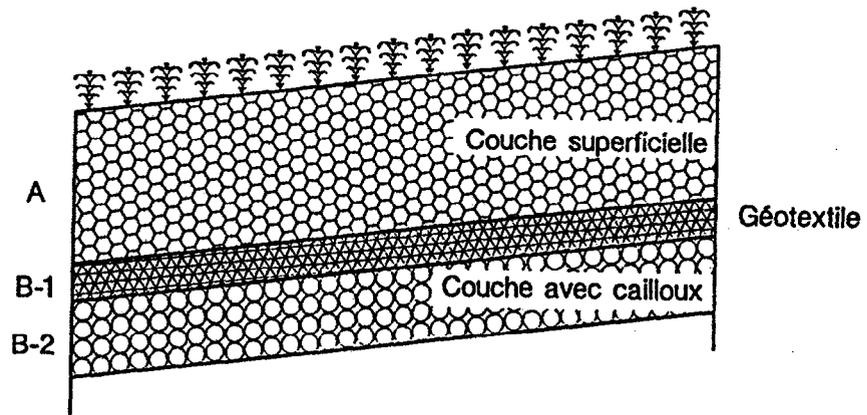
### 2.3.2 Couche de protection (B)

Cette couche, dont l'épaisseur varie habituellement de 30 à 50 cm (mais pouvant atteindre jusqu'à 1 m), peut servir à diverses fonctions, comme :

- empêcher que les racines des plantes, les animaux et les insectes ne parviennent jusqu'aux matériaux sous-jacents (barrières et rejets),
- minimiser les risques d'intrusions humaines à travers la barrière,
- emprisonner provisoirement l'eau d'infiltration jusqu'à ce que celle-ci soit retirée par évapotranspiration,
- protéger les matériaux situés en-dessous contre les effets des cycles de mouillage-séchage et de gel-dégel.

Comme c'est le cas avec la couche A, plusieurs types de matériaux peuvent être employés dans la couche de protection. Un sol «tout-venant» (un silt sableux ou argileux par exemple), retrouvé près du site, est le choix le plus économique, surtout si celui-ci est en mesure de retenir l'eau d'infiltration. Il est même possible, dans certains cas, de combiner les couches A et B pour n'en former qu'une seule. Toutefois, il est généralement préférable d'en faire deux entités distinctes.

Lorsque la protection contre les intrusions biologiques (plantes, animaux, hommes) s'avère critique, il peut être nécessaire d'utiliser un matériau contenant un fort pourcentage de cailloux (Cline et al., 1982; Aubertin et Chapuis, 1991; Hutchison et Ellison, 1992). La dimension des cailloux peut alors atteindre plus de 30 cm; leur diamètre moyen serait de l'ordre de 10 à 20 cm. Divers types de rejets industriels non toxiques pourraient aussi être utilisés pour cette couche. On peut aussi ajouter un géotextile sous la couche A (figure 2.3); celui-ci peut être utilisé afin d'empêcher le lessivage du sol à travers les pores de la couche de protection (surtout en présence de cailloux) et d'offrir une protection supplémentaire contre les intrusions.



Aubertin / LdG

Figure 2.3 Cailloux avec un géotextile

Des matériaux comme de la roche concassée (telle de la roche stérile non génératrice de DMA, par exemple), des cendres volantes, des scories et des boues de papetières sont parmi ceux qui pourraient servir dans un tel cas.

La conductivité hydraulique  $k$  et les propriétés capillaires du matériau utilisé dans la couche B dépendent des conditions d'écoulement anticipées dans le système de recouvrement. Si l'objectif est de réduire au minimum la quantité d'eau qui percole dans les matériaux sous-jacents, on peut alors choisir un matériau plus fin, ayant un potentiel de rétention d'eau relativement élevé (voir section 4.3). Toutefois, si l'on souhaite favoriser le drainage de l'eau, alors on pourra opter pour un matériau plus grossier ayant une conductivité hydraulique relativement élevée et un AEV plus faible. Cet aspect sera rediscuté plus en détail aux chapitres 3 et 5, où les conditions d'écoulement non saturé et les effets capillaires sont présentés.

Comme c'est le cas avec toutes les autres couches, il faut s'assurer que la résistance mécanique dans le matériau et aux interfaces permette d'assurer un facteur de sécurité adéquat contre le glissement et les autres modes d'instabilités, surtout suite à une période de pluie abondante (e.g. Duplancic et al., 1987; Oweis et Khera, 1990; Mitchell et al., 1990, 1992; Mitchell et Mitchell, 1992).

### 2.3.3 Couche drainante (C)

Lorsque la couche supérieure (B) est formée d'un matériau meuble dont la conductivité hydraulique est relativement faible ( $k \leq 10^{-5} - 10^{-3}$  cm/s), il est généralement nécessaire de placer une couche drainante au-dessus de la couche de faible perméabilité (la couche D). Cette couche drainante peut servir à (Daniel et Koerner, 1993; Aubertin et al., 1993; Rumer et Ryan, 1995) :

- réduire le gradient hydraulique sur la couche sous-jacente, ce qui réduit le débit d'infiltration dans la couche D,
- diminuer les pressions interstitielles dans la barrière de recouvrement, ce qui a pour effet d'augmenter sa stabilité,

- contrôler les écoulements dans les couches supérieures (A et B) de façon à augmenter leur infiltrabilité et leur capacité de stockage d'eau,
- favoriser les écoulements latéraux (cette couche étant inclinée avec une pente minimale de 2 à 5 %) plutôt que verticaux,
- réduire les remontées capillaires et l'assèchement de la couche D grâce aux différences de propriétés avec le matériau fin de la couche D.

Les matériaux pouvant servir pour constituer la couche C incluent les sols pulvérulents (tels le sable et le gravier), des matériaux synthétiques (géonet ou géotextile) ou des matériaux composites conçus pour des fins de drainage. En fait, tel que montré aux figures 2.4a, 2.4b et 2.4c, plusieurs combinaisons sont possibles entre les divers matériaux précités (e.g. Koerner, 1994; Rumer et Ryan, 1995). L'élément important pour cette couche est de s'assurer que la conductivité hydraulique équivalente des matériaux soit suffisamment élevée ( $k \geq 10^{-3} - 10^{-1}$  cm/s), soit d'au moins trois ordres de grandeur de plus que celle de la couche D. Il faut de plus s'assurer qu'il n'y ait pas de migration des particules fines des couches adjacentes à travers la couche C (ou à l'intérieur même de la couche); divers critères de filtre ont été proposés à cet effet (Cedergreen, 1989; Hutchison et Ellison, 1992; ICOLD, 1994; Koerner, 1994).

Comme plusieurs solutions peuvent s'avérer acceptables, ce sont souvent les aspects économiques (incluant les coûts de transport et de mise en place) qui contrôlent la sélection des matériaux. Dans certaines situations, il est possible et avantageux de combiner les couches B et C pour n'en faire qu'une seule (figures 2.5 et 2.6).

Lorsque le poids du recouvrement devient important en raison de la compressibilité des rejets, l'utilisation de géosynthétiques peut être avantageuse. Toutefois, si l'on souhaite établir une barrière susceptible de développer des effets capillaires, alors il peut être préférable d'utiliser un sol grossier dont le AEV est relativement faible ( $AEV \leq 50$  cm) afin d'éviter une remontée de l'eau par capillarité. De même, lorsque la protection contre le gel est une question clé, l'utilisation de géosynthétiques peut s'avérer moins intéressante.

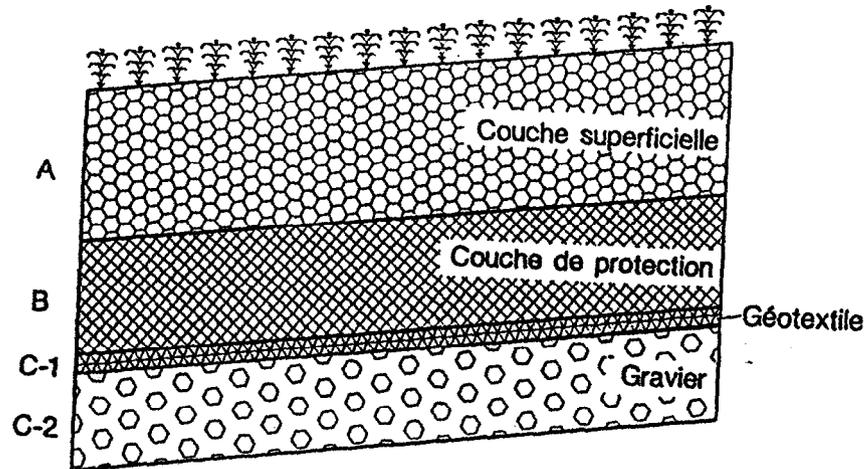


Figure 2.4a Couche de drainage en gravier couvert d'un géotextile

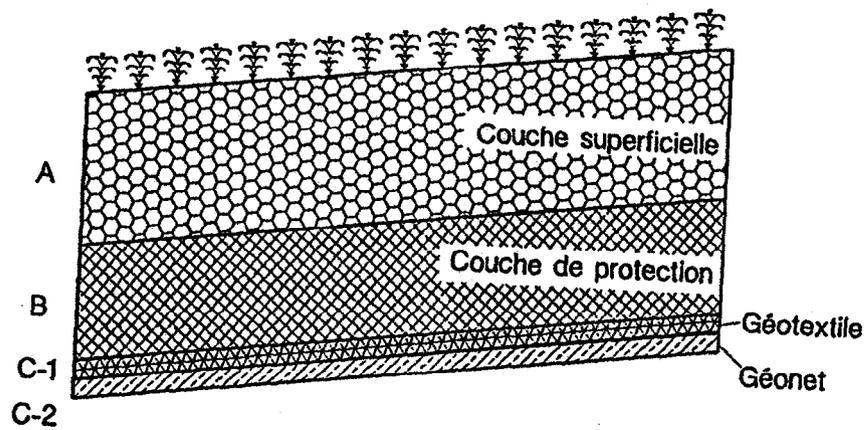


Figure 2.4b Couche de drainage en géotextile/géonet

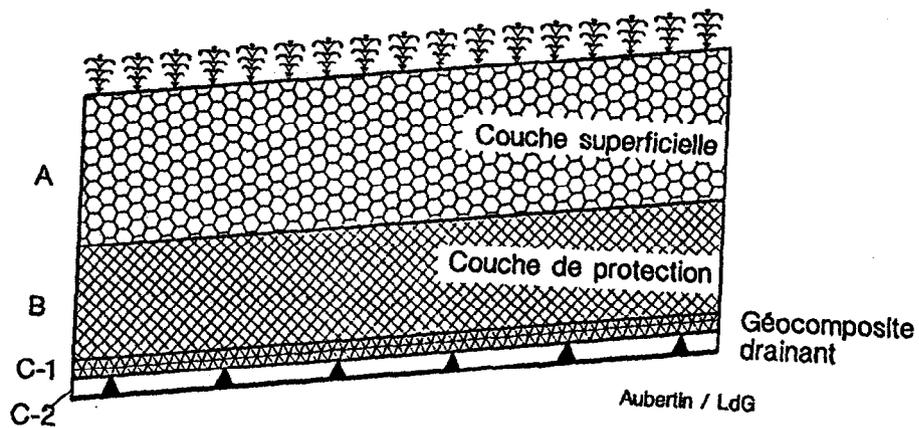


Figure 2.4c Couche de drainage formée d'un géocomposite

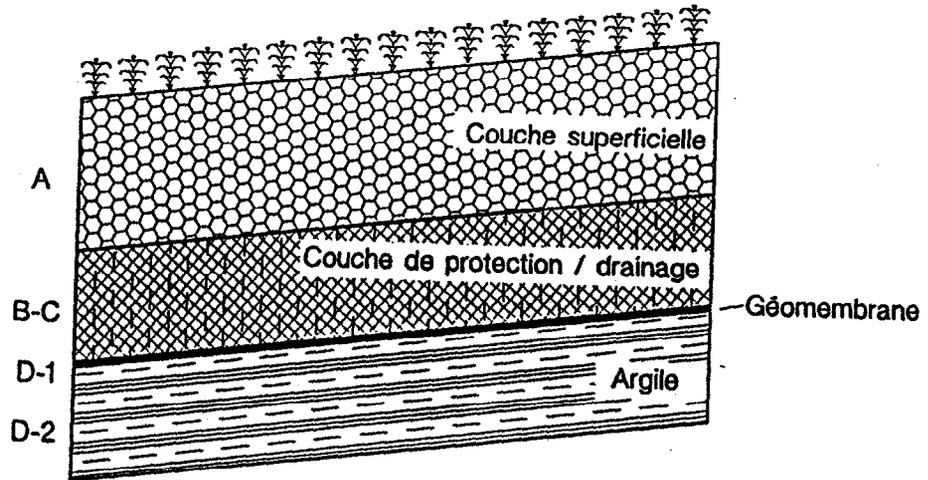
L'eau qui s'écoule dans la couche drainante est généralement évacuée, en suivant la pente, vers des fossés qui recueillent aussi les eaux de surface ruisselant sur la barrière. Pour cela, on utilise fréquemment des conduites étanches qui sont placées entre la couche de drainage et le point de décharge. Ces conduites doivent avoir une dimension suffisante pour éviter l'accumulation indue d'eau dans la barrière. On doit aussi éviter que ces conduites ne se bloquent, ou qu'elles ne provoquent une érosion régressive le long des parois.

#### 2.3.4 Couche de faible perméabilité (D)

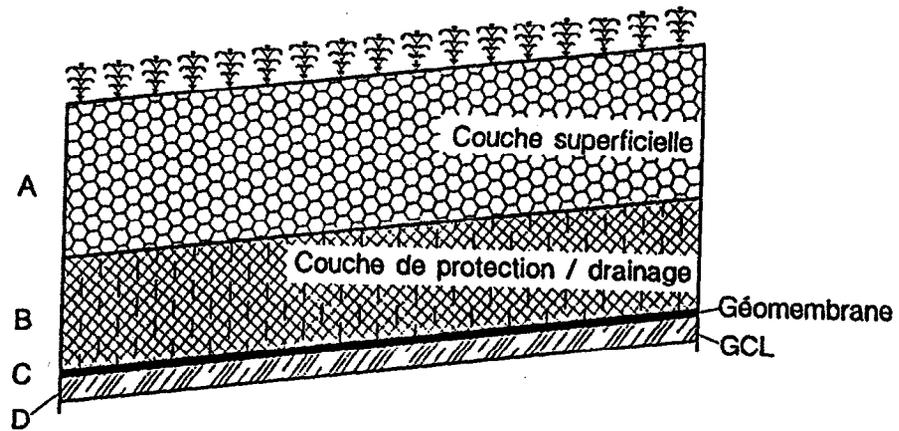
Cette couche, qui constitue en fait la véritable barrière hydrogéologique dans le système de recouvrement, a pour principale fonction de minimiser les infiltrations d'eau. Pour cela, sa perméabilité  $K$ , ( $K = k (\mu/\gamma)$ ), où  $\mu$  représente la viscosité,  $\gamma$  est le poids unitaire du fluide, et  $k$  est la conductivité hydraulique, aussi appelé coefficient de perméabilité), doit être le plus faible possible. La valeur de  $K$  (ou de  $k$ ) de cette couche est souvent choisie pour être compatible avec celle du tapis d'étanchéité (ou des matériaux du fond), afin d'éviter les accumulations dans le bassin. Pour être vraiment efficace contre les infiltrations d'eau, on considère généralement que la valeur de  $k$  devrait être inférieure à  $10^{-6}$  cm/s (Schroeder et al., 1994; Daniel et Richardson, 1995).

La couche D, souvent qualifiée d'«impermeable» (elle ne l'est que de façon relative), favorise le drainage de l'eau dans la couche C et aussi l'accumulation de l'eau dans les couches A et B, ce qui peut être bénéfique pour la végétation et l'évapotranspiration. Si le système fonctionne correctement, pratiquement toute l'eau d'infiltration sera soit retenue par les couches A et B, soit enlevée par évapotranspiration, soit évacuée latéralement via la couche C.

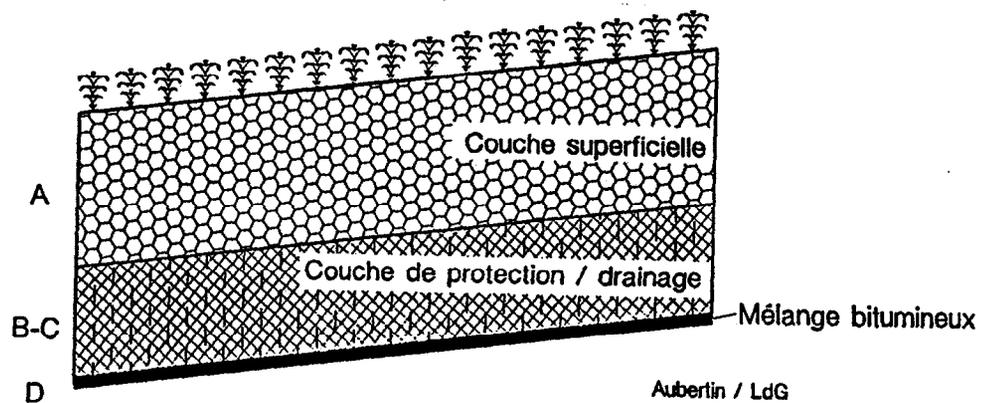
De plus, comme le matériau utilisé dans la couche D possède généralement un fort potentiel de rétention capillaire ( $AEV \geq 2 - 5$  m), celui-ci sera en mesure de retenir aisément l'eau d'infiltration afin de se maintenir en permanence à un haut degré de saturation ( $S_r \geq 85 - 90\%$ ), évitant ainsi les problèmes d'assèchement. Le fait d'avoir une saturation élevée dans le matériau de la couche D permet également à cette dernière de limiter la migration des gaz à travers celle-ci, puisque la perméabilité au gaz sous l'effet des gradients de pression totale (advection) ou partielle (diffusion) est réduite lorsque  $S_r$  augmente (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993; Aubertin



**Figure 2.5a** Couche de faible perméabilité formée d'une géomembrane combinée avec de l'argile compactée



**Figure 2.5b** Couche de faible perméabilité formée d'une géomembrane et d'un «géosynthetic clay liner» (GCL)



**Figure 2.5c** Couche de faible perméabilité formée d'un mélange bitumineux

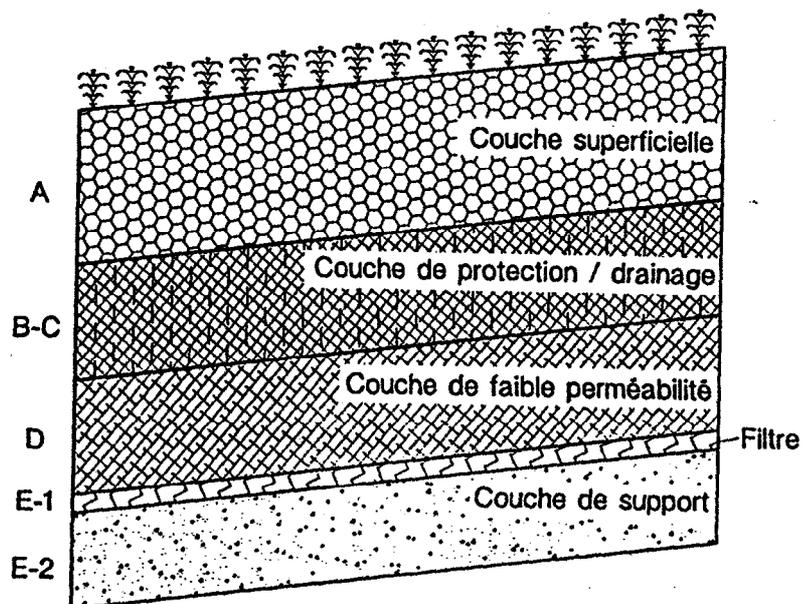
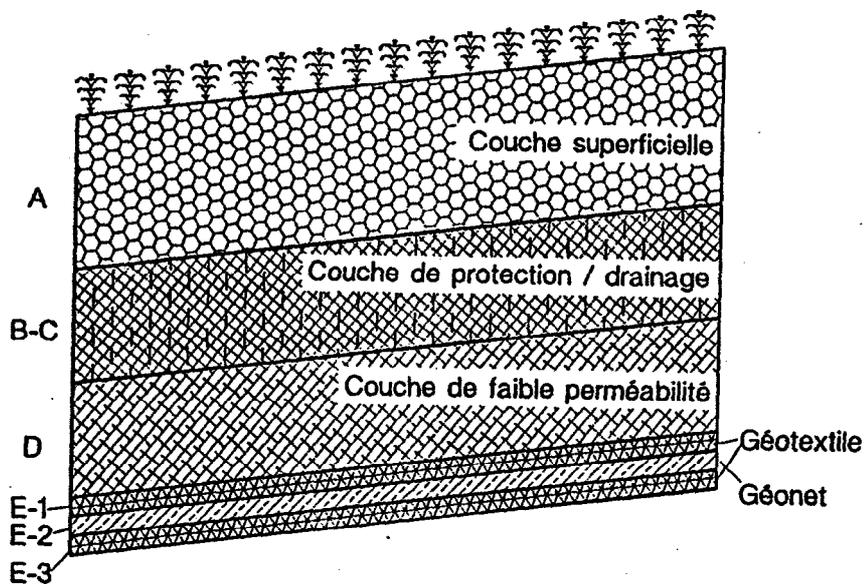


Figure 2.6a Couche de support en sable ou gravier recouvert d'un matériau filtrant



Aubertin / LdG

Figure 2.6b Couche de support formée d'un géocomposite

et al., 1993). Cet aspect peut être très important dans le cas des décharges municipales (pour contrôler les émissions de méthane et d'autres éléments volatiles) et des parcs à résidus miniers générateurs d'eaux acides (pour limiter l'oxydation des sulfures de fer en empêchant l'oxygène de traverser la barrière).

Les principaux matériaux utilisés pour la couche D incluent les sols fins (sols argileux ou silteux, sols amendés à la bentonite) et certaines géosynthétiques. Il est également possible, encore ici, de combiner certains de ces matériaux, comme c'est le cas avec les populaires GCL («Geosynthetic Clay Liner») vendus commercialement. Les combinaisons les plus en vogue (et probablement les plus prometteuses) font intervenir l'argile (souvent une bentonite sodique), des géotextiles et/ou une (ou deux) géomembranes (figures 2.5a et 2.5b; voir aussi la section 2.4). On peut aussi employer une couche de matériaux bitumineux (figure 2.5c).

Lorsqu'on utilise un sol fin, celui-ci devrait être compacté par couche d'environ 15 à 20 cm jusqu'à l'obtention de la densité et de l'épaisseur désirées (qui est généralement de l'ordre de 50 à 100 cm), pour que le matériau atteigne la valeur de  $k$  sélectionnée. Dans le cas des matériaux argileux, les questions relatives à l'effet du degré de compaction et des autres facteurs d'influence (comme la chimie du lixiviat) sur la valeur de  $k$  (et sur la migration des contaminants) est un sujet très important, qui a été abondamment discuté dans la littérature (e.g. Mitchell et al., 1965; Quigley et al., 1985, 1988; Herman et Elsbury, 1987; Mitchell et Madsen, 1987; Oakley, 1987; Daniel, 1987, 1989, 1990, 1993b; Eastern Research Group, 1991; Yong et al., 1991, 1992; Daniel et Wu, 1993; Mitchell, 1993, 1994; Daniel et Trautwein, 1994). De ces nombreuses études, on peut retenir les points suivants :

- Les couches d'argile placées sur des matériaux compressibles sont souvent difficiles à mettre en place et à compacter adéquatement, surtout si leur teneur en eau est trop faible ou si elle est beaucoup plus élevée que la limite de plasticité  $w_p$ , et que la valeur optimale  $w_{opt}$  obtenue à l'essai Proctor (comme c'est souvent le cas avec les argiles sensibles de l'est du Canada). La mise en place d'une couche de support en-dessous peut faciliter la pose, mais comme la couche sous-jacente (couche E) doit souvent jouer un rôle particulier en ce qui a trait aux conditions hydriques (section 2.3.5), elle ne possède pas toujours les caractéristiques mécaniques souhaitables pour l'installation de la couche de sol fin.

- Il est quelquefois difficile d'éliminer les macrospores entre les mottes («clods»), ce qui fait que la valeur de  $k$  in situ peut être d'un à trois ordres de grandeur (10 à 1000 fois) plus grande que celle mesurée en laboratoire pour un même matériau.
- Les matériaux argileux tendent à se dessécher s'ils ne sont pas protégés adéquatement et ils peuvent alors se fissurer (e.g. Corser and Cranston, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991; Koerner et Daniel, 1993). Cet assèchement peut se produire aussi bien dans le haut que dans le bas de la couche.
- Les sols argileux compactés sont particulièrement sensibles aux effets des cycles de gel-dégel, qui ont pour effet de modifier leur structure et d'augmenter leur perméabilité (d'un à trois ordres de grandeur). Tous les sols argileux n'ont cependant pas la même susceptibilité à cet égard (e.g. Chamberlain et Gow, 1979; Miller et al., 1992; Yong et Mohamed, 1992; Zimmie, 1992; Zimmie et al., 1992; Haug et Wong, 1993; Othman et al., 1994; Bowders et McClelland, 1994; Waite et al., 1994; Benson et al., 1995). Pour protéger le sol, celui-ci doit idéalement être situé en-dessous de la ligne de gel; cette profondeur peut atteindre 1,5 à 2,0 m (et plus) dans des régions nordiques.
- Les tassements différentiels dus à l'hétérogénéité du dépôt de rejets et à leur compressibilité souvent très élevée peuvent induire une fissuration par la flexion excessive des couches de la barrière qui produisent des contraintes et des déformations de tension (e.g. Murphy et Gilbert, 1985; Aughenbaugh, 1990, Jessberger et Stone, 1991). Par exemple, on estime qu'un tassement différentiel de l'ordre de 15 à 30 cm entre deux points espacés horizontalement d'environ 3 m est susceptible de causer des fissures; cela représente une condition que l'on peut rencontrer en pratique, surtout dans les décharges de déchets domestiques (Daniel et Koerner, 1993; Rumer et Ryan, 1995).
- Il peut être difficile (et onéreux) de réparer les dommages dans une couche d'argile compactée.

On peut éviter certains des problèmes précités en utilisant des matériaux meubles moins susceptibles aux problèmes de retrait (des sols silteux par exemple), mais ceux-ci sont généralement plus perméables.

La combinaison de géomembranes placées au-dessus et/ou au-dessous de la couche de sol peu perméable s'avère une solution généralement très efficace, mais qui pourrait être trop dispendieuse. On peut même penser à combiner le sol et les géomembranes à un géosynthétique perforé pour renforcer le système, mais les questions de coût pourraient rendre cette solution irréaliste. Certains géocomposites, de type GCL présentés plus loin, peuvent être avantageux à maints égards, notamment en raison de leurs caractéristiques mécaniques.

### 2.3.5 Couche de support (E)

Dans la plupart des barrières de recouvrement, il est nécessaire d'installer une couche de support. Cette couche peut aussi servir à d'autres fonctions, comme par exemple pour la récupération et le drainage des gaz sur les sites de décharge de déchets domestiques ou pour empêcher la remontée capillaire d'un lixiviat contaminé des rejets vers la couche D. Dans une barrière où les effets capillaires doivent être contrôlés, cette couche E joue un rôle très important (voir les chapitres 3 et 5).

Les matériaux qui peuvent être utilisés pour constituer la couche E incluent un sol (matériau) «tout-venant», un sable et/ou un gravier (figure 2.6a), un géocomposite (figure 2.6b) ou les rejets eux-mêmes, utilisés tels quels ou amendés selon les besoins. Il est à nouveau nécessaire de contrôler la migration des particules fines de la couche D vers la couche E; à cette fin, des matériaux filtrants sont quelquefois nécessaires (figures 2.6a et 2.6b).

Les matériaux de cette couche de support devraient posséder des caractéristiques adéquates, en termes de déformabilité et de capacité portante, afin de permettre la circulation des équipements utilisés pour la mise en place du système de recouvrement. Lorsque la couche E ne joue qu'un rôle de support, alors plusieurs types de sols et de rejets peuvent être utilisés; une densification peut néanmoins s'avérer nécessaire. L'épaisseur de cette couche ne devrait pas être inférieure à 30 cm (Rumer et Ryan, 1995).

Pour que sa perméabilité au gaz soit suffisamment élevée, le matériau de la couche E doit demeurer relativement sec. Dans le cas où cette couche doit empêcher la remontée capillaire du lixiviat, il y aura une relation entre les caractéristiques de succion du matériau (notamment son AEV) et l'épaisseur nécessaire (e.g. Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1993).

Pour la récupération des gaz, il est aussi possible (mais moins fréquent) d'utiliser des géosynthétiques, soit des géotextiles et des géonets (ensemble ou séparément) (e.g. Boucher et al., 1993; Koerner, 1994). Leur faible poids est avantageux pour minimiser les tassements de rejets compressibles. Il faut toutefois s'assurer qu'ils possèdent une transmissivité adéquate. Dans certains cas, il faudra ajouter une couche de support en dessous.

## 2.4 Caractéristiques des matériaux

### 2.4.1 Les sols

Comme on l'a vu précédemment, les systèmes de recouvrement sont ordinairement formés de plusieurs horizons, chacun pouvant être constitué à partir de sols naturels ou amendés. Un des avantages associés à l'utilisation de sols dans les barrières est l'assurance que ceux-ci sont «durables», comme le démontre le maintien relatif de leur intégrité sur des périodes géologiques (de plusieurs centaines et même des milliers d'années; e.g. Wing, 1993, 1994). On ne peut certes pas en dire autant des géosynthétiques qui constituent la principale source de matériaux alternatifs.

Chacune des cinq couches déjà identifiées peut être construite avec un (ou plusieurs) type(s) de sol. Cet aspect est à nouveau abondamment discuté dans la littérature et un bref aperçu en est présenté ici.

Pour la couche superficielle, on utilise généralement un sol organique («topsoil») pour établir et maintenir une couverture végétale. Celui-ci peut provenir des anciens travaux de décapage du site ou peut être obtenu sur des terrains avoisinants. Puisque les coûts de construction d'une barrière hydrogéologique dépendent souvent en grande partie des coûts de transport, on a

avantage à réduire cette distance au minimum, d'où l'intérêt de sauvegarder le sol organique excavé au début du projet. La couche A doit pouvoir conserver une partie de l'eau d'infiltration: le sol ne doit donc pas être trop grossier. Il ne doit pas non plus être trop fin, car alors il pourrait s'avérer trop humide pour la végétation. On doit aussi éviter qu'il ne soit trop dense, ce qui pourrait empêcher la croissance des plantes. Les caractéristiques des sols nécessaires pour le rétablissement d'une couverture végétale ont été discutées par Murray (1977), Beadlow (1984), Lutton (1987), Hossner (1988), Smith et al. (1993) (voir aussi EPA, 1993).

Un contrôle périodique de la végétation peut s'avérer nécessaire afin d'éviter que des plantes à racines profondes (comme les arbres) ne s'implantent sur le site et ne viennent affecter l'intégrité de la barrière.

La couche de protection constitue une deuxième ligne de défense contre la dégradation du système de recouvrement. Comme on désire se prémunir contre les dommages qui se manifestent sous la surface, le choix des matériaux doit tenir compte des facteurs propres au site. Pour contrer les intrusions biologiques, comme la pénétration des racines, le creusement de terriers et le fouissement des insectes et des animaux, il est quelquefois nécessaire d'incorporer à cette couche un fort pourcentage de cailloux (ou blocs de roche), préférablement anguleux, pour former un lit compacte. La roche concassée est tout indiquée à cette fin. Il faut souvent mélanger celle-ci à un matériau meuble plus fin (un sable ou un silt, par exemple) afin que la matrice soit continue, de façon à réduire la porosité.

On doit s'assurer qu'il n'y aura pas d'érosion interne et d'entraînement de particules fines, de la couche A vers la couche B, lorsqu'il y a écoulement d'eau vers le bas. Pour cela, on utilise souvent des critères basés sur les caractéristiques granulométriques des deux matériaux adjacents (e.g. Cedergren, 1989; Hutchison et Ellison, 1992; ICOLD, 1994). Si les deux matériaux ne sont pas compatibles à cet égard, on doit placer une couche filtrante entre les deux. Il est toutefois plus simple, dans la plupart des cas, de mélanger le matériau filtrant à celui de la couche A, ce qui peut permettre d'obtenir des résultats pratiquement similaires à des coûts souvent moindres.

La couche de protection peut aussi servir à garder, par capillarité, une partie de l'eau d'infiltration, qui serait alors disponible pour la végétation. Le matériau doit donc avoir une capacité de rétention suffisante (on évite les matériaux avec un AEV trop faible).

Idéalement, l'épaisseur de la couche B ajoutée à celle de la couche A (et aussi à celle de la couche C), devrait être suffisante pour protéger la couche imperméable contre les effets du gel-dégel. Toutefois, dans les régions à climat nordique, cela n'est pas réalisable économiquement en pratique. On doit alors utiliser des matériaux moins sensibles à ces effets.

La couche de drainage, qui peut être omise dans les régions à climat aride, sert principalement à évacuer l'eau d'infiltration. Pour cela, la conductivité hydraulique du sol doit être au moins 1000 à 10 000 fois plus grande que celle de la couche située immédiatement en dessous (la couche D, de faible perméabilité). Comme on vise ici typiquement une valeur de  $k$  supérieure à environ  $10^{-3}$  cm/s -  $10^{-2}$  cm/s, un sable est souvent indiqué.

L'épaisseur de la couche C ne devrait pas être inférieure à 30 cm. À nouveau, on doit s'assurer que les critères de filtre sont satisfaits pour les matériaux des couches B et C. Un géotextile peut être placé entre les couches pour servir de filtre (figure 2.4a; e.g. Koerner, 1994).

Pour que le drainage latéral se fasse convenablement, le plan de l'interface entre les couches C et D doit avoir une inclinaison minimale de 2 à 3 % (mais préférablement de 5 %). La récupération de l'eau doit se faire aux points bas, dans des fossés ou tranchées conçus à cet effet (Lutton, 1987).

Pour la couche D, on utilise un sol fin contenant une teneur en particules argileuses suffisamment élevée (au moins 15 à 25 %) pour atteindre une valeur de  $k$  inférieure à  $10^{-6}$  -  $10^{-7}$  cm/s. Les limites de consistance doivent être contrôlées puisqu'elles ont une incidence sur les effets du compactage, sur la valeur de  $k$  et sur les caractéristiques de gonflement et de retrait du sol; on propose souvent une limite de liquidité  $w_L \geq 25$  à 30 % et un indice de plasticité  $I_p \geq 10$  à 20% (e.g. Aubertin et Chapuis, 1991). Bien que l'on ne fixe habituellement pas de maximum, on sait qu'il peut être difficile de compacter un sol ayant un indice de plasticité élevé ( $I_p \geq 30$  à 40 % par exemple). De plus, la couche D ne devrait pas contenir plus de 10 % de gravier (diamètre supérieur à 0,5 cm) et aucun cailloux d'une dimension supérieure à environ 2,5 cm (on accepte quelquefois jusqu'à 5 cm).

L'effet de la compaction sur la valeur de  $k$  est important, surtout pour les matériaux argileux (e.g. Eastern Research Group, 1991; Mitchell, 1993). Pour atteindre l'objectif de conception, on doit non seulement contrôler le poids unitaire  $\gamma$  du matériau, mais aussi la teneur en eau de compaction. Celle-ci devrait être d'environ 1 à 3 % supérieure à la teneur optimale  $w_{opt}$  obtenue à l'essai Proctor modifié en laboratoire. Plusieurs argiles sensibles ont une teneur en eau naturelle trop élevée, ce qui implique que l'on doive l'assécher avant sa compaction. On peut aussi utiliser la portion supérieure du dépôt d'argile, appelée croûte, où la teneur en eau est plus faible; malheureusement cette croûte est souvent fissurée et altérée et elle peut contenir de la matière organique. L'argile peut aussi être amendée (avec de la chaux, par exemple) pour améliorer ses caractéristiques.

Bien que l'on utilise souvent de l'argile pour construire les barrières de fond («liners») sur les sites d'entreposage, cette pratique peut ne pas convenir aux recouvrements pour les raisons précitées. De plus, on juge souvent que l'argile est trop affectée par les effets de cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage. On suggère plutôt, lorsque cela est possible, d'utiliser des sols silteux qui sont généralement plus faciles à manipuler et à compacter, et qui apparaissent moins affectés par les effets climatiques (gel-dégel, mouillage-séchage). Certains tills semblent bien adaptés à ces besoins (e.g. Yanful et al., 1993a, 1993b). Il est aussi possible d'utiliser de la roche broyée (comme des rejets de concentrateur) qui sont des matériaux silteux produits artificiellement.

Si les matériaux disponibles n'ont pas les caractéristiques souhaitées, ils peuvent aussi être amendés avec de la bentonite. Cela peut cependant avoir une incidence importante sur le coût de la barrière.

D'autre part, un des problèmes importants rencontrés avec certains types de rejet est leur compressibilité élevée. Les tassements qui en découlent peuvent affecter l'intégrité de la barrière, en induisant par exemple des fissures de traction. Celles-ci peuvent s'avérer néfastes pour la performance de la couche D. On peut estimer les tassements par les approches géotechniques conventionnelles (e.g. Larson et Keshian, 1988; Morris et Woods, 1990; Edil et al., 1990; Tieman et al., 1990; Singh et Murphy, 1990).

La couche de support peut servir plusieurs fonctions. Elle est d'abord utilisée afin d'établir une fondation ferme pour la construction de la barrière, ce qui requiert un matériau ayant une bonne capacité portante. Elle sert aussi à placer une barrière «non-capillaire» entre les rejets et la couche imperméable afin d'empêcher la remontée du lixiviat contaminé vers la couche D, ce qui pourrait affecter ses caractéristiques. On sait, par exemple, que certains éléments en solution diminuent l'épaisseur de la double-couche et de la couche d'eau adsorbée autour des particules argileuses, ce qui modifie leur structure, augmente leur porosité effective et accroît leur conductivité hydraulique (e.g. Mitchell et Madsen, 1987; Yong et al, 1992; Mitchell, 1993). Le fait d'avoir une couche à faible rétention capillaire (et avec un faible degré de saturation) sous la couche D permet aussi de minimiser la migration des contaminants par diffusion et à créer un effet de barrière capillaire permettant à la couche D de demeurer saturée même sans venues d'eau (e.g. Nicholson et al., 1989; Achib et al., 1993, 1994).

Pour constituer la couche E, un sol grossier (gravier ou sable) est bien indiqué. Les conditions de filtre doivent naturellement être vérifiées afin d'éviter la migration des particules fines de la couche D vers la couche E; une couche filtrante pourrait même s'avérer nécessaire (voir figure 2.6a).

Le matériau de la couche E doit être compacté afin d'assurer une assiette stable à la couche D. L'énergie de compaction devrait augmenter à mesure que l'on s'élève au-dessus des rejets (pour une pose par couches de faible épaisseur).

La couche E devrait avoir une épaisseur d'au moins 30 cm. Le choix de son épaisseur lors de la conception dépend cependant de son rôle et de ses propriétés. Par exemple, pour établir une barrière capillaire efficace, il a été montré que l'épaisseur de cette couche devrait être au moins supérieure à la valeur du AEV (voir chapitres 3 et 5).

#### 2.4.2 Les géomembranes

On utilise maintenant sur une base régulière les géosynthétiques dans les systèmes d'étanchéité pour les sites d'entreposage de déchets. Ceux-ci peuvent être employés à des fins de drainage, de filtration, de renforcement ou d'imperméabilisation. Bien que le domaine soit relativement jeune, il profite d'une activité très dynamique, et la littérature des dix dernières années renferme un très grand nombre de publications. Une bonne synthèse de cette information peut être

retrouvée dans Koerner (1994). Il n'est certes pas possible de couvrir adéquatement un sujet aussi vaste dans ce rapport. Cette brève section ne présente que quelques informations sur les géomembranes, qui peuvent être utilisées seules ou avec d'autres matériaux pour constituer la couche de faible perméabilité (couche D).

Les géomembranes sont généralement formées de matériaux de très faible conductivité hydraulique. Elles peuvent ainsi être considérées comme pratiquement imperméables, si elles ne sont pas trouées. La popularité des géomembranes a été favorisée, du moins aux États-Unis, par une prise de position ferme du gouvernement, au début des années 1980, en faveur de la prévention plutôt que de la minimisation de l'écoulement des lixiviats hors des sites d'entreposage (Koerner, 1993). Aujourd'hui, on les retrouve aussi bien dans les barrières de fond que dans les barrières de recouvrement (e.g. EPA 1988b, 1989a; Kriofshaek et al., 1990; Landreth, 1990; Mitchell et al., 1992; Paruvakat et al., 1993; Melchior et al., 1993; Keister, 1994; Burke et al., 1994; Gilkey et al., 1994; Daniel et Richardson, 1995).

Divers thermoplastiques et élastomères sont utilisés pour faire les géomembranes; mentionnons : HDPE («High Density Polyethylene»), VLDPE («Very Low Density Polyethylene»), CPE («Chlorinated Polyethylene»), CSPE («Chlorosulfonated Polyethylene»), EIA («Ethylene Interpolymer Alloy»), PVC («Polyvinyl Chloride»). Ces polymères peuvent être renforcés à l'aide d'un canevas tissé, et la surface de la géomembrane peut être lisse ou rugueuse. On peut aussi ajouter des additifs (antioxydants, lubrifiants, etc.), des matériaux de remplissage ou des agents plastifiants à la résine de base. Plusieurs modes de fabrication sont aussi disponibles.

Le choix d'un type de géomembrane dépend des propriétés souhaitées. Plusieurs essais normalisés, proposés notamment par l'ASTM (American Society for Testing and Materials), sont utilisés pour évaluer les caractéristiques des géomembranes. Les propriétés d'intérêt incluent :

- les propriétés physiques,
- les propriétés mécaniques,
- les propriétés chimiques,
- les propriétés biologiques,
- les propriétés thermiques.

La conception d'une barrière avec une géomembrane doit permettre d'assurer un facteur de sécurité adéquat contre les instabilités dues aux forces de flexion, de cisaillement, d'affaissement et d'arrachement (e.g. Koerner, 1993, 1994). Cet aspect peut constituer un inconvénient pour l'utilisation des géomembranes, dont l'angle de friction avec les sols ou d'autres géosynthétiques varie usuellement de 7 à 14 degrés environ. En ce sens, les géomembranes sont souvent mal adaptées lorsque l'angle des pentes est élevé ( $\geq 10\%$ ) ou lorsque des sollicitations dynamiques sont anticipées (Duplancic, 1995). Il faut aussi garder à l'esprit que la résistance des interfaces avec les géomembranes dépend de la température (Mitchell et al., 1991).

La pose des géomembranes implique aussi un contrôle de qualité spécifique, tant du côté de la fabrication (chez le manufacturier) que de l'entrepreneur responsable du transport et de la pose (e.g. Giroud et Peggs, 1990). Un soin particulier doit être apporté à la qualité des joints, qu'ils soient produits par extrusion, par fusion, à l'aide de solvants ou d'adhésifs.

Malgré les avantages indéniables associés à l'utilisation des géomembranes dans les barrières de recouvrement (e.g. Daniel et Richardson, 1995), leur coût constitue une limitation sérieuse à leur utilisation. De plus, une incertitude importante demeure quant à leur durabilité à long terme (e.g. Hatheway et McAnery, 1987; Koerner et al., 1990; Rollin et al., 1992; SRK, 1991), particulièrement dans les cas où l'on anticipe que la ductilité sera réduite et que le matériau deviendra plus fragile. Cela pourrait être le cas suite à des attaques chimiques ou biologiques, par l'effet de rayonnements et surtout suite aux effets du gel.

### 2.4.3 Les géocomposites

Les géocomposites, tels les GCL («Geosynthetic Clay Liners»), représentent une solution relativement récente, offrant une option avantageuse en ce qui a trait aux systèmes d'étanchéité, tant pour les barrières de fond que pour les barrières de recouvrement (Daniel et Estornell, 1990; Robertson et al., 1991; Eastern Research Group, 1991; Seathoff et al., 1993; Daniel et Richardson, 1995). Dans ce dernier cas, ils sont surtout utilisés pour constituer la couche D, de faible perméabilité, mais aussi pour le renforcement des autres couches, ou pour aider ou remplacer les matériaux de drainage (e.g. Boucher et al., 1993). Quelques aspects relatifs à l'utilisation de géocomposites comme couche imperméable sont présentés dans cette section.

Pour la couche de faible perméabilité, il est fréquent d'utiliser une combinaison entre une (ou deux) géomembrane(s) et une couche d'argile (figure 2.5a); on parle quelquefois de «double-liners» ou même de «triple-liners». Le type de géomembrane utilisé dépend des conditions propres au site. Il est généralement recommandé de placer la géomembrane directement en contact avec la couche d'argile de façon à minimiser l'écoulement de l'eau autour des trous pouvant exister dans les géomembranes (EPA, 1989c). La géomembrane peut être placée au-dessus (usuel) ou en-dessous (moins fréquent) de la couche de sol fin. Cela se veut une barrière avec redondance, où les fuites dans un matériau sont arrêtées par l'autre. On peut estimer le débit spécifique à travers un tel géocomposite si l'on connaît la conductivité hydraulique du sol et de la géomembrane, le nombre et la dimension des trous et la charge hydraulique appliquée (e.g. Giroud et al., 1989). Suite à des études sur divers cas types, il a été démontré que même un composite argile/géomembrane de pauvre qualité engendre des débits d'infiltration inférieure (de 1 à 3 ordres de grandeur) à ceux d'une barrière construite correctement avec de l'argile seule ou une géomembrane seule (EPA, 1989c). Lorsqu'on souhaite réduire les infiltrations d'eau au minimum, c'est donc une solution à considérer.

D'autre part, les GCL sont des produits manufacturés, disponibles commercialement (Daniel et Estornell, 1990; Daniel, 1993b; Rumer et Ryan, 1995). Ordinairement, il s'agit de deux géotextiles entre lesquels est placée une couche de bentonite sodique. Le tout est maintenu ensemble par suture ou à l'aide d'adhésifs. Des exemples de tels produits incluent : Bentofix<sup>®</sup>, Bentomax<sup>®</sup>, Claymax<sup>®</sup> 200R et Claymax<sup>®</sup> 500SP (<sup>®</sup>: noms commerciaux enregistrés --«Registered Trade Mark»). On retrouve aussi sur le marché une combinaison entre une couche de bentonite sodique et une géomembrane (un HDPE - 20 mil ou plus - ou plus rarement un VLDPE) liés par un adhésif spécial; ce produit est vendu sous le nom de Gundseal<sup>®</sup>. La géomembrane peut être placée au-dessus ou en dessous, selon les besoins.

Ces GCL contiennent environ 5 kg/m<sup>2</sup> de bentonite et leur épaisseur sèche est de l'ordre de 0,5 à 0,7 cm. Après hydratation, cette épaisseur tend à doubler. On les achète en feuilles (rouleau) d'une largeur de 4 à 5 m et d'une longueur allant de 25 à 60 m.

Lors de leur installation, on doit assurer un chevauchement de l'ordre de 7,5 à 30 cm entre les feuilles selon le type de GCL. Des expériences ont montré que ces produits ont tendance à

s'autoceller suite à l'hydratation de la bentonite qui gonfle et colmate le joint. Il est quelquefois conseillé d'ajouter un peu de bentonite entre les feuilles au chevauchement (surtout pour les produits Bentofix® et Bentomat®). Il ne serait pas nécessaire de lier mécaniquement les feuilles de GCL, ce qui permet de réduire le temps de pose (et d'économiser sur la main-d'oeuvre); on peut toutefois souder ensemble les géomembranes du Gundseal®, mais il faut alors prendre des mesures particulières (ex. géomembrane plus épaisse).

Lors de leur mise en place, les GCL doivent être recouverts rapidement pour éviter qu'ils ne soient exposés à la pluie, ce qui peut entraîner un gonflement irrégulier et réduire leur efficacité.

L'attrait suscité par les GCL provient de certaines de leurs propriétés jugées très avantageuses. Par exemple, leur conductivité hydraulique  $k$  est généralement inférieure à  $7 \times 10^{-9}$  cm/s, et celle-ci peut être réduite sensiblement (d'un ordre de grandeur et plus) par l'application d'une contrainte effective. La valeur de  $k$  varie toutefois d'un produit à l'autre et l'effet de cette contrainte est également différent selon le type de GCL. Comme valeur de design, on adopte souvent  $1 \times 10^{-9}$  cm/s (Daniel, 1993b; Rumer et Ryan, 1995), ce qui est 100 à 1000 fois moins que les valeurs souvent prescrites pour les couches imperméables formées de sols fins. En utilisant la loi de Darcy ( $v = k \Delta h/L$ ), on peut ainsi montrer (à titre d'exemple) qu'un GCL d'une épaisseur  $L$  de 1 cm et ayant une conductivité hydraulique  $k$  de  $5 \times 10^{-9}$  cm/s produit à peu près le même débit spécifique qu'une couche d'argile compactée d'une épaisseur  $L$  de 60 cm avec  $k = 1 \times 10^{-7}$  cm/s, si la charge hydraulique en surface de la couche est équivalente à 30 cm d'eau.

Lorsque le débit d'infiltration calculé à travers le GCL est trop élevé, on peut mettre deux couches au lieu d'une. On peut aussi placer un GCL sur une couche de sol fin compacté. La couche de sol n'a alors pas besoin d'être aussi étanche (on peut se permettre un  $k$  plus élevé), ou aussi épaisse que dans le cas d'une couche de sol unique. La conductivité équivalente d'un système combiné, pour un écoulement perpendiculaire aux couches, peut être estimé par l'approche usuelle en considérant la continuité des débits dans les deux matériaux (GCL et sol). Dans un tel cas, on pourrait montrer (à titre d'exemple) que l'on peut obtenir environ le même débit spécifique au travers d'une couche de sol fin ( $k = 1 \times 10^{-7}$  cm/s,  $L = 60$  cm) ou d'une combinaison d'un GCL (avec  $k = 2,7 \times 10^{-9}$ ,  $L = 1$  cm) placé sur une couche de sol plus

perméable d'un ordre de grandeur (soit  $k = 1 \times 10^{-6}$  cm/s) et moins épaisse de 50 % (soit  $L = 30$  cm), pour une charge hydraulique en surface de 30 cm d'eau. Dans ce cas, il faut toutefois noter que le sol contribue peu à la réduction du débit, mais il produit une certaine redondance dans le fonctionnement de la couche peu perméable.

Un autre avantage des GCL est le fait que ces produits peuvent s'autoceller; c'est-à-dire que la bentonite hydratée peut boucher les trous causés par une perforation accidentelle, surtout si leur dimension est relativement petite (diamètre  $\leq 2,5$  cm).

De plus, comme la bentonite a un comportement pratiquement entièrement réversible lorsque soumise à des cycles de mouillage-séchage, les fissures créées par l'assèchement d'un GCL peuvent être scellées lors de sa réhydratation, même après trois cycles. Certains ont aussi montré que la valeur de  $k$  de ces matériaux ne semble pas affectée par cinq cycles de gel-dégel. La plupart des fabricants de GCL ont aussi réalisé des essais du même type et ils en tirent des conclusions similaires.

Dans certains cas particuliers, il peut s'avérer utile (et même nécessaire) de combiner le GCL avec une géomembrane, généralement placée par-dessus (figure 2.5b). Afin d'éviter que l'eau qui passe dans les trous éventuels de la géomembrane ne puisse s'écouler latéralement via le géotextile, il faut alors placer la géomembrane directement sur la bentonite (Daniel, 1993b). Ce risque peut cependant être réduit par l'application d'une charge verticale plus importante qui diminue la possibilité d'un écoulement latéral dans le géotextile.

Il semble par ailleurs que les GCL peuvent supporter des tassements différentiels importants sans subir une augmentation notable de leur conductivité hydraulique (Rumer et Ryan, 1995). Trop peu de données sont disponibles pour que l'on puisse tirer des conclusions définitives. On sait néanmoins, suite aux travaux précurseurs de Tchebotarioff et DePhilippe (1953) que la bentonite peut supporter des déformations de tension à la rupture  $\epsilon_r$  de l'ordre de 3,4 %, ce qui est nettement plus que ce que l'on retrouve pour d'autres sols ( $\epsilon_r \leq 1$  %) (voir aussi les résultats de Leonards et Narrain, 1963).

#### 2.4.4 Matériaux alternatifs

Outre les rejets de concentrateur (résidus miniers), qui font l'objet de cette recherche, plusieurs autres matériaux peuvent être utilisés dans les barrières de recouvrements. Ces matériaux alternatifs pourraient constituer une ou plusieurs couche(s) dans la couverture. Bien que la plupart ne soient utilisés qu'à titre expérimental, les principaux sont mentionnés dans ce qui suit; plus de détails sont inclus dans le rapport de SENES (1994).

- Rejets des industries de pâte et papier

Ces matériaux pourraient, lorsque densifiés adéquatement, devenir suffisamment imperméables pour rencontrer l'objectif usuel de  $k \leq 10^{-7}$  cm/s (e.g. Anon., 1993; Maltby et Eppstein, 1994). On doit toutefois s'assurer que la biodégradation n'affectera pas de façon indue les caractéristiques du recouvrement.

- Enduits bitumineux

Il est possible d'appliquer un enduit bitumineux, soit par vaporisation d'une émulsion sur un matériau meuble ou par la pose d'un mélange ressemblant à un béton asphaltique. La première option semble plus avantageuse, mais elle nécessite plusieurs applications successives pour assurer une étanchéité minimale. Des additifs peuvent être ajoutés au bitume pour améliorer ses propriétés. Le bitume, s'il est protégé des rayonnements nocifs (comme les ultraviolets) et de l'oxygène, est un produit très durable et d'une grande flexibilité. Divers projets sont en cours pour évaluer l'utilisation de ce matériau dans des systèmes de recouvrement pour divers types de déchets (e.g. Wing et Gee, 1993, 1994; Saarela, 1994).

- Matériaux organiques

Parce qu'ils permettent de retenir l'eau et empêchent le passage de l'oxygène (consommé par l'activité bactérienne), les rejets forestiers (copeaux de bois) peuvent être employés

comme recouvrement (e.g. Tremblay, 1993). D'autres rejets organiques, comme des déchets municipaux compostés, sont aussi considérés (e.g. Pierce et al., 1994).

- **Ciment et/ou cendres volantes**

Mélangés à un sol (pouvant être de la bentonite), le ciment et les cendres volantes (utilisés ensemble ou séparément) peuvent former une couche de faible perméabilité. Cette couche se révèle toutefois peu déformable et sujette à la fissuration (e.g. Daniel et Estornell, 1990; Martin et al., 1990; Garzon et Leguy, 1993; Barbagallo et Triano, 1993; Bowders et al., 1994; Saarela, 1994; Jones et Wong, 1994).

- **Enduits de surface**

Certains produits peuvent être vaporisés (en plusieurs couches) sur un géotextile ou sur une surface à imperméabiliser. C'est notamment le cas de Liquid Boot<sup>®</sup> produit aux États-Unis (L.B. Canada Inc., 1994). Ces enduits créent une membrane très déformable et très étanche. Certains ont d'autre part considéré d'enduire des matériaux meubles d'une couche de divers polymères qui boucherait les pores (Pufahl et Haug, 1991; Champagne et al., 1993). La paraffine a aussi été considérée à cette fin.

- **Boues amendées**

Divers types de boues, comme des boues de traitement d'eaux domestiques amendées à la chaux, ont été utilisées (avec un succès mitigé) comme matériau de recouvrement (Shakoor et Schmidt, 1989; Broman et al., 1991).

Le choix des matériaux utilisés pour constituer le système de recouvrement dépend de nombreux facteurs, incluant le rôle premier de la couverture, les conditions climatiques, l'ampleur et la nature des tassements anticipés, la vulnérabilité aux problèmes d'érosion et de perforation, le débit d'infiltration admissible, les caractéristiques propres au système de contrôle de la migration des gaz, la topographie, la géométrie du dépôt et les pentes de la barrière. Quelques méthodes d'évaluation des différentes options disponibles, qui tiennent compte des facteurs précités et de

d'autres (comme la durabilité des matériaux, la facilité de construction et d'entretien) ont été proposées (e.g. SRK, 1991, Daniel et Koerner, 1993; Geocon, 1995). Une telle évaluation devrait, en outre, prendre en compte les impacts environnementaux reliés à l'extraction, à la production et au transport des matériaux de recouvrement, aux risques associés avec la rupture partielle ou totale de la barrière, aux impératifs légaux et, bien sûr, aux questions économiques. L'obtention d'un rapport coût/bénéfice, résultant d'une telle évaluation, peut devenir très utile pour la sélection de la solution optimale.

## 2.5 Autres considérations

### 2.5.1 Récupération des fluides

Lorsqu'on a complété la construction de la barrière de recouvrement, il faut récupérer les eaux de ruissellement et celles qui s'infiltrent dans les premières couches de la couverture, et aussi, dans certains cas, les gaz provenant des rejets (EPA, 1989a).

Comme on l'a mentionné, aussi bien des matériaux meubles (sable, gravier, farine de roche broyée) que des géosynthétiques (principalement des géonets ou géocomposites) peuvent être utilisés pour le drainage des fluides. Le débit requis est obtenu par une méthode de bilan approprié, en considérant les conditions spécifiques au site, soit : les précipitations, le ruissellement, l'évapotranspiration et l'infiltration. Divers programmes, comme les logiciels HELP et SEEP/W par exemple, peuvent être utilisés pour établir les conditions d'écoulement (e.g. Schroeder et al., 1984, 1994; Wright et al., 1987; Bellandi, 1988; Barnes et Rogers, 1988; Hollingshead et al., 1988; Murray et Hollingshead, 1988; Peyton et Schroeder, 1988; Rowe, 1988; Noble et al., 1989; Landreth, 1990; Eastern Research Group, 1991; Akindunni et al., 1991; Chapuis et al., 1992; Daniel, 1993a; Boucher et al., 1993; Gamliel et Black, 1993; Woyshner et Yanful, 1993; Maltby et Eppstien, 1994; Bussière et al., 1995; Aachib, 1996). Certains modèles empiriques ont aussi été développés (e.g. Gee, 1986).

Pour l'eau qui ruisselle, on doit concevoir des tranchées ou des fossés dont la capacité est suffisante (Lutton, 1987). Pour ce qui est de l'eau qui se rend jusqu'à la couche de drainage

(couche C), elle doit pouvoir s'écouler aisément vers ces mêmes fossés. Pour cela, on recommande généralement que la couche C ait une épaisseur minimale de 30 cm, une pente (à l'interface avec la couche D) d'au moins 2 à 3 % (préférentiellement de 5 %) et une conductivité hydraulique supérieure à environ  $10^{-3}$  à  $10^{-2}$  cm/s.

Les conduites perforées utilisées pour relier la couche drainante aux fossés de dérivation sont conçues comme celles utilisées pour drainer des routes (e.g. Cedergren, 1989). Divers produits commerciaux sont disponibles à cet effet.

### 2.5.2 Problèmes potentiels

Il y a relativement peu de publications qui font état du comportement réel de barrières de recouvrement et des problèmes rencontrés pour leur conception, leur construction ou leur entretien. Cela est sans doute relié, du moins en partie, au fait qu'il est difficile de quantifier ce qui se passe véritablement; il est, par exemple, presque impossible de déterminer précisément la quantité d'eau qui s'infiltré au travers d'une barrière de grande dimension ou le débit de gaz qui migre au travers. À cela, il faut ajouter le fait que les systèmes de recouvrement multicouches discutés ici ne sont employés que depuis peu (quinze à vingt ans tout au plus) et que cette courte période n'a pas encore permis d'établir une base de données adéquate (l'information existe probablement, mais elle n'a pas encore été colligée et analysée convenablement). Enfin, on peut croire que, compte tenu des incidences politiques, sociales et économiques associées à ces projets, les responsables peuvent être tentés de ne discuter de leur expérience qu'en termes généraux, en insistant sur les aspects positifs et les succès rencontrés et en passant sous silence les points négatifs (mais souvent plus révélateurs).

Néanmoins, la communauté scientifique possède suffisamment de connaissance et d'expérience pour que l'on puisse faire une réflexion générale sur les problèmes potentiels pouvant être rencontrés (e.g. Oakley, 1987; King, 1988; Oweis et Khera, 1990; Aubertin et Chapuis, 1991; Suter et al., 1993; Miller et Mishra, 1993; Seed, 1994; Rumer et Ryan, 1995). Ils sont présentés succinctement dans ce qui suit :

**a) Inclinaison des pentes**

Les recouvrements doivent avoir une pente suffisante pour favoriser le ruissellement et le drainage. En surface, une pente minimale de 5 % (plan vertical sur plan horizontal) est généralement conseillée. Typiquement, la pente maximale ne devrait pas excéder 30 à 35 % (soit environ 17° à 19° par rapport à l'horizontale). Souvent, la pente est plus abrupte près de la périphérie que près du centre du site. Un angle d'inclinaison plus important favorise généralement le ruissellement au détriment de l'infiltration (e.g. Duplancic, 1995).

Le choix de l'angle d'inclinaison doit tenir compte des tassements différentiels qui peuvent réduire celle-ci. On devrait donc, lors de la conception, choisir une pente un peu plus élevée pour compenser les effets de tels tassements. Il faut à cet égard éviter absolument les affaissements localisés où l'eau peut s'accumuler et modifier les conditions de drainage dans la barrière et sur le site (e.g. Landva et Knowles, 1990).

Un angle d'inclinaison trop élevé favorise l'érosion de surface et diminue le facteur de sécurité relatif à la stabilité géotechnique de la pente, surtout si l'on utilise certains types de géosynthétiques (Tiemann et al., 1990; Singh et Murphy, 1990; Siegel et al., 1990; Mitchell et al., 1990a, 1990b, 1992; Takasumi et al., 1991; Duplancic, 1995).

**b) Contrôle des précipitations**

Il est naturellement plus difficile de limiter les infiltrations en climat humide qu'en climat aride. Lorsque le bilan hydrique (précipitation-évapotranspiration) est grand, le sol absorbe beaucoup d'eau et doit subir de fréquents mouillages, ce qui favorise la percolation de l'eau dans la barrière et la création de pressions interstitielles qui peuvent affecter la stabilité des pentes.

Les régions qui reçoivent plus de 50 cm de précipitations par année sont quelquefois considérées comme problématiques par rapport au contrôle des infiltrations (Rumer et Ryan, 1995). Il faut alors avoir recours à des matériaux très peu perméables si l'on souhaite réduire efficacement ces infiltrations.

**c) Animaux fouisseurs**

De façon générale, on peut dire que ce sujet n'est pas encore apparu comme une préoccupation importante pour la plupart des projets de barrières. Cela peut cependant se révéler un problème sérieux, surtout dans le cas des décharges de déchets domestiques, là où les animaux peuvent être attirés par les rejets. Les trous ainsi créés deviennent accessibles à d'autres animaux et insectes qui peuvent créer un réseau de galeries dans le sol et ainsi modifier considérablement ses caractéristiques. Il y a, aux États-Unis en particulier, de nombreuses études en cours sur les «biobarrières» en relation avec le recouvrement de rejets radioactifs (aux laboratoires de Los Alamos, de Hanford et de Idaho Falls). Il n'y a malheureusement que très peu de données disponibles à ce jour (e.g. Grefe et al., 1987; Wing, 1993, 1994). Il semble que l'utilisation de cailloux constitue une méthode adéquate pour contrer le problème des animaux fouisseurs et des autres intrusions biologiques.

**d) Migration des gaz**

Il est souvent difficile de contrôler la migration des gaz à travers la barrière et dans les rejets. Dans le cas des déchets domestiques, des biogaz peuvent être produits et ceux-ci doivent être récupérés (Bogner et Moore, 1986; Bagchi, 1990; Graziani, 1992; Keister, 1994). Des conduites sont installées pour récupérer les gaz et les acheminer vers des unités de traitement et/ou d'évacuation. Un drainage inadéquat produira un relâchement incontrôlé ou une accumulation excessive pouvant générer des pressions de soulèvement susceptibles de compromettre l'intégrité de la barrière.

Dans le cas où l'on veut contrôler le passage des gaz de l'atmosphère vers les rejets, comme c'est le cas avec les résidus miniers générateurs d'eaux acides (e.g. Nicholson et al., 1989; Aachib et al., 1993, 1994), l'élément clé est la couche D qui doit demeurer pratiquement saturée en permanence. Toute désaturation favorisera la migration du gaz et compromettra l'efficacité du système de recouvrement.

e) Compressibilité des rejets

Plusieurs types de rejets sont susceptibles de subir des tassements (total ou différentiel) importants dans le temps sous l'effet de leur propre poids et de celui de la barrière. Cela peut être le cas avec des matériaux meubles (sols contaminés, boues, résidus miniers, etc.) déposés dans un état lâche ou avec des matériaux qui se décomposent, comme c'est le cas avec les déchets domestiques. Cette compressibilité doit être considérée explicitement lors de la conception de la barrière afin d'éviter les problèmes de dénivellation produisant des zones d'accumulation d'eau et la fissuration des matériaux de la barrière (e.g. Larson et Keshian, 1988; Landva et Knowles, 1990; Druschel et Wardwell, 1990; Cressman et al., 1992; Edgers et al., 1992).

Pour contrer ces problèmes, on peut accélérer la consolidation par un drainage ou une surcharge, stabiliser les rejets en place (à l'aide d'additifs par exemple), construire un recouvrement le plus mince possible (notamment en utilisant des géosynthétiques), favoriser la décomposition des déchets avant la pose du recouvrement, ou placer un recouvrement temporaire qui sera complété ou remplacé ultérieurement, lorsque les rejets seront moins compressibles.

f) Rupture en profondeur

La géométrie du dépôt de rejets avec la barrière de recouvrement est souvent telle que l'état de chargement peut induire la création d'un plan de rupture dans la barrière et les rejets (e.g. Tieman et al., 1990; Mitchell et al., 1990a, 1990b, 1992; Alshunnar, 1991; Mitchell et Mitchell, 1992; Paruvakat et al., 1993; Aubertin, 1994, 1995; Jessberger, 1994; Seed, 1994). Les méthodes d'analyse de stabilité conventionnelles peuvent alors être utilisées pour établir les conditions d'équilibre; certains paramètres mécaniques peuvent toutefois être difficiles à obtenir pour les rejets. Comme les barrières doivent demeurer stables pour une longue période de temps, il est nécessaire de considérer les effets de sollicitations dynamiques dont la probabilité peut devenir non négligeable (e.g. Seed et Bonaparte, 1992). Dans certains cas, pour éviter les instabilités, il peut être utile de renforcer le recouvrement à l'aide de géosynthétiques (e.g. Burke et al., 1994; Fréchette, 1994).

### 2.5.3 Mise en place et contrôle de qualité

Pour qu'un système de recouvrement puisse pleinement jouer son rôle, la construction de celui-ci doit être réalisée de façon adéquate en utilisant des méthodes appropriées. De même, il faut exercer un contrôle de la qualité des matériaux utilisés et des techniques de mise en place. Ces aspects sont discutés en détail dans la littérature (e.g. Warner et Peters, 1986; Lutton, 1987; EPA, 1988b, 1989a; Eastern Research Group, 1991; Rumer et Ryan, 1995); un bref aperçu est présenté dans cette section. Seules les méthodes classiques sont discutées ici; l'utilisation de méthodes particulières, comme la mise en place par des moyens hydrauliques, n'est pas abordée dans ce qui suit.

La première étape reliée à la construction d'une barrière de recouvrement porte sur la sélection des équipements utilisés, que ce soit pour l'excavation, le mélange, le chargement, le transport, la mise en place initiale, la compaction et le nivellement final des matériaux. Dans plusieurs cas, l'entrepreneur des travaux de construction utilisera les équipements qui lui sont disponibles, ce qui apparaît souvent comme la solution la plus avantageuse. Dans d'autres circonstances, il sera possible de choisir entre une diversité d'équipements, dont les caractéristiques ne correspondent malheureusement pas toujours aux prétentions des manufacturiers. Il est donc souhaitable de bien connaître a priori les équipements devant être utilisés avant de débiter les travaux.

Dans cet exercice de sélection des équipements, on doit tenir compte de la séquence des travaux et des détails de l'échéancier de construction. Il faut aussi porter une attention particulière au poids des véhicules (pour ne pas affecter l'intégrité des couches) et à leur empattement.

Un aspect très important, lors de la construction, est la compaction (ou compactage). Il faut apporter un grand soin, non seulement au choix des équipements (en fonction du type de matériaux), mais aussi aux conditions de mise en place, incluant la teneur en eau et le poids unitaire. De façon général, on prône généralement l'utilisation de rouleaux lisses ou avec des pneumatiques pour compacter les couches de sols, bien que des rouleaux vibrants soient utiles pour des sols pulvérulents. Des «pieds de mouton» sont nécessaires pour compacter les sols argileux.

La préparation des matériaux joue aussi un rôle primordial, surtout lorsqu'il est nécessaire de mélanger deux matériaux ou plus ou que ceux-ci doivent être amendés (avec du ciment, de la chaux, ou de la bentonite par exemple). Plusieurs techniques sont disponibles et le choix doit être adapté au projet (e.g. U.S. Bureau of Reclamation, 1974; Lutton, 1987).

La mise en place permet de distribuer le sol uniformément et à l'épaisseur désirée. Il faut établir la relation entre le poids unitaire du matériau à l'état lâche et celui à l'état compacté, à partir d'essais appropriés. Lors de la mise en place, les sols sont déposés par couches et l'épaisseur des couches doit être compatible avec les équipements de compaction et avec les objectifs fixés (en termes d'indice de densité par exemple). À nouveau, il faut insister sur la nécessité de ne pas affecter l'intégrité des couches sous-jacentes. Ceci est particulièrement critique dans le cas des géomembranes qui peuvent nécessiter une mise en place manuelle.

La qualité des travaux doit être vérifiée à partir d'essais en place (essais normalisés de type ASTM); les paramètres de mesure incluent la teneur en eau, la granulométrie (après compaction), les limites de consistance, l'épaisseur des couches, la qualité des joints (dans le cas des géomembranes) et la conductivité hydraulique. Le nombre et la localisation des essais doivent être choisis à partir de méthodes éprouvées en contrôle de qualité.

On doit prêter une attention particulière à la mesure de la conductivité hydraulique in situ, qui peut, lorsqu'elle est évaluée à grande échelle, être deux à trois ordre de grandeur plus grande que celle évaluée en laboratoire (e.g. Day et Daniel, 1985; Goldman et al., 1990). La nature des équipements et les conditions de compaction ont une influence marquée à cet égard (Daniel et Benson, 1990).

Un programme d'assurance qualité devrait être implanté afin de démontrer, au profit du propriétaire du site et de l'organisme responsable (souvent le gouvernement), que les travaux ont bien été réalisés selon toutes les spécifications. Ces éléments devraient faire partie intégrante du devis de construction.

L'acceptation ou le refus des travaux est souvent obtenue suite à la comparaison des résultats d'essais avec ceux utilisés lors de la conception, en tenant compte de la marge d'acceptation

(«Acceptance Zone»; e.g. Eastern Research Group, 1991). Il ne faut pas omettre de noter les observations visuelles, qui font partie intégrante du programme de contrôle de qualité sur le terrain.

#### 2.5.4 Auscultation

Une fois la construction du système de recouvrement complétée, il est nécessaire de pouvoir suivre son comportement de façon à évaluer si celui-ci correspond aux objectifs de conception, et de pouvoir déceler toute anomalie. Cet aspect est traité en détail dans la littérature (e.g. Everett et al., 1984; King, 1988; Freeman, 1989; Eastern Research Group, 1991, 1993; Sara, 1993; Daniel, 1993a) et ne sera que survolée ici.

L'auscultation du système de recouvrement devrait inclure la mesure en continu des débits d'infiltration et de la qualité du lixiviat; cela est souvent difficile à réaliser à grande échelle, et de petites installations témoins peuvent être utilisées à cette fin.

Normalement, la quantité de lixiviat qui percole à travers la barrière devrait diminuer progressivement avec le temps, jusqu'à atteindre un certain état stationnaire (qui fluctue avec les conditions de précipitation). Il en est de même avec la contamination du lixiviat. Une augmentation notable du débit d'infiltration ou de la concentration en contaminants signifie souvent une fuite dans la barrière. Quelques techniques ont été mises au point pour détecter ces fuites (e.g. Wright, 1993).

Outre la quantité et la qualité du lixiviat, qui sont évaluées à partir de puits, de piézomètres ou de lysimètres, on doit aussi évaluer les tassements (total et différentiel) sur la couverture, ainsi que l'érosion des surfaces. Dans certains cas, il faut également mesurer la qualité de l'eau environnante. On peut aussi mesurer la teneur en eau (à l'aide de sondes à réflectométrie dans le domaine du temps, par exemple) et la pression capillaire (e.g. Achib et al., 1993, 1994).

### 2.5.5 Remarques complémentaires

La présentation qui précède est naturellement loin d'être exhaustive et d'autres références peuvent être consultées pour approfondir les résultats d'études sur l'analyse, la conception et le suivi des recouvrements, que ce soit pour les décharges de rejets domestiques (e.g. Mundell et Bailey, 1985; Grefe et al., 1987; Hoeks et Ryhiner, 1989; Lechner, 1989; Pacey, 1989; Morris et Woods, 1990; Saarela, 1991, 1993; Paruvakat et al., 1992; Weeks et al., 1992; Sinclair, 1992; Knox et Gronow, 1993; Weeks, 1993; Thiel et Stewart, 1993; Feeney et Maxsen, 1993; SNC-Lavalin, 1993; Oweis et al., 1994; Burke et al., 1994; Keister, 1994), pour des rejets industriels (e.g. Reis et al., 1990; Richer et al., 1991; Kozicki, 1992; Chandler, 1992; Desmarais et Thériault, 1992; Boucher et al., 1993; Gilkey et al., 1994), pour des sols contaminés (e.g. Goulet, 1991; CCME, 1991; Boschuk et al., 1993), pour des matériaux radioactifs (Wing, 1993, 1994; Wing et Gee, 1993, 1994; Myers et Duranceau, 1994) ou pour des résidus miniers (e.g. Garga et al., 1983; Caldwell et Hobbs, 1987; Wright et al., 1987; Robertson et Clifton, 1987; SRK, 1988, 1991; Ritcey, 1989; Harries et Ritchie, 1990; Collin et Rasmuson, 1990; Larson et Goering, 1990; Hang et al., 1991; Applegate et Kratz, 1991; Yanful et St-Arnaud, 1991; Lindgren et Lindhal, 1991; Archer, 1992; Hutchison et Ellison, 1992; Yanful et al., 1993a, 1993b; Jones et Wong, 1994; Strachen, 1994; Strachen et Olenick, 1994; Fréchette, 1994).

### 3. LES EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

L'utilisation de rejets de concentrateur pour construire une (ou plusieurs) couche(s) du système de recouvrement implique nécessairement que la couverture a pour objectif principal de réduire la migration de l'oxygène vers les résidus réactifs. Pour cela, il faut qu'au moins une des couches demeure quasi saturée en permanence. Cela est possible si une couche de matériau fin est placée entre deux couches de matériaux plus grossiers. Les principes qui sous-tendent ce phénomène sont présentés succinctement dans ce qui suit. Plusieurs éléments de ce court chapitre sont repris au chapitre 5, qui aborde ces aspects de façon plus concrète, à partir des modèles physiques et numériques utilisés dans cette étude.

#### 3.1 Concept général

Le concept de barrière capillaire implique la théorie des écoulements non saturés dans des matériaux de texture (ou de granulométrie) différente. Les principes sous-jacents à ce concept ont été décrits (avec plus ou moins de détails) dans de nombreuses publications; mentionnons: Corey et Horton (1969), Rançon (1972, 1979), Frind et al. (1976), Johnson et al. (1983), Gillham (1984), Andersen et Christiansen (1986), Rasmuson et Erikson (1986), Collin (1987), André-Jehan et al. (1988), Nicholson et al. (1989, 1990, 1991), Collin et Rasmuson (1990), SRK (1991), Akindunni et al. (1991), Hutchison et Ellison (1992), Morel-Seytoux (1992, 1993), Aachib et al. (1993), Wing (1993, 1994), Melchior et al. (1993), Wing et Gee (1993), Barrès et Bonin (1994), Chiu et Shackelford (1994), Shackelford et al. (1994).

Une barrière capillaire est généralement créée lorsqu'une couche de matériau fin est placée sur une couche de matériau grossier, comme pour les couches D et E montrées à la figure 2.1. Dans ce cas, l'eau qui s'infiltré de la surface ne pourra s'écouler à travers la couche E (considérée ici comme initialement sèche) que lorsque la tension capillaire dans le matériau de la couche D sera proche de zéro (i.e. le matériau est complètement saturé).

Un effet quelque peu similaire peut aussi être créé lorsque la couche de matériau grossier est placée sur la couche de matériau fin, comme pour les couches C et D de la figure 2.1. Cet

agencement empêche la remontée capillaire en provenance de la couche inférieure (i.e. de la couche D vers la couche C).

Un système comme celui montré à la figure 2.1 inclut donc un double effet de barrière capillaire, soit un de chaque côté de la couche de matériau fin (couche D). L'assèchement des couches C et E (formées de matériaux grossiers à faible valeur de AEV) permet ainsi d'empêcher le mouvement de l'eau, tant vers le haut que vers le bas, ce qui favorise le maintien d'un haut degré de saturation dans la couche D. La couche E permet aussi d'empêcher une remontée capillaire de l'eau présente dans les résidus vers la couche D, ce qui pourrait contaminer la couche de matériau fin. Pour cela, l'épaisseur de la couche E doit être suffisante pour assurer son drainage; les travaux des auteurs ont montré qu'une épaisseur supérieure à 2 fois le AEV était souhaitable à cet égard.

Lorsqu'il y a une différence notable de granulométrie entre les couches A, B et C, des effets de barrières capillaires peuvent aussi être créés plus près de la surface. Le système de la figure 2.1 comporte donc une certaine redondance à cet égard.

Dans les paragraphes qui suivent, les auteurs présentent certains éléments conceptuels, relatifs aux effets de barrières capillaires. Plus de détails sont inclus dans les références précitées.

### 3.2 Écoulements non saturés et effets capillaires

Lorsqu'un matériau meuble n'est pas complètement saturé ( $S_r < 100\%$ , où  $S_r$  est le degré de saturation), de l'air (ou d'autres gaz) occupe une fraction des pores. Le débit d'écoulement de l'eau est alors réduit par rapport à celui correspondant à la condition saturée (pour un même gradient hydraulique). La théorie des écoulements non saturés a été présentée par de nombreux auteurs, incluant : Bear (1972), Freeze and Cherry (1979), Hillel (1980a, 1980b), Kovács (1981), Vauclin (1984), Vauclin et Vachaud (1984), Mualem (1986) et Fredlund et Rahardjo (1993).

On peut estimer les débits d'écoulement dans un milieu poreux à partir de la vitesse de Darcy (présentée ici dans sa forme scalaire) :

$$v = k \frac{\delta h}{\delta x} \quad (3.1)$$

où  $v$  est la vitesse apparente,  $k$  est la conductivité hydraulique,  $\delta h$  est la différence de pression (valeur négative dans le sens de l'écoulement) et  $\delta x$  est la distance. Le rapport  $\delta h/\delta x$  est appelé gradient hydraulique  $i$ . Cette relation de proportionnalité entre  $v$  et  $i$  serait valable tant pour les conditions saturées que pour les conditions non saturées.

Dans des conditions saturées, la pression interstitielle est positive et la valeur de  $k$  peut être considérée comme une constante pour un matériau donné. Dans un matériau non saturé, l'eau est maintenue dans les pores par des forces capillaires causées par la tension de surface qui se crée à l'interface eau-air. La pression interstitielle évolue alors en fonction du degré de saturation  $S_r$ , ou de la teneur en eau volumétrique  $\theta$  ( $\theta = n S_r$ , où  $n$  est la porosité). Comme la tension capillaire varie avec le rayon de courbure du minisque à l'interface eau-air, les petits pores, qui induisent une courbure plus marquée, créent une tension capillaire plus forte. On observe donc que la relation entre  $\theta$  et la succion  $\psi$  est différente selon le type de sol (figure 3.1); sur cette figure, la succion  $\psi$  (dite succion matricielle) est égale à  $u_a - u_w$ , où  $u_a$  est la pression de l'air dans les pores et  $u_w$  est la pression d'eau dans ces mêmes pores. Les matériaux fins ayant des pores plus petits, on y retrouve des forces capillaires plus grandes : à une succion (ou pression d'eau) donnée, plus d'eau peut donc y être retenue ( $\theta$  plus élevée).

La relation  $\psi$ - $\theta$  d'un matériau meuble, souvent appelée courbe caractéristique de succion, peut être utilisée pour estimer les conditions d'écoulement non saturées (e.g. Brooks et Corey, 1964; Mualem, 1986). Cette relation s'apparente à la courbe de remontée capillaire de l'eau dans un sol homogène au-dessus de la nappe phréatique, dans la zone vadose (Freeze et Cherry, 1979; Kovács, 1981). Divers modèles mathématiques permettent de décrire (e.g. van Genuchten et al., 1991; Fredlund et al., 1994), ou même de prédire ces courbes à partir de propriétés de base du matériau (e.g. Kovács, 1981; Aubertin et al., 1995). Dans ces modèles, certaines valeurs particulières de la courbe  $\psi$ - $\theta$  (figure 3.1) sont souvent utilisées, notamment  $\psi_a$  (ou AEV pour «Air Entry Value») qui représente la pression d'eau nécessaire pour vaincre la tension capillaire

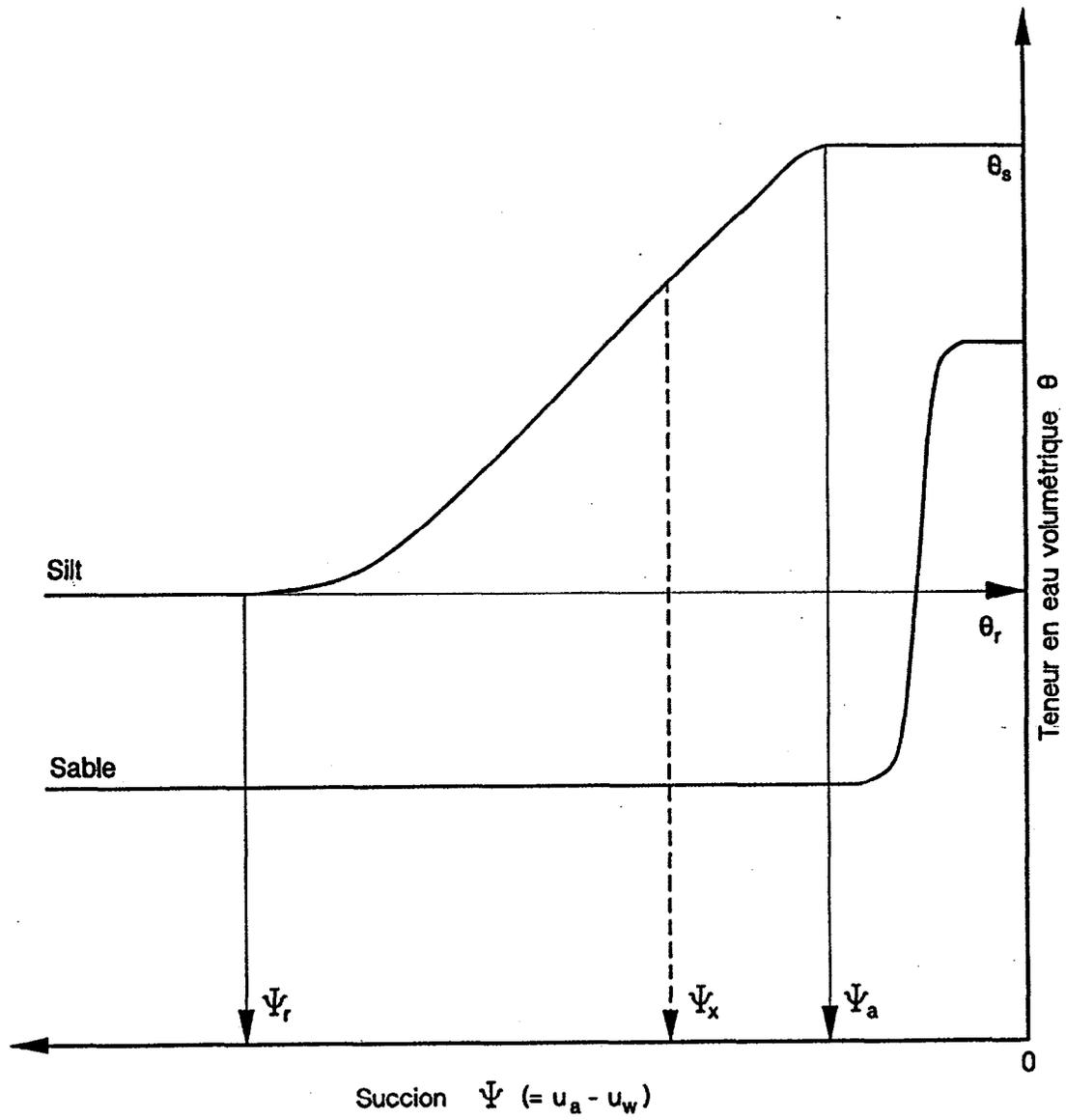


Figure 3.1 Représentation schématisée des courbes caractéristiques de succion

exercée dans les pores les plus gros et provoquer le début de la désaturation,  $\psi_r$  qui est la pression associée à la teneur en eau résiduelle, et  $\theta_r$ , la valeur de la teneur en eau volumétrique résiduelle, quelques fois appelée teneur d'adhésion. La valeur de la succion  $\psi$  peut être présentée en unités de pression (kPa, psi), en hauteur d'eau (m, cm), ou en unités logarithmiques pF (98,1 kPa = 14,23 psi = 1000 cm = 3pF; Smith, 1990).

Lorsque  $\psi < \psi_r$ , on a  $\theta < n$  (ou  $S_r < 100\%$ ); cela entraîne que  $k_u \leq k_s$  (où  $k_s$  est la valeur de la conductivité hydraulique à l'état saturé;  $k_u$  est utilisé pour le non saturé). Lorsqu'on utilise la loi de Darcy pour les écoulements non saturés, la valeur de  $k$  doit être exprimée en fonction de  $\psi$  (ou de  $\theta$ ). Deux exemples d'une telle relation entre  $k$  et  $\psi$  sont montrés schématiquement à la figure 3.2 (inspirée de Freeze et Cherry, 1979), pour un silt et un sable.

Il y a une certaine similitude entre la forme de la relation  $\psi$ - $\theta$  et celle de la relation  $\psi$ - $k$ , tel qu'on peut le voir aux figures 3.1 et 3.2. Sur la figure 3.2, on peut constater que la valeur de  $k$  diminue progressivement à mesure que la pression d'eau baisse (succion plus marquée) ou que la teneur en eau volumétrique est réduite. Lorsqu'on compare des matériaux de granulométrie différente (un silt et un sable par exemple), on constate que le sol fin est moins perméable que le sol grossier à l'état saturé. Toutefois, l'inverse peut devenir vrai pour certaines conditions de succion : le sable se drainant plus aisément, la chute de la valeur de  $k_u$  est plus marquée avec un sable qu'avec le silt. Ceci implique que sous certaines conditions, c'est le matériau le plus grossier qui peut s'avérer le moins perméable. Ce phénomène contribue à l'effet de barrière capillaire dans un système bicouche en réduisant l'écoulement de l'eau d'un matériau fin placé sur un matériau grossier. Ceci favorise la rétention d'eau dans la couche supérieure d'un tel système.

Grâce à cet effet de barrière capillaire, l'infiltration de l'eau à partir de la surface dans un système de recouvrement multicouche incliné (voir figure 2.1) produira un écoulement latéral dans la couche C (supposée saturée) et aussi dans la couche D si celle-ci se maintient en condition non saturée, car  $(k_u)_B < (k_u)_D$  (la couche E étant supposée non saturée, avec un  $S_r$  faible).

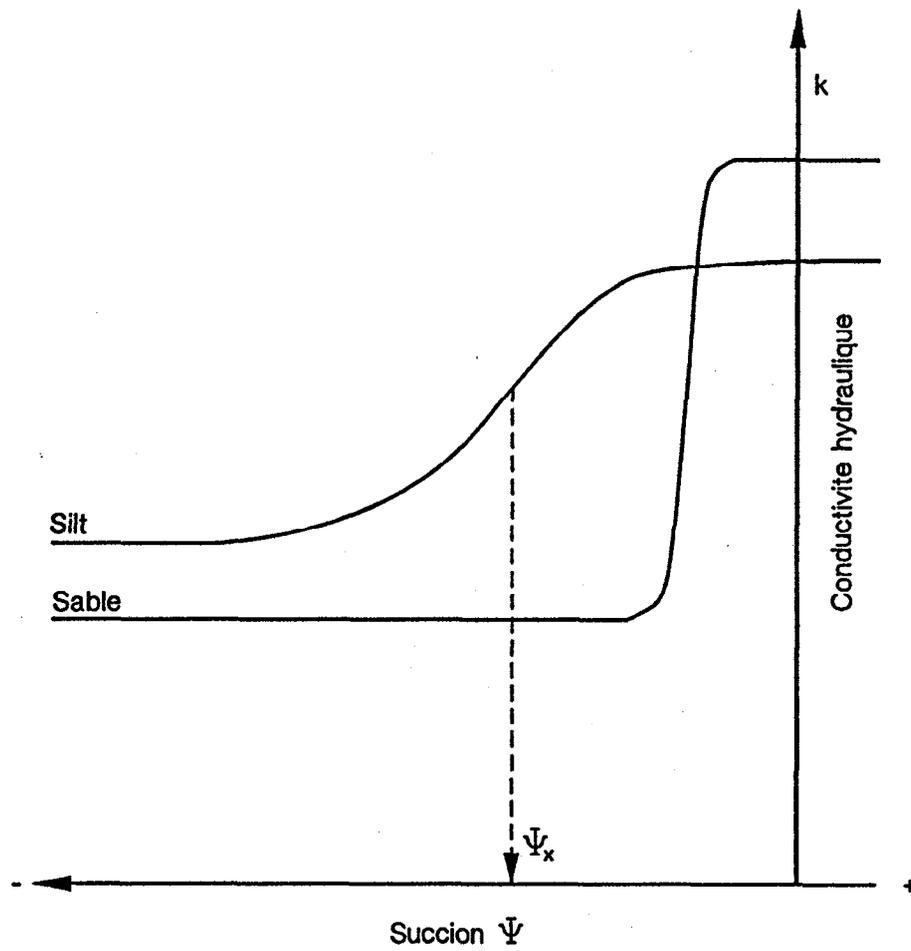
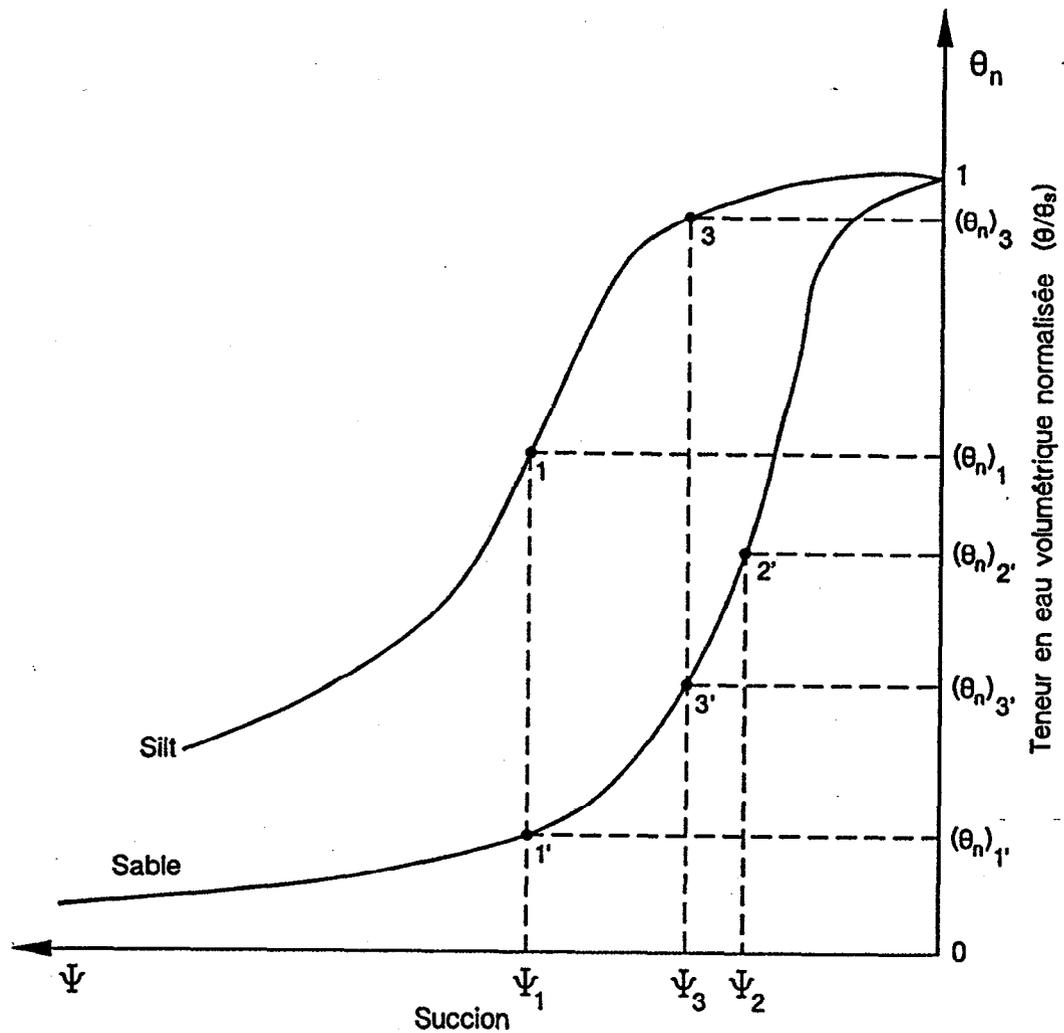


Figure 3.2 Variation de la conductivité hydraulique en fonction de la succion

On peut utiliser les courbes des figures 3.1 et 3.2 pour étudier d'un peu plus près l'effet de barrière capillaire dans un système bicouche (silt sur sable). Lors du mouillage du système initialement sec, les pores les plus petits vont d'abord capter l'eau, puis progressivement les pores plus gros vont se remplir et ce, jusqu'à ce que la pression capillaire exercée par les pores devienne égale à la pression de l'eau ajoutée. À une succion donnée, la teneur en eau volumétrique  $\theta$  dans le silt est plus grande que celle dans le sable. À l'interface entre les deux matériaux, la pression doit toutefois être continue. Supposons que cette succion est égale à  $\psi_x$  (voir figure 3.1). Compte tenu des courbes caractéristiques de succion de ces deux matériaux, il faut donc nécessairement que la teneur en eau  $\theta$  soit plus grande dans le silt que dans le sable, ce qui entraîne que la teneur en eau  $\theta$  est discontinue à l'interface.

À saturation, la conductivité hydraulique du sable est plus élevée que celle du silt. Toutefois, à une succion  $\psi_x$ , la différence de teneur en eau volumétrique entre les deux matériaux fait en sorte que la valeur de  $k_v$  pour le sable est nettement plus faible que pour le silt (voir figure 3.2). L'eau aura donc plus de difficulté à s'écouler dans le sable que dans le silt. Certains ont supposé que l'eau ne pourrait s'écouler du silt vers le sable que lorsque la conductivité hydraulique du premier devient inférieure à celle du deuxième, ce qui survient lorsque le silt est pratiquement saturé ( $\psi \approx 0$ ). En pratique, il peut y avoir un certain écoulement du silt vers le sable (même si le silt n'est que partiellement saturé), mais le débit est alors généralement faible.

Pour illustrer cela, regardons le cas fictif d'une faible venue d'eau sur un système bicouche (silt sur sable). Dans une telle barrière, la couche de matériau fin peut se recharger très facilement, même suite à une venue d'eau peu abondante. À la figure 3.3, la condition  $\psi_1$  représente le pression dans le matériau fin près de l'interface avec le matériau grossier, à un temps donné suite à une venue d'eau en provenance de la surface. La teneur en eau volumétrique correspondante est moindre que la valeur de saturation ( $\theta_n$ ) pour le silt ( $(\theta_n)_1 < 1$ ). La condition de continuité implique que la même pression  $\psi_1$  agit aussi dans le sable près de l'interface. Mais comme on doit aussi satisfaire la condition de continuité du débit à l'interface, la teneur en eau volumétrique normalisée dans le sable ne peut pas être  $(\theta_n)_1$ , correspondant à  $\psi_1$  (sur la figure 3.2). Posons que la valeur pour satisfaire cette dernière condition est de  $(\theta_n)_2$  dans le sable ( $(\theta_n)_2 > (\theta_n)_1$ ). On constate alors que  $\psi_2$  dans le sable n'égale pas la valeur de  $\psi_1$  dans le silt, ce qui viole la première condition. Pour satisfaire ces deux conditions simultanément, la pression dans la couche de sable doit être réduite de  $\psi_2$  à  $\psi_3$  et la pression dans le silt doit être augmentée de  $\psi_1$  à  $\psi_3$ . Pour sa part, la teneur en eau doit baisser de  $(\theta_n)_2$  à  $(\theta_n)_3$  dans le sable et augmenter



**Figure 3.3** Représentation schématisée des courbes caractéristiques de succion pour deux matériaux de texture différente, produisant un effet de barrière capillaire (d'après Morel-Seytoux, 1992)

de  $(\theta_n)_1$  à  $(\theta_n)_3$  dans le silt. Ce phénomène implique qu'une partie de l'eau qui migre vers le bas sera repoussée à l'interface silt-sable, de sorte que seule une fraction de l'eau qui migre à travers la couche fine passera à travers la couche grossière et ce, tant que la couche de silt ne sera pas saturée (ou presque).

L'exemple qui précède a été analysé en détail par Morel-Seytoux (1992, 1993) qui a proposé une solution analytique en condition transitoire. Celui-ci a notamment montré que plus les contrastes de la relation  $\psi - \theta$  sont marqués entre les deux matériaux et plus faible sera la proportion d'eau qui passera de la couche fine vers la couche grossière. Toutefois, le débit dans la couche inférieure augmente à mesure que l'on se rapproche d'un état stationnaire où la couche de silt devient pratiquement saturée.

Les effets de barrière capillaire ont aussi été étudiés à l'aide de modèles physiques en laboratoire (e.g. Yanful et Aubé, 1993; voir aussi le chapitre 5) et à partir de modèles numériques (e.g. Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1990; Akundunni et al., 1991; Chapuis et al., 1992; Yanful et al., 1993b; Chiu et Shackelford, 1994; Bussière et al., 1995). Certains travaux de terrain ont également porté sur l'étude de ce phénomène (e.g. Wing, 1993, 1994; André-Jehan et Rousset, 1993; Melchior et al., 1993). Ces divers travaux ont, pour la plupart, permis de confirmer les principes qui le sous-tendent.

L'effet de barrière capillaire est quelquefois considéré afin de réduire les infiltrations d'eau dans un système de recouvrement. Mais comme cet effet de barrière peut disparaître (du moins temporairement) lorsque la couche de matériau fin est proche de la saturation, il est généralement souhaitable de minimiser l'infiltration à l'aide des couches supérieures (couches A et B de la figure 2.1). Un bon écoulement latéral dans la couche drainante (couche C de la figure 2.1) va contribuer en réduisant l'accumulation d'eau sur la couche peu perméable (couche D), ce qui a aussi pour effet de réduire l'infiltration.

Bien que de tels effets de barrière capillaire peuvent être utiles pour réduire les infiltrations d'eau au travers des couvertures, il faut être conscient des limitations inhérentes à ceux-ci. Si une venue d'eau importante et prolongée survenait, la couche à forte rétention capillaire (la couche D de la figure 2.1, par exemple) pourrait se saturer, ce qui permettrait au front de

mouillage de poursuivre son infiltration vers le bas à travers la couche sous-jacente. Lorsque le front de mouillage migre ainsi, c'est la conductivité hydraulique du sol fin saturé qui contrôlera l'écoulement. Ceci a été démontré sur le site expérimental de Hanford (Wing, 1993, 1994). À cet endroit, où le climat est relativement sec, un recouvrement avec effet de barrière capillaire s'est bien comporté pendant 5 ans, même lorsque les précipitations naturelles (16 cm/an) ont été multipliées par un facteur de 3 (48 cm/an). Toutefois, la sixième année (1992-1993), les précipitations abondantes qui se sont ajoutées à l'irrigation contrôlée (produisant environ 100 cm/an) ont entraîné la saturation de la couche à forte rétention capillaire (et excédé sa capacité de rétention d'eau), de sorte que le front de mouillage a complètement traversé la couche fine vers la couche sous-jacente. Le drainage s'est alors poursuivi jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre soit rétabli.

Un autre domaine d'intérêt pour de tels effets capillaires s'est manifesté au cours des dernières années en regard du contrôle du drainage minier acide (e.g. Rasmuson et Erikson, 1986; Collin, 1987; Nicholson et al., 1989, 1991; Collin et Rasmuson, 1990; Aubertin et al., 1993). Celui-ci sera rediscuté plus en détail au chapitre 5.

#### 4. PROPRIÉTÉS DES RÉSIDUS MINIERS

Pour évaluer la capacité de résidus miniers (rejets de concentrateur) de pouvoir agir comme couche de matériau fin et peu perméable dans un système de recouvrement multicouche (la couche D des figures 1.1 et 2.1), il s'est avéré nécessaire de déterminer plusieurs propriétés des matériaux sélectionnés. Le protocole expérimental suivi dans cette étude est inspiré de Collin et Rasmuson (1990). Il implique l'évaluation des caractéristiques suivantes : i) propriétés de base des matériaux (granulométrie, composition minéralogique, caractéristiques de compaction et de tassement), ii) propriétés hydriques des matériaux (conductivité hydraulique, courbes de rétention d'eau, coefficient de perméabilité non saturé), iii) coefficient de diffusion effective de l'oxygène en fonction du degré de saturation, iv) comportement hydrique de systèmes multicouches et v) évaluation de l'efficacité de couvertures placées sur des résidus miniers réactifs. Tous ces aspects sont présentés dans les sections qui suivent.

##### 4.1 Propriétés de base

Des échantillons de résidus miniers ont été prélevés sur une trentaine de sites au Québec (Aubertin et Bussière, 1991). Suite aux analyses préliminaires effectuées (minéralogie, densité du solide, limites de consistance, sédimentométrie), une douzaine de matériaux ont été initialement retenus (Aubertin et al., 1992a). Parmi ceux-ci, les rejets de trois sites ont été sélectionnés pour une étude approfondie de leurs propriétés hydrogéologiques pertinentes à la conception des barrières de recouvrement. Ces trois types de rejets proviennent des sites Bevcon, Sigma et Sénateur, tous situés en Abitibi. Pour les essais de laboratoire, les matériaux du site Sénateur ont été séparés en deux (selon leur origine sur le site), un premier appelé grossier et l'autre appelé fin. Ces rejets ne sont pas générateurs de DMA, ne contenant pas d'éléments sulfureux. À ces trois matériaux s'est ajouté le matériau provenant du site Norebec-Manitou, qui contient un faible pourcentage d'éléments réactifs (environ 3 % de pyrite). De plus, un cinquième matériau, provenant du site Solbec-Cupra, s'est aussi ajouté. Ce matériau, fortement générateur de DMA, sert de matériau de référence pour les essais en colonne sur les recouvrements. Les principales propriétés de base de ces matériaux sont présentées dans ce qui

suit; plus de détails sont présentés par Aubertin et al. (1992b, 1992c, 1993a) (voir aussi Bussière, 1993).

Le tableau 4.1 donne les résultats des analyses minéralogiques obtenues par diffraction aux rayons X et la densité moyenne des grains solides  $D_r$ . Les trois premiers matériaux contiennent des minéraux acidivores, mais ne contiennent pas de minéraux acidogènes. Les deux autres matériaux, provenant des sites Norebec-Manitou et Solbec-Cupra, contiennent pour leur part un certain pourcentage de sulfure de fer.

La figure 4.1 montre les courbes granulométriques des matériaux retenus. Ceux-ci ont été prélevés en vrac sur les différents sites, puis mélangés et homogénéisés. Les valeurs des limites de consistance pour ces matériaux sont montrées au tableau 4.2. Ces rejets apparaissent comme des silts inorganiques non plastiques selon la classification USCS (Bowles, 1984). La granulométrie et les limites de consistance de ces matériaux sont typiques de résidus de mines de métaux de base (e.g. Vick, 1983; Klohn, 1987; L'Écuyer et al., 1992).

Des essais de compactage (Proctor modifié, norme ASTM D1557 - méthode A) ont, d'autre part, indiqué que la teneur en eau optimale ( $w_{opt}$ ) varie de 13 à 15 % environ pour ces matériaux; le poids volumique sec ( $\gamma_d$ ) varie alors de 17,8 à 18,7 kN/m<sup>3</sup> (sauf pour le site Solbec-Cupra), ce qui correspond à un indice des vides ( $e$ ) allant de 0,49 à 0,56. Les courbes de compactage sont montrées à la figure 4.2 et les paramètres correspondants sont présentés au tableau 4.3.

Des essais de consolidation à l'odomètre sur les matériaux remaniés et homogénéisés, ayant différents indices des vides initiaux, ont aussi été réalisés. Les courbes de ces essais sont montrées à la figure 4.3 et les paramètres correspondants sont donnés au tableau 4.4. Les valeurs du coefficient de consolidation  $c_v$  varient environ de  $10^{-3}$  à  $10^{-1}$  cm<sup>2</sup>/s, et les valeurs de l'indice de compression  $C_c$  vont de 0,046 à de 0,160. Ces valeurs sont également conformes à ce qui a déjà été présenté dans la littérature sur des matériaux similaires (e.g. Mittal et Morgenstern, 1976; Chen et al., 1988; Keshian et Rager, 1988).

Tableau 4.1 Résultats des analyses minéralogiques et du  $D_r$  pour les sites étudiés

Minéraux	Sigma	Bevcon	Senator (fin)	Senator (grossier)	Manitou-Barvue	Solbec-Cupra
Calcite	10%	8%	---	5%	---	---
Chlorite	25%	5%	15%	10%	14%	8%
Dolomite	---	15%	15%	25%	---	---
Mica	5%	---	10%	10%	15%	---
Plagioclase	30%	27%	20%	20%	5%	30%
Pyrite	---	---	---	---	3%	27%
Quartz	25%	45%	40%	30%	63%	35%
Tourmaline	5%	---	---	---	---	---
$D_r$	2.793	2.784	2.841	2.865	2.873	3.393

Tableau 4.2 Principaux résultats des analyses granulométriques et limites de consistance

Nom du site	$D_{10}$ (mm)	$D_{60}$ (mm)	$D_{30}$ (mm)	$C_u$	Passant tamis #200	<2 $\mu$ m	$w_L^*$ (%)	$w_p$ (%)
Sigma	0.0034	0.050	0.011	14.7	66%	6%	18	N.P.
Senator (grossier)	0.0080	0.095	0.034	11.9	50%	3%	17	N.P.
Senator (fin)	0.0050	0.060	0.016	12.0	68%	4.5%	18	N.P.
Bevcon	0.0038	0.042	0.012	11.1	77%	5.5%	17	N.P.
Manitou Barvue	0.0023	0.040	0.008	17.4	80%	8.5%	25	0.25
Solbec-Cupra	0.0095	0.080	0.040	8.4	58%	2%	13	N.P.

\* = Borne supérieure de  $w_L$  (voir texte)

$C_u$  = Coefficient d'uniformité ( $D_{60}/D_{10}$ )

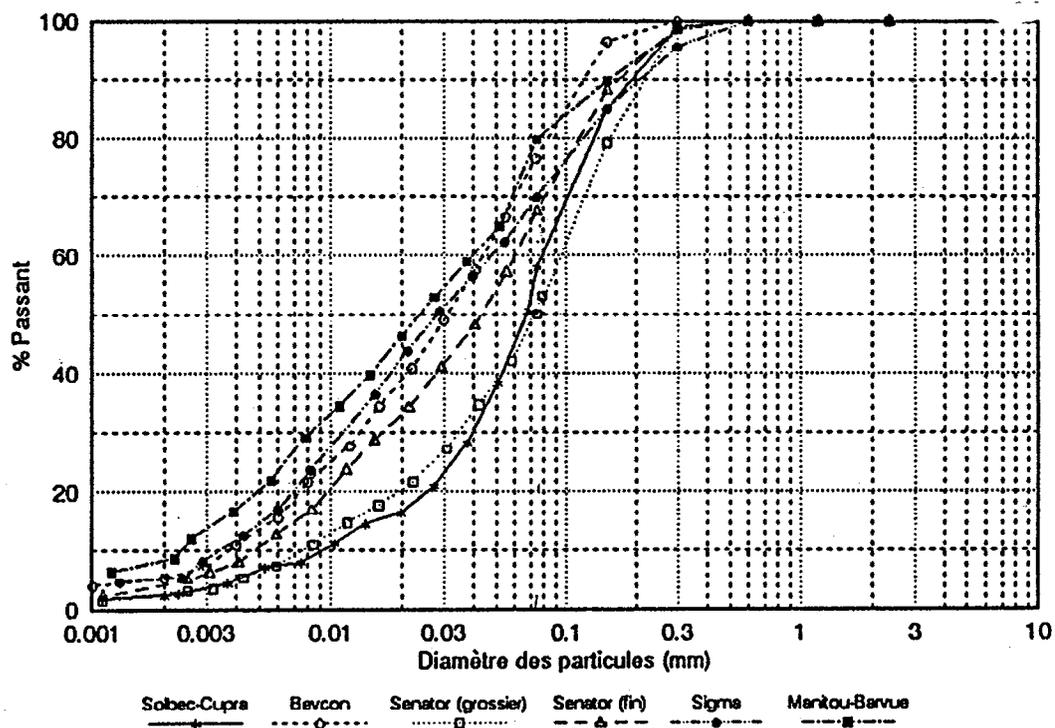


Figure 4.1 Courbes granulométriques des matériaux étudiés

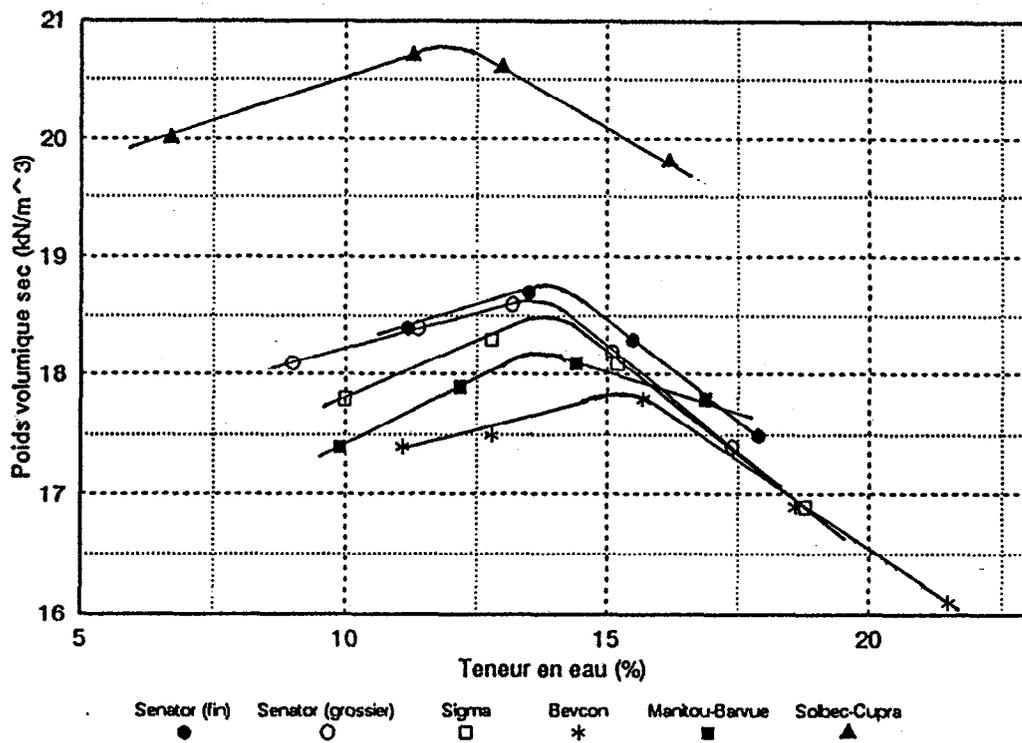


Figure 4.2 Courbes de compactage des matériaux étudiés

Tableau 4.3 Résultats des essais de compaction

Nom du site	$w_{opt}$ Teneur en eau optimale (%)	$\gamma_d$ Poids volumique sec (kN/m <sup>3</sup> )	$e$ Indice des vides correspondant
Sigma	13.8	18.4	0.50
Bevcon	15.2	17.8	0.54
Senator (fin)	13.3	18.7	0.49
Senator (grossier)	13.0	18.6	0.51
Manitou-Barvue	14.2	18.1	0.56
Solbec-Cupra	12.0	20.75	0.57

Tableau 4.4 Principaux résultats des essais oenométriques

Sites	$C_c$	$c_v$ (cm <sup>2</sup> /s)	$m_v$ (m <sup>2</sup> /kN)	$C_w$	Plage de "e"
Sigma	.046	$5.01 \times 10^{-3}$	$1.73 \times 10^{-3}$	.004	.48
	à .078	à $4.80 \times 10^{-1}$	à $1.40 \times 10^{-3}$		
Bevcon	.070	$1.48 \times 10^{-2}$	$1.91 \times 10^{-3}$	.003 .008	.59 .77
	à .096	à $5.44 \times 10^{-1}$	à $9.75 \times 10^{-3}$		
Senator (fin)	.065	$3.95 \times 10^{-2}$	$1.69 \times 10^{-3}$	.003 .008	.53 .81
	à .100	à $6.94 \times 10^{-1}$	à $9.70 \times 10^{-3}$		
Senator (grossier)	.088	$2.01 \times 10^{-2}$	$1.09 \times 10^{-3}$	.006 .010	.54 .75
	à .130	à 2.82	à $1.61 \times 10^{-2}$		
Manitou-Barvue	.048	$1.04 \times 10^{-2}$	$1.82 \times 10^{-3}$	.002 .005	.53 .93
	à .088	à $6.90 \times 10^{-1}$	à $3.90 \times 10^{-2}$		
Solbec-Cupra	.110	$1.87 \times 10^{-2}$	$1.61 \times 10^{-3}$	.003 .009	.65 .94
	à .160	à 1.22	à $1.31 \times 10^{-2}$		

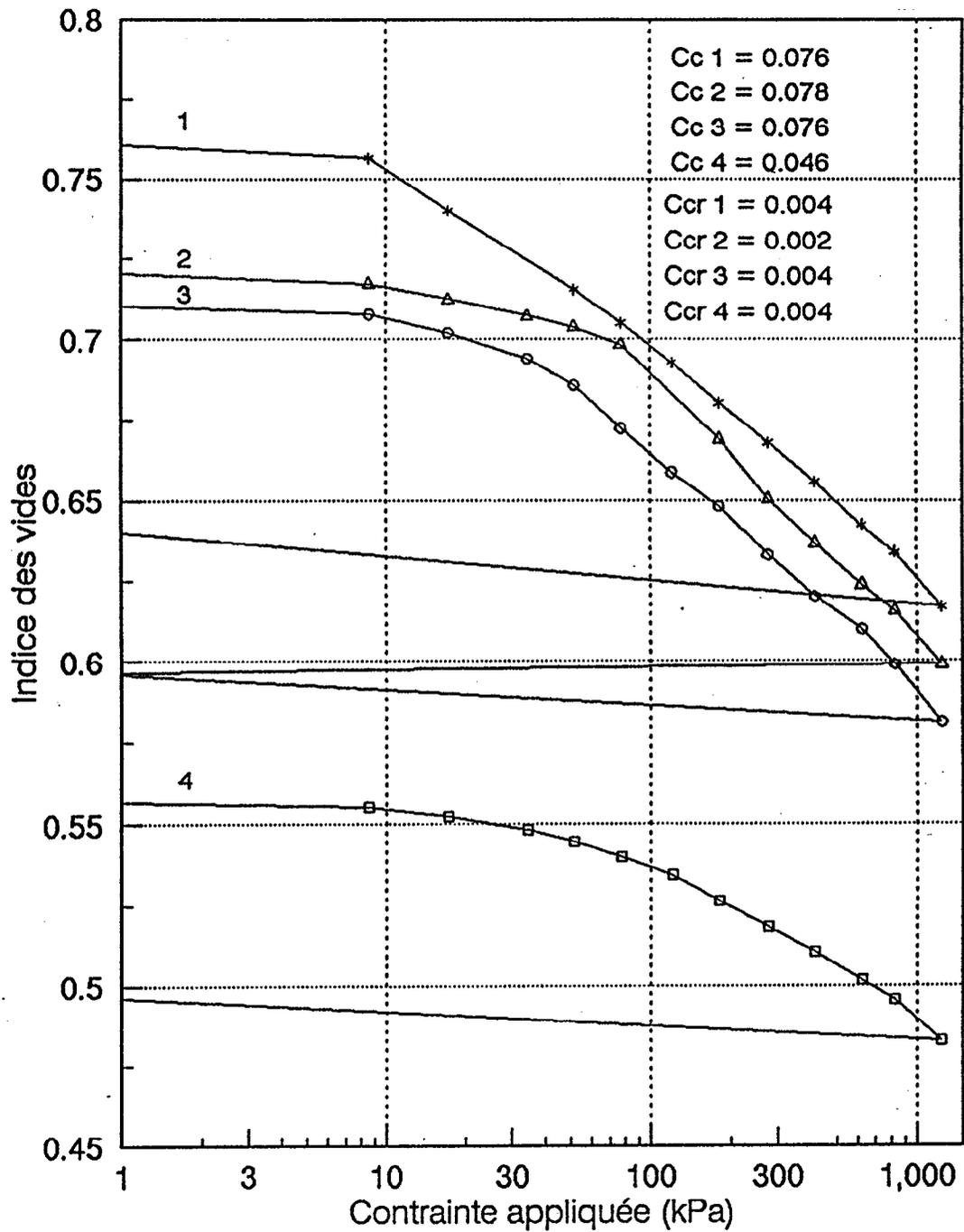


Figure 4.3a Courbes de consolidation pour le matériau du site Sigma

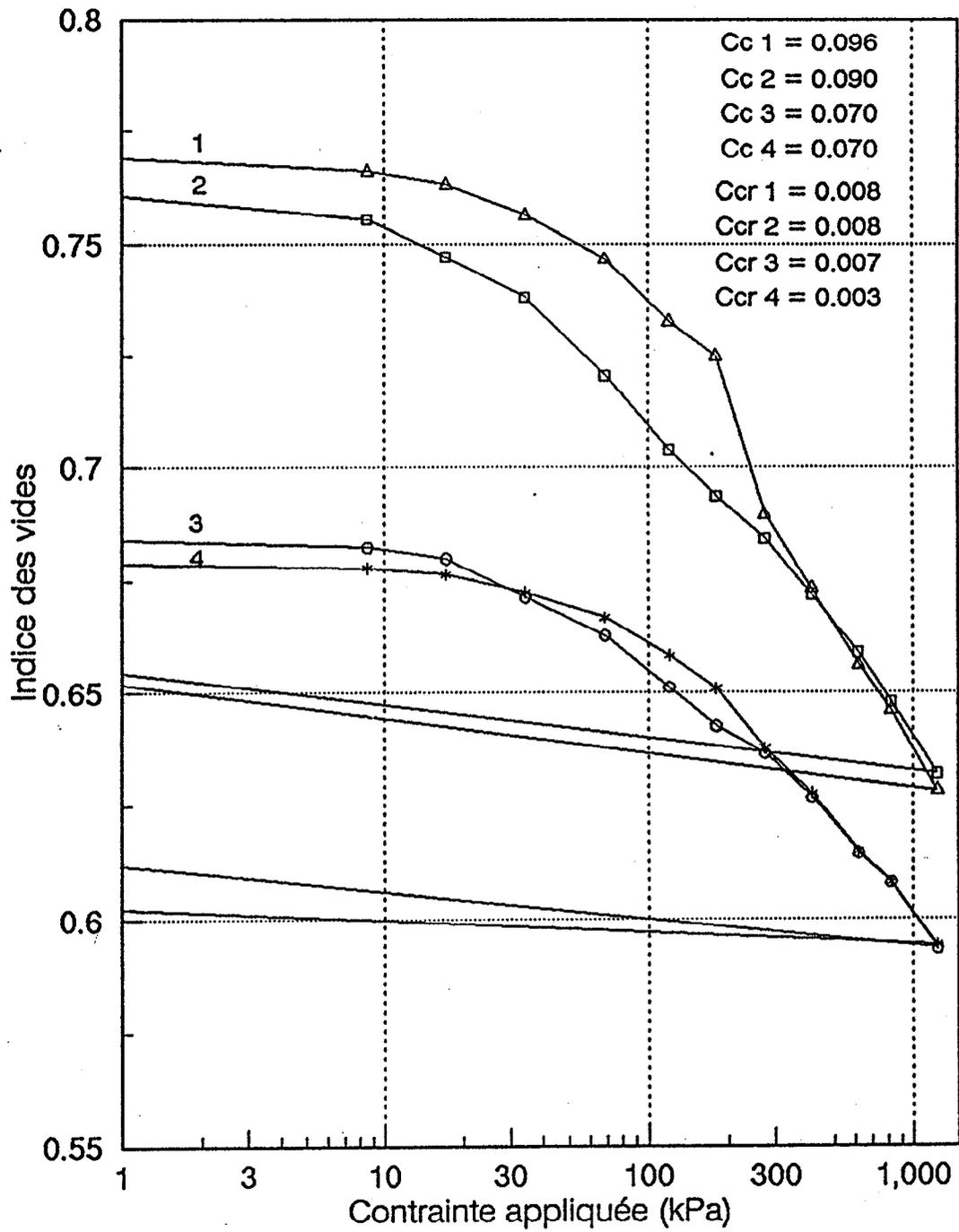


Figure 4.3b Courbes de consolidation pour le matériau du site Bevcon

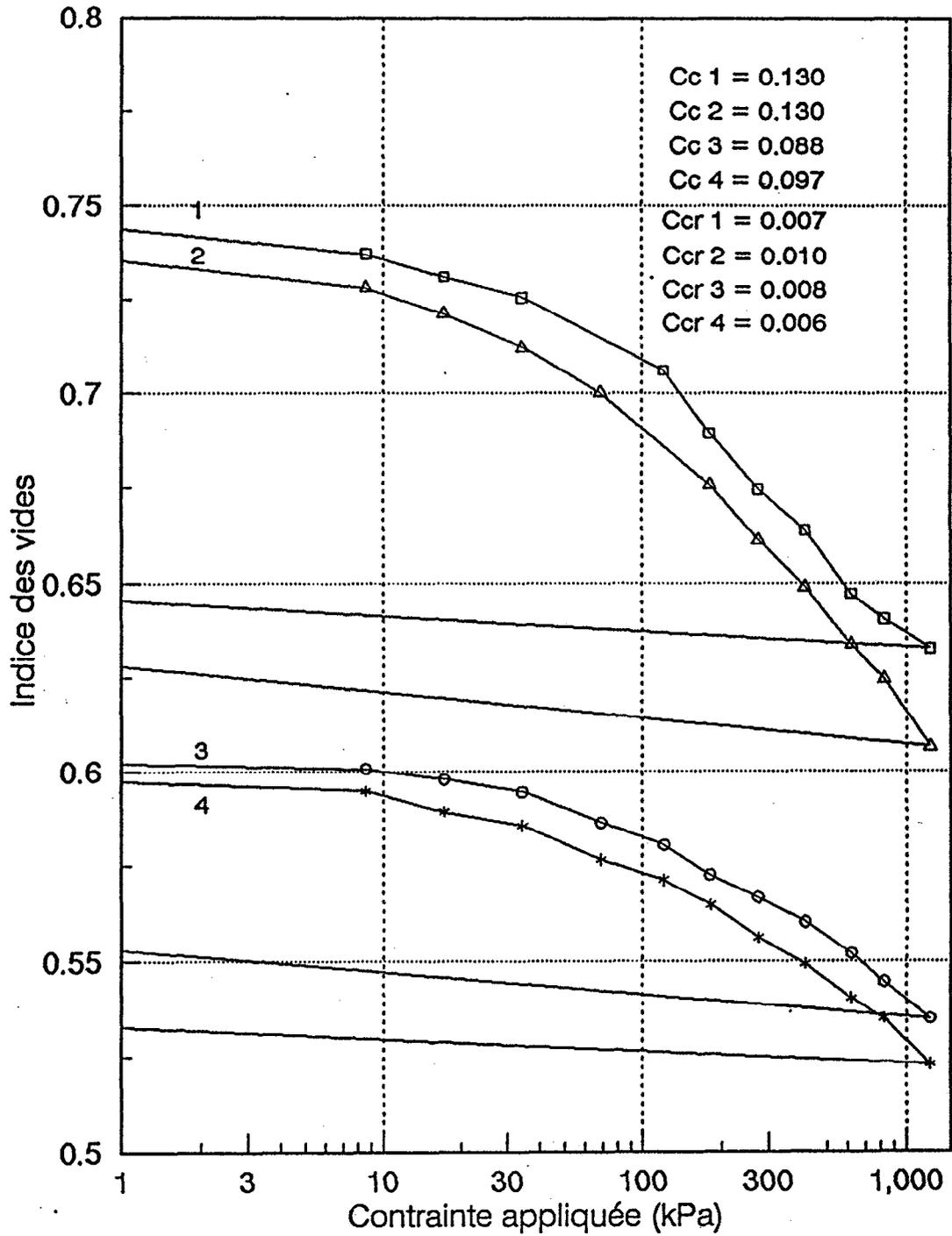


Figure 4.3c Courbes de consolidation pour le matériau du site Senator (grossier)

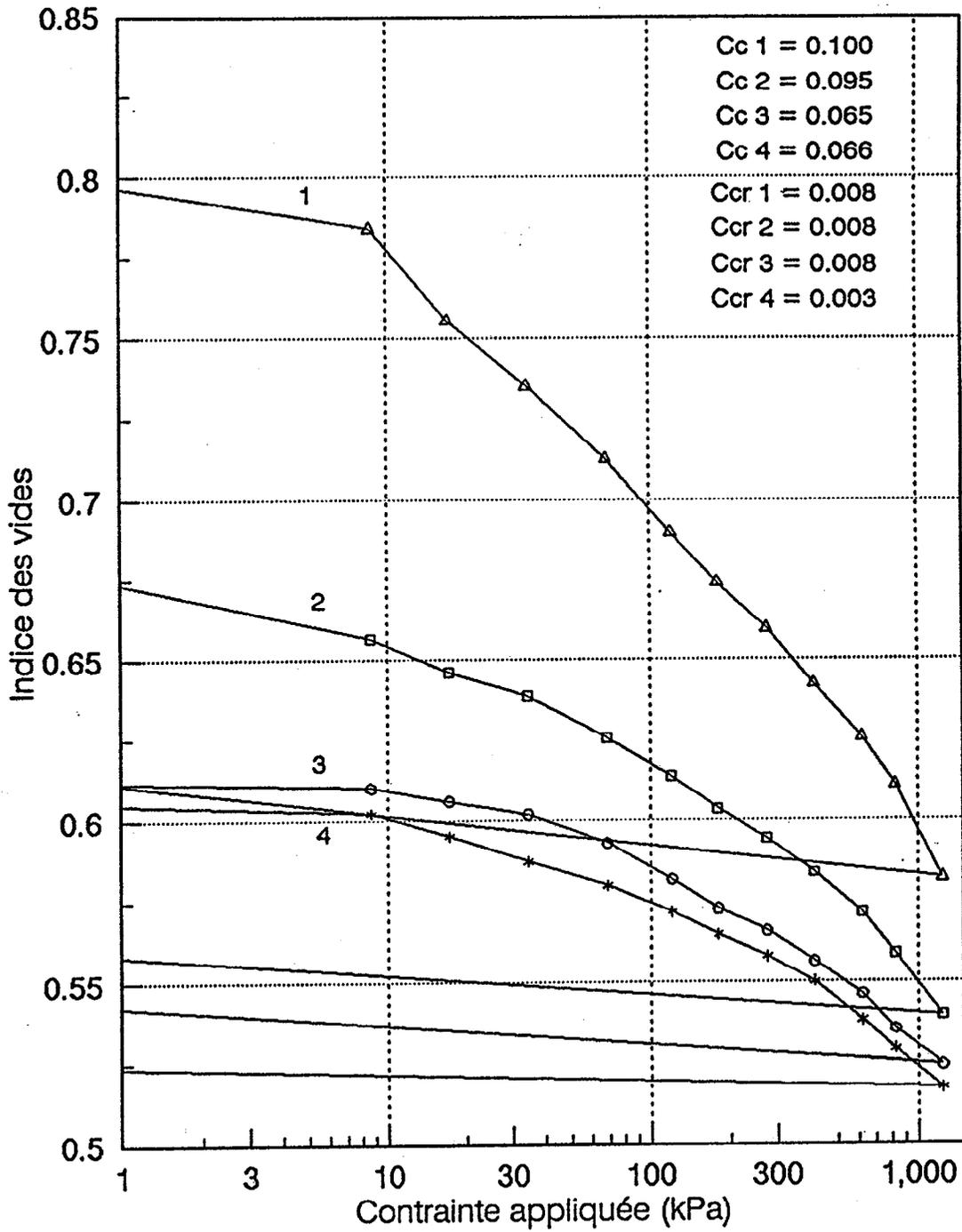


Figure 4.3d Courbes de consolidation pour le matériau du site Senator (fin)

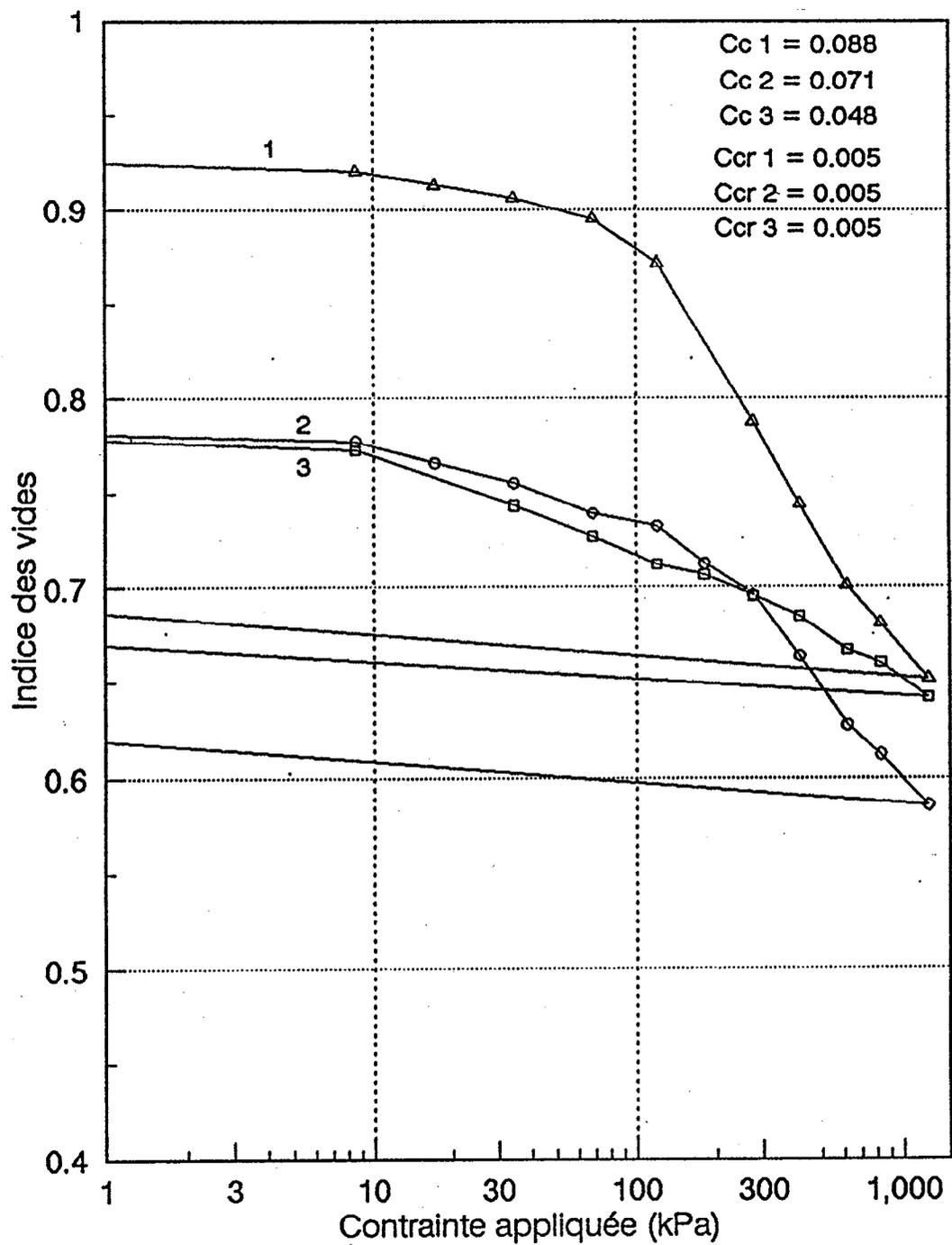


Figure 4.3e Courbes de consolidation pour le matériau du site Manitou-Barvue

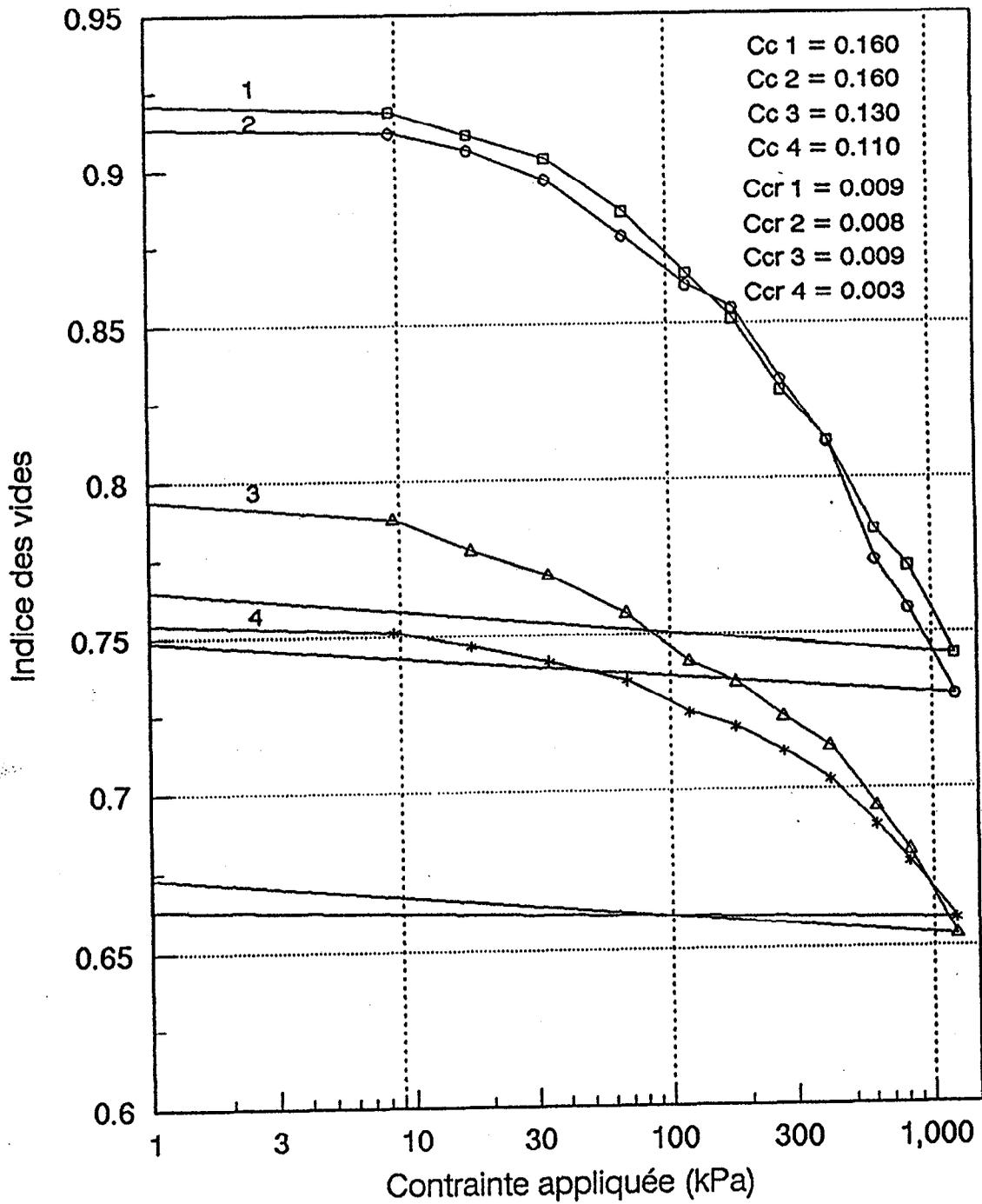


Figure 4.3f Courbes de consolidation pour le matériau du site Solbec-Cupra

## 4.2 Conductivité hydraulique

Afin de quantifier les débits d'écoulement à travers les rejets, des essais au perméamètre à paroi rigide ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés, mis en place avec divers niveaux d'énergie de compactage. Les perméamètres utilisés sont en plexiglass transparent, avec un diamètre intérieur de 8 cm et une hauteur de 15 cm. Les échantillons sont mis en place et compactés à une teneur en eau légèrement inférieure à la teneur en eau optimale  $w_{opt}$  afin d'éviter les problèmes de surpression. Pour chaque échantillon, l'énergie de compactage imposée varie de façon à obtenir une plage d'indice des vides allant approximativement de 0,5 à 1,0, ce qui permet de couvrir une grande partie des conditions naturelles in situ. La saturation des échantillons se fait sous une pression négative d'environ 75 kPa avec de l'eau désaérée, puis ceux-ci sont soumis à un écoulement sous un gradient hydraulique constant ( $i = 2$ ) pendant 24 heures.

De nombreux essais de perméabilité ont été réalisés à charge constante (avec  $i$  variant de 1 à 5) et à charge variable (avec un gradient hydraulique initial de 4, 7 et 10). La figure 4.4 montre les résultats obtenus pour les divers rejets dans le plan de conductivité hydraulique  $k$  (aussi appelé coefficient de perméabilité) en fonction de l'indice des vides  $e$ . De façon générale, les résultats des essais de perméabilité ont montré une bonne reproductibilité et une bonne concordance entre les deux modes opératoires (essais à charge constante et à charge variable).

Les valeurs de  $k$  mesurées sur les rejets de concentrateur ( $k = 10^{-4}$  à  $10^{-6}$  cm/s, environ) sont conformes aux valeurs présentées dans la littérature pour des matériaux aux caractéristiques comparables (e.g. Mabes et al., 1977; Matyas et al., 1984; Chen et al., 1988; Keshian et Rager, 1988). On note également que le coefficient de perméabilité des rejets de concentrateur apparaît similaire au coefficient de sols silteux ayant une faible plasticité, pour des indices des vides similaires (e.g. Lambe et Whitman, 1979; Freeze et Cherry, 1979).

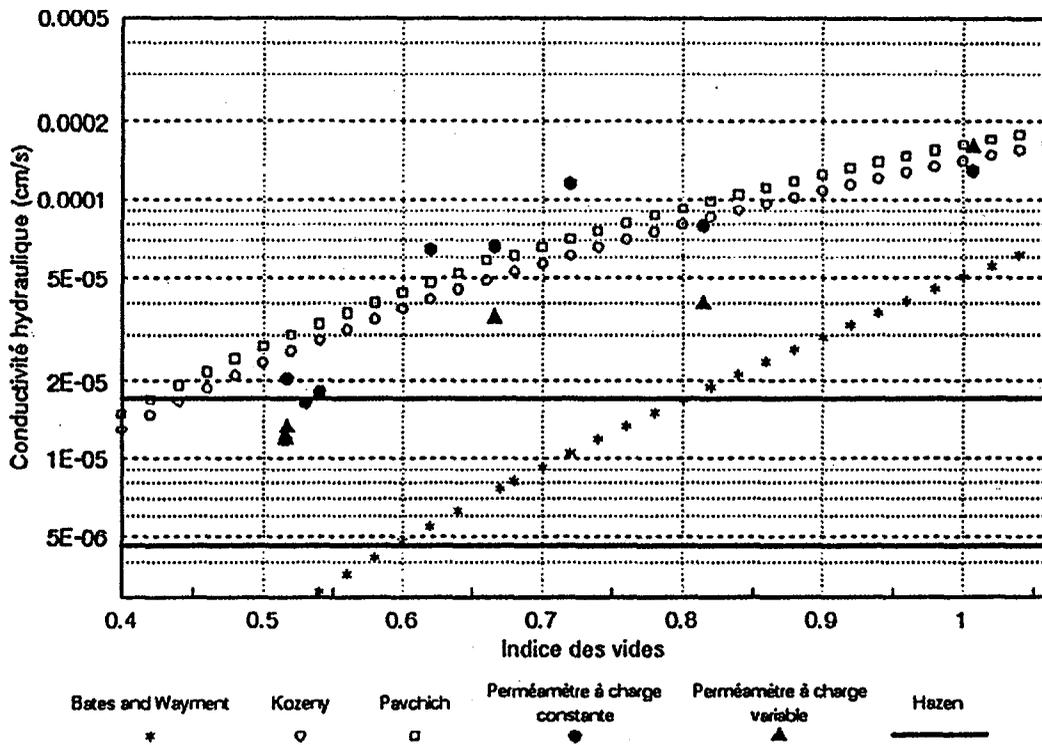
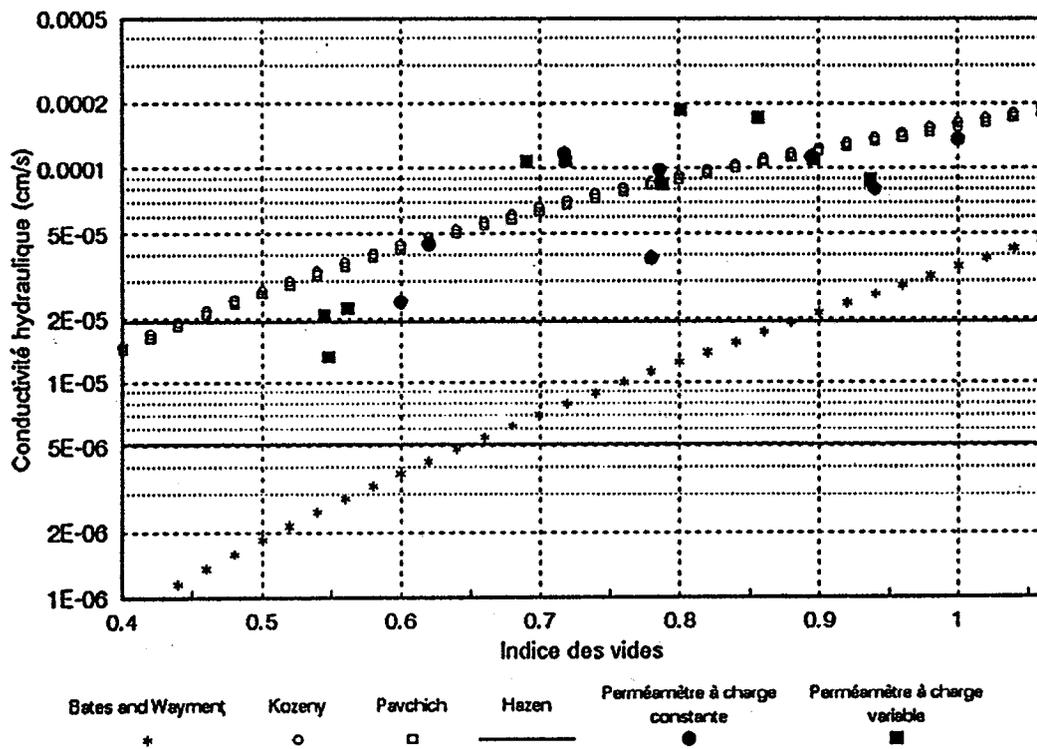


Figure 4.4a Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Sigma



**Figure 4.4b** Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Bevcon

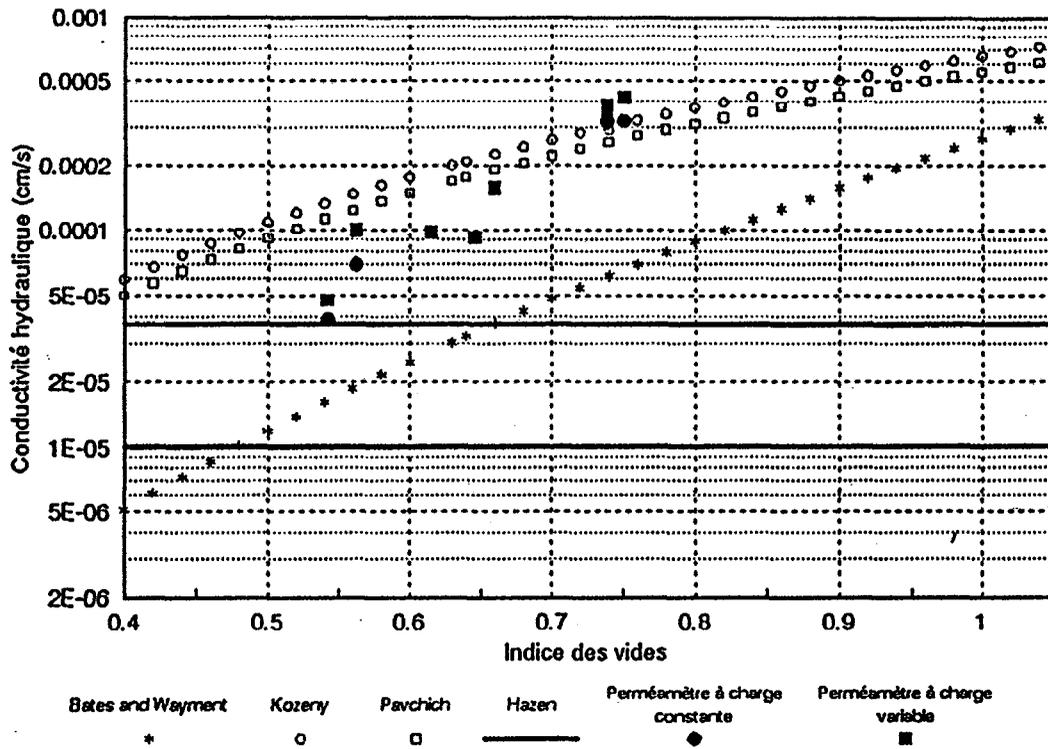
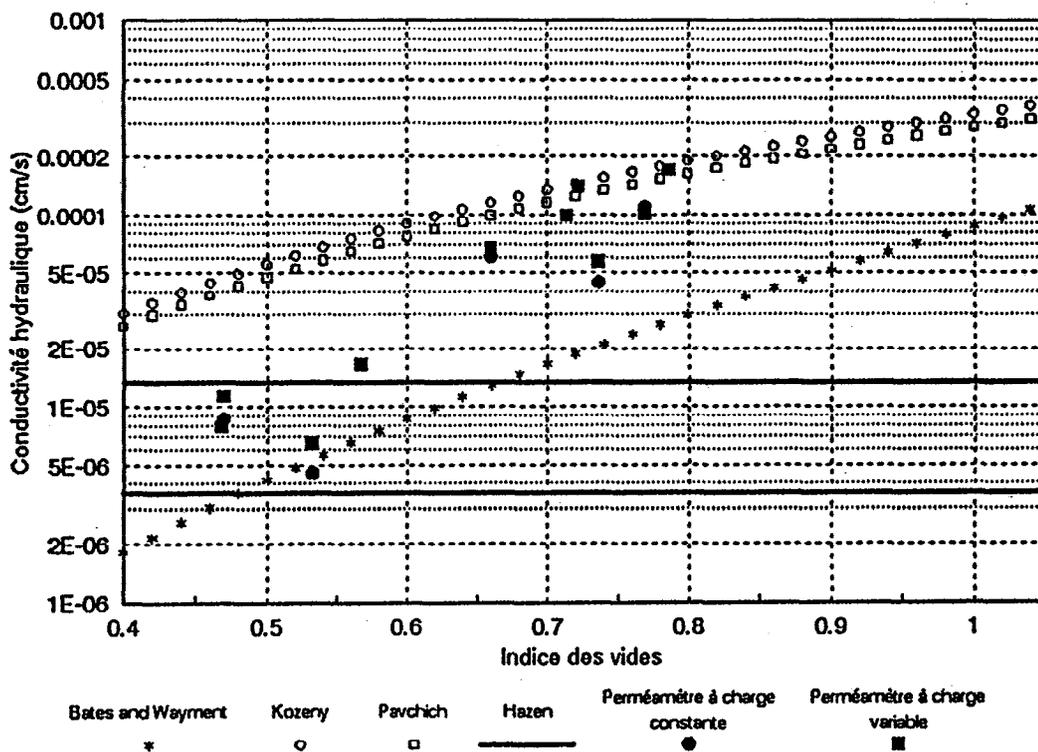


Figure 4.4c Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Senator (grossier)



**Figure 4.4d** Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Senator (fin)

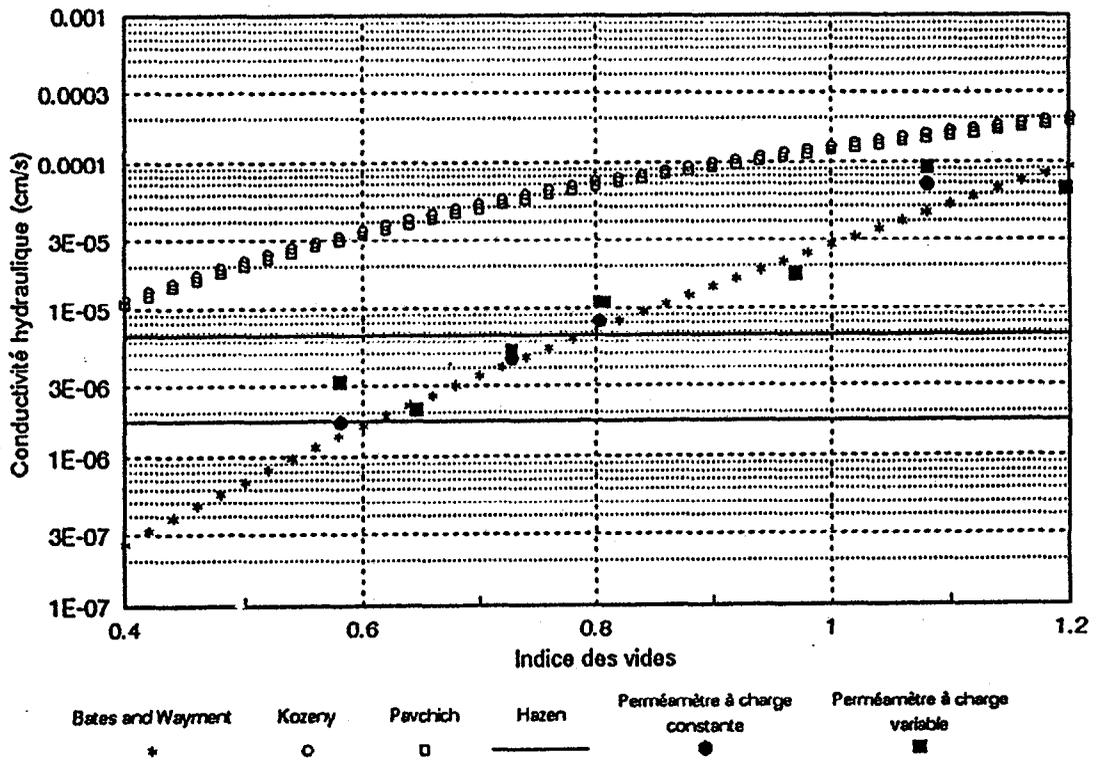


Figure 4.4e Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Manitou-Barvue

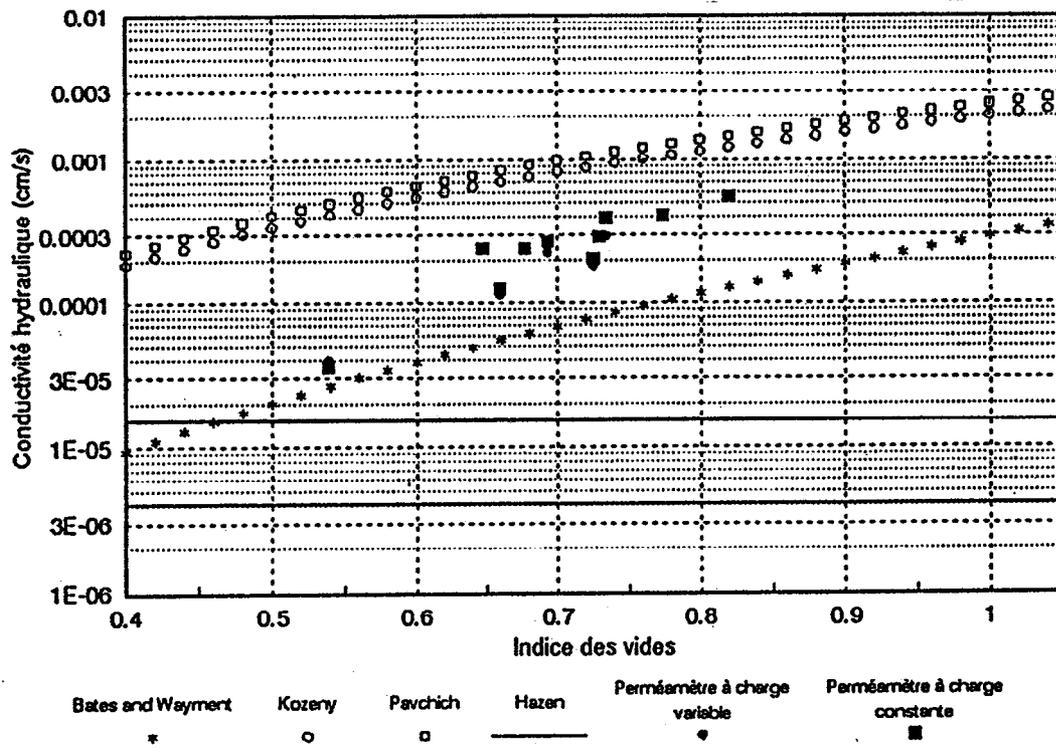


Figure 4.4f Essais de perméabilité au perméamètre et certaines relations empiriques pour le matériau du site Solbec-Cupra

Comme on peut le constater à la figure 4.4, la conductivité hydraulique varie avec l'indice des vides. Afin de quantifier l'ampleur de cette influence, les auteurs ont utilisés diverses relations, dont celle de Kozeny-Carman. Celle-ci peut s'écrire comme suit (Chapuis et Montour, 1992) :

$$k = \frac{a g e^3}{\mu \rho S^2 D_r^2 (1+e)} \quad (\text{en cm/s}) \quad (4.1)$$

avec a : coefficient de forme (a = 32),  
 $\mu$  : viscosité de l'eau (Pa · s),  
 $\rho$  : masse volumique de l'eau (kg/m<sup>3</sup>),  
g : accélération gravitationnelle (9.81 m/s<sup>2</sup>),  
 $D_r$  : densité relative des grains solides,  
S : surface spécifique calculée à partir de la méthode proposée par Chapuis et Légaré (1992).

L'adéquation de cette expression avec les résultats expérimentaux obtenus est illustrée à la figure 4.4. Dans la plupart des cas, on observe une bonne concordance entre la valeur de k prédite à l'aide de cette relation et la valeur mesurée, ce qui confirme les résultats préalablement obtenus par Chapuis et Montour (1992) sur des sols naturels. Pour le site Sénateur, l'écart plus important observé à faible indice des vides semble résulter, du moins partiellement, du changement de granulométrie survenu lors du compactage. Pour les sites Norebec-Manitou et Solbec-Cupra, qui contiennent des éléments réactifs, la relation de Kozeny-Carman surestime systématiquement la valeur de k. Cela pourrait être dû à la formation de précipités qui obstruent l'écoulement de l'eau.

D'autres relations empiriques ont également été utilisées pour estimer la valeur de la conductivité hydraulique. La relation de Pavchich (tirée de Goldin et Rasskazov, 1992) s'écrit ainsi :

$$k = 4 \frac{S_F g}{\mu_d \cdot 1000} (C_u)^{1/3} D_{17}^2 \frac{n^3}{(1-n)^2} \quad (4.2)$$

avec  $S_F$  : coefficient de forme ( $S_F \approx 1$ ),  
 $\mu_d$  : viscosité dynamique ( $10^{-6}$  m<sup>2</sup>/s à 20°C).

Pour la relation de Bates et Wayvent (1967), l'équation suivante a été utilisée :

$$\begin{aligned} \ln(k) = & 11.02 + 2.912 \ln(e \cdot D_{10}) - 0.085 \ln(e) \ln(C_u) \\ & + 0.194(e C_u) - 56.5 (D_{10} \cdot D_{50}) \end{aligned} \quad (4.3)$$

Dans les équations 4.2 et 4.3, le  $D_i$  est le diamètre équivalent des particules correspondant à  $i$  % retenu sur le tamis de cette dimension et  $C_u$  est le coefficient d'uniformité.

Enfin, la relation de Hazen a aussi été employée (Bowles, 1984) :

$$k = C (D_{10})^2 \quad (4.4)$$

Toutes ces relations sont montrées à la figure 4.4 (voir aussi les rapports d'Aubertin et al., 1992c, 1993a). Ce sont généralement les équations 4.1 et 4.2 qui présentent la meilleure concordance avec les résultats expérimentaux.

La prédiction de la valeur de  $k$  à partir de propriétés de base a été discutée avec plus d'emphasis par Bussière (1993) et Aubertin et al. (1993b, 1994d).

### 4.3 Propriétés capillaires

Dans un système de recouvrement multicouche, les conditions hydriques impliquent souvent un écoulement non saturé. Pour quantifier cet aspect, il est usuellement nécessaire d'évaluer les courbes caractéristiques de succion des matériaux, à partir desquelles on peut déduire la valeur

de  $k_u$ . De plus, comme le coefficient de diffusion effective de l'oxygène est largement tributaire de la teneur en eau du milieu (voir section 4.4), les caractéristiques de rétention d'eau du matériau jouent un rôle très important sur l'efficacité de la barrière.

Les barrières de recouvrement sont conçues pour être placées sur les rejets, soit (en général) bien au-dessus du niveau de la nappe phréatique. Tel que discuté précédemment, les matériaux utilisés pour limiter la diffusion de l'oxygène doivent pouvoir maintenir un haut degré de saturation, de façon permanente, sans une alimentation régulière en eau. Les effets capillaires ont alors un rôle capital, de sorte qu'on emploie maintenant couramment le terme de «barrière capillaire» pour désigner les recouvrements multicouches en matériaux meubles visant à empêcher la production de DMA.

Les caractéristiques de rétention d'eau d'un milieu poreux peuvent être établies en laboratoire à l'aide de la relation entre la succion  $\psi$  et la teneur en eau volumétrique  $\theta$ . Comme on l'a déjà mentionné, la relation  $\psi - \theta$  est pratiquement identique à la relation entre la teneur en eau et l'élévation dans la zone vadose (Freeze and Cherry, 1979; SRK, 1991).

Il y a plusieurs méthodes disponibles pour déterminer en laboratoire la relation  $\psi - \theta$ , appelée courbe caractéristique de succion (e.g. Yong et Warkentin, 1975; Smith, 1990; Fredlund et Rahardjo, 1993; Aubertin et al., 1993c; Ricard, 1994). La méthode utilisée ici est celle de la plaque drainante. Dans cet essai, l'échantillon, placé sur une pierre poreuse dans une cellule étanche, est soumis à une pression d'air positive, alors que l'eau de sortie est à pression atmosphérique. Les essais ont été réalisés principalement dans une cellule «Ceramic Plate Extractor» (de Soil Moisture Equipment), montrée à la figure 4.5. Quelques essais ont aussi été réalisés dans une cellule de type «Tempe», modifiée par l'Université de Saskatchewan. Il est à noter que les courbes caractéristiques de succion n'ont pas été évaluées pour le matériau du site Solbec-Cupra, en raison de la forte réactivité des rejets. Pour ce matériau, la relation entre la succion matricielle  $\psi$  et la teneur en eau volumétrique  $\theta$  est plutôt déduite des résultats obtenus sur les autres résidus.

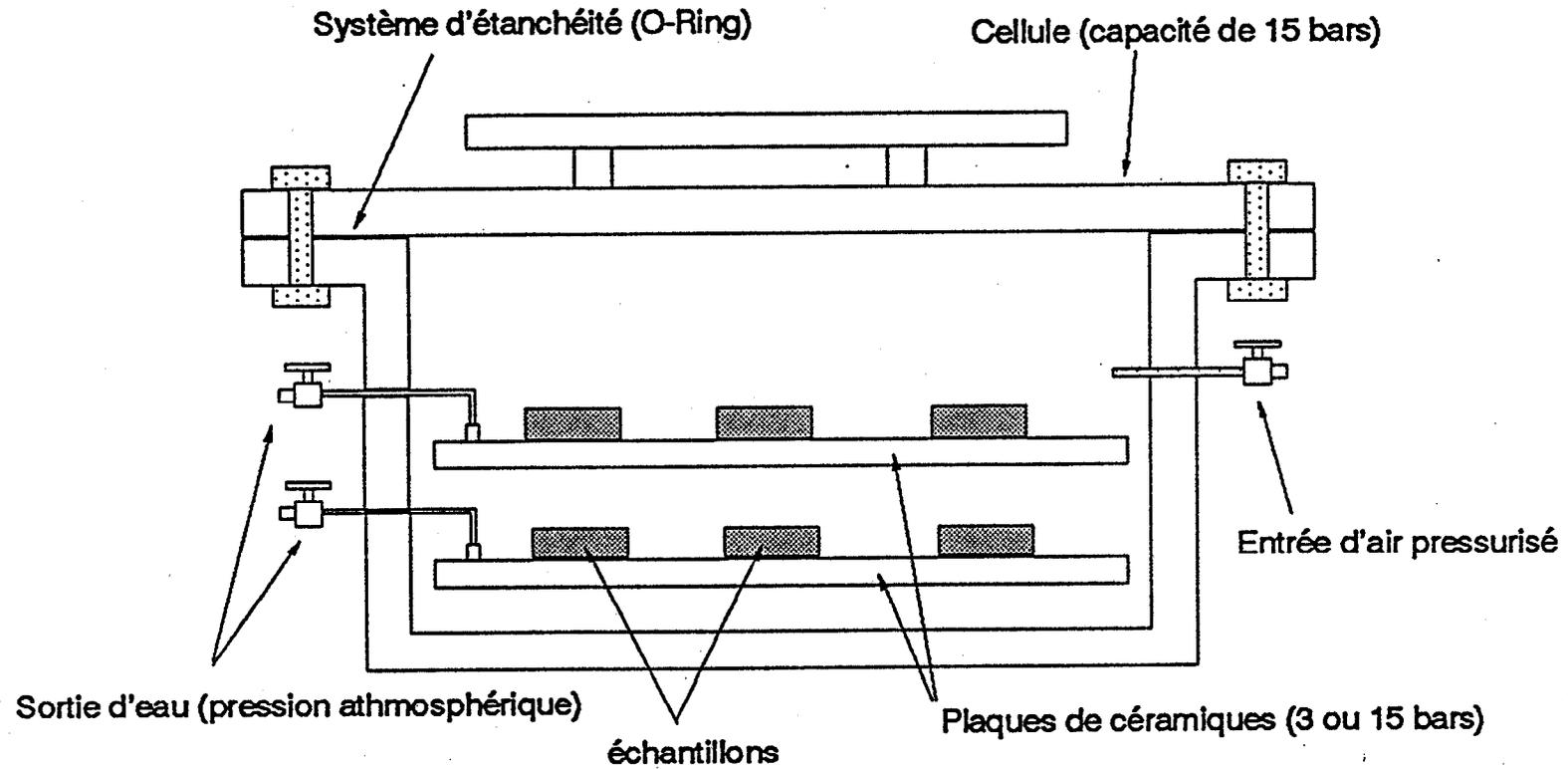


Figure 4.5 Plaques de céramique poreuses

Les principaux résultats de ces essais sont montrés à la figure 4.6, pour divers indices des vides :  $e < 0,7$  (matériaux denses),  $0,7 \leq e \leq 0,8$  (matériaux compacts),  $e \geq 0,8$  (matériaux lâches). Sur ces mêmes figures, des courbes ont été tracées à partir du modèle descriptif RETC (voir Genuchten et al., 1991); ces courbes représentent les valeurs moyennes typiques utilisées dans la modélisation présentée au chapitre 5. Le modèle utilisé dans le code RETC est celui de van Genuchten (1980), qui s'écrit ainsi :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{(1 + (\alpha\psi)^n)^m} \quad (4.5)$$

avec  $\theta_e$  : teneur en eau réduite,  
 $\theta$  : teneur en eau volumétrique,  
 $\theta_s$  : valeur de  $\theta$  à saturation,  
 $\theta_r$  : valeur de  $\theta$  résiduelle,  
 $\alpha, n, m$  : paramètres des modèles.

La valeur du AEV, déduite des courbes de régression découlant du modèles RETC ( $AEV = \alpha^{-1}$ ), varie de 1,3 à 4,9 m d'eau, étant plus élevée pour les matériaux plus denses. Ces valeurs sont proches des valeurs obtenues par d'autres auteurs sur des matériaux meubles à granulométrie similaire (e.g. Collin et Rasmuson, 1990; Aubertin et al., 1993c). Notons ici qu'une évaluation du AEV par la méthode de Brooks et Corey (1964) (voir aussi Fredlund et Rahardjo, 1993) donne des valeurs du AEV plus faibles (de 80 à 200 cm); cet aspect est discuté plus en détail par Ricard (1994) et Aubertin et al. (1995b).

Pour ce qui est des valeurs de  $\theta_r$  et  $\psi_r$ , les méthodes de mesure n'ont pas permis d'estimer celles-ci avec précision. Des valeurs de  $\theta_r$  de 0 à 5 % sont anticipées pour  $\psi_r \geq 10^5$  cm d'eau.

Plus de détails sont présentés dans les rapports de Aubertin et al. (1993c, 1994a) et Ricard (1994).

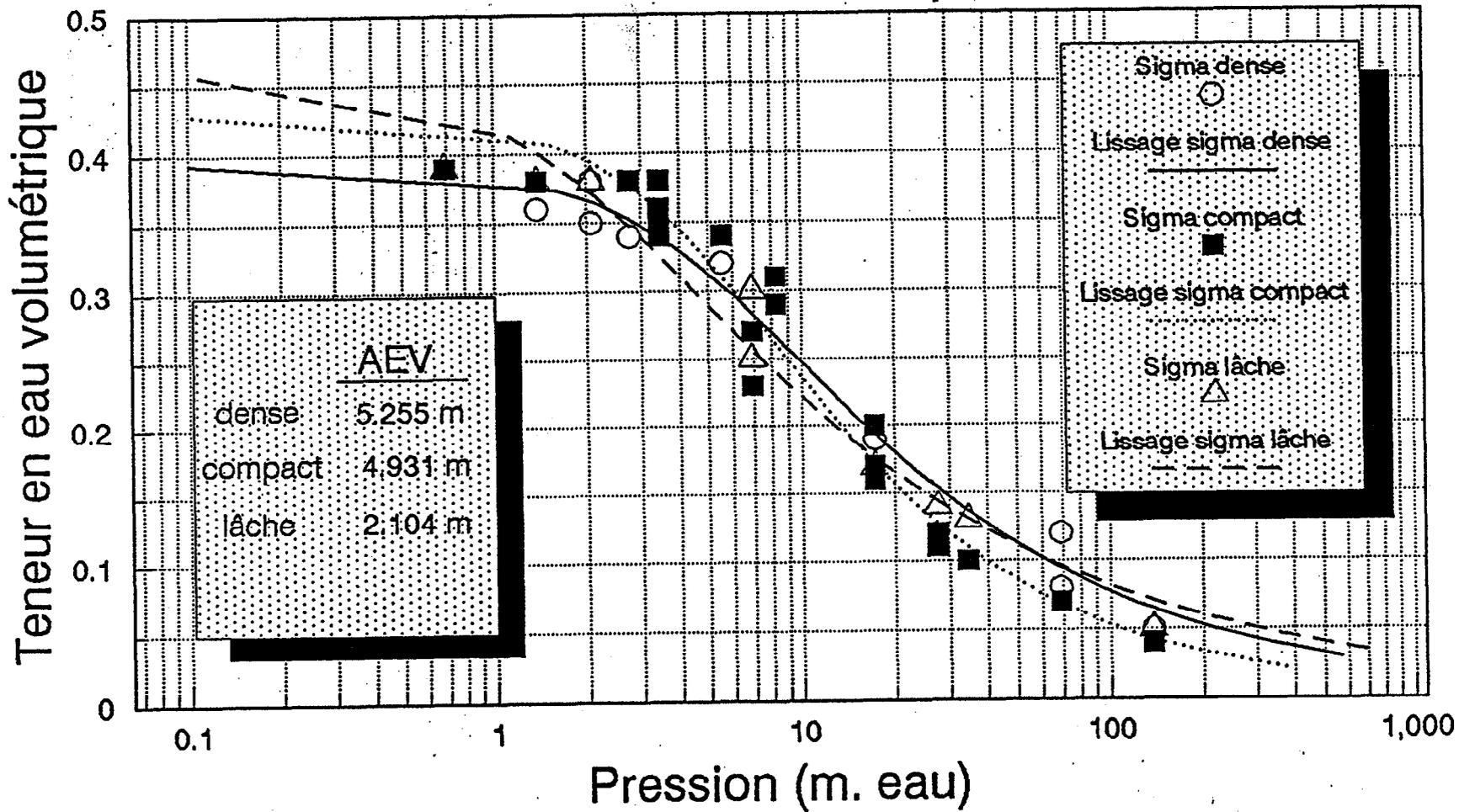


Figure 4.6a Courbes de succion - Site Sigma

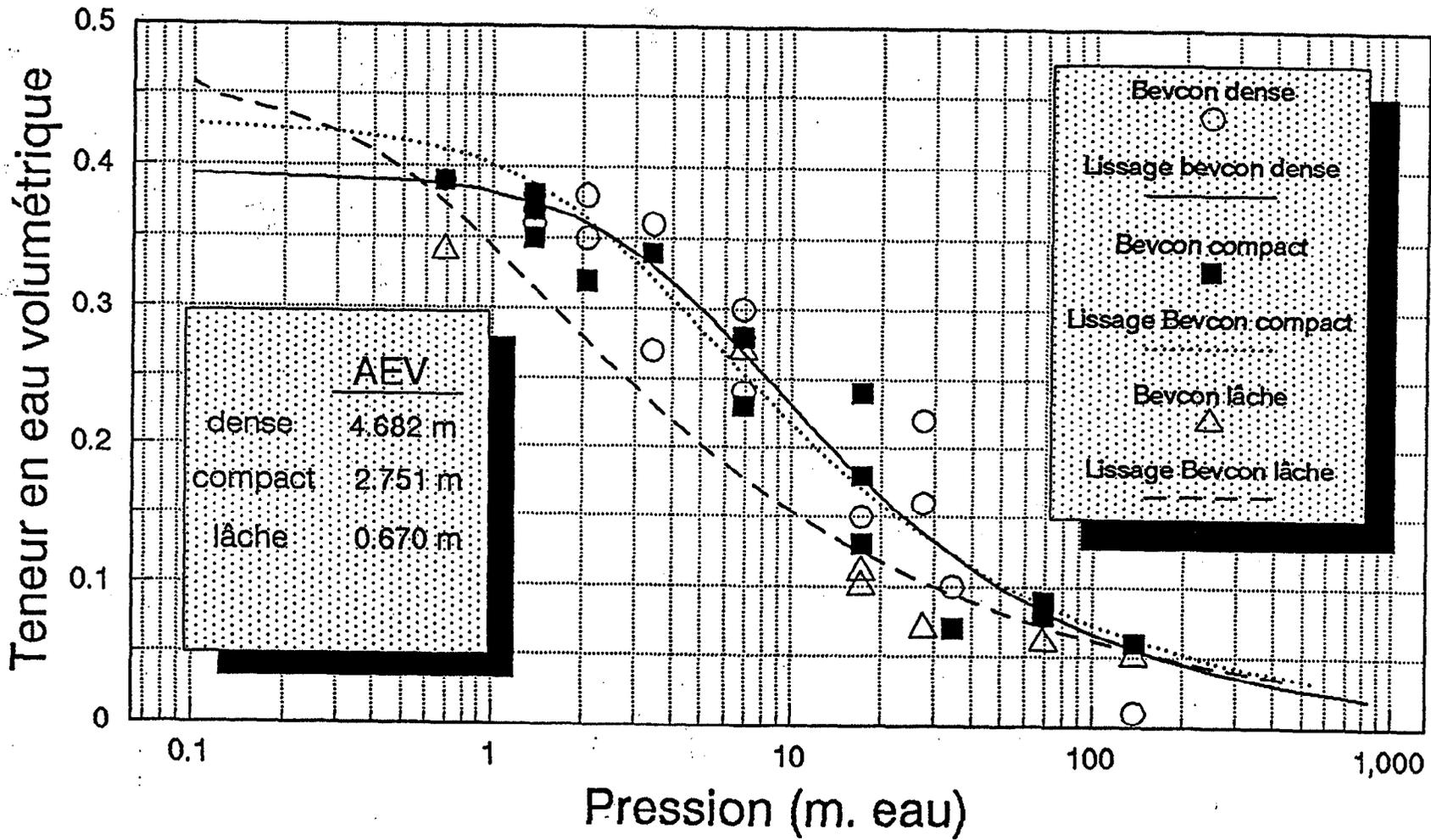


Figure 4.6b Courbes de succion - Site Bevcon

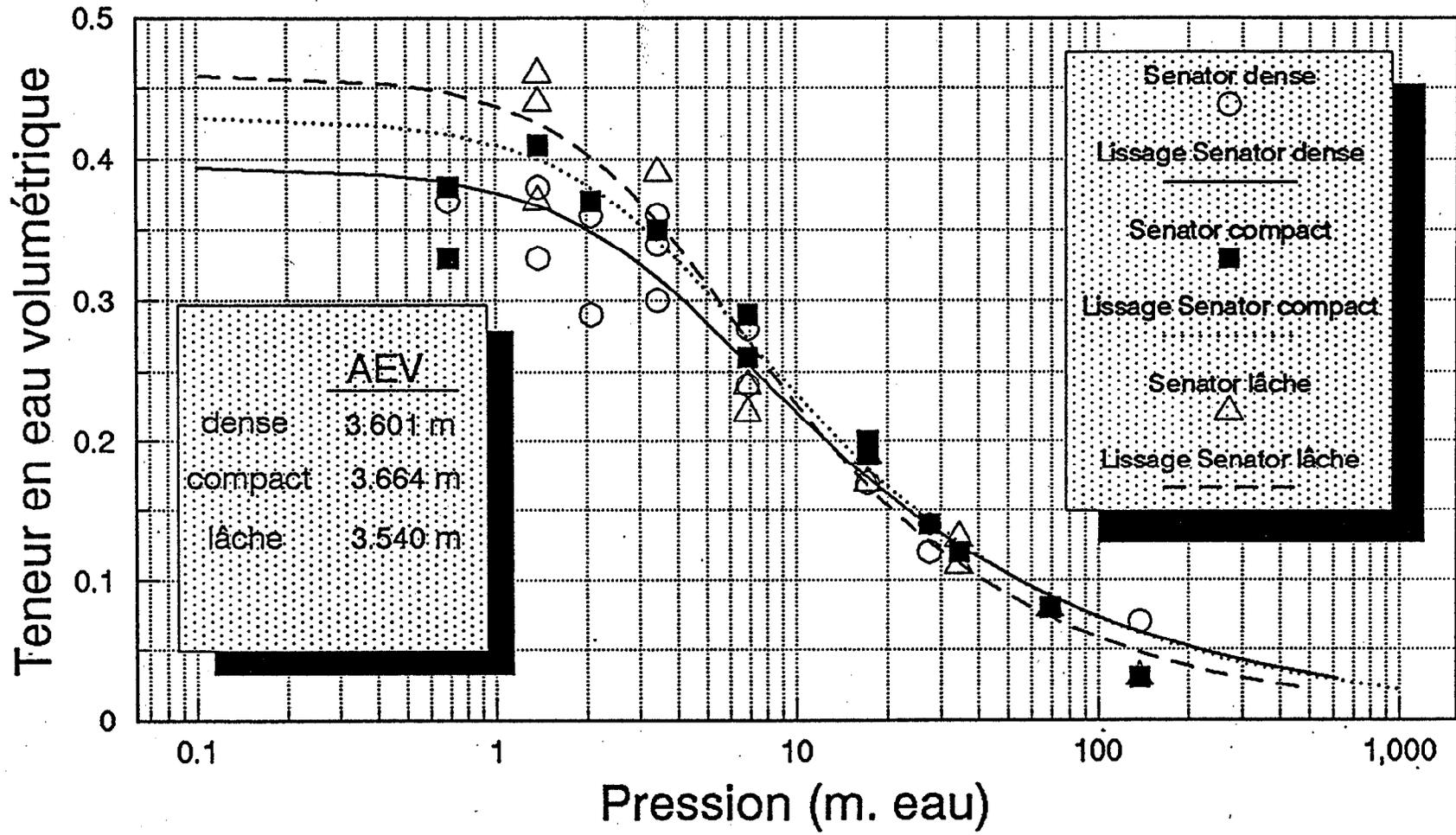


Figure 4.6c Courbes de succion - Site Senator

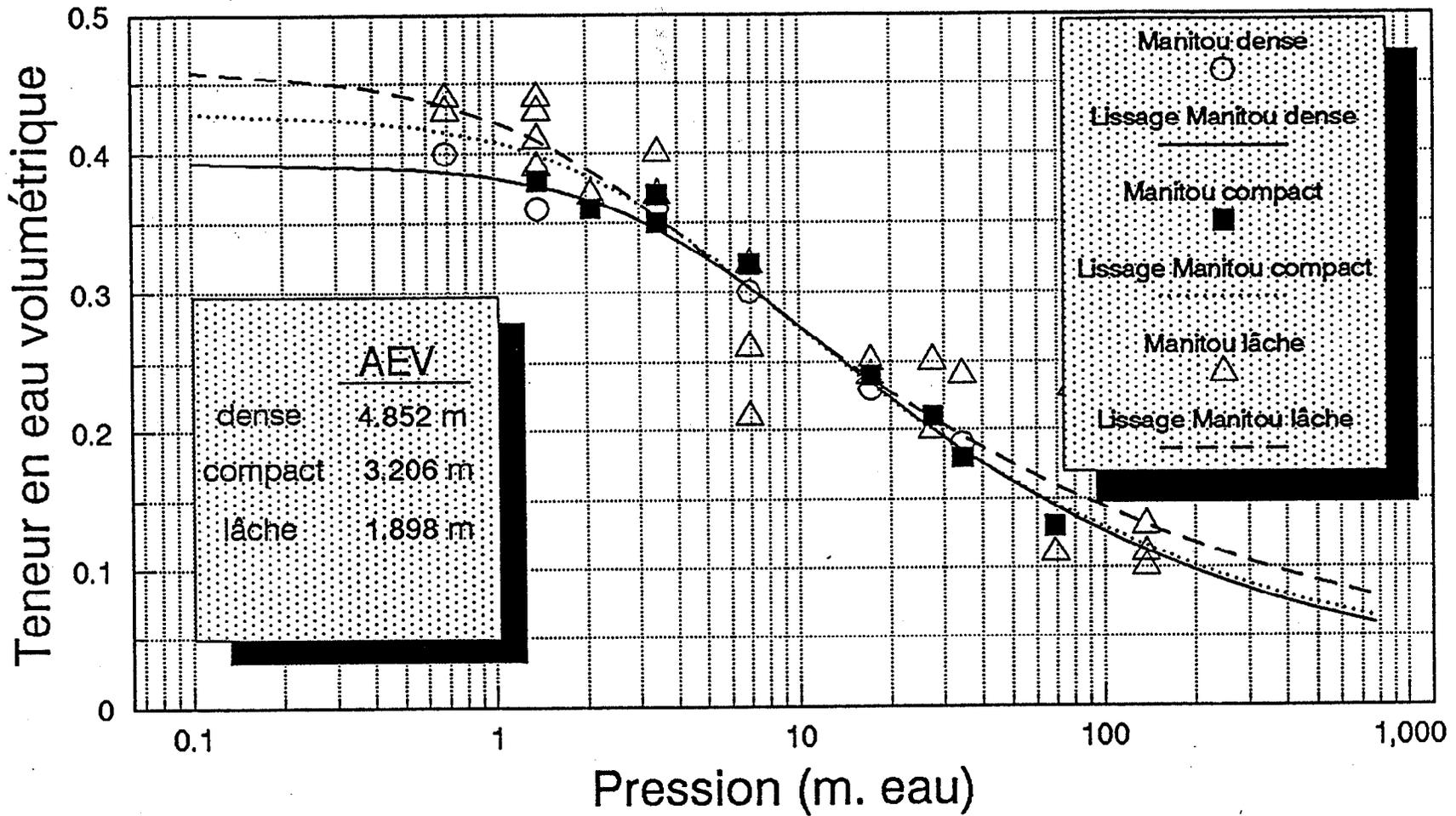


Figure 4.6d Courbes de succion - Site Manitou-Barvue

#### 4.4 Diffusion de l'oxygène

Les nombreuses études effectuées sur la production de DMA dans les résidus miniers réactifs ont démontré que la diffusion de l'oxygène joue un rôle clé dans ce processus. Dans un milieu poreux comme les rejets de concentrateur (résidus miniers), le transport de l'oxygène se fait principalement via la diffusion engendrée par le gradient de concentration (ou gradient de pression partielle), alors que les effets de convection et d'advection sont généralement considérés comme négligeables. Le mouvement de l'oxygène peut donc s'exprimer à partir des lois de Fick, qu'on peut écrire comme suit pour un milieu non réactif (Freeze et Cherry, 1979; Nicholson et al., 1989) :

$$F = -D_e \frac{\delta C}{\delta Z} \quad (4.6)$$

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_e \frac{\delta^2 C}{\delta Z^2} \quad (4.7)$$

- avec F : flux d'oxygène (masse/unité de surface · unité de temps),  
 $D_e$  : coefficient de diffusion effective (unité de surface/unité de temps),  
 C : concentration de l'oxygène (masse/unité de volume); C dépend de Z et t,  
 Z : profondeur (unité de longueur),  
 $\delta c/\delta t$  : dérivée de la concentration par rapport au temps (masse/unité de volume · unité de temps).

Lorsque le milieu poreux contient des éléments réactifs, l'équation 4.6 doit être modifiée en conséquence; celle-ci devient alors (Nicholson et al., 1989) :

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_e \frac{\delta^2 C}{\delta Z^2} - K_r C \quad (4.8)$$

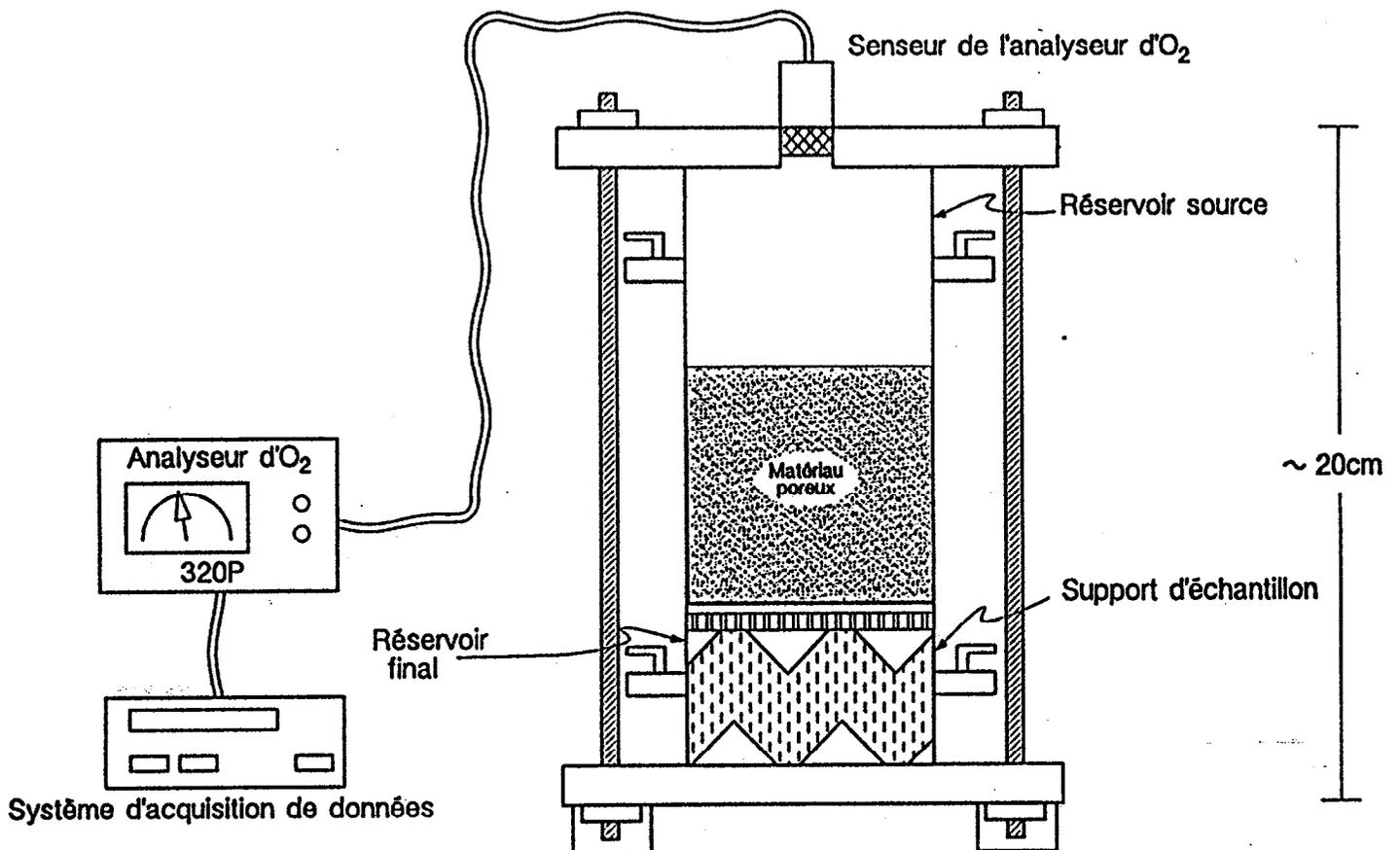
où  $K_r$  représente la constante de réaction de l'oxygène avec les minéraux sulfureux; cet aspect sera rediscuté au chapitre 5 (Aachib et al., 1993, 1994; Aubertin et al., 1994a).

À partir de ces équations, on constate que le flux d'oxygène à travers la barrière de recouvrement dépend directement du coefficient  $D_e$ . La valeur du coefficient de diffusion effective de l'oxygène dans les résidus miniers réactifs, partiellement saturés, a été mesurée en laboratoire. La procédure utilisée implique une condition transitoire, dans une colonne où la concentration d'oxygène à la source décroît dans le temps, alors que celle du récepteur augmente proportionnellement (e.g. Shackelford, 1991; Yanful, 1993).

La mesure de  $D_e$  a été faite pour diverses valeurs du degré de saturation  $S_r$ . Le montage expérimental utilisé est une variante de celui employé par Yanful (1993). Celui-ci est montré à la figure 4.7. Il s'agit d'un cylindre en PVC transparent de 10 cm de diamètre et de 20 cm de hauteur, auquel sont fixés les raccords et conduites ainsi que le capteur d'oxygène qui évalue la concentration dans la cellule. Certains essais ont été réalisés au Centre de technologie Noranda (CTN), avec leur montage, et les autres ont été faits à l'École Polytechnique (EPM).

Les résidus miniers non réactifs sont humidifiés, puis mis en place et densifiés directement dans le tube. Avant de débiter l'essai, on purge à l'azote. Puis le réservoir supérieur (la source) est ouvert et se remplit d'air (à environ 21 % d'oxygène). Le système fermé permet la diffusion de l'oxygène à travers l'échantillon sous l'effet du gradient de concentration. À l'équilibre, correspondant à l'état stationnaire, la concentration est partout la même dans la cellule.

La courbe de concentration en fonction du temps dans le haut du cylindre permet de déduire la valeur de  $D_e$ . Pour cela, les données sont incorporées dans le logiciel POLLUTE V.6 (Rowe et al., 1994), en supposant une valeur initiale de  $D_e$ . Ce logiciel permet de calculer le flux d'oxygène (ou d'un autre élément) en solutionnant les équations de Fick, pour les conditions aux frontières imposées. La valeur du coefficient  $D_e$  est ensuite ajustée, de façon itérative, pour que



**Figure 4.7** Montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un matériau poreux

la courbe de concentration calculée par POLLUTE correspond à celle qui a été mesurée. Les valeurs de  $D_e$  ainsi obtenues sont montrées à la figure 4.8, en fonction du degré de saturation. Les conditions d'essais correspondantes sont présentées au tableau 4.5. Sur ces mêmes figures, trois modèles de prédiction sont aussi montrés. Les équations de ces modèles peuvent s'écrire comme suit :

- Millington et Shearer (1971) :

$$D_e = D_a^o (1 - S_r)^2 [n(1 - S_r)]^{2x} \quad (4.9)$$

- Collin (1987) :

$$D_e = D_a^o (1 - S_r)^2 [n(1 - S_r)]^{2x} + HD_w^o S_r^2 (nS_r)^{2y} \quad (4.10)$$

- Elberling et al. (1994) :

$$D_e = D_a^o a (1 - S_r)^b + D_w^o H a S_r \quad (4.11)$$

Dans ces équations,  $D_a^o$  est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ( $D_a^o \approx 1.8 \times 10^{-1} \text{ cm}^2/\text{s}$ ) et  $D_w^o$  est le coefficient de diffusion dans l'eau ( $D_w^o \approx 2.5 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ ) ; H est une constante d'équilibre; x, y, a, et b sont des constantes du matériau (Aubertin et al., 1994c; Tremblay, 1995).

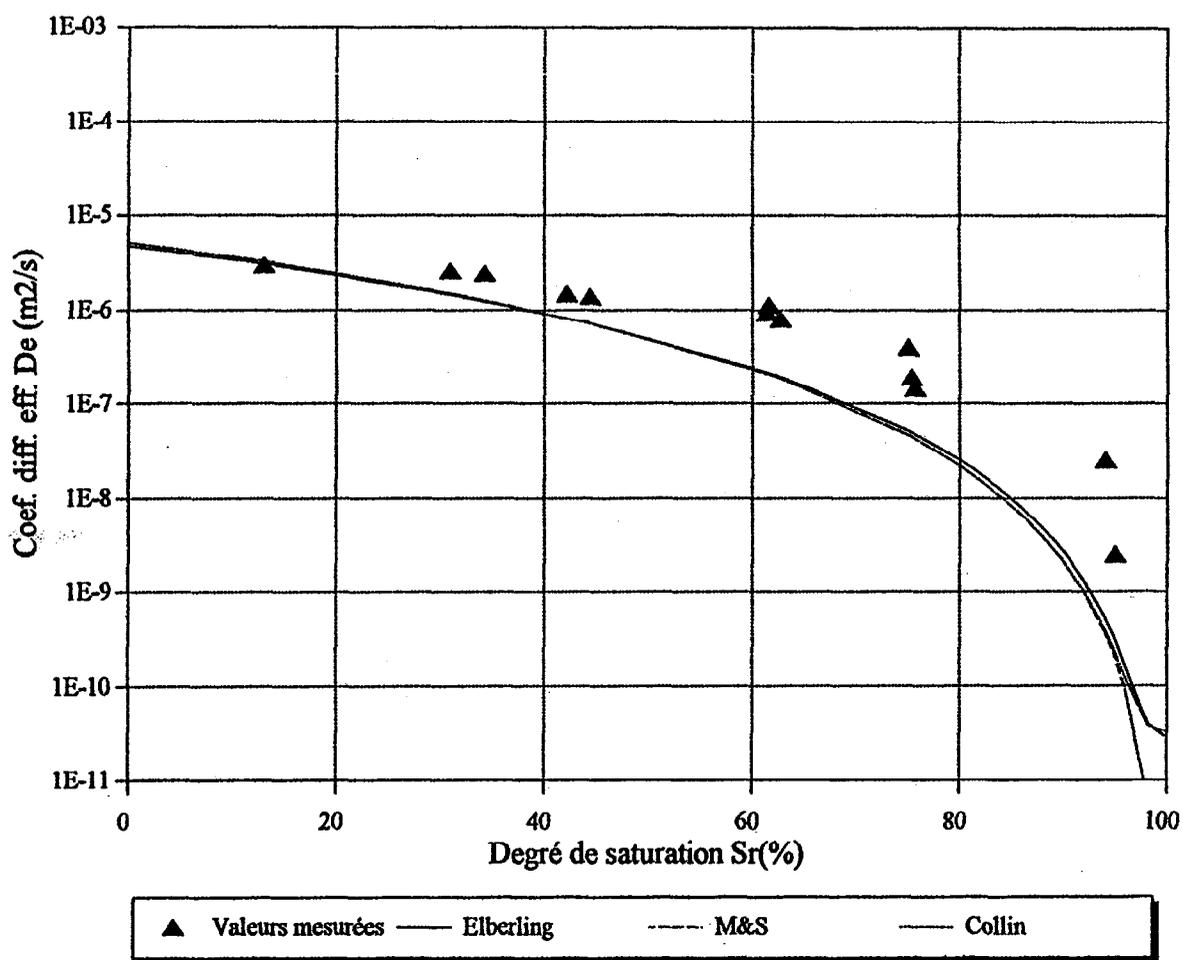


Figure 4.8a Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Senator

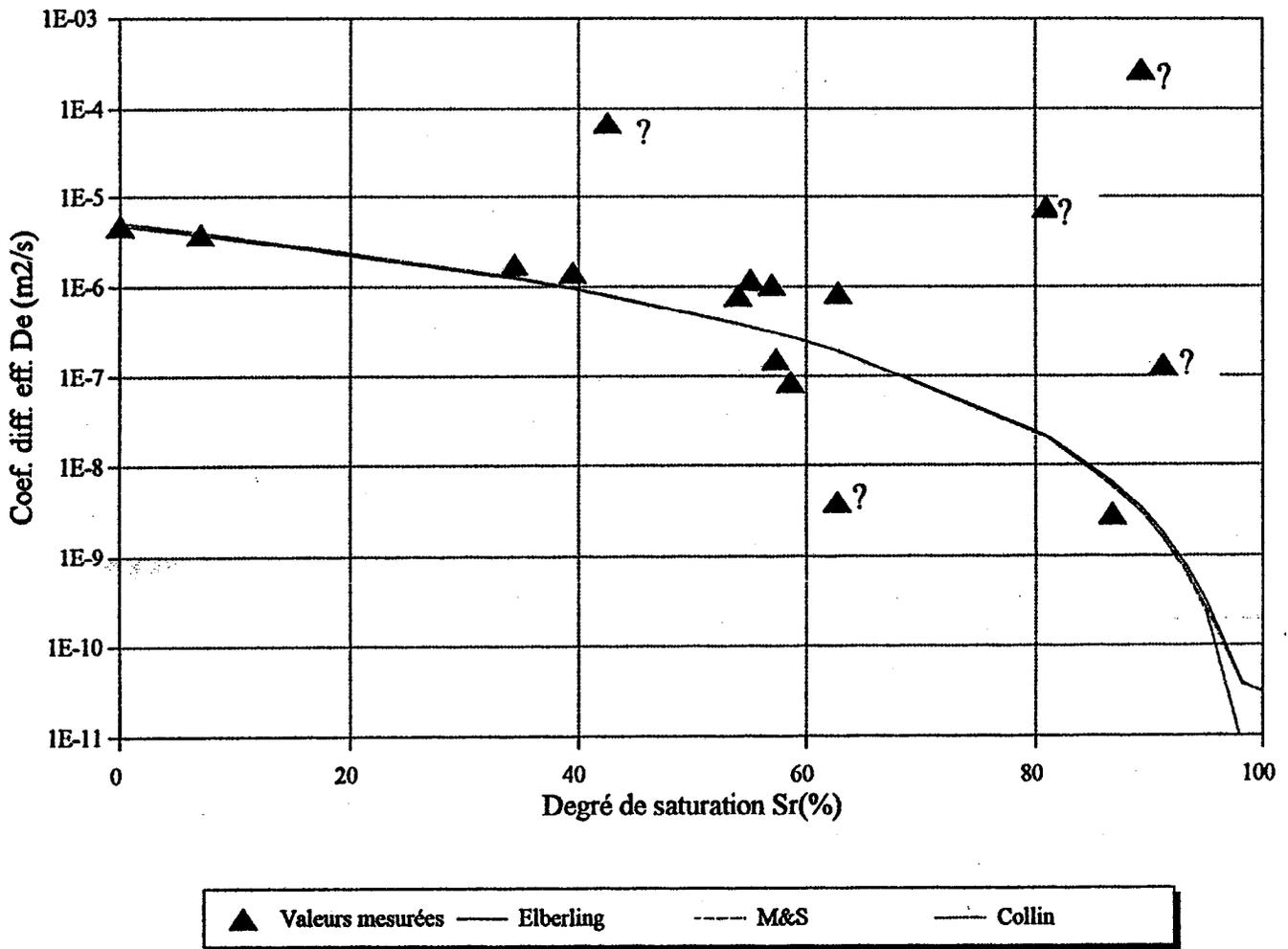


Figure 4.8b Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Bevcon

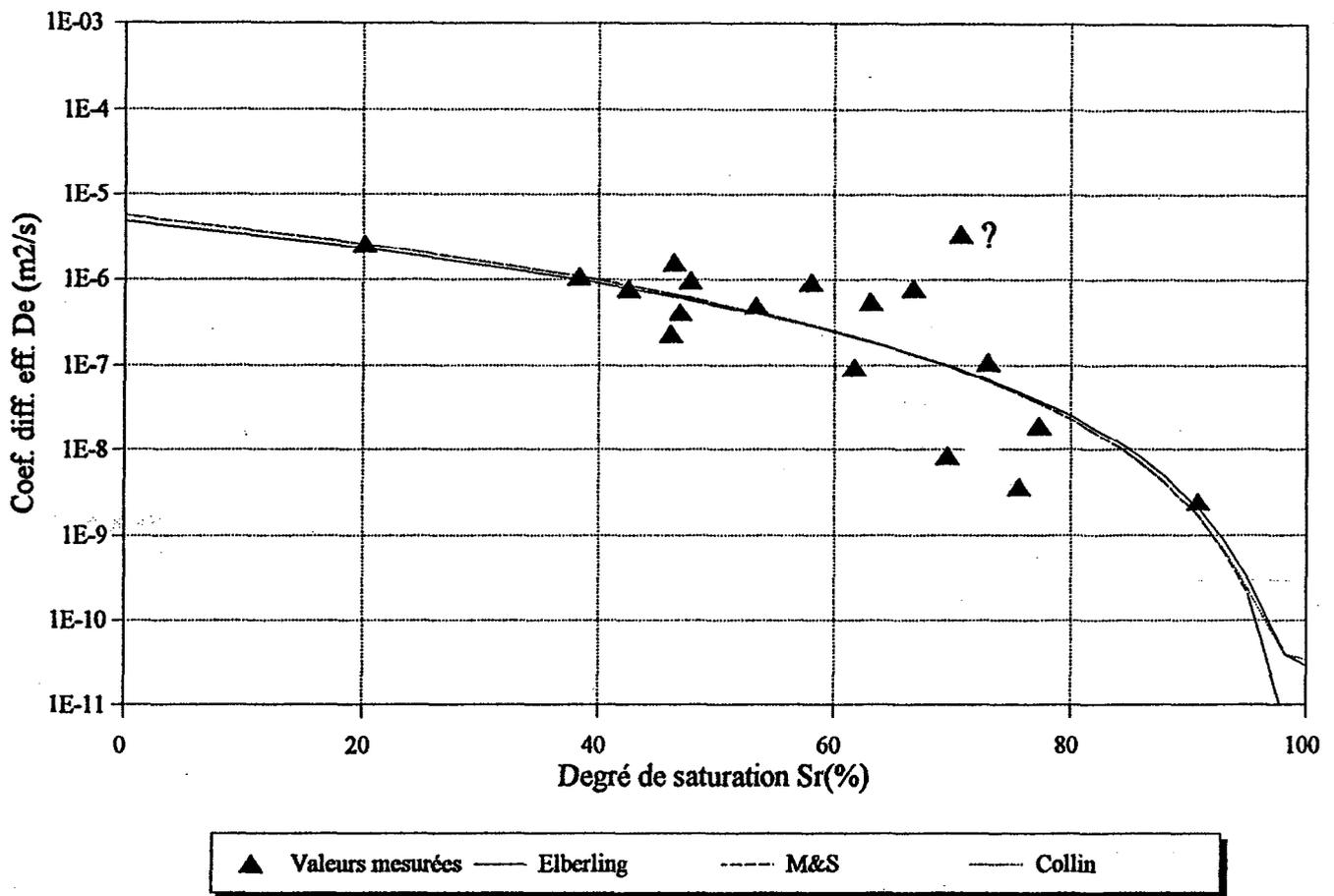
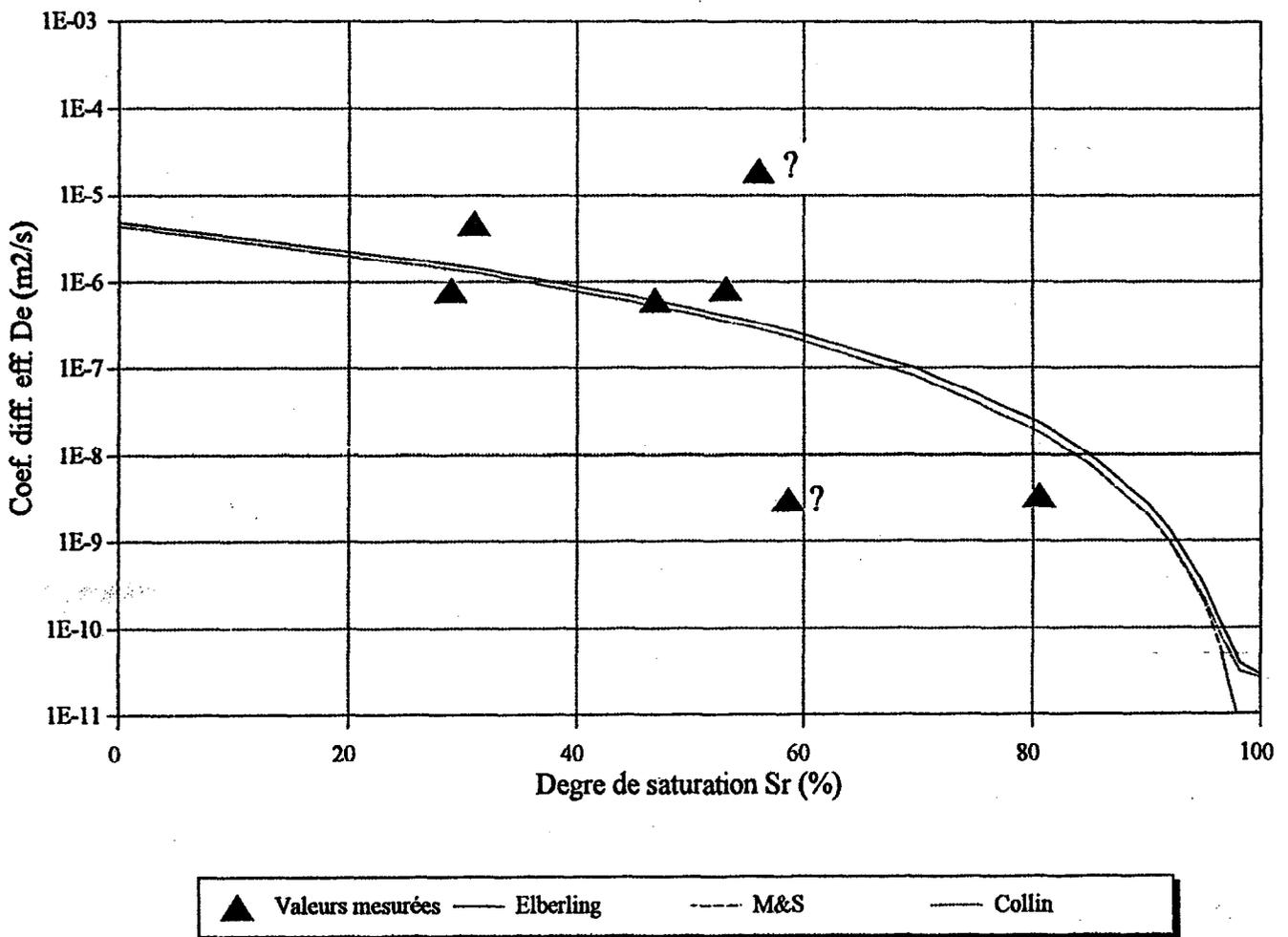


Figure 4.8c Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques - Site Sigma



**Figure 4.8d** Profils des coefficients de diffusion expérimentaux comparés aux profils des coefficients de diffusion empiriques pour le sable

**Tableau 4.5a** Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Bevcon

Échantillon	n	S <sub>r</sub> (%)	D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> /s)
BC3	0.44	6.95	3.84E-06
BC1	0.46	34.40	1.76E-06
BC8	0.42	39.53	1.44E-06
POBC3	0.48	42.59	6.93E-05
BC2	0.44	54.14	7.92E-07
BC5	0.42	55.15	1.19E-06
BC7	0.42	56.98	1.04E-06
POBC2	0.44	57.36	1.53E-07
POBC4	0.44	58.66	8.60E-08
POBC5	0.42	62.72	3.99E-09
BC4	0.42	62.77	8.46E-07
BC6	0.41	81.00	7.60E-06
POBC6	0.41	89.33	2.73E-04
BC9	0.40	86.87	2.89E-09
POBC1	0.24	91.25	2.67E-07

**Tableau 4.5b** Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Sigma

	n	S %	D <sub>e</sub>
POSG10	0.531	0.97	1.25e-5
SG1	0.47	20.08	2.6E-06
SG2	0.47	38.35	1.1E-06
POSG1	0.51	42.59	7.88E-07
POSG4	0.46	46.19	2.33E-07
SG6	0.46	46.46	1.60E-06
POSG5	0.45	46.97	4.16E-07
POSG2	0.48	47.86	9.90E-07
POSG3	0.45	53.44	4.35E-07
SG5	0.42	58.09	9.40E-07
POSG7	0.48	61.75	9.57E-08
SG3	0.43	63.11	5.60E-07
SG8	0.39	66.76	8.10E-07
POSG6	0.45	69.57	8.63E-09
SG9	0.44	70.73	3.5E-06
SG4	0.42	73.00	1.1E-07
SG7	0.39	90.76	2.5E-09

**Tableau 4.5c** Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de sable

	n	S <sub>r</sub> (%)	D <sub>e</sub>
POSAB4	0.45	28.87	8.13E-07
POSAB5	0.43	30.90	4.75E-06
POSAB6	0.41	47.00	6.18E-07
POSAB2	0.23	53.35	8.41E-07
POSAB1	0.25	56.14	1.91E-05
POSAB3	0.37	80.58	3.46E-09

**Tableau 4.5d** Coefficients de diffusion effectifs expérimentaux pour les échantillons de Senator

Échantillon	n	S <sub>r</sub> (%)	D <sub>e</sub> (m <sup>2</sup> /s)
NF7	0.43	13.1	3.01E-06
NF1	0.48	30.9	2.61E-06
NF2	0.48	34.3	2.45E-06
POLY1	0.41	42.2	1.50E-06
POLY2	0.40	44.4	1.39E-06
NF3	0.43	61.5	9.44E-07
NF8	0.43	61.6	1.12E-06
NF4	0.45	62.7	8.9E-07
NF6	0.41	75.1	3.96E-07
POLY4	0.38	75.4	1.91E-07
POLY3	0.38	75.7	1.46E-07
NF9	0.41	94.0	2.54E-08
NF5	0.40	94.9	2.54E-09

Comme on peut le voir sur les figures 4.8 a,b,c,d, les résultats expérimentaux obtenus concordent assez bien avec les divers modèles, à l'exception de quelques valeurs expérimentales extrêmes qui ne se conforment pas à la physique du problème (probablement en raison d'erreurs expérimentales). La valeur des modèles à haut degré de saturation ne peut toutefois pas être discutée, compte tenu de la dispersion des résultats obtenus.

Sur ces figures, il est très important d'observer la valeur de  $D_e$  qui devient pratiquement égale à celle de  $D_w^o$  lorsque le degré de saturation est d'environ 90 % (Aubertin et al., 1993d; Aachib et al., 1993, 1994). Cette constatation a des implications pratiques très significatives puisque, théoriquement, les barrières en matériaux meubles maintenus à un haut degré de saturation ( $S_r \geq 90$  % environ) peuvent donner le même niveau de réduction du flux de diffusion de l'oxygène que des barrières aqueuses, ces dernières étant souvent considérées comme les plus efficaces pour limiter le DMA (SRK, 1991).

Par ailleurs, comme on le verra plus en détails au chapitre 5, l'épaisseur  $h$  de la barrière de recouvrement joue également un rôle important sur le flux d'oxygène. À partir des lois de Fick, on peut montrer que l'influence de cette épaisseur est surtout importante pour une valeur de  $h$  inférieure à environ 1,0 m. Au-delà de cette valeur, l'effet d'une augmentation de l'épaisseur améliore relativement peu l'efficacité de la barrière (Nicholson et al., 1989; Aachib et al., 1993, 1994).

#### 4.5 Discussion

Les données expérimentales sur les propriétés hydrogéologiques des résidus miniers, présentées dans ce chapitre, sont conformes aux attentes et se comparent bien aux résultats tirés de la littérature sur des matériaux similaires.

Les résultats montrent aussi clairement que la conductivité hydraulique des résidus miniers, même si elle est relativement faible ( $k \approx 10^{-4}$  à  $10^{-6}$  cm/s), ne peut pas se comparer à celle de sols argileux qui ont un coefficient  $k$  souvent inférieur à  $10^{-7}$  cm/s (Lambe et Whitman, 1979). Cette valeur de  $k$  plus élevée n'empêche cependant pas l'utilisation des rejets de concentrateur

avantageuses de ceux-ci. Ainsi, comme on l'a vu au chapitre 3, un système de recouvrement multicouche, placé avec une certaine inclinaison, favorisera souvent les écoulements latéraux plutôt qu'une infiltration complète du front de mouillage. De plus, le fait de pouvoir créer des effets de barrière capillaire dans le système de recouvrement multicouche engendre la création d'une zone de protection contre la diffusion de l'oxygène, la zone quasi saturée s'avérant difficile à franchir (compte tenu de la faible valeur de  $D_o$ ).

## 5. MODÉLISATION

Les stratégies courantes de conception de systèmes de recouvrement pour les résidus miniers réactifs générateurs de DMA tiennent compte de la faible diffusion de l'oxygène dans l'eau, qui est environ 10 000 fois moindre que dans l'air. Ainsi, l'apport en oxygène peut être réduit par l'application d'une couche de matériaux fins, saturés ou presque, au-dessus des résidus potentiellement générateurs d'eaux acides (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989, 1991; Yanful, 1991).

Comme on l'a vu, divers matériaux peuvent être utilisés pour la construction de la couverture, selon leur disponibilité et les conditions du site. Les travaux de recherche menés dans le cadre de ce projet sont orientés vers l'utilisation de résidus miniers non réactifs comme matériaux de recouvrement. L'objectif principal est de concevoir un système de recouvrement qui maintiendrait un haut degré de saturation ( $S_r \geq 90\%$ ) pendant longtemps. Ainsi, nous utilisons le concept de barrière capillaire pour réduire l'infiltration de l'eau et le transport de l'oxygène vers les résidus réactifs. Afin de vérifier l'efficacité d'un tel système de recouvrement, on a fait appel à des modèles physiques et numériques, qui représentent de façon idéalisée la barrière multicouche. Les principaux résultats obtenus avec des rejets de concentrateur (résidus miniers) non réactifs sont présentés et brièvement discutés dans ce qui suit.

### 5.1 La barrière capillaire

Tel qu'il a été décrit au chapitre 3, les effets de barrière capillaire peuvent se produire à l'interface entre des matériaux présentant des textures différentes. Les propriétés hydrauliques contrôlant ce phénomène sont les relations succion-teneur en eau,  $\psi-\theta$ , et conductivité hydraulique-teneur en eau,  $k-\theta$  (ou  $k-\psi$ ), dans les matériaux adjacents.

Si un matériau à texture fine surmonte un matériau à texture plus grossière et que les deux sont initialement secs, l'eau de percolation ne s'infiltrera dans le matériau grossier que si la pression capillaire s'annule à la base du matériau fin (c'est-à-dire lorsque celui-ci devient saturé ou presque). Ainsi, en utilisant le concept de barrière capillaire, on peut maintenir un haut degré de saturation dans une couche de sol fin, même si celle-ci se trouve à plusieurs mètres au-dessus du niveau de la nappe phréatique.

Dans le cas inverse, où c'est le matériau grossier qui surmonte le matériau fin, la remontée de l'eau par capillarité à partir du matériau fin déjà saturé peut être limitée, voire même empêchée, car le matériau grossier agit alors comme une barrière non capillaire.

La configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement sur les rejets de concentrateur (résidus miniers) comprend habituellement une couche de protection contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante, une couche de matériau fin peu perméable et une couche de support non capillaire (figure 2.1). Comme on l'a vu au chapitre 2, chacune des couches du système de recouvrement doit remplir une (ou plusieurs) fonction(s) particulière(s). Ainsi, les couches de matériaux granulaires situées en dessous et au-dessus de la couche de matériau fin doivent servir à évacuer rapidement l'eau d'infiltration suite à une venue d'eau. Ces couches servent également de zones non capillaires qui vont empêcher la montée de l'eau des résidus réactifs vers la couche de matériau fin, ou de cette dernière vers la surface. Pour sa part, la couche de matériau fin sert à limiter l'infiltration de l'eau, ce qui nécessite une faible conductivité hydraulique. De plus, afin d'empêcher le passage de l'oxygène, cette couche doit pouvoir se maintenir à un haut degré de saturation pour de longues périodes de temps sans réapprovisionnement. L'épaisseur de chacune des couches du système dépend de la nature et des propriétés hydriques des matériaux. Ce concept de couverture paraît offrir d'excellentes possibilités de réduction du transport d'oxygène et d'infiltration d'eau vers les résidus.

Pour l'étude des caractéristiques hydriques de la couverture, l'appareillage utilisé consiste en une colonne d'une hauteur de 110 cm et d'un diamètre intérieur de 15,5 cm. Cette colonne de drainage est instrumentée avec des tensiomètres et de électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) implantés en dix sections de mesure également espacées (figure 5.1), ceci afin de suivre l'évolution du profil hydrique dans le milieu multicouche; des sondes RDT sont aussi installées dans les colonnes de contrôle (figure 5.2) décrites à la section suivante. Les tensiomètres mesurent la succion développée dans le matériau suite à son drainage ou à son mouillage (la pression interstitielle est relevée avec des capteurs de pression reliés aux tensiomètres), alors que l'unité RDT mesure la teneur en eau volumétrique correspondante. Seuls les essais de drainage sont considérés dans cette étude.

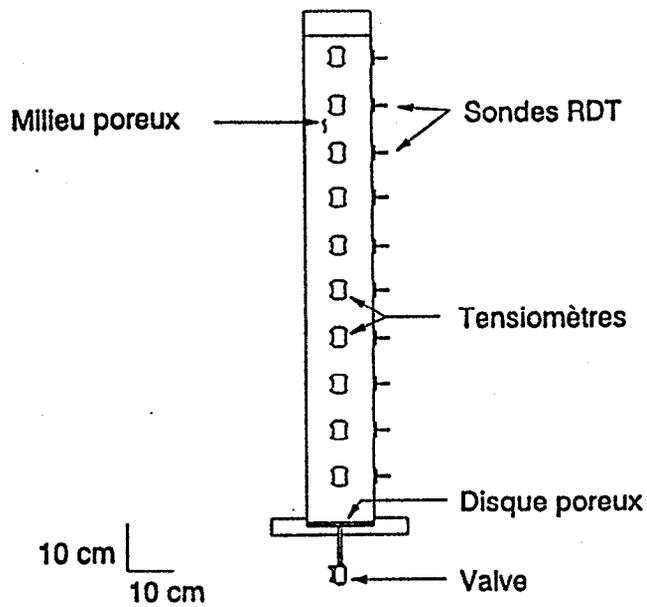


Figure 5.1 Schématisation de la colonne de drainage

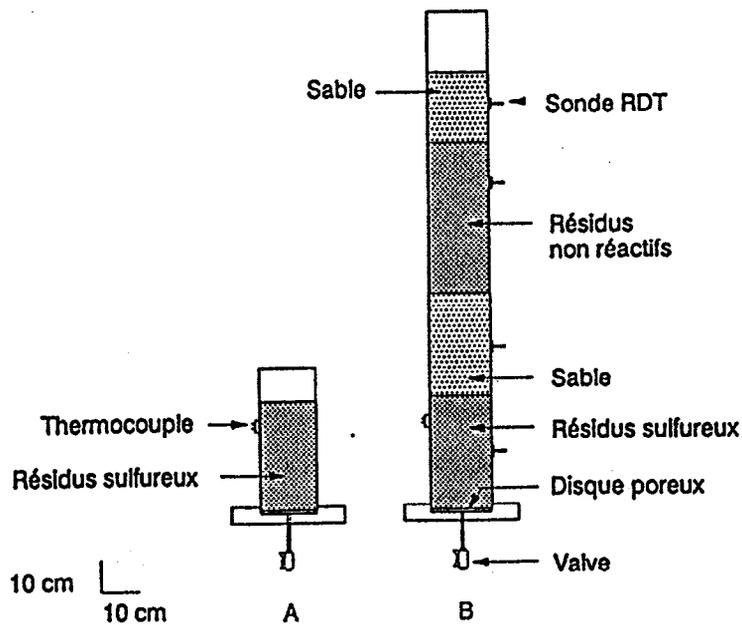


Figure 5.2 Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle et de référence.

L'interprétation des courbes de pression interstitielle-teneur en eau du système de drainage permet de valider les informations sur les courbes caractéristiques de succion des matériaux de recouvrement (obtenues par d'autres méthodes - voir chapitre 4), incluant la valeur d'air (AEV, notée  $\psi_a$ ) et la teneur en eau résiduelle ( $\theta_r$ ). Les essais en colonne de drainage permettent aussi d'étudier le comportement hydrique des couvertures multicouches utilisées dans les colonnes de contrôle (figure 5.2) pendant les cycles de mouillage/séchage.

Notons que dans les modèles numériques utilisés, les caractéristiques hydriques des matériaux de recouvrement ( $\psi_a$ ,  $\theta_r$ ,  $\theta_s$  et  $k$ ) sont calculées à partir des courbes de rétention en utilisant le programme RETC (Van Genuchten et al., 1991).

La série de figures 5.3 montre les résultats d'essais en colonne de drainage et les résultats obtenus à partir de simulations numériques réalisées avec SEEP/W. La figure 5.3a montre la simulation dans le cas où la nappe d'eau est placée à grande profondeur alors que la figure 5.3b montre le cas d'une nappe placée au bas de la colonne; ce dernier cas représente la situation présente dans la colonne, alors que la figure 5.3a représenterait une situation plus proche des conditions de terrain. D'autres simulations ont été présentées dans Bussière et al. (1995). Ces figures montrent que les effets de barrière capillaire anticipés sont bien réels dans un tel système. Les résultats sont aussi conformes à ceux qui sont présentés dans la littérature (e.g. Akindunni et al. 1991; Yanful et Aubé, 1993).

## 5.2 Modèles physiques pour les systèmes de recouvrement

Le concept de la colonne de contrôle a été développé pour aider à quantifier l'ampleur de la réduction de la production de DMA. Plusieurs mois d'observation ont été réalisés pour cette étude, ce qui a nécessité un soin particulier durant toute cette période d'essais.

Les colonnes de contrôle sont d'une hauteur de 150 cm et sont formées par trois sections de 50 cm chacune. Certaines de ces colonnes sont équipées d'électrodes RDT pour pouvoir mesurer la teneur en eau dans les différentes couches du système de recouvrement pendant toute la durée de l'expérience (figure 5.2). Huit colonnes de ce type ont été construites, chaque paire représentant

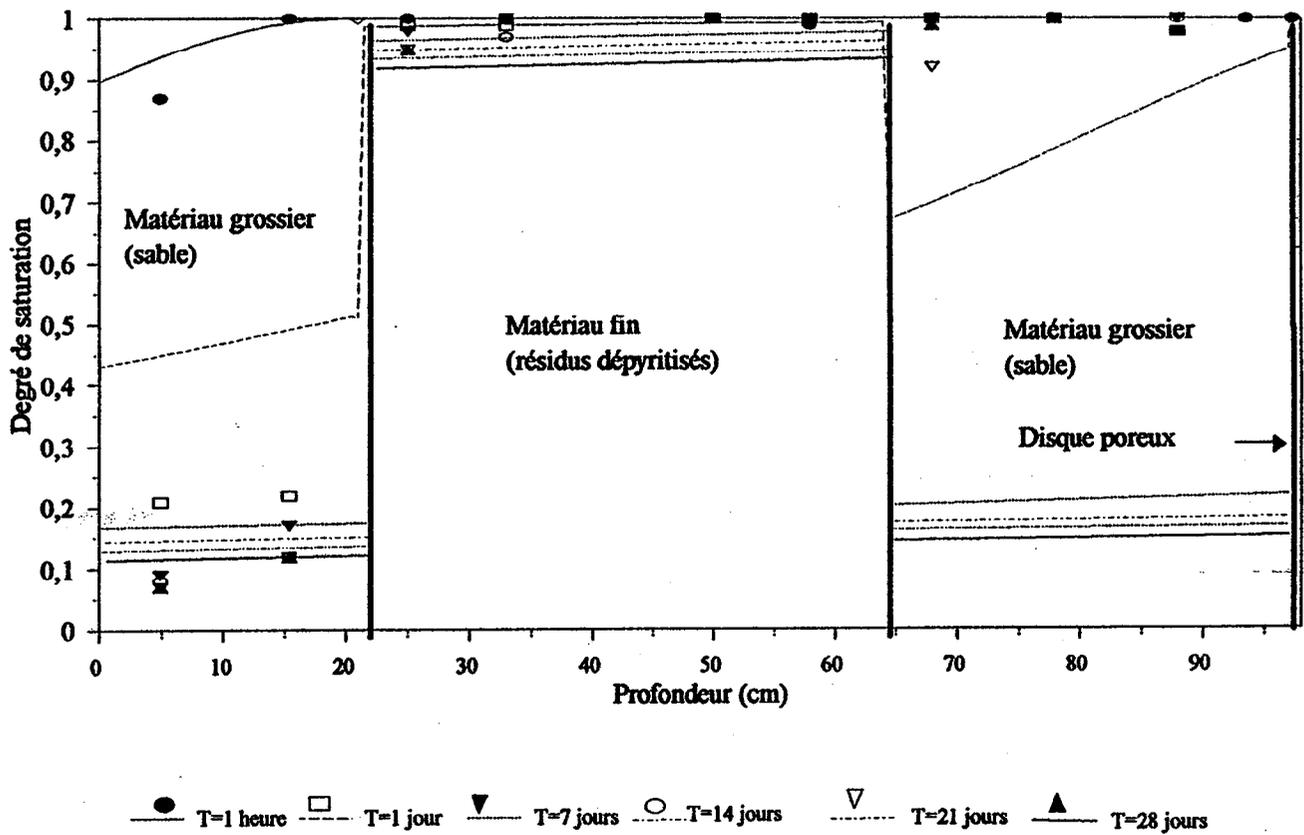


Figure 5.3a Résultats d'essais et simulations des conditions de drainage libre avec une nappe profonde

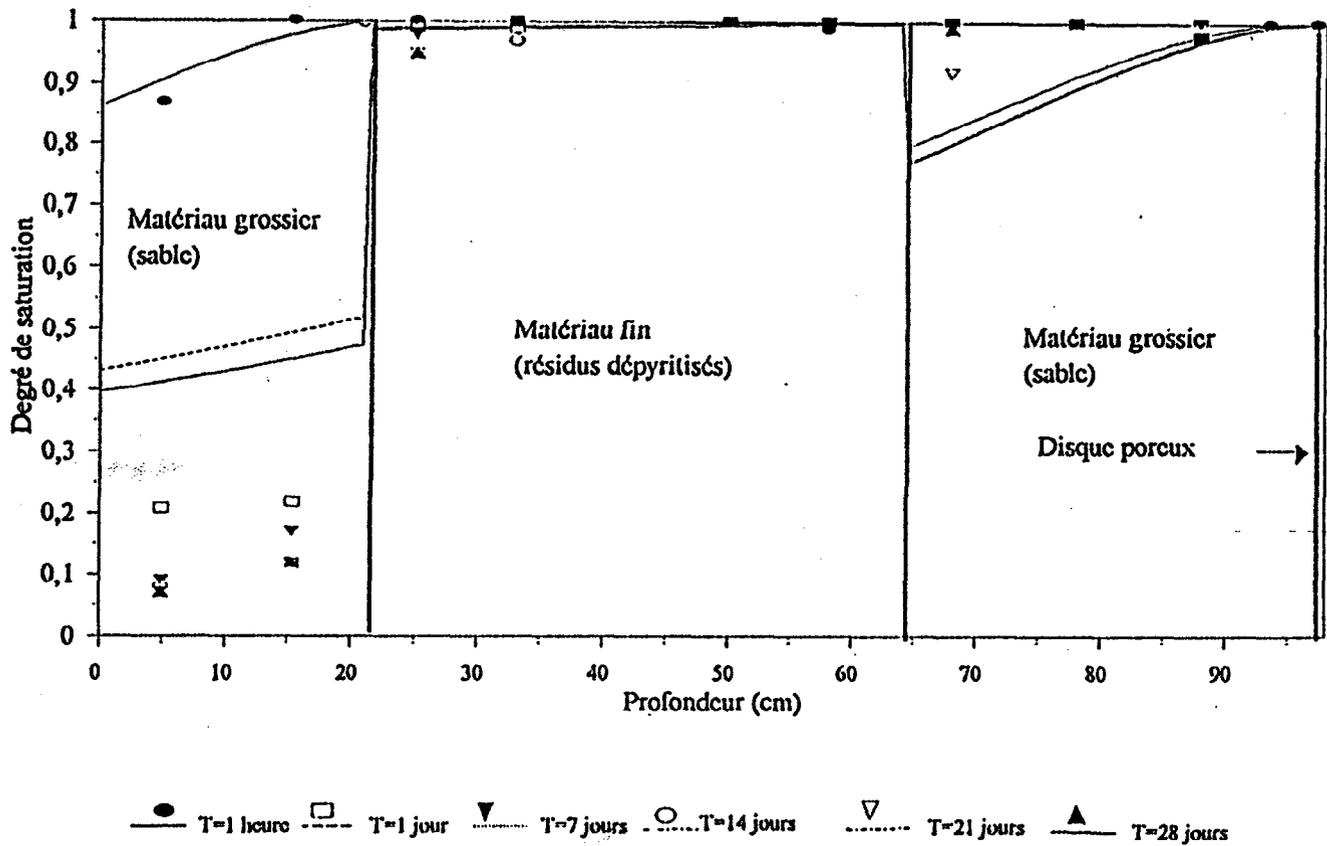


Figure 5.3b Résultats d'essais et simulations des conditions de drainage - Nappe en bas de la colonne

un des sites sélectionnés pour les matériaux de recouvrement (Sigma, Senator, Bevcon et Manitou-Barvu). La couverture multicouche, placée au-dessus des résidus sulfureux du site Solbec-Cupra, se compose de haut en bas d'une couche de sable d'une épaisseur usuelle de 10 à 20 cm, d'une couche de résidus fins non sulfureux (sauf pour ceux de Manitou-Barvu qui renferment environ 3 % de pyrite) d'une épaisseur de 60 cm et, enfin, d'une autre couche de sable d'une épaisseur de 30 cm. Il est à noter que la conception du système de recouvrement en colonne n'a pas été réalisée avec pour objectif d'optimiser sa performance, mais avait plutôt pour but d'établir des conditions représentatives et reproductibles, d'un point de vue physique et numérique.

Deux petites colonnes d'une hauteur de 50 cm chacune (appelées colonnes de référence) ont également été montées avec des résidus sulfureux (Solbec-Cupra) sans couverture, pour mieux mettre en évidence l'effet d'un recouvrement sur la production d'acide due à l'oxydation des minéraux sulfurés.

Périodiquement, 10 cm d'eau sont ajoutés dans toutes les colonnes. L'eau de percolation est alors recueillie à la base de chaque colonne pour être analysée. Les mesures portent sur le pH, le Eh, la conductivité électrique, les teneurs en sulfates et en métaux dissous. Un suivi du profil de température dans les résidus réactifs est également assuré, à l'aide de thermocouples insérés dans les colonnes. La réaction d'oxydation de la pyrite en acide sulfurique et en sulfate ferreux étant exothermique, une augmentation anormale de la température dans les résidus, par rapport à la température ambiante, est un indicateur d'une oxydation éventuelle des sulfures.

Nous présentons ici les principaux résultats obtenus dans les essais en colonnes de contrôle (résidus couverts) et de référence (résidus sans couverture).

La figure 5.4 représente les variations du pH du lixiviat récupéré au bas des colonnes après les cycles d'essais. Sur cette figure et sur celles qui suivent, le trait plein horizontal représente la condition de l'eau ajoutée. Pour les colonnes de contrôle, les 10 cm d'eau n'ont été rajoutés qu'au début du deuxième cycle; les colonnes de contrôle étant initialement saturées, cette quantité d'eau a été fournie par le drainage des couches de sable de la couverture durant le premier cycle. Comme on peut le voir sur ces figures, le pH du lixiviat de la colonne de

COLONNES DE RÉFÉRENCE  
*Résidus non couverts*

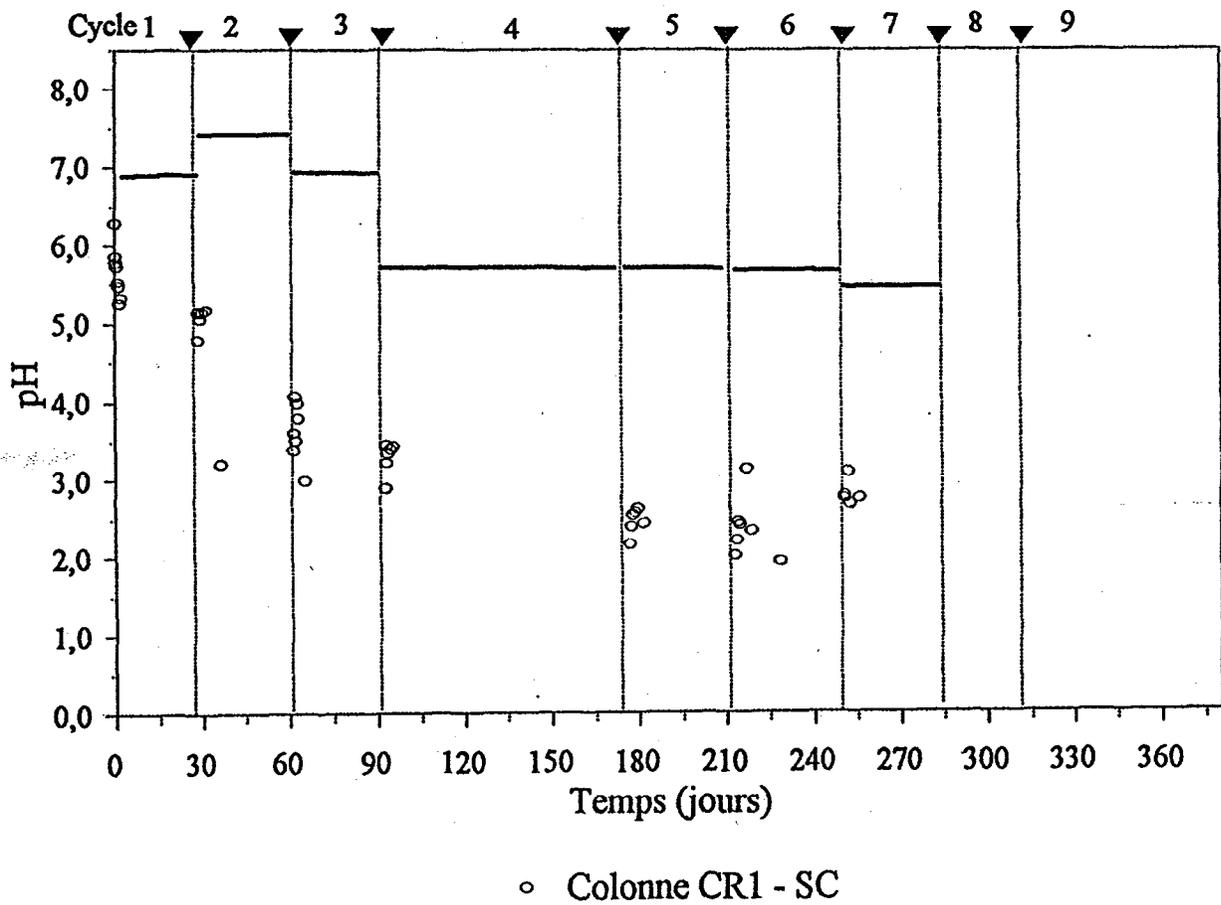
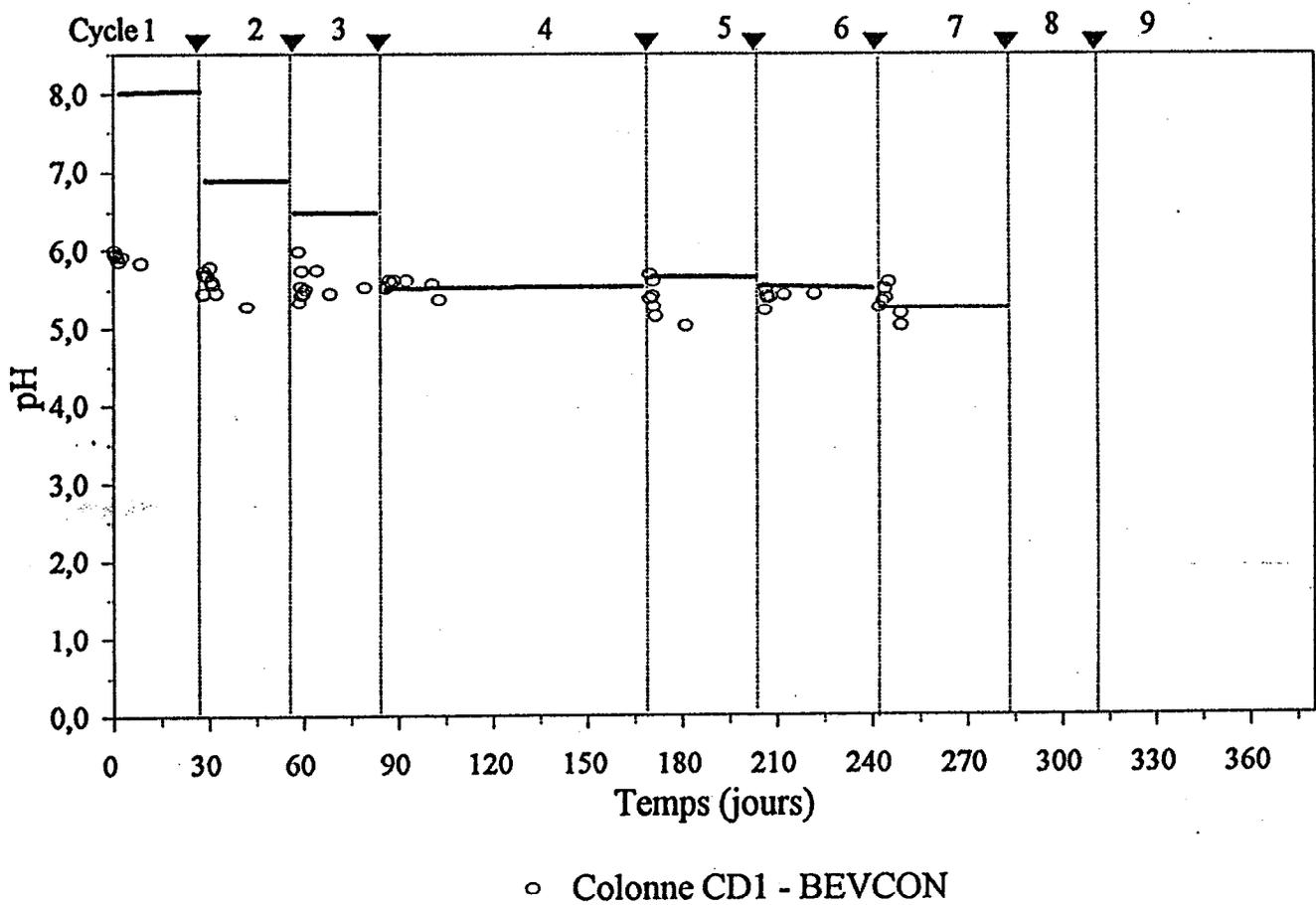
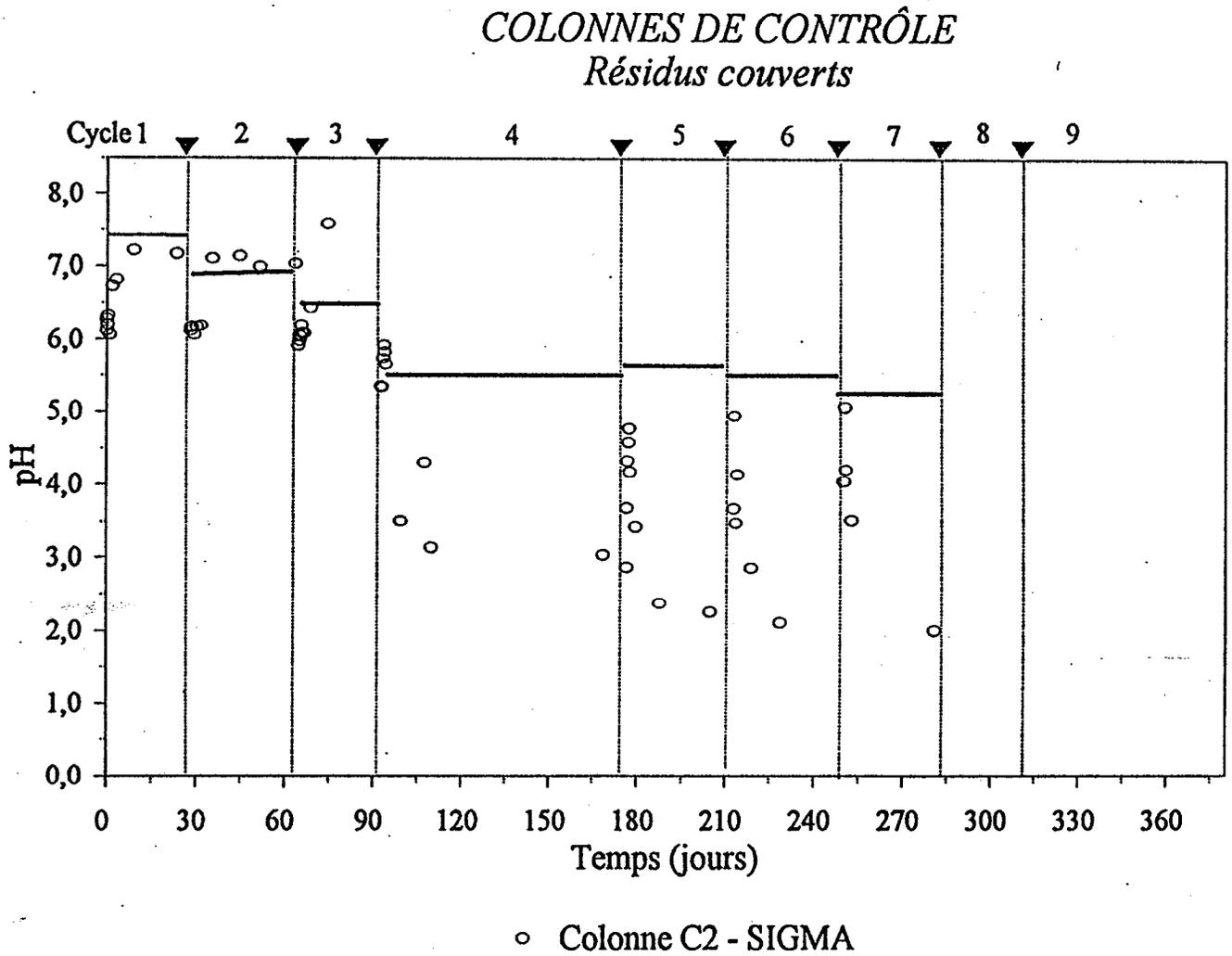


Figure 5.4a · Évolution du pH (non-couverts)

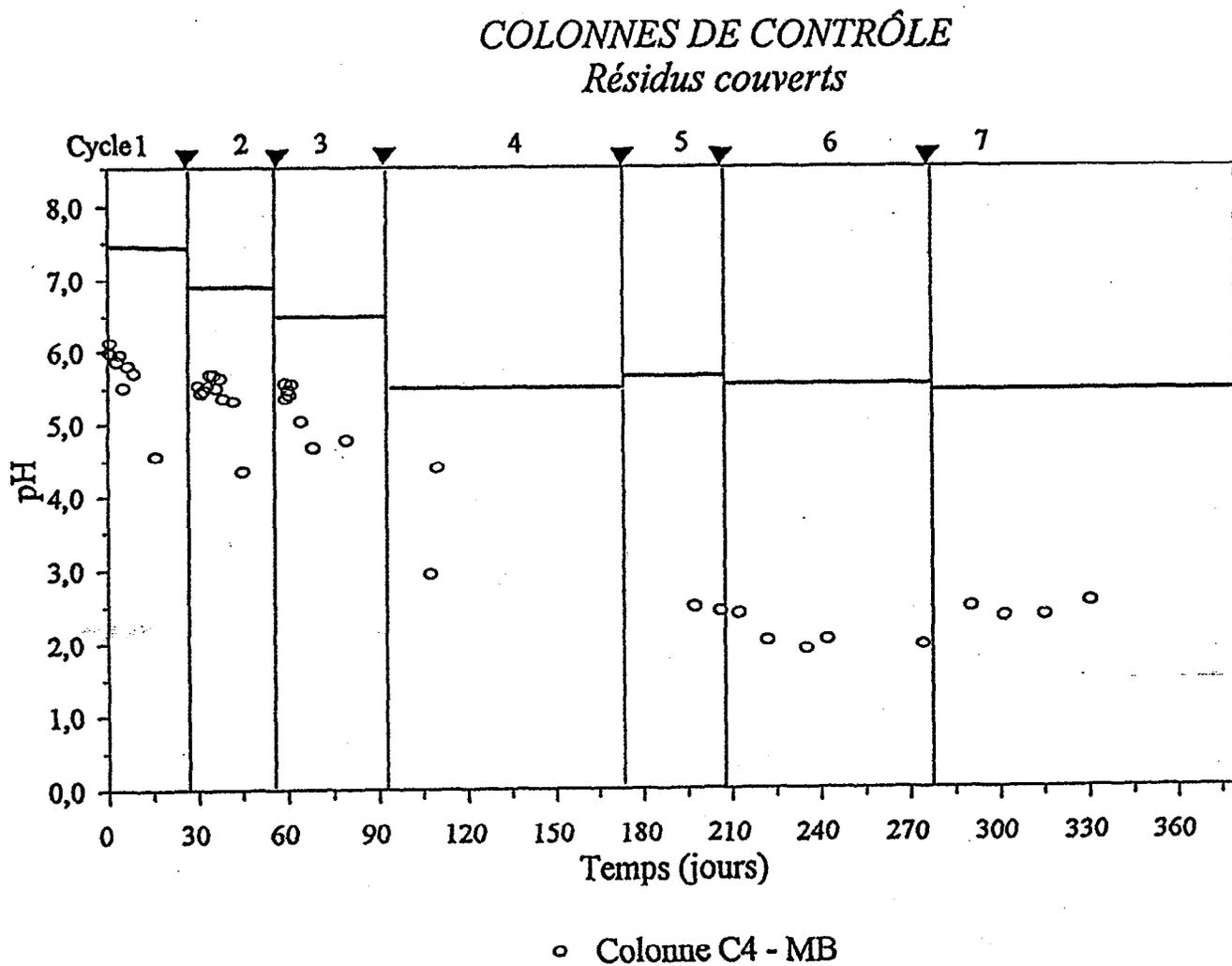
*COLONNES DE CONTRÔLE  
Résidus couverts*



**Figure 5.4b** Évolution du pH (couverture avec Bevcon)



**Figure 5.4c** Évolution du pH (couverture avec Sigma)



**Figure 5.4d** Évolution du pH (couverture avec Manitou-Barvue)

référence (résidus non couverts) a baissé rapidement, alors qu'il demeure plus élevé pour les colonnes de contrôle (résidus couverts), sauf pour certaines colonnes où des problèmes de fuites, d'oxydation préalable et d'infiltration d'oxygène ont été détectés. D'autres résultats sont donnés dans Aachib (1996).

Les analyses de sulfates et de métaux dissous, présentées sur les figures 5.5, 5.6, 5.7 et 5.8, indiquent un taux d'oxydation élevé de la pyrite pour les résidus sans couverture, alors qu'il est nettement plus faible pour les résidus couverts. Cette constatation est d'ailleurs vérifiée par les variations du Eh et de la conductivité du lixiviat (figures 5.9 et 5.10). Une analyse plus approfondie de ces résultats est présentée dans Aachib (1996).

### 5.3 Discussion

Des calculs préliminaires réalisés à partir de l'équation de Millington-Shearer (équation 4.9) ont montré que le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui de l'eau lorsque  $S_r \approx 90\%$  (Aachib et al., 1993, 1994). À cette valeur de saturation, la phase air n'est plus continue et le transport du gaz est réduit à une diffusion à travers les pores remplis d'eau (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993). On peut ainsi estimer que, pour maintenir son efficacité contre la diffusion de l'oxygène, le degré de saturation de la couverture en matériau meuble devrait être constamment proche de cette valeur. Cela devient donc un objectif de conception spécifique.

L'épaisseur  $L$  de la barrière de recouvrement a également une influence importante sur le flux d'oxygène (et sur l'infiltration de l'eau). La figure 5.11 (tirée de Aachib et al., 1993) montre que la réduction effective du flux d'oxygène a surtout lieu dans le premier mètre de l'épaisseur de la couverture. Sur cette figure, l'efficacité est définie par rapport à la réduction du flux d'oxygène, avec ou sans couverture (Nicholson et al., 1989). Au-delà d'une épaisseur d'environ 1 m, l'effet d'une augmentation de l'épaisseur n'améliore que très peu l'efficacité de la barrière.

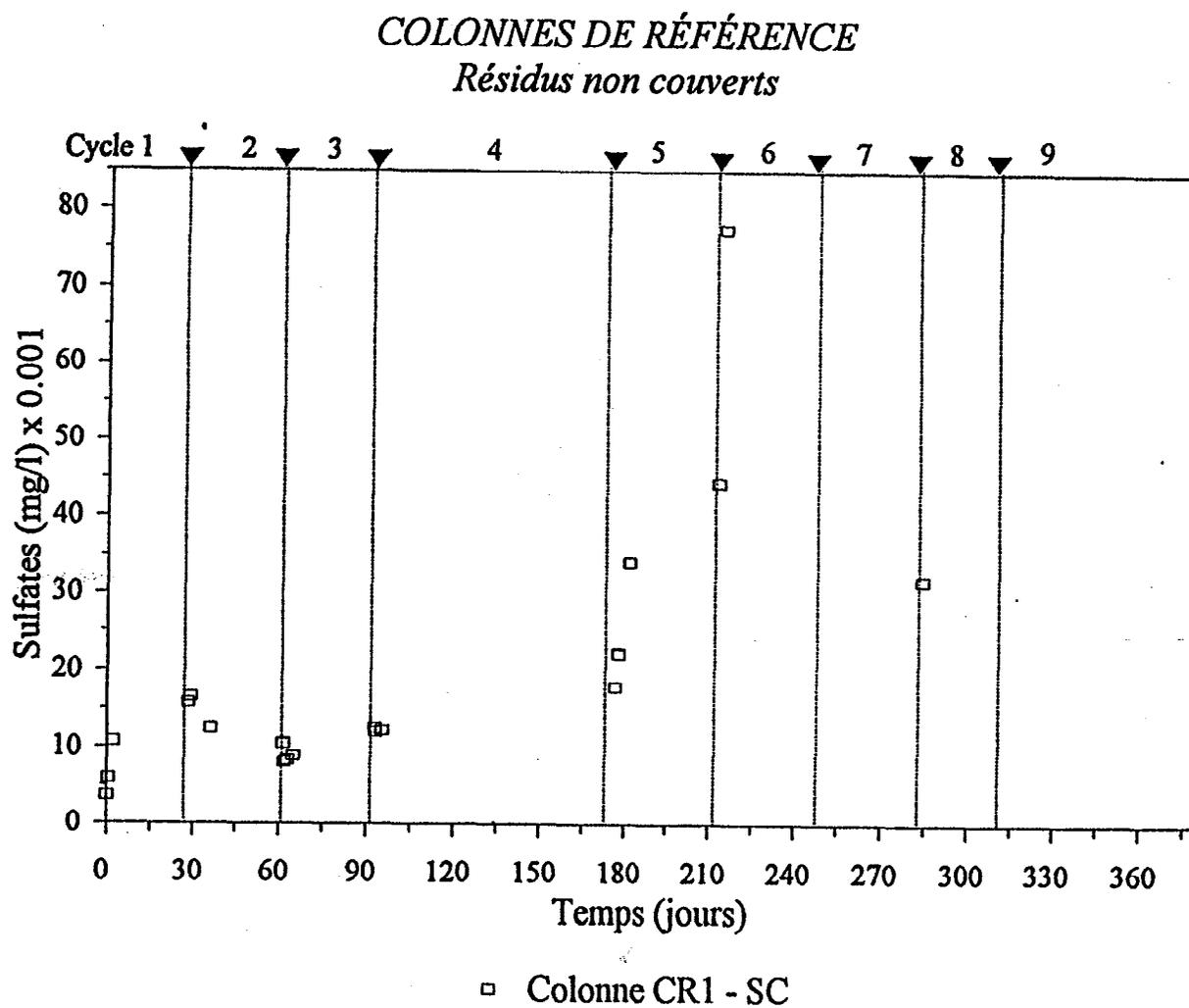


Figure 5.5a Évolution de la teneur en sulfates (non-couverts)

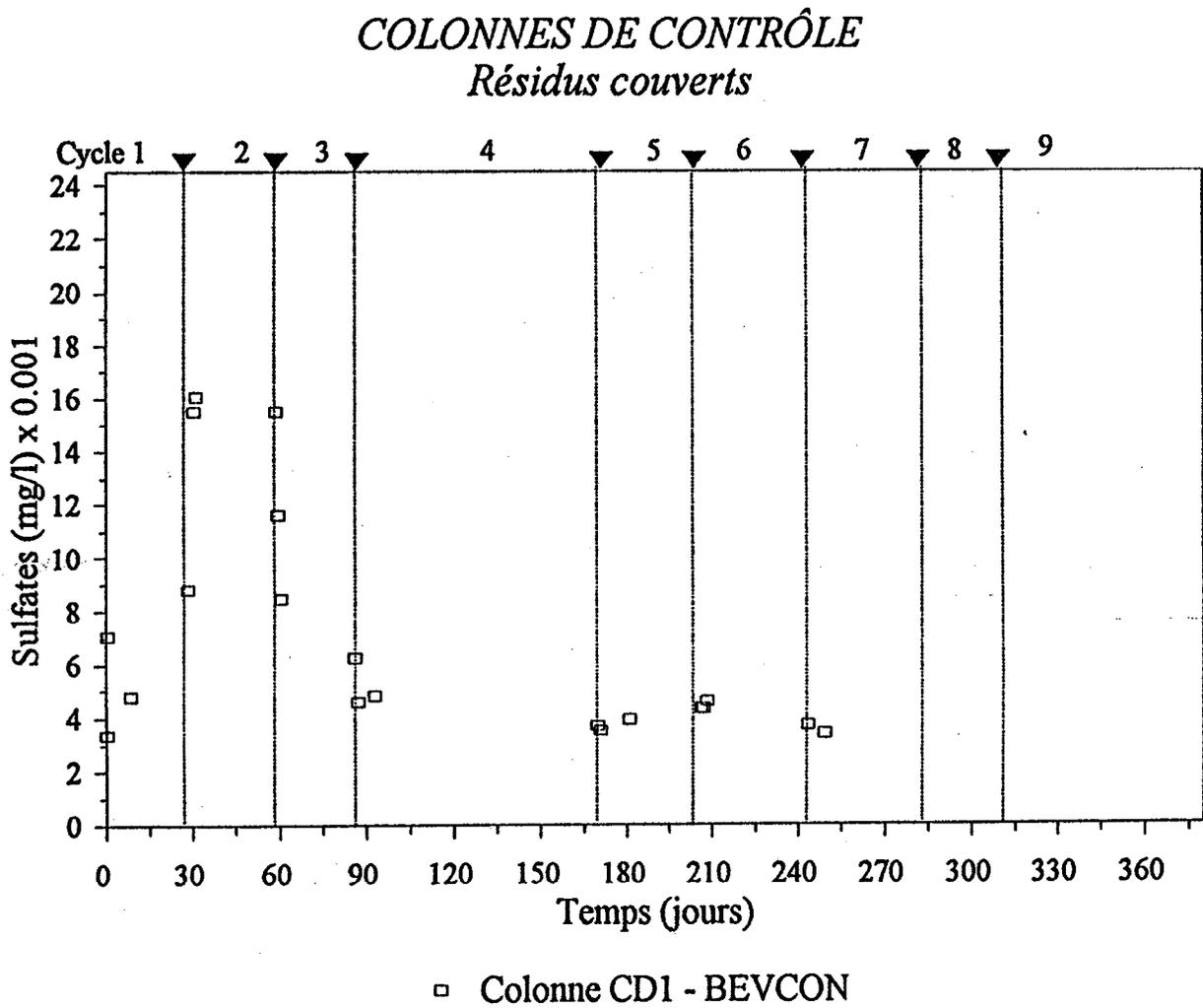


Figure 5.5b Évolution de la teneur en sulfates (avec Bevcon)

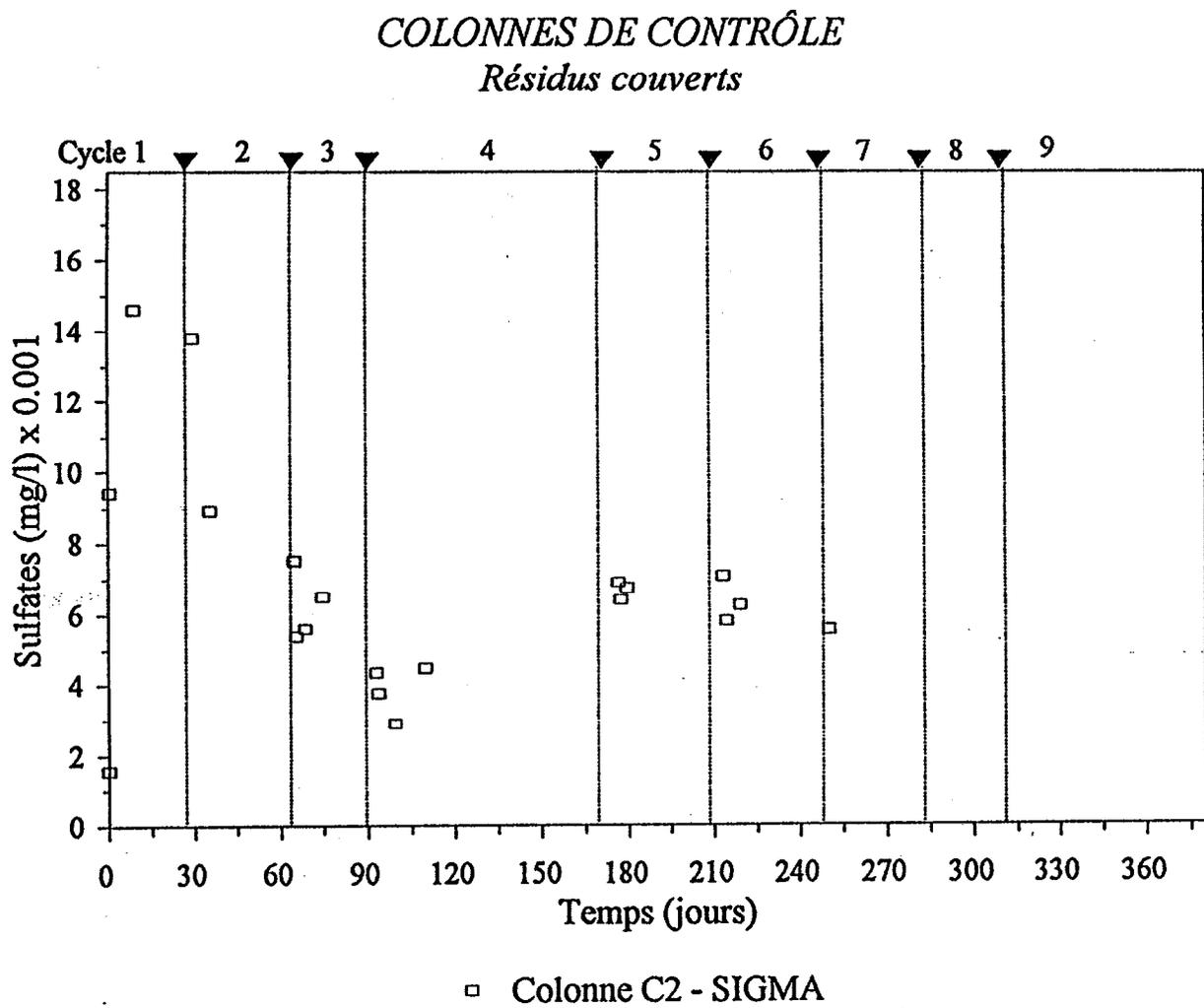


Figure 5.5c Évolution de la teneur en sulfates (avec Sigma)

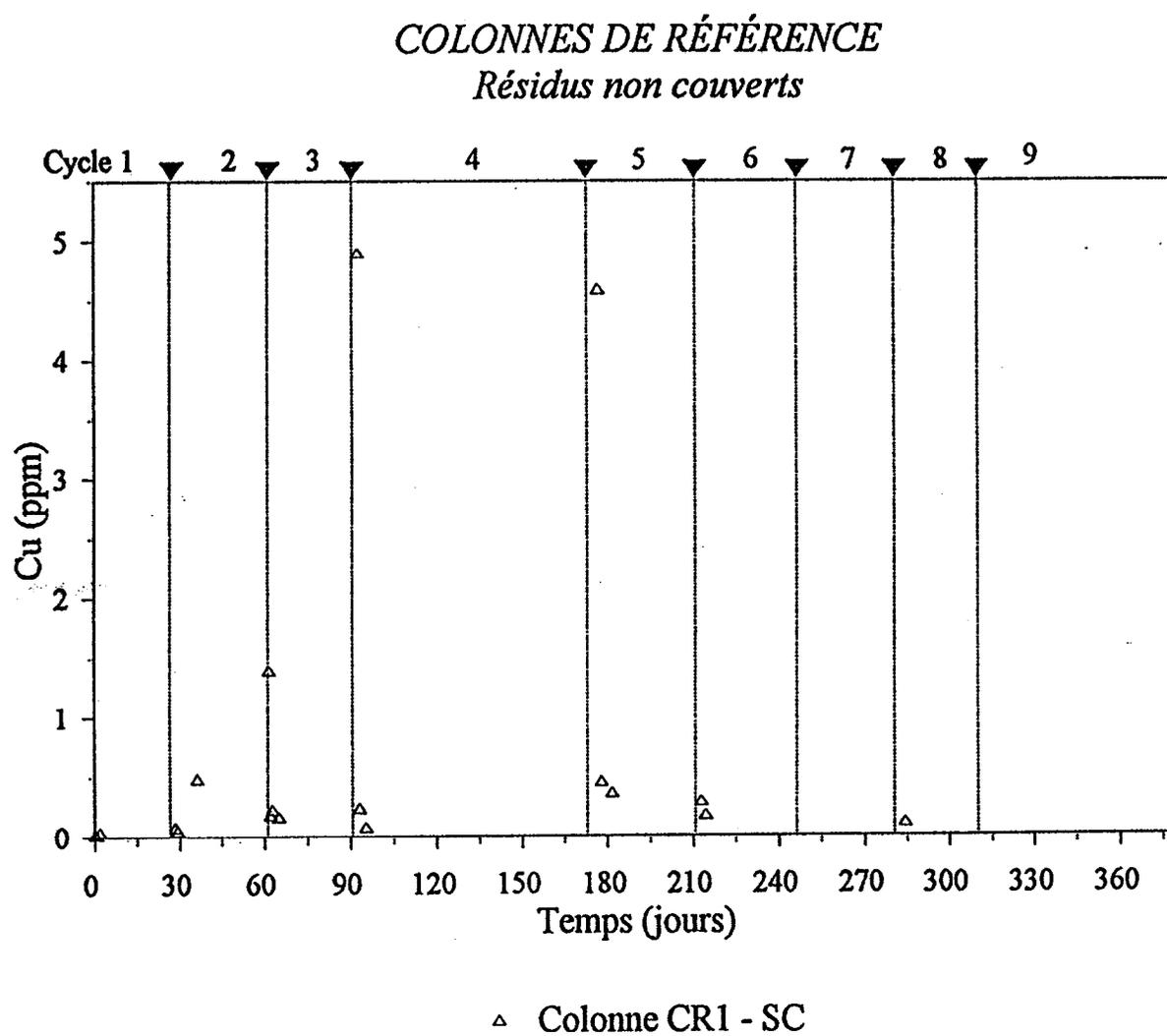
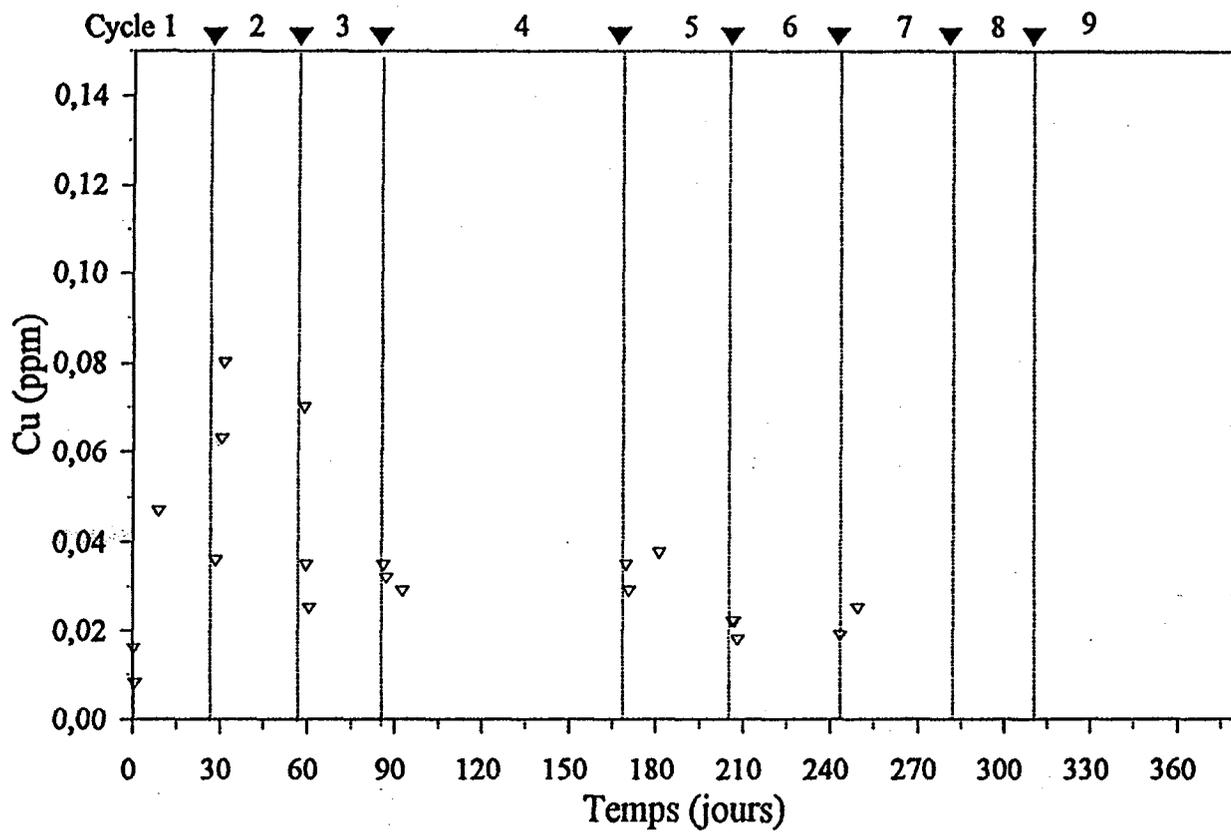


Figure 5.6a Évolution de la teneur en cuivre (non-couverts)

*COLONNES DE CONTRÔLE*  
*Résidus couverts*



▽ Colonne CD1 - BEVCON

**Figure 5.6b** Évolution de la teneur en cuivre (avec Bevcon)

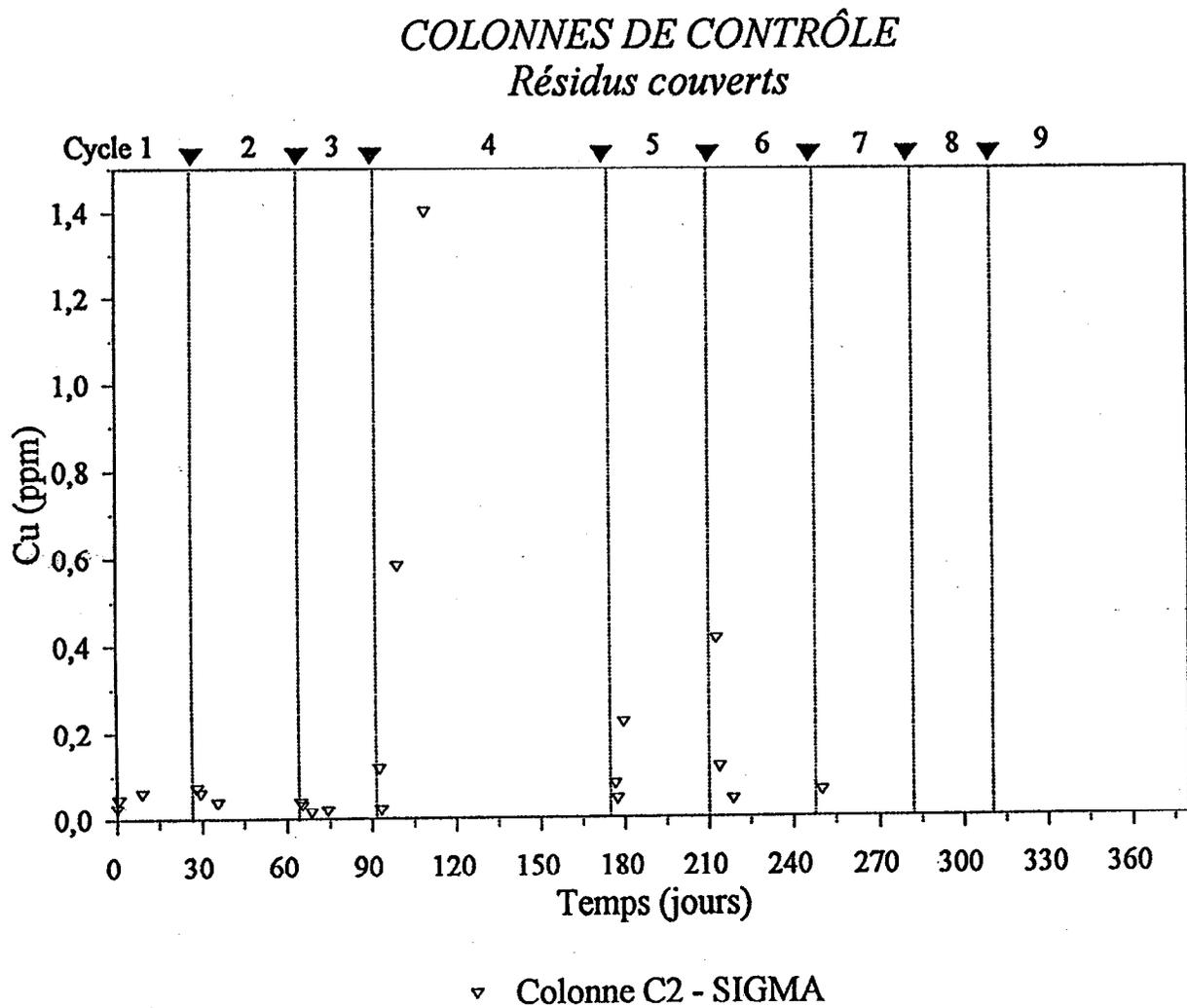
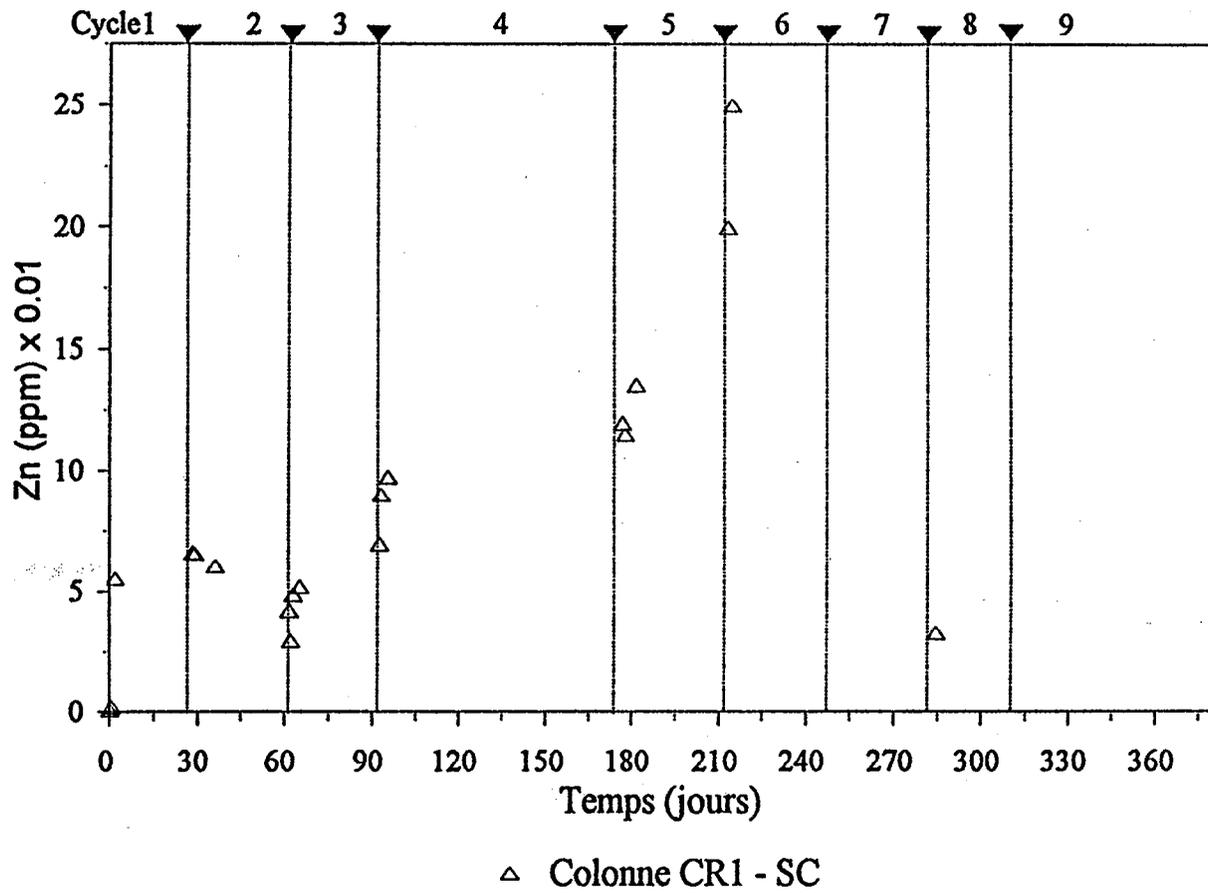


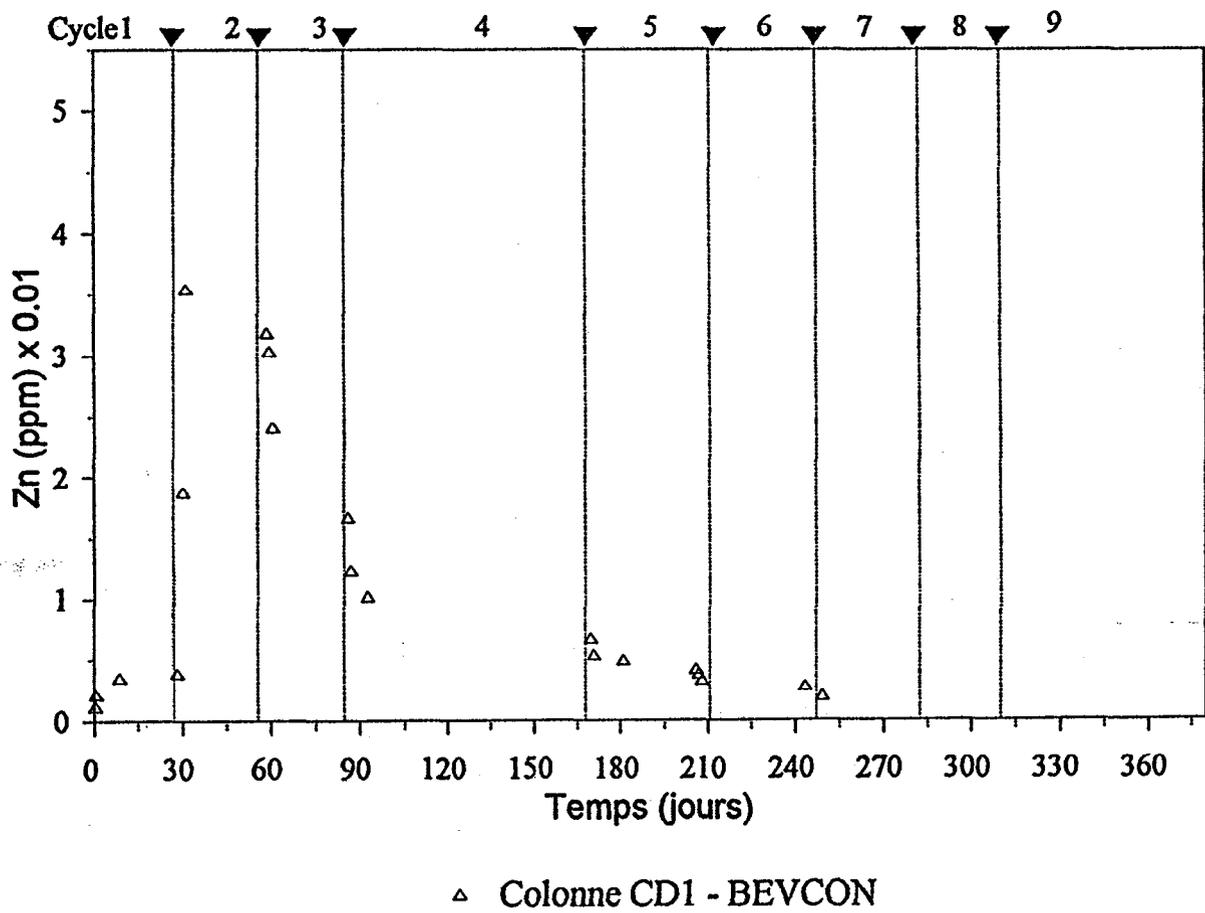
Figure 5.6c Évolution de la teneur en cuivre (avec Sigma)

*COLONNES DE RÉFÉRENCE*  
*Résidus non couverts*



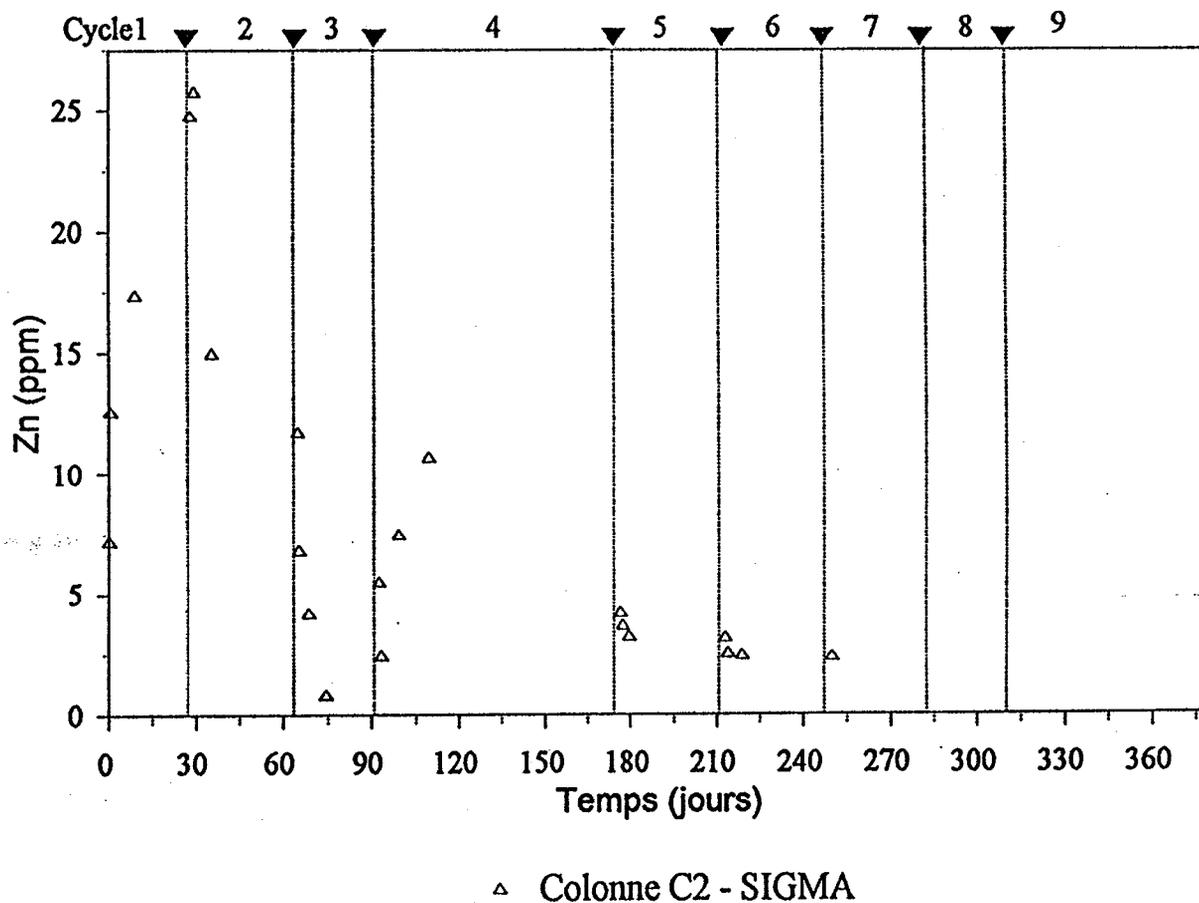
**Figure 5.7a** Évolution de la teneur en zinc (non-couverts)

*COLONNES DE CONTRÔLE*  
*Résidus couverts*



**Figure 5.7b** Évolution de la teneur en zinc (avec Bevcon)

*COLONNES DE CONTRÔLE*  
*Résidus couverts*



**Figure 5.7c** Évolution de la teneur en zinc (avec Sigma)

*COLONNES DE RÉFÉRENCE*  
*Residus non couverts*

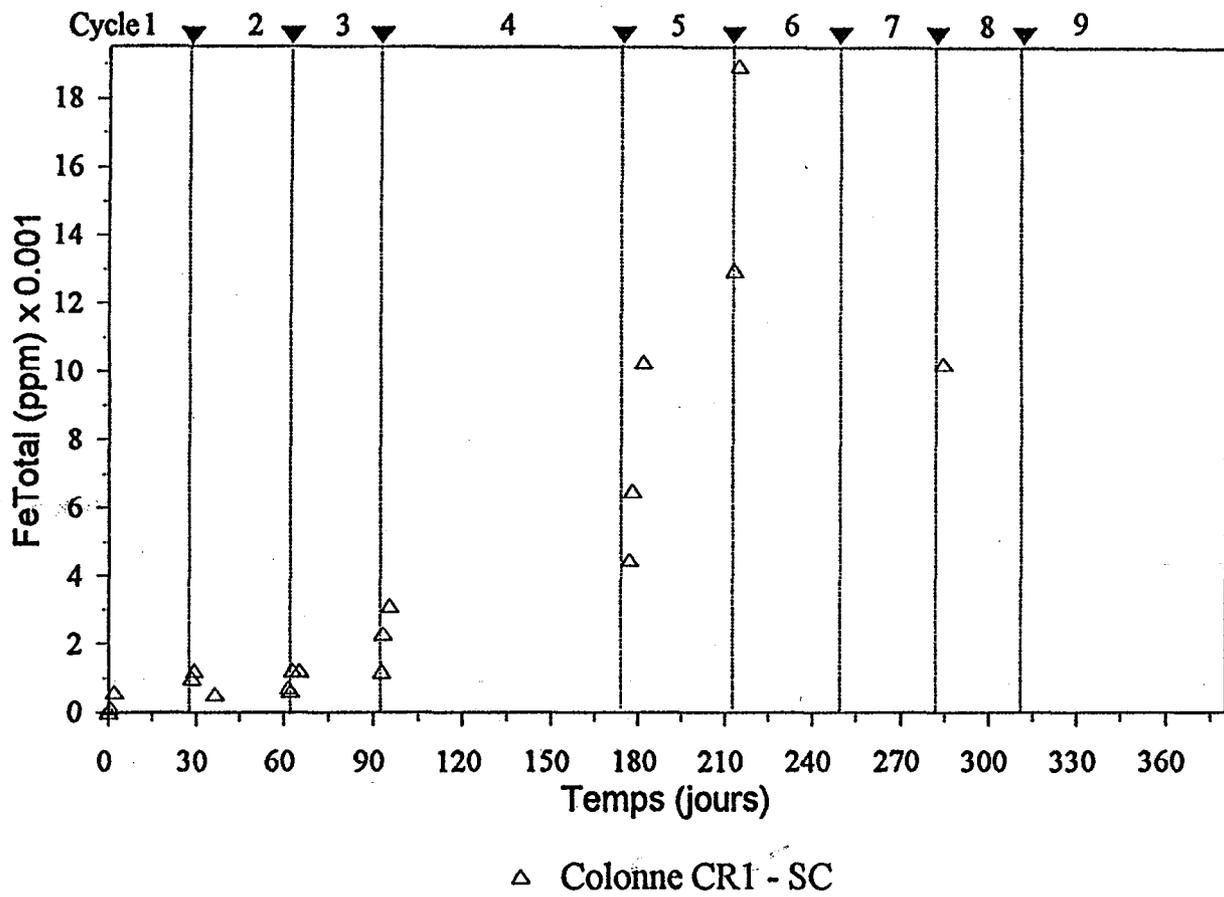
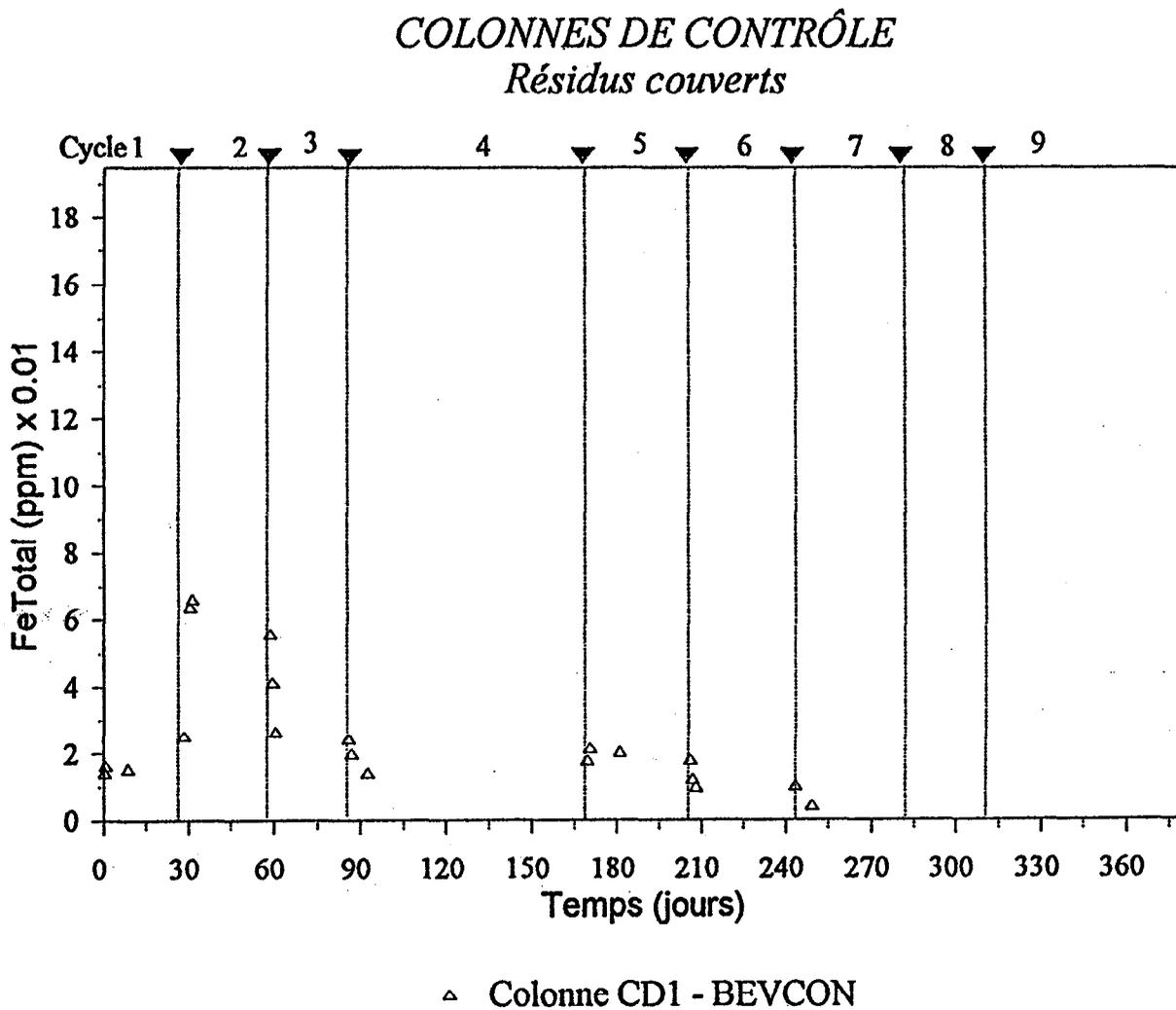


Figure 5.8a Évolution de la teneur en fer (non-couverts)



**Figure 5.8b** Évolution de la teneur en fer (avec Bevcon)

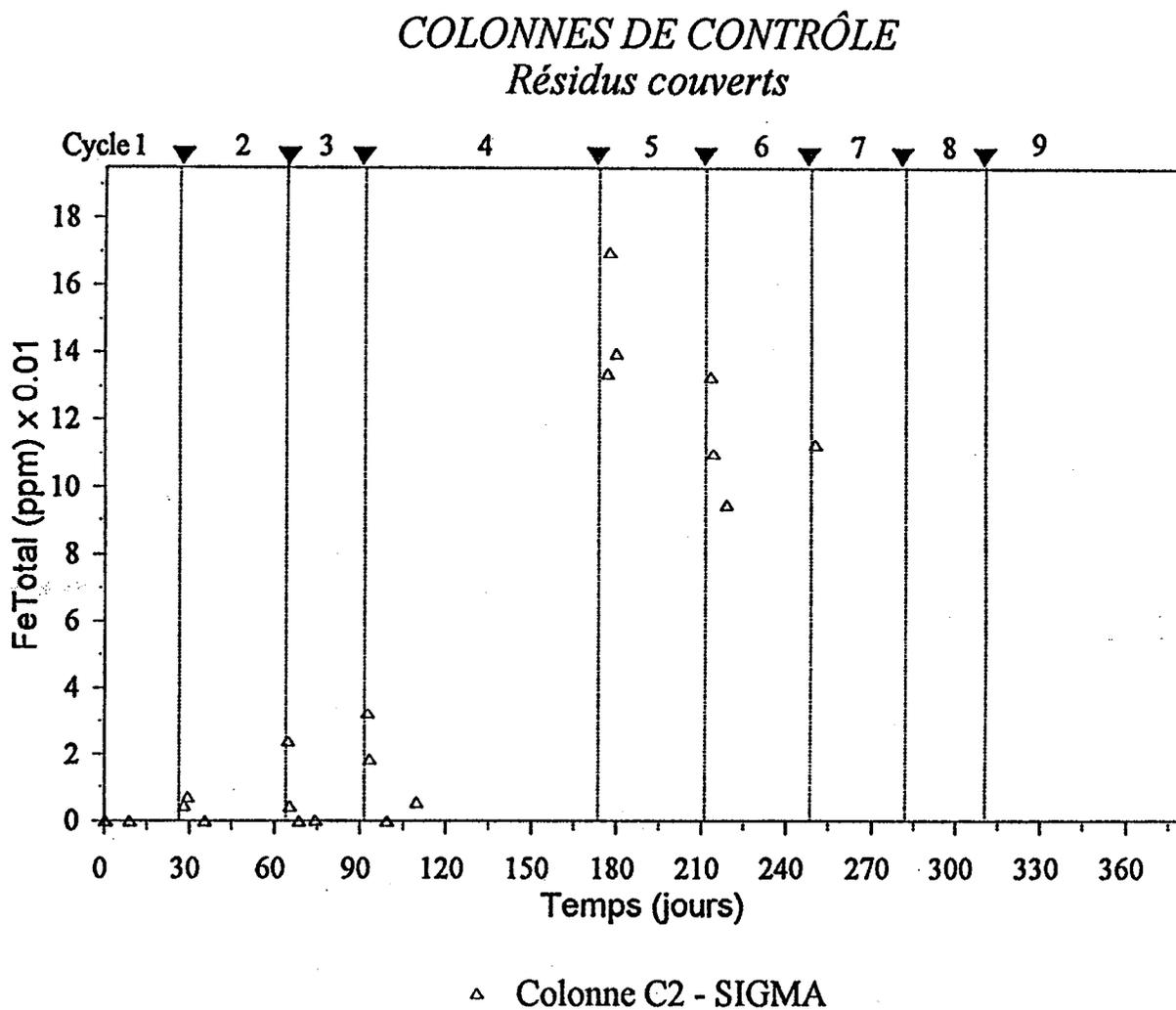


Figure 5.8c Évolution de la teneur en fer (avec Sigma)

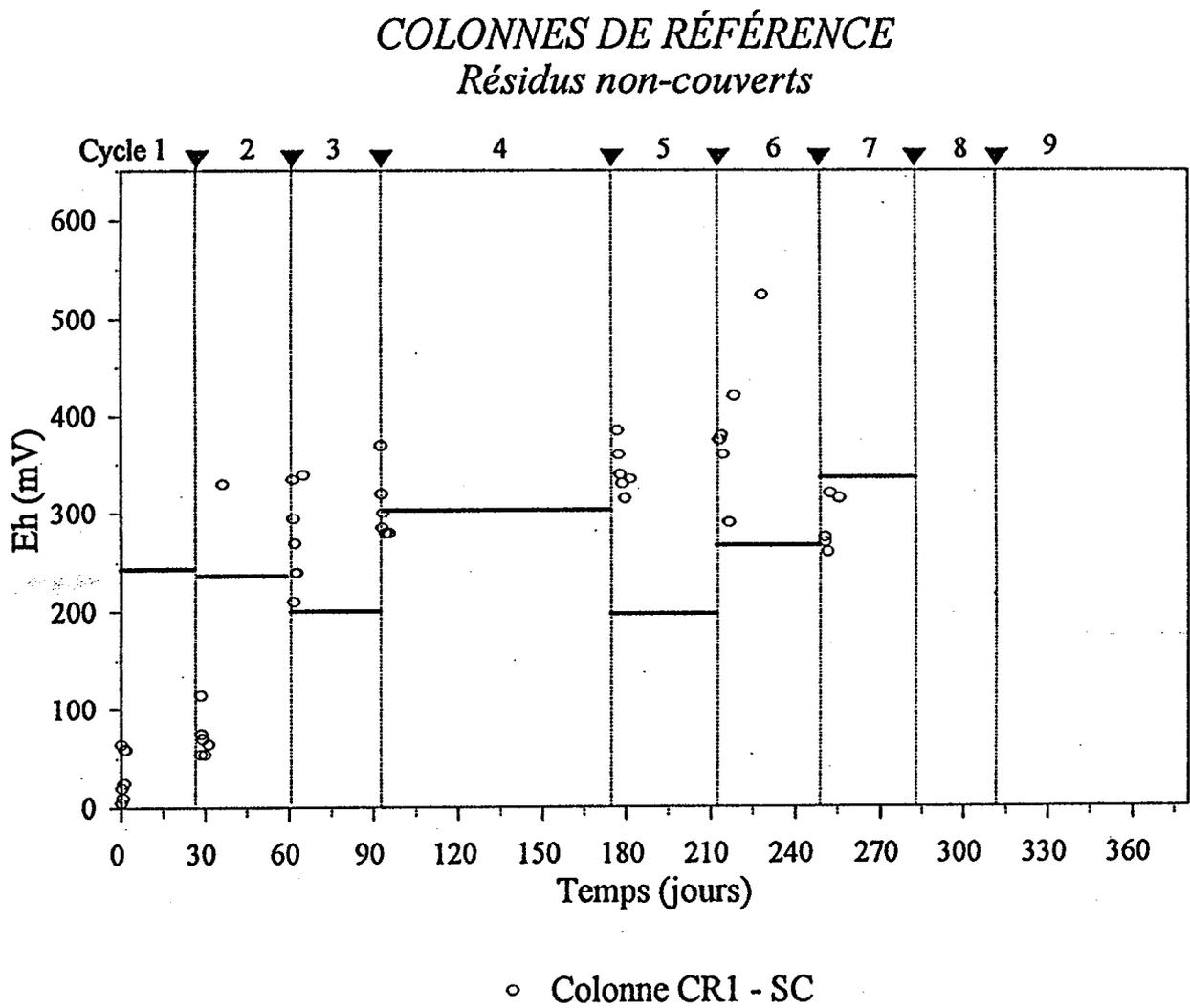


Figure 5.9a Évolution du Eh (non-couverts)

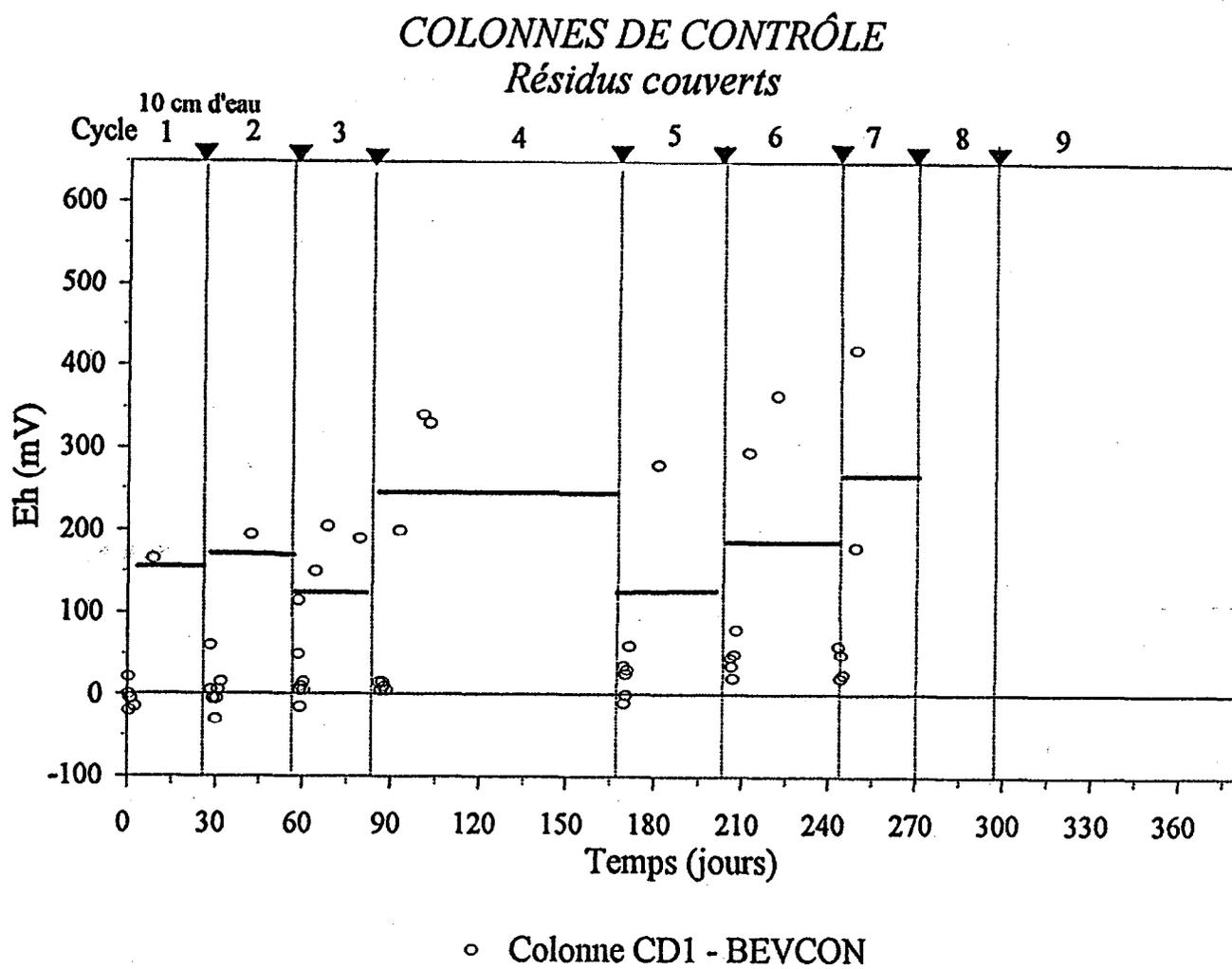


Figure 5.9b Évolution du Eh (avec Bevcon)

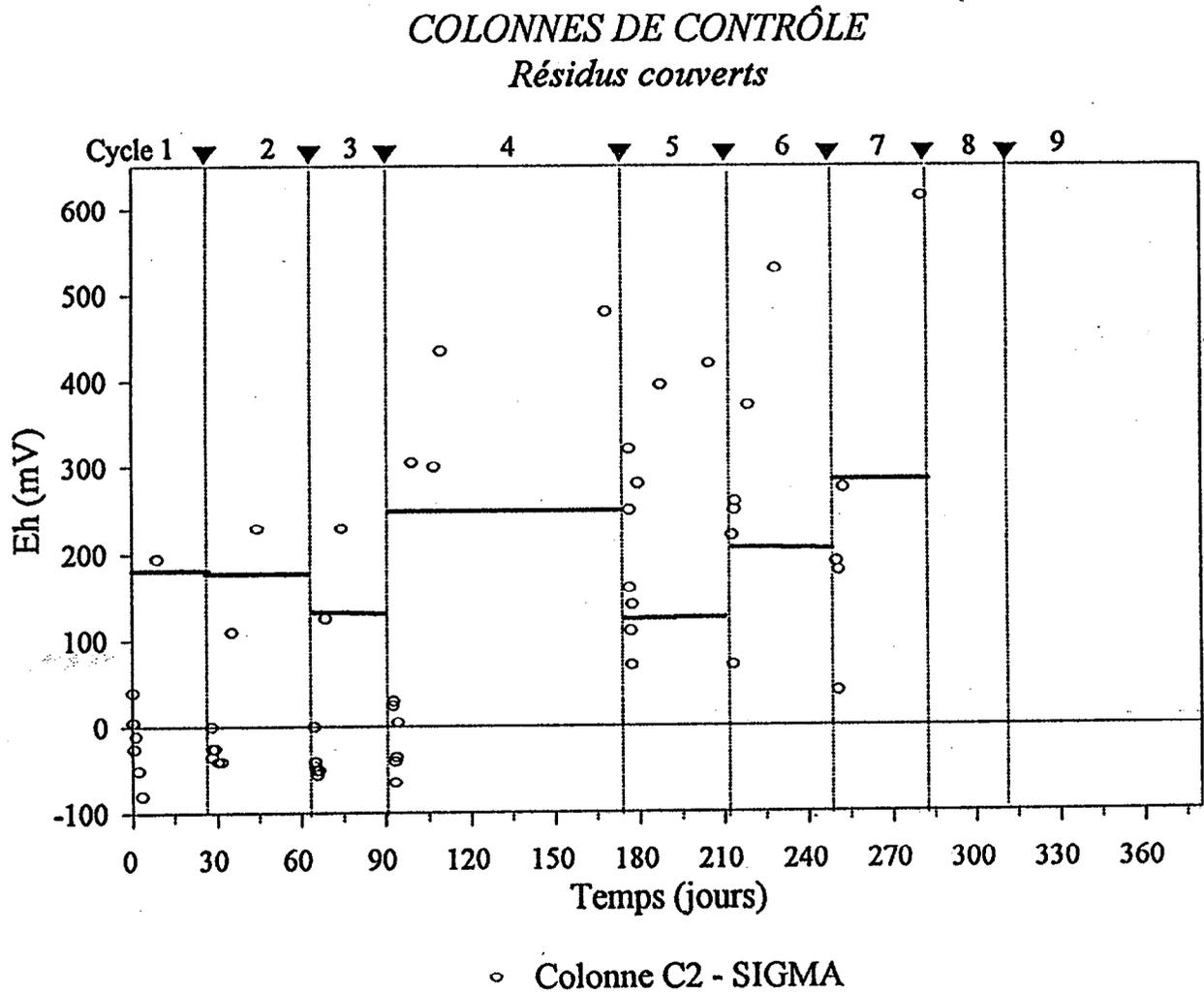


Figure 5.9c Évolution du Eh (avec Sigma)

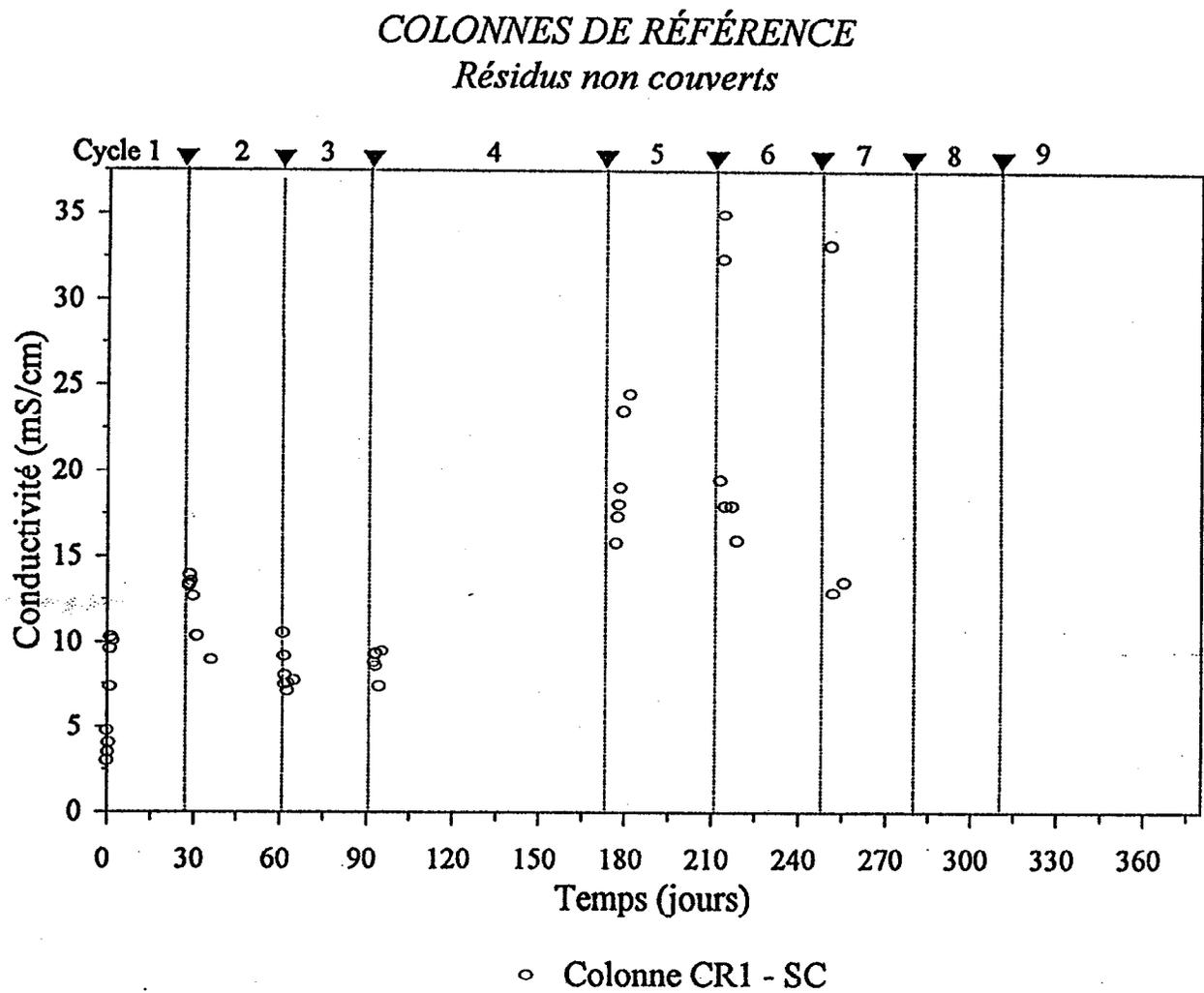
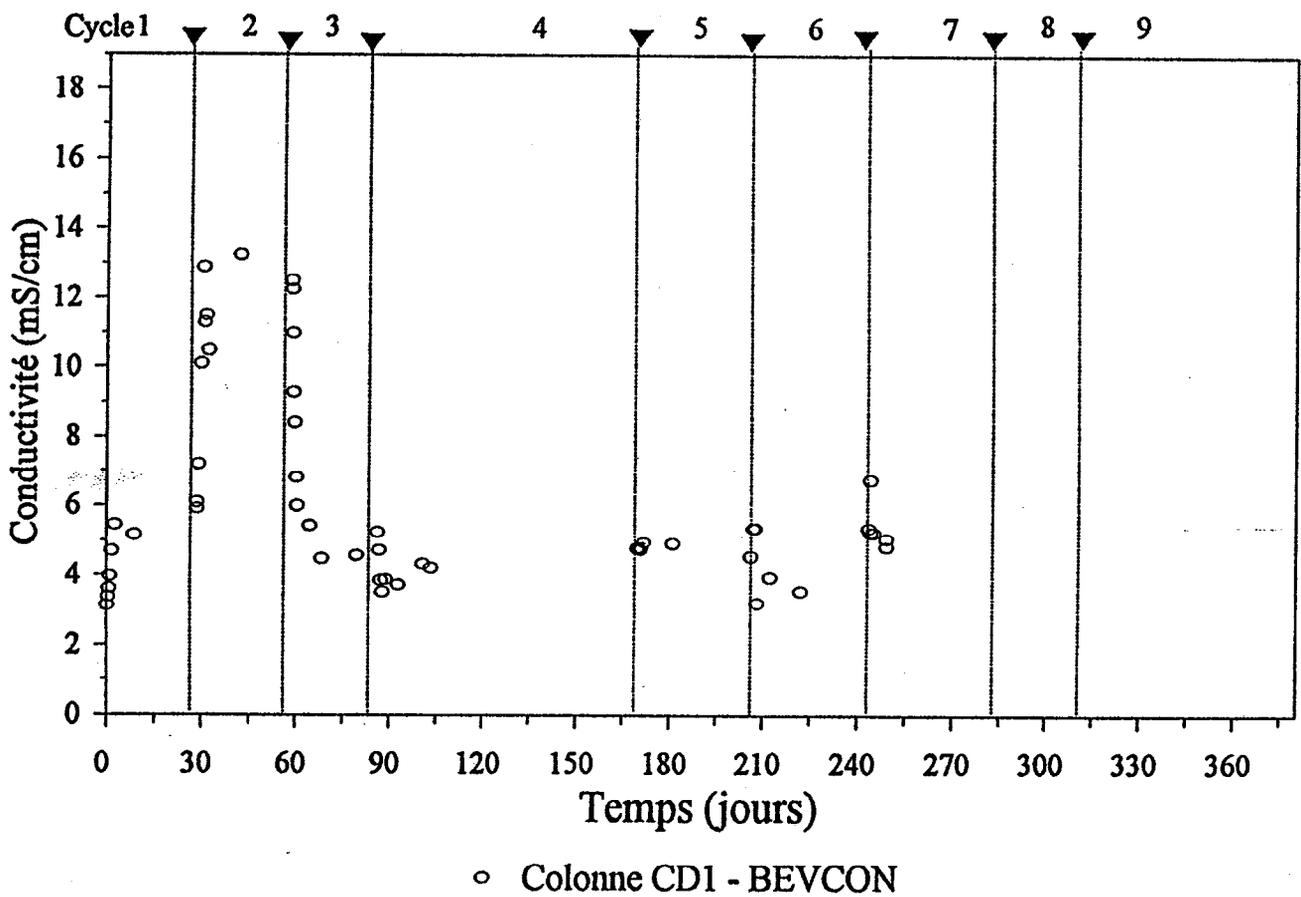


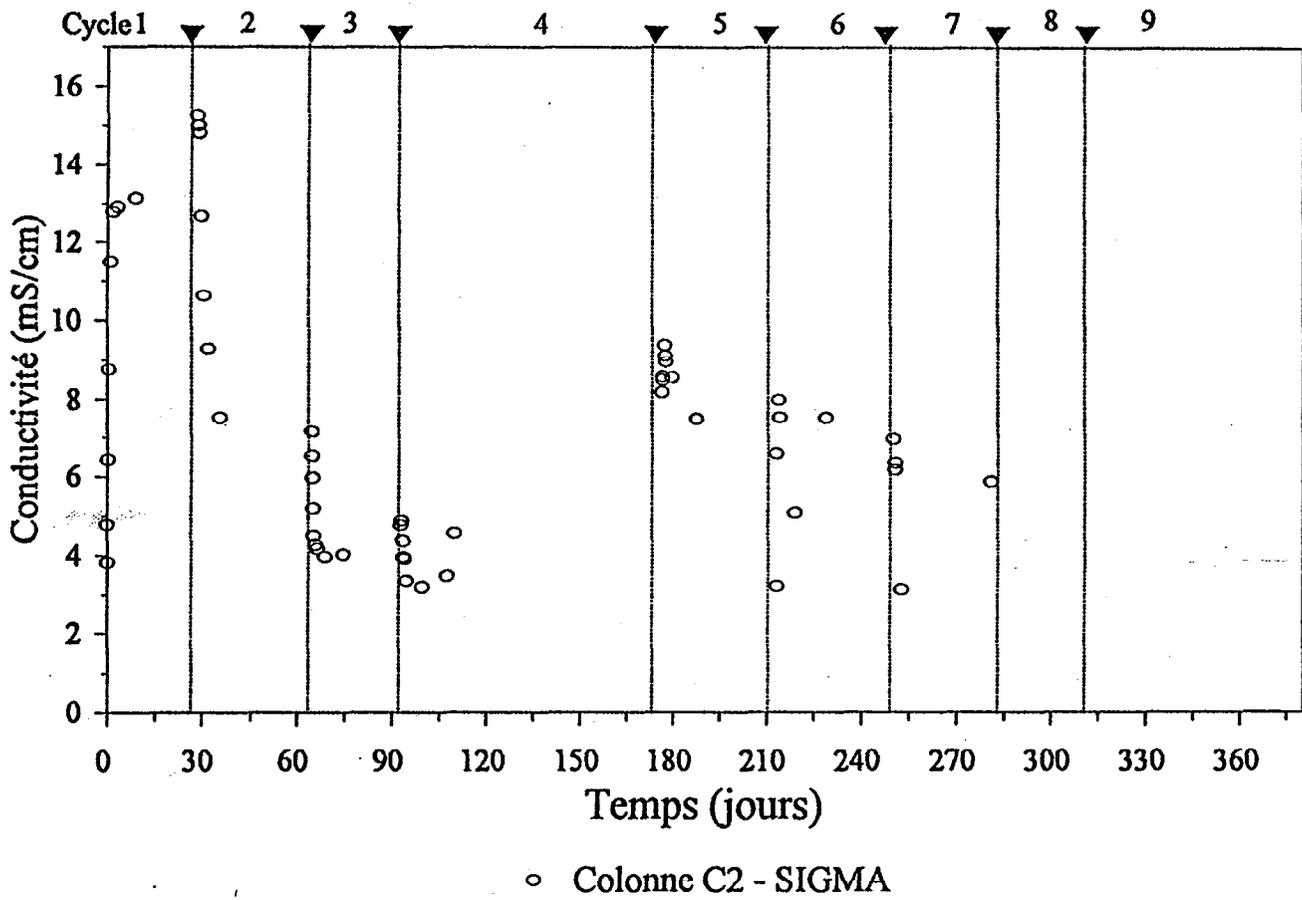
Figure 5.10a Évolution de la conductivité (non-couverts)

*COLONNE DE CONTRÔLE*  
*Résidus couverts*



**Figure 5.10b** - Évolution de la conductivité (avec Bevcon)

*COLONNE DE CONTRÔLE*  
*Résidus couverts*



**Figure 5.10c** Évolution de la conductivité (avec Sigma)

La figure 5.11 confirme aussi l'importance du degré de saturation. Par exemple, on peut observer qu'une couverture ayant 0,5 m d'épaisseur, saturée à 90 %, serait plus efficace qu'une couverture de 4,0 m d'épaisseur avec une saturation de 80 %.

Comme on l'a vu précédemment, la méthode qui paraît la plus efficace et la plus pratique pour maintenir un haut degré de saturation dans le système de recouvrement est celle qui consiste à utiliser le principe de barrière capillaire discuté au chapitre 3. Pour la couche en matériau à forte rétention capillaire, nous avons utilisé dans ce projet des rejets miniers non réactifs (qui n'étaient pas particulièrement fins). Les couches confinantes sont pour leur part constituées d'un sable moyen. Dans une situation réelle, il pourrait toutefois être utile d'utiliser la fraction fine des rejets pour la couche à forte rétention capillaire et la fraction grossière pour remplacer le sable naturel.

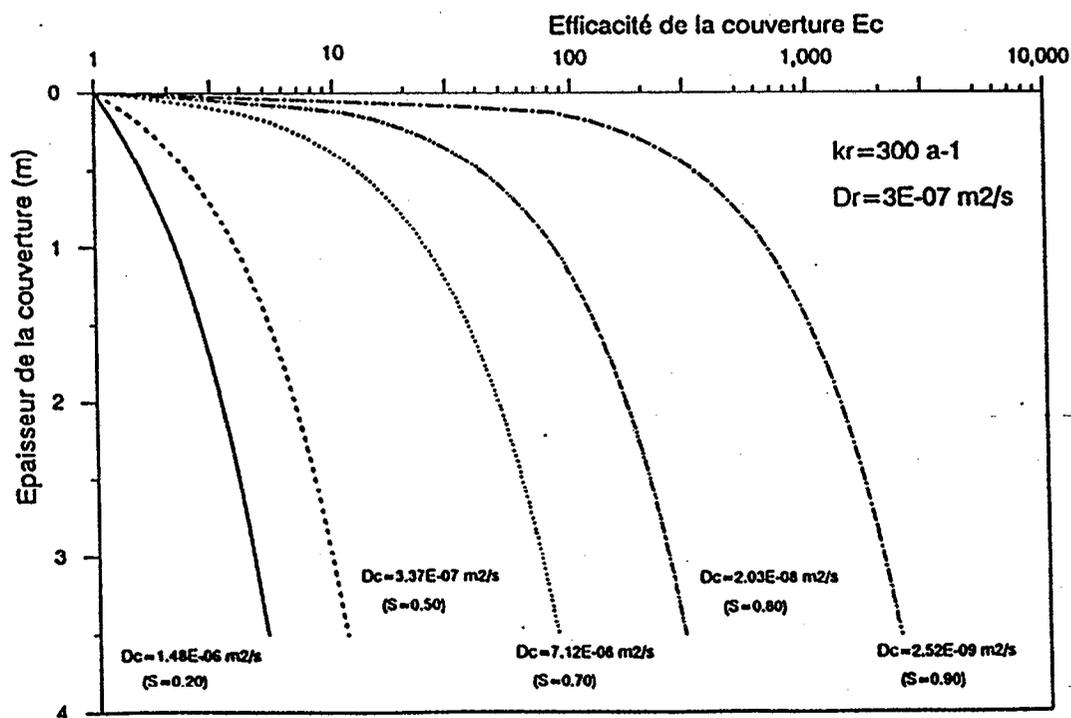
Le résultat des calculs qu'effectués pour une telle couverture ont montré que celle-ci pouvait être efficace pour limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs. La réduction du flux d'oxygène à travers la couverture entraîne une réduction de la production d'acide.

Grâce aux essais en colonne de drainage, on a pu vérifier le principe de barrière capillaire utilisé pour la réalisation des systèmes de recouvrement dans les colonnes de contrôle. Ces essais ont aussi servi à valider les valeurs des caractéristiques hydriques des matériaux de la couverture, pour calibrer les divers modèles de prédiction du comportement du système.

Le modèle numérique utilisé est basé sur l'équation d'écoulement non saturé en milieu poreux indéformable :

$$C_e \frac{\delta \psi}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left[ k \frac{\delta \psi}{\delta z} - k \right] \quad (5.1)$$

où  $C_e$  est égal à  $d\theta/\delta\psi$  (la capacité du milieu),  $z$  est la profondeur à partir de la surface et  $t$  est le temps. Les paramètres utilisés dans le modèle sont calculés, à partir des courbes caractéristiques de succion des matériaux utilisés, avec le programme RETC (Van Genuchten et al., 1991).



**Figure 5.11** Évaluation de l'efficacité du recouvrement en fonction de son épaisseur et du degré de saturation (d'après Achib et al. 1993, 1994)

Les résultats expérimentaux montrent une bonne concordance avec le modèle numérique pour la couche supérieure de sable et pour la couche de résidus miniers (figure 5.3). Toutefois, après quelques jours de drainage, l'effet de l'évaporation commence à devenir significatif, ce qui explique le léger décalage entre les points expérimentaux et ceux calculés dans la couche de sable. Cet effet peut être introduit dans les simulations (Wilson et al., 1991, 1993, 1994). Notons néanmoins que l'épaisseur affectée par l'évaporation ne dépasse usuellement pas 15 cm dans la couche de sable, ce qui met bien à l'abri la couche de matériau fin sous-jacente. Cette dernière maintient un haut degré de saturation ( $> 90 \%$ ) après 28 jours de drainage libre, ce qui est conforme à la théorie.

Sur la figure 5.3b, on constate cependant sur les résultats expérimentaux que la couche de sable en dessous demeure elle aussi pratiquement saturée. Cela peut être dû aux conditions aux limites en bas de la colonne qui ne correspondent pas à ceux d'un drainage libre, notamment en raison de la présence d'un disque poreux qui crée une résistance à l'écoulement. Cela peut aussi être attribué à une pression d'air réduite dans les pores, due à l'écoulement de l'eau qui crée une succion dans la phase gazeuse. Ce dernier aspect n'est pas inclus dans la simulation numérique.

Pour assurer un bon drainage de la couche de sable inférieure, une plus grande épaisseur serait souhaitable. Il serait aussi avantageux d'avoir une granulométrie plus grossière. Cette couche devrait se désaturer jusqu'à sa teneur en eau résiduelle afin d'éliminer toute possibilité de remontée d'eau contaminée des résidus sulfureux vers la couche en matériau fin. Une fois désaturée, cette couche restreint l'écoulement, car elle devient moins perméable que la couche du dessus (chapitre 3; Bussière et al., 1995).

À partir des résultats des essais et des simulations effectuées, quelques règles pratiques peuvent être déduites. Ainsi, la couche de sable non capillaire (couche E de la figure 2.1), placée sur les résidus miniers réactifs, devrait avoir une épaisseur supérieure au AEV (et idéalement à deux fois le AEV) pour assurer un bon drainage. Pour ce qui est de la couche de matériau fin (couche D) placée au-dessus, on a vu qu'il n'y a pas beaucoup d'avantages à avoir une épaisseur supérieure à environ 1 m. La couche drainante (C) devrait avoir une épaisseur d'au moins 30 cm. Pour ce qui est des couches de protection (B) et de surface (A), les lignes directrices présentées au chapitre 2 demeurent valables.

En ce qui a trait à la représentation physique des systèmes de recouvrement placés sur des matériaux réactifs, les résultats obtenus sont encourageants, mais pas toujours concluants. Comme point de départ, on sait que le pH du lixiviat des colonnes de référence (résidus non couverts) baisse très rapidement après 28 jours de drainage et se stabilise autour de 2,0 après 6 mois environ. Les analyses de sulfates indiquent un taux d'oxydation des sulfures très élevé. Le niveau de sulfate est nettement plus grand que dans les colonnes de contrôle où les résidus miniers sont couverts par le système multicouche discuté plus haut. Par exemple, la quantité de sulfates libérée par les colonnes de référence atteint environ 366 g/l après 280 jours de lessivage, alors que pour les colonnes de contrôle, elle varie usuellement autour de 140 à 150 g/l (et ce, malgré l'oxydation préalable des sulfures de fer - voir plus loin).

Également, des niveaux élevés de cuivre (5 mg/l), de zinc (2 500 mg/l) et de fer (19 000 mg/l) sont atteints dans les colonnes de référence. Pour la colonne de contrôle CD1, les valeurs mesurées les plus élevées sont de 0,08 mg/l pour le cuivre et de 355 mg/l pour le zinc et de 664 mg/l pour le fer. De façon générale, on note d'ailleurs une bonne corrélation entre les teneurs en métaux et en sulfates (figures 5.6 à 5.8). La conductivité suit également la même tendance (figure 5.9).

Ces résultats confirment le rôle important d'un degré de saturation élevé ( $\geq 90\%$ ) dans une couverture en matériau meuble, quant à la réduction du drainage minier acide. Un tel système de recouvrement peut donc jouer son rôle comme mesure de contrôle de l'oxydation des résidus sulfureux.

Néanmoins, puisque les systèmes de recouvrement n'ont pas été conçus de façon optimale, la réduction de DMA atteinte n'est pas aussi importante qu'elle pourrait l'être si chaque système de recouvrement avait été conçu en fonction des propriétés propres aux matériaux employés. Pour cela, il faut connaître a priori toutes les propriétés nécessaires (telles que présentées au chapitre 4) et faire une modélisation spécifique et détaillée.

D'autre part, on constate sur les figures 5.4 à 5.10 que certaines colonnes n'ont pas rempli pleinement leur rôle. Cela est illustré par certaines valeurs de pH relativement faibles. Les raisons qui expliquent cela sont de deux ordres. La première est que dans plusieurs colonnes,

il y avait déjà un début d'oxydation et de génération d'acide lors du montage et ce, même si des précautions étaient prises pour éviter que les résidus de Solbec-Cupra ne soient oxydés. Ce phénomène est confirmé par les basses valeurs du pH dès les premiers cycles. Néanmoins, même dans ces cas, on peut constater que le pH diminue beaucoup moins que pour les colonnes de contrôle.

La deuxième raison qui explique le mauvais fonctionnement de certaines colonnes est le fait que des fuites et des infiltrations existaient dans les colonnes (encore une fois, malgré les précautions prises). Ainsi, les trous dans les parois, pour insérer les sondes RDT et les thermocouples, se sont révélées des points où l'oxygène pouvait s'infiltrer dans la colonne (en dépit des mesures d'étanchéité adoptées). Aussi, il est possible qu'il y ait eu une certaine diffusion de l'oxygène à travers le PVC des colonnes. L'ajout de graisse à vide sur les parois de certaines colonnes a ultérieurement permis de régler ce problème (voir Aachib, 1996).

Nonobstant ces difficultés expérimentales, les résultats les plus représentatifs sont conformes aux attentes. D'autres expériences à venir, pour lesquelles on pourra tirer profit des leçons apprises ici, seront utiles pour étudier d'autres configurations, dans le but d'optimiser la conception des systèmes de recouvrement multicouche.

## 6. CONCLUSIONS

Dans ce rapport, les auteurs ont présenté les principaux résultats d'une étude en laboratoire visant à évaluer la possibilité d'utiliser des résidus miniers (rejets du concentrateur) dans un système de recouvrement multicouche visant à contrôler la production d'eaux de drainage minier acides (DMA) à partir de rejets réactifs. Les principes généraux qui sous-tendent ce projet ont été énoncés au chapitre 1. Pour mieux situer le projet dans un contexte élargi, divers éléments relatifs à la conception des barrières de recouvrement pour différents types de déchets ont été présentés au chapitre 2. Puis, au chapitre suivant, les principes inhérents aux effets de barrière capillaire sont énoncés. Le chapitre 4 montre les résultats de l'ensemble des essais en laboratoire réalisés sur les résidus miniers sélectionnés pour cette étude. Ceux-ci incluent la minéralogie, la granulométrie, les limites de consistance, la consolidation, la conductivité hydraulique, les courbes caractéristiques de succion et le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène dans le milieu partiellement saturé. Enfin, au chapitre 5, on aborde la modélisation physique et numérique des systèmes de recouvrement. On y traite des essais de drainage en colonne sur des systèmes multicouches et des essais pour évaluer l'efficacité de recouvrements placés sur des résidus réactifs.

L'ensemble des résultats obtenus supporte pleinement les hypothèses de travail : il est possible de contrôler la production de DMA à partir d'une barrière de recouvrement comprenant des couches de matériaux grossiers (sable) et une couche de matériaux fins (silt). Un tel système, qui pourrait être construit à partir des fractions fines et grossières des rejets de concentrateur, vise à réduire l'infiltration de l'eau et la migration de l'oxygène à travers la barrière. Par exemple, les résultats de calculs montrent qu'avec une couche de matériau fin d'une épaisseur d'environ 0,5 m (entre deux couches de matériaux grossiers) permet d'abaisser le flux d'oxygène vers les rejets par un facteur proche de 1 000, ce qui devrait être suffisant pour réduire la production de DMA à un niveau acceptable.

Bien que le dimensionnement optimal d'un système de recouvrement multicouche ainsi constitué requiert une évaluation détaillée des propriétés des matériaux utilisés et des conditions d'écoulement non saturé (à l'aide de modèles numériques), les travaux réalisés ici ont permis de dégager quelques règles pratiques pour établir la configuration préliminaire d'une barrière à partir de données sommaires relatives aux propriétés de base du matériau.

Compte tenu des résultats encourageants obtenus, les auteurs recommandent la poursuite du projet, à partir d'une étude in situ portant sur des parcelles expérimentales à grande échelle. Une telle phase de terrain permettrait d'évaluer certains facteurs particuliers, comme les effets climatiques et l'influence de la géométrie dans un espace tridimensionnel.

## RÉFÉRENCES

- Aachib, M.* (1996). Thèse de doctorat. Département génie minéral, École Polytechnique de Montréal, (en préparation).
- 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, 180 pages.
- Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P.* (1994). A Laboratory Investigation of Milling Wastes Properties Used to Build Cover Systems in Column Tests. Proc. of the Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conf. and the Third Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburg, PA, Bureau of Mines Special Pub. SP 06B-94, Vol. 2, pp. 128-137.
- 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. Can. Geot. J. Vol. 28, pp. 446-451.
- Alshunnar, I.* (1991). Special Considerations in the Design of Landfill Lanes. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 149-153.
- Andersen, L.J. et al.* (1985). The Capillary Barrier. Vortrag 52, Tagung Nordwestdeutscher Geologen. Kiel.
- Andersen, L.J., Christiansen, J.C.* (1986). The Capillary Barrier : Part 1 - Design Construction and Preliminary Results of a Full-Scale Test Field. Proc. 14<sup>th</sup> Nordic Hydrologic Conference (NHK-86), Reykjavik.
- André-Jehan, R., Arnould, M., Billiotte, J., Deveughele, M., Rousset, G.* (1988). Une protection naturelle contre l'infiltration des eaux météoriques : la barrière capillaire - principe - modélisation des transferts d'eau. Bull. Ass. Int. Géologie de l'ingénieur, no. 37 (avril'88), pp. 39-47.
- André-Jehan, R., Rousset, G.* (1993). Le concept de couverture des stockages en surface des déchets radioactifs. Géoconfine'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, pp. 283-290.
- Anon.* (1991). The Use of Low-Permeability Covers on Acid-Forming Waste Material. A Literature Search Conducted for the Membership of AMIC, ASSMR, CLRA and REGRO, (Oct.'91), 23 pages.

- Anon.* (1991). Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conf. on Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Vol. 1 to 4.
- Anon.* (1993). Paper "Sludge" Covers Landfill. Civil Engineering, May'93, p. 27.
- Anon.* (1994). Proc. 3<sup>rd</sup> Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA, USDI, Bureau of Mines Special Publication, SP 06D-94.
- Applegate, R.J., Kraatz, M.* (1991). Rehabilitation of Rum Jungle Uranium Mine. Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conference on the Abatement of Acid Mine Drainage, Vol. 3, pp. 153-169.
- Archer Inc.* (1992). Lieu Minier Weeden à Fontainebleau - Travaux de Restauration. Devis Technique préparé par le Bureau d'études Archer Inc., pour le Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec.
- Arnould, M., Barrès, M., Côme, B.* (eds.). Geoconfine'93, Geology and Confinement of Toxic Wastes. Proc. Int. Symp., Montpellier, France, Balkema.
- Atwater, J.W., Stringer, M.J.* (1993). Suitability of Incinerator Bottom Ash as MSW Landfill Cover. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong et al. (eds.), Vol. 1, pp. 847-854.
- Aubertin, M.* (1993). Ouvrages de retenue et de confinement pour les résidus miniers. Notes du cours GML6106 - Contrôles hydrogéologiques de la contamination par les résidus (non publiées). École Polytechnique de Montréal.
- Aubertin, M.* (1994). Critères de stabilité des haldes et des digues des parcs à résidus miniers. Rapport soumis au Ministère des Ressources naturelles du Québec (non publié), 17 pages.
- Aubertin, M.* (1995). Critères de stabilité pour la restauration des sites d'entreposage de rejets miniers. Les mines de demain en Abitibi-Témiscamingue. Colloque organisé par la régionale de l'Abitibi-Témiscamingue de l'Ordre des ingénieurs du Québec, Rouyn-Noranda, Qc, (à paraître).
- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P.* (1994d). Hydrogeological Properties of Homogenized Tailings Used in Covers Over Reactive Tailings. Proc. Can. Geotech., Halifax, pp. 483-493.
- Aubertin, M., Bussière, B., Chapuis, R.P., Aachib, M.* (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA). Géoconfine'93. Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, pp. 299-308.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P.* (1991). Considérations hydrogéotechniques pour l'entreposage de résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. C.R. 2<sup>e</sup> Conf. Int. Réduction des eaux de Drainages Acides, Vol. 3, pp. 1-22.

- Aubertin, M., Chapuis, R.P. et al.* (1992, 1993, 1994). Projet de recherche concernant l'évaluation des barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Dossiers 7125-G-033 PRVI et 23440-3-9293 SQ (Rapports CDT P1622) :
- (1992a) Rapport d'avancement # 1, 72 pages.
  - (1992b) Rapport d'avancement # 2, 125 pages.
  - (1992c) Rapport d'avancement # 3, 164 pages.
  - (1993a) Rapport d'avancement # 4, 76 pages.
  - (1993b) Rapport d'avancement # 5, 15 pages.
  - (1993c) Rapport d'avancement # 6, 31 pages.
  - (1994a) Rapport d'avancement # 7, 69 pages.
  - (1994b) Rapport d'avancement # 8, 21 pages.
  - (1994c) Rapport d'avancement # 9 (avec addendum), 58 pages (et 7 pages).
- Aubertin, M., Ricard, J.F., Chapuis, R.P.* (1995). A study of Capillary Properties of Mine Tailings : Measurements and Modeling. Proc. 48<sup>th</sup> Can. Geotech. Conf., Vancouver, pp. 17-24.
- Aughenbaugh, N.B.* (1990). Environmental Suitability of Compacted Clay Liners. Mining Engineering, pp. 1263-1266.
- Austin, J.* (1992). Landfill-Cover Conflict. Civil Engineering, Vol. 62, no. 12, pp. 70-71.
- Baccini, P. (ed.)* (1988). The Landfill - Reactor and Final Storage, Springer-Verlag.
- Bagchi, A.* (1990). Design, Construction, and Monitoring of Sanitary Landfill. John Wiley and Sons.
- Ballandi, R. (ed.)* (1988). Hazardous Waste Site Remediation - The Engineer's Perspective. O'Brien & Gere Engineers, Inc., Van Nostrand Reinhold, N.Y.
- Barbagello, J.C., Triano, S.J.* (1993). High-Tech Landfill Caps. Civil Engineering, May'93, pp. 67-68.
- Barbour, S.L.* (1990). Reduction of Acid Generation in Mine Tailings Through the Use of Moisture-Retaining Cover Layers as Oxygen Barriers : Discussion. Can. Geotech. J., Vol. 27, pp. 398-401.
- Barbour, S.L., Yanful, E.K.* (1994). A Column Study of Static Nonequilibrium Fluid Pressures in Sand During Prolonged Drainage. Can. Geotech., Vol. 31, pp. 299-303.
- Barcelona, M. et al.* (1990). Contamination of Ground Water - Prevention, Assessment, Restoration. Noyes Data Corporation.
- Barnagallo, Y.C., Triano, S.* (1993). High-Tech Landfill Caps. Civil Engineering, ASCE, Vol. 63, no. 5, pp. 66-68.

- Barnes, F.J., Rodgers, J.C.* (1988). Evaluation of Hydrologic Models in the Design of Stable Landfill Covers. EPA/600/52-88/048.
- Baron, J.L. et al.* (1981). Landfill Methane Utilization Technology Workbook. U.S. Department of Energy, Contract Report no. 31-109-38-5686.
- Barone, F.S., Mucklow, J.P., Quigley, R.M., Rowe, R.K.* (1991). Contaminant Transport by Diffusion Below an Industrial Landfill Site. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 81-90.
- Barres, M., Bonin, H.* (1993). The "Capillary Barrier" for Surface Capping. Landfilling of Waste Barriers, London, E & FN Spon, pp. 139-148.
- Bear, J.* (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. Dover Publications, Inc. New York.
- Beedlow, P.A.* (1984). Design of Vegetation Covers for Long-Term Stabilization of Uranium Tailings. BPNW Publications NUREG/CR-3764.
- Bellandi, R.* (1988). Hazardous Waste Site Remediation. The Engineer's Perspective. Van Nostrand Reinhold.
- Benson, C.H., Abichou, T.H., Olson, M.A., Bosscher, P.J.* (1995). Winter Effects on Hydraulic Conductivity of Compacted Clay. J. Geotech. Engng, ASCE, Vol. 121, no. 1, pp. 69-79.
- Benson, C.H., Daniel, D.E.* (1994). Minimum Thickness of Compacted Soil, Part I and II, J. Geotech. Engng, ASCE, Vol. 120, no. 1, pp. 129-172.
- Biener, E., Sasse, T.* (1993). Quality Improvements in the Construction of Multilayer Covers. Géoconfine'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, pp. 309-312.
- Blackman, W.C.* (1993). Basic Hazardous Waste Management. Lewis Pub.
- Blight, G.E., Ball, J.M., Blight, J.J.* (1992). Moisture and Suction in Sanitary Landfills in Semiarid Areas. J. Environ. Eng., Vol. 118, no. 6, pp. 865-877.
- Blight, G.E., Blight, J.J.* (1993). Run off from Landfill Surface Isolation Layers Under Simulated Rainfall. Geoconfine'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, pp. 313-318.
- Bogner, J.E., Moore, C.A.* (1986). Gas Movement Through Fractured Landfill Cover Materials. Proc. 9<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 288-309.
- Bonaparte, R.* (Editor) (1990). Waste Containment Systems : Construction, Regulation and Performance. ASCE Geotech. Spec. Pub. no. 26.
- Boschuk, J.* (1991). Landfill Caps - An Engineering Perspective. Geotechnical Fabrics Report, Vol. 9, no. 4, pp. 23-34.

- Boucher, H.R., Petrossian, E., Gruenholz, J.* (1993). *Siting and Designing a Multi-Cell Hazardous Waste Landfill to Meet State, RCRA, and TSCA Standards.* Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong et al. (eds.), Vol. 1, pp. 969-976.
- Bowders, J.J. et al.* (1994). *Engineering Evaluation of Amended Fly Ash for Hydraulic Barriers.* Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, Vol. 2, pp. 226-233.
- Bowders, J.J.Jr., McClelland, S.* (1994). *The Effects of Freeze/Thaw Cycles on the Permeability of Three Compacted Soils. Hydraulic Conductivity and Waste Containment Transport in Soil,* ASTM STP 1142, Daniel & Trautwein (eds.), pp. 461-483.
- Broman, P.G., Haglund, P., Mattsson, E.* (1991). *Use of Sludge for Sealing Purpose in Dry Covers. Development and Field Experiences.* Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Vol. 1, pp. 505-514.
- Brooks, B.W., Peters, T.H., Winch, J.E.* (1989). *Manual of Methods Used in Revegetation of Reactive Sulphide Tailings Basins. Final Report, MEND Project, 2-24.1 (CANMET),* Ottawa, Canada.
- Brooks, R.H., Corey, A.T.* (1964). *Hydraulic Properties of Porous Media.* Hydrology Paper No. 3, Colorado State Univ., 27 pages.
- Brown, K.W., Anderson, D.C.* (1989). *Section 10.7 - Above Ground Disposal.* Freeman, H.M. (ed.), *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal,* McGraw-Hill, pp. 10.85 - 10.91.
- Brumund, W.F.* (1988). *Waste management - An Overview of USA Activity From a Geotechnical Perspective.* Proc. Symp. on Solid Waste Management - Landfill Design : From Concept to Completion. Toronto, March 1988, The Canadian Geotechnical Society, Southern Ontario Section, pp. 1-1 - 1-34.
- Bruton, D.* (1991). *Bentonite Mats Meet Secondary Containment Standards.* Geotechnical Fabrics Report, Vol. 9, no. 4, May/June, pp. 26-27.
- Burke, M.L., Reimbold, M.W., Walker, J.A.* (1994). *Innovative, Cost Efficient Design Solutions to Landfill Closure.* Proc. 17<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 36-55.
- Buschick, J.Jr. et al.* (1993). *Custom Geocomposite for Superfund Closure Cap - A Case Study.* Geosynthetics'93, Vancouver, pp. 1183-1191.

- Bussière, B.* (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 171 pages.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., Crespo, J.R., Aachib, M.* (1995). Unsaturated Flow Modeling of Covers for Reactive Tailings. CAMI'95. Proc. Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, pp.853-862.
- Caldwell, J.A., Hobbs, B.T.* (1987). Environmental Geotechnology and Tailings Reclamation. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, pp. 362-376.
- Caldwell, J.A., Reith, C.C.* (1990). Cover Design for Uranium Mill Tailings Piles : A Standard for the Future. Mining and Mineral Processing Wastes. F.M. Doyle (ed.) SME, pp. 213-220.
- Carrier III, W.D. (ed.)* (1994). Proc. First International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG), Edmonton, July 1994.
- Carucci, A., Gabrielli, B., Grisolia, M.* (1991). Stability of Sanitary Landfill Slopes, Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 2, pp. 1161-1170.
- Cavalcante R.J., Didier, G.* (1994). Réalisation des barrières étanches composées de sols perméables traités à la bentonite pour le fond et la couverture des centres de stockage de déchets. 7<sup>e</sup> Cong. Int. AIGI, pp. 2527-2532.
- CCME - Conseil Canadien des Ministères de l'Environnement* (1991). Lignes directives nationales sur l'enfouissement des déchets dangereux. Rapport CCME-WM/TRE-028F, Ministère des Approvisionnements et services Canada, 53 pages.
- CGS* (1990). Geotechnical Aspects of Contaminated Sites. Proc. 5<sup>th</sup> Annual Symp., Vancouver Geotechnical Society.
- Chamberlain, E.J., Gow, A.J.* (1979). Effect of Freezing and Thawing on the Permeability and Structure of Soils. Engineering Geology, Vol. 13, pp. 73-92.
- Champagne, M. et al.* (1993). Imperméabilisation des haldes de stériles par remplissage avec un polymère. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or. pp. 209-235.
- Chapuis, R.P.* (1990). Revêtements étanches pour les bassins de traitement des eaux. Comptes-rendus, Colloque Géotechnique et Environnement, Centre Jacques Cartier, pp. 89-94.
- Chapuis, R.P.* (1993). Résumé et principales conclusions du Thème 3 : Couverture et isolation de surface des stockages. Geoconfine'93, Arnould, Barrès et Côme (eds.). pp. 729-732.

- Chapuis, R.P., Aubertin, M. (editors)* (1991). Proc. of the 1<sup>st</sup> Canadian Conf. on Environmental Geotechnics, Montréal. The Canadian Geotechnical Society in Collaboration with the St-Lawrence Centre, 484 pages.
- Chapuis, R.P., Aubertin, M.* (1993). Cover Design-Testing-Construction. Report to the ISSMFE Committee TC5, 11 pages.
- Chapuis, R.P., Crespo, J.R., Chenaf, D. and Aubertin, M.* (1993). Evaluation of a Groundwater F.E.M. Software for Steady and Unsteady State Conditions. Proc. 46<sup>th</sup> Can. Geotech. Conf., Saskatoon, pp. 61-70.
- Chapuis, R.P., Marcotte, M.* (1991). Évaluation de la performance hydraulique globale des tapis de sol-bentonite, argile, géomembranes. Proc. 1<sup>st</sup> Canadian Conf. on Environmental Geotechnics, Montréal, pp. 245-252.
- Chiu, T.F., Shackelford, C.D.* (1994). Practical Aspects of the Capillary Barrier Effect for Landfills. Proc. 17<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 357-375.
- Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.)* (1989). Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact. Academic Press.
- Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.)* (1994). Landfilling of Waste : Barriers. E & FN Spon.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L.* (1991). Monitoring of Groundwater at Sanitary Landfills. Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 2, pp. 1197-1212.
- Cline, J.F., Cataldo, D. A., Skiens, W.E., Burton, F.G.* (1982). Biobarriers Used in Shallow Burial Ground Stabilization. Nuclear Technology, Vol. 58, no. 2, pp. 150-153.
- Collin, M.* (1987). Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transportation in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings. Ph.D. Thesis, Royal Institute of Technology, Suède.
- Collin, M., Rasmuson, A.* (1990). Mathematical Modelling 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, pp. 311-333.
- Corey, J.C., Horton, J.H.* (1969). Influence of Gravel Layers on Soil Moisture Content and Flow. Technical Report, Savannah River Laboratory, E.I. Dupont de Nemors Cie, OG/1160.
- Corser, P., Cranston, M.* (1991). Observations on Long-Term Performance of Composite Clay Liners and Caps. Proc. Geosynthetics Design and Performance, Vancouver Geotechnical Society, Vancouver, British Columbia.

- Crespo, J.R.* (1994). Modélisation des écoulements à travers les ouvrages de retenue et de confinement de résidus miniers par un logiciel d'éléments finis. Mémoire M.Sc.A., Département génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Cressman, G.C., Cheng, S.C., Martin, I.P., Breadariol, A.S.* (1992). Effects of Subsidence Distortion on Integrity of Landfill Caps. *Environmental Geotechnology, Proc. of the Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*, Usman & Acar (eds.), Balkema, pp. 229-235.
- Crutcher, A.J., Van Norman, A.W., Turchan, G.T.* (1988). Landfill Gas Collection and Utilization. *Proc. Symp. on Solid Waste Management - Landfill Design : From Concept to Completion*. Toronto, March 1988, The Canadian Geotechnical Society, Southern Ontario Section, pp. 6-1 - 6-32.
- Daniel, D.E.* (1987). Design and Performance of Earth-Lined Containment Systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, pp. 117-136.
- Daniel, D.E.* (1989). In-Situ Hydraulic Conductivity Tests for Compacted Clay. *J. of Geotechnical Engineering*, ASCE, Vol. 115, no. 9.
- Daniel, D.E.* (1990). Summary Review of Construction Quality Control for Earthen Liners. *Geotechnical Special Publication no. 26*, Bonaparte, R. (ed.), ASCE, pp. 175-189.
- Daniel, D.E. (ed.)* (1993a). *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Chapman & Hall.
- Daniel, D.E.* (1993b). *Clay Liners. Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Chapman & Hall, pp. 137-163.
- Daniel, D.E., Estornell, P.M.* (1990). *Compilation of Information on Alternative Barriers for Cover and Cover Systems*. EPA/600/2-91/002.
- Daniel, D.E., Koener, R.M.* (1993). *Cover Systems. Geotechnical Practice for Waste Disposal*, Chapman & Hall, pp. 455-497.
- Daniel, D.E., Richardson, G.N.* (1995). The Role of Geomembranes and Geosynthetic Clay Liners in Landfill Covers. *Geotechnical Fabrics Report*, January/February'95, pp. 44-49.
- Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds.)* (1994). *Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil*. ASTM STP 1142.
- Daniel, D.E., Wu, Y.K.* (1993). Compacted Clay Liners and Covers for Arid Sites. *J. Geotech. Engng.* ASCE, Vol. 115, no. 2, pp. 223-239.
- Dave, N., Michelutti, R.E.* (1991). Field Evaluation of Wet Cover Alternatives for High Sulfide Materials. *Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conference on the Abatement of Acid Mine Drainage*, Vol. 3, pp. 61-81.

- Day, S.R., Daniel, D.E.* (1990). Hydraulic Conductivity of Two Prototype Clay Liners. *J. of Geotechnical Engineering*, ASCE, Vol. 109, no. 8, pp. 957-970.
- Dayal, U., Gardner, J.M., Chiado, E.D.* (1991). Design Considerations of a New Liner System Over an Existing Landfill. *Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp.*, Vol. 1, pp. 507-517.
- Deardorff, G.B.* (1991). Construction Inspection of Municipal Landfill Lining Systems : U.S.A. Perspective. *Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp.*, Vol. 1, pp. 741-752.
- Demetracopoulos, A.C., Korfiatis, G.P., Bourodimos, E.L., Nawy, E.G.* (1986). Unsaturated Flow Through Solid Waste Landfills : Model and Sensitivity Analysis. *Water Resources Bulletin*, Vol. 22, no. 4, pp. 601-609.
- Desmarais, G., Thériault, F.* (1992). La restauration du dépôt de pneus de Saint-Amable. *Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference*, Regina, pp. 225-241.
- Druschel, S.J., Wardwell, R.E.* (1990). Impact of Long Term Landfill Deformation. *Construction, Regulation and Performance*. Bonaparte (ed.), ASCE, GSP no. 26, pp. 1268-1279.
- Duplancic, N.* (1994). Under Cover. *Civil Engineering*, Dec.'94, pp. 70-71.
- Duplancic, N., Dayal, U., Colella, J.C.* (1987). Hazardous Waste Landfill Cap System Stability. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, pp. 432-446.
- Eastern Research Group Inc.* (1991). Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers. Seminar Publication, EPA/625/4-91/025.
- Eastern Research Group Inc.* (1993). Subsurface Characterization and Monitoring Techniques : A Desk Reference Guide, Vol. I & II, Technology Transfer EPA/625/R93/003a & b.
- Edgers, L., Nobel, J.J., Williams, E.* (1992). A Biologic Model for Long Term Settlement in Landfills. *Environmental Geotechnology*, Usman & Acar (eds.), Balkema, pp. 177-183.
- Edil, T.B., Ranguette, V.J., Wuellner, W.W.* (1990). Settlement of Municipal Refuse. *Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice*. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 225-239.
- EPA* (1978). Closure and Post-Closure Standards. Draft RCRA Guidance Manual for Subpart G. EPA 530-SW-78-010. Office of Solid Waste and Emergency Response.
- EPA* (1979). Design and Construction of Covers for Solid Waste Landfills. EPA/600/2-79-165, EPA Municipal Environmental Research Laboratory.
- EPA* (1983). Standardized Procedures for Planting Vegetation on Completed Sanitary Landfills. EPA/600/2-83-055.
- EPA* (1985). Covers for Uncontrolled Hazardous Waste Sites. EPA/540/2-85-002, EPA Hazardous Waste Engineering Research Laboratory.

- EPA* (1988a). Geosynthetic Design Guidance for Hazardous Waste Landfill Cells and Surface Impoundments. EPA/600/52/87-097.
- EPA* (1988b). Guide to Technical Resources for the Design of Land Disposal Facilities. Technology Transfer, EPA/625/6-88/018.
- EPA* (1989a). RCRA ARARs : Focus on Closure Requirements. Office of Solid Waste and Emergency Response Directive 9234.2-04FS.
- EPA* (1989b). Requirements for Hazardous Waste Landfill Design, Construction, and Closure. Seminar Publication EPA/625/4-89/022.
- EPA* (1989c). Requirements for Hazardous Waste Landfill Cells and Surface Impoundments. Seminar Publication, EPA/600/52/87-097.
- EPA* (1989d). Final Covers on Hazardous Waste Landfills and Surface Impoundments, Technical Guidance Document, EPA/530/SW/89-047.
- EPA* (1989e). Transport and Fate of Contaminants in the Subsurface. EPA/625/4-89/019.
- EPA* (1991). Inspection Technique for the Fabrication of Geomembrane Seams. Technical Guidance Document, EPA/530/SW-91/051.
- EPA* (1993). Closure Evaluation System : An Expert System Developed to Assist in the Review of RCRA Closure Designs. CES Beta-Test Version 1.0. User's Guide. PB93-144533.
- Estornell, P., Daniel, D.E.* (1992). Hydraulic Conductivity of Three Geosynthetic Clay Liners. *J. of Geotechnical Engineering, ASCE*, Vol. 118, no. 10, pp. 1592-1606.
- Evans, R.B.* (1982). Currently Available Geophysical Methods for Use in Hazardous Waste Site Investigation. Risk Assessment of Hazardous Waste Sites, ACS Symposium Series 204, American Chemical Society, pp. 98-115.
- Everett, L.G., Wilson, L.G., Hoylman, E.W. (eds.)* (1984). Vadose Zone Monitoring for Hazardous Waste Sites, Noyes Data Corp.
- Feeney, M.T., Maxsen, A.E.* (1993). Field Performance of Double-Liner Systems in Landfills. Geosynthetics'93, Vancouver, pp. 1373-1382.
- Fell, R., Miller, S., De Ambrosis, L.* (1993a). Seepage and Contamination of Waste and Contamination. *Fell, Phillips & Gerrard (eds.), Balkema*, pp. 253-311.
- Fell, R., Phillips, T., Gerrard, C. (eds.)* (1993b). Geotechnical Management of Waste Contamination. A.A. Balkema.
- Fenn, D.G., Hanley, K.J., DeGeare, T.V.* (1975). Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites. EPA/530/SW-168, U.S. EPA.
- Figueroa, R.A., Stegmann, R.* (1991). Gas Migration Through Natural Liners. Proc. 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symposium, Sardinia'91, pp. 167-177.

- Filion, M.P., Sirois, L.L., Ferguson, K.* (1990). Acid Mine Drainage Research in Canada, CIM Bulletin, Vol. 944, pp. 33-40.
- Footo, T.W.* (1992). The National Contaminates Sites Remediation Program (NCSRP) - A status Report. Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference, Regina, pp. 153-174.
- Forster, A.* (1993). Landfill Cover Technology Within the United Kingdom, the Rest of Europe and the United States. Green'93 and International Symposium on Geotechnics Related to the Environment : Waste Disposal by Landfill, Vol. 1, Preprints of papers, Bolton Institute, Session 1.1, pp. 5-9.
- Fréchette, R.J.* (1994). Construction of Access Ramps and Reclamation Covers Upon Tailings Impoundment Surfaces. Tailings & Mine Waste'94, A.A. Balkema, pp. 195-204.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H.* (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John-Wiley and Sons, New York.
- Fredlund, D.G., Xing, A.* (1994). Equations for the Soil-Water Characteristic Curves. Can. Geotech. J., Vol. 31, pp. 521-532.
- Freeman, H.M. (ed.)* (1989). Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal. McGraw-Hill.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A.* (1979). Groundwater. Prentice-Hall.
- 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. Proc. 1<sup>st</sup> Int. Conf. Finite Elements in Water Resources, Princeton, NJ.
- Gamliel, A., Black, K.* (1993). Application of 3DFEMWATER to Assess Capping Alternatives at a Steep-Slope Hazardous Waste Disposal. Engineering Hydrology, Kuo, C. Y. (ed.), ASCE, pp. 599-604.
- Garga, V.Y., Smith, H.R., Scharer, J.M.* (1983). Abandonment of Acid Generating Mine Tailings. Proc. 7<sup>th</sup> PanAm Conf. Soil Mech. and Found. Engng, Vol. 2, pp. 613-626.
- Garzon, M., Leguy, M.C.* (1993). New Method of Tire Landfill Protection Against Fire. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong et al. (eds.), Vol. 1, pp. 909-916.
- Gee, J.R.* (1986). Predicting Percolation at Solid Waste Disposal Sites - A Direct Method. Proc. Ninth Annual Madison Waste Conference, pp. 623-645.
- Geocon Inc.* (1995). Economic Evaluation of Acid Mine Drainage Technology. MEND Report 5.8.1 (to be published).
- Gilkey, K.R., Lane, D.T., Iverson* (1994). An Evaluation of Two Geosynthetic Covers Used at a Fluff Storage Facility. Proc. 17<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 624-639.

- Gillham, R.W.* (1984). The Capillary Fringe and its Effects on the Water-Table Response. *J. Hydrology*, Vol. 67, pp. 307-324.
- Gilman, E.F., Flower, F.B. and Leone, I.D.* (1985). Standardized Procedures for Planting Vegetation on Completed Sanitary Landfills. *Waste Management and Research*, Vol. 3, pp. 65-80.
- Gipson, A.H.Jr.* (1985). Permeability Testing on Clayey Soil and Silty Sand-Bentonite Mixture Using Acid Liquor. *Hydraulic Barriers in Soil and Rock*, ASTM STP 874, Johnson, A.I., Frobel, R.K., Cavalli, N.J., Petterson, C.B. (eds.), pp. 140-154.
- Giroud, J.P., Khatami, A., Badu-Tweneboah, K.* (1989). Evaluation of the Rate of Leakage Through Composite Liners. *Geotextiles and Geomembranes*, Vol. 8, pp. 337-340.
- Giroud, J.P., Peggs, I.D.* (1990). Geomembrane Construction Quality Assurance. *Waste Containment Systems*, ASCE, *Geotech. Spec. Pub.*, no. 26, pp. 190-225.
- GLR* (1993). *Geotechnics of Landfill Design and Remedial Works Technical Recommendations*. 2<sup>nd</sup> ed. German Geotechnical Society (ed.) Ernst & Sohn, 158 pages.
- Goulet, S.* (1991). L'enfouissement sécuritaire des déchets spéciaux et des sols contaminés au Québec. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 11-16.
- Graven, J.T., Pohland, F.G.* (1987). Urea-Formaldehyde Foam as a Landfill Cover Material : Simulated Landfill Investigations. *Waste Management & Research*, Vol. 5, no. 1, pp. 41-53.
- Graziani, W.M.* (1992). Remediation of a Closed Municipal Landfill in Cornwall, Ontario. Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference, Regina, pp. 197-215.
- Grefe, R.P., Huebner, P.M., Gordon, M.E.* (1987). Multilayered Cover Design and Application to Wisconsin Landfills. Proc. 10<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 1-33.
- Groupe Géotechnique de Montréal (GGM)* (1987). Séminaire sur les barrières géologiques pour le contrôle de la contamination des eaux aux sites d'enfouissement. Conseil National de Recherche Canada, Mémoire Technique No. 143 F, CNRC28546F.
- Harries, J.R., Ritchie, A.I.M.* (1990). Australian Experience in Controlling Acid Generation in Mine Waste Rock Dumps. *Acid Mine Drainage : Designing for Closure*. GAC-MAC Annual Meeting, pp. 231-239.
- Haug, M.D., Wong, L.C.* (1993). Freeze-Thaw Effects on Hydraulic Conductivity of an Unconfined Soil-Bentonite Cover Material. Proc. 46<sup>th</sup> Annual Can. Geotech. Conf., Saskatoon, pp. 193-201.

- Haug, M.D., Wong, L.C., Johnston, K.* (1991). Design and Construction of a Compacted Earth Test Cover for a Potash Tails Pile. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 185-192.
- Haxo, H.E. Jr.* (1981). Durability of Liner Materials for Hazardous Waste Disposal Facilities. Landfill Disposal : Hazardous Waste, Proc. 7<sup>th</sup> Annual Research Symp. U.S.E.P.A., pp. 140-156.
- Herrman, J.C., Elsbury, B.R.* (1987). Influential factors in soil liner construction for waste disposal facilities. Geotechnical Practice for Waste Disposal, ASCE, pp. 522-536.
- Hillel, D.* (1980a). Fundamental of Soil Physics. Academic Press, 413 pages.
- Hillel, D.* (1980b). Applications of Soil Thysis. Academic Press, 383 pages.
- Hoeks, J., Ryhiner, A.H.* (1989). Surface capping with natural liner materials. Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, pp. 311-322.
- Hollingshead, S.C., Kennedy, K.G., Anderson, E.G.* (1988). Improved facility management of landfills and mine waste disposal sites by cover system design analysis. Bull. Int. Ass. Engng, Geology, no. 37, pp. 27-37.
- Hossner, L.R. (ed.)* (1988). Reclamation of Surface - Mined Lands (Vol. I & II). CRC Press.
- Hude, N., Jelinek, D.* (1993). Capillary barriers on slopes to prevent water infiltration into landfills. Sardinia'93 : Fourth International Landfill Symposium, Vol. I, pp. 147-161.
- Hull, J.H., Petruzzi, W.G.* (1993). Use of alternative daily cover material for controlled leachate recirculation. Fourth Int. Landfill Symp., pp. 529-541.
- Hutchison, I.P., Ellison, R.D. (eds.)* (1992). Mine Waste Management. California Mining Association.
- I.A.L.R. (Int. Affiliation of Land Reclamation)* (1991). The use of low-permeability covers on acid - forming waste material. Interim Report, 23 pages.
- ICOLD* (1994). Embankment Dams Granular Filters and Drains, Review and Recommendations. International Commission on Large Dams.
- Inyand, H.I. and Myers, V.B.* (1993). Geotechnical systems for structures on contaminated sites, EPA Technical Guidance Document (Draft), Office of Solid Waste.
- Jessberger, H.L.* (1991). Technical guidances on geotechnics of landfill and contaminated land. Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 2, pp. 1151-1160.
- Jessberger, H.L.* (1994). Geotechnical aspects of landfill design and construction. Parts 1, 2, 3. Proc. Instn Civ. Engrs Geotech. Engng, Vol. 107, April'94, pp. 99-122.

- Jessberger, H.L., Klos, U.* (1992). Geotechnical aspects of design and construction of waste containment facilities. *Environmental Geotechnology, Proc. of the Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology, Balkema*, pp. 125-136.
- Jessberger, H.L., Stone, K.* (1991). Subsidence effects on clay barriers. *Geotechnique*, Vol. 41, no. 2, pp. 185-194.
- Johnson, D.I., Urie, D.H.* (1985). Landfill caps : long-term investments in need of attention. *Waste Management and Research*, Vol. 3, pp. 143-148.
- Johnson, T.M. Herzog, B.L., Cartwright, K., Larson, T.H.* (1983). An investigation of layered covers designed to limit infiltration at waste disposal sites. *Proc. Symp. Low-Level Radioactive Waste Disposal, Yacintas, M.G. (eds.), USNRC*, pp. 309-324.
- Johnston, A.I. et al. (eds.)* (1985). *Hydraulic Barriers in Soil and Rock. ASTM, STP 874.*
- Jones, C.E., Wong, J.Y.* (1994). Shotcrete as a cementitious cover for acid generating waste rock piles. *Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh*, Vol. 2, pp. 104-121.
- Kargbo, D.M. et al.* (1993). Environmental significance of acid sulfate "clays" as waste covers. *Environmental Geology*, Vol. 22, no. 3, pp. 218-226.
- Keister, B.A.* (1994). Capping : Geomembranes control groundwater contamination from a solid - waste landfill. *Geotechnical Fabrics Report, June/July'94*, pp. 18-23.
- Kim, W., Daniel, D.E.* (1992). Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay. *ASCE Journal of Geotechnical Engineering*, Vol. 118, pp. 1083-1097.
- King, K.S.* (1988). Elements of closure and monitoring at landfill sites. *Proc. Symp. on Solid Waste Management - Paper #7, Landfill Design : From Concept to Completion. Toronto, March 1988, The Canadian Geotechnical Society, Southern Ontario Section*, pp. 7-1 - 7-24.
- Kleiman, 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.
- Knox, K., Gronow, J.* (1993). A review of landfill cap performance and its application for leachate management. *Sardinia'93, Fourth International Landfill Symposium, Vol. I*, pp. 207-223.
- Koerner, G.R., Koerner, R.M., Martin, J.P.* (1994). Design of landfill leachate - collection filters. *J. Geotech. Engng., ASCE*, Vol. 120, no. 10, pp. 1792-1804.
- Koerner, R.M.* (1984). *Construction and Geotechnical Methods in Foundation Engineering. McGraw-Hill.*
- Koerner, R.M.* (1993). *Geomembrane liners. Geotechnical Practice for Waste Disposal, Chapman & Hall*, pp. 164-186.

- Koerner, R.M.* (1994). *Designing with Geosynthetics*. 3<sup>rd</sup> Edition, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- Koerner, R.M., De Daniel* (1992). Better cover ups. *Civil Engineering*, ASCE, Vol. 62, no. 5, pp. 55-57.
- Koerner, R.M., Halse, Y.H., Lord, A.E.* (1990). Long-term durability and aging of geomembranes. *Waste Containment Systems : Construction, Regulation and Performance*, ASCE, Geotech. Spec. Pub., no. 26, pp. 106-134.
- Korfatis, G.P., Dematracopoulos, A.C., Bourodimos, E.L., Nawy, E.G.* (1984). Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 110, no. 4, pp. 780-796.
- Kovács, G.* (1981). *Seepage Hydraulics*. Elsevier Scientific Pub. Cie, Amsterdam.
- Kozicki, P.* (1992). Remediation of a chemical landfill at the University of Saskatchewan, Saskatoon. Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference, Regina, pp. 175-195.
- Krause, A.J., Madden, M., Corpuz, L.* (1991). Design and closure of a hazardous waste landfill in an arid environment. *Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp.*, Vol. 2, pp. 1285-1294.
- Kriofshaek, K.P., Yazdani, G., Nobert, J.* (1990). VLDPE - State of the art synthetic membrane for capping landfill. Proc. 13<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 261-275.
- L.B. Canada Inc.* (1994). *Liquid Boot® Update*. (also LBI Technologies Inc., Costa Mesa, California).
- L'Écuyer, M., Chapuis, R.P., Aubertin, M.* (1993). Field and laboratory investigations of hydraulic conductivity of acid producing mine tailings. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (eds.), pp. 213-220.
- Landreth, R.E.* (1990). Landfill containment systems regulations. *Waste Containment Systems. Construction, Regulation and Performance*. Bonaparte (ed.), ASCE, GSP no. 26, pp. 1-13.
- Landva, A., Knowles, G.D. (eds.)* (1990). *Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice*. ASTM STP 1070, Philadelphia, PA.
- Larson, N.B., Goering, T.J.* (1990). Transient drainage from UMRTA tailings. *Construction, Regulation and Performance*, Bonaparte (ed.), ASCE, GSP, no. 26, pp. 1112-1122.
- Larson, N.B., Keshian, B.* (1988). Predictions of strains in earthen covers. *Hydraulic Fill Structures*. ASCE, Geotechnical Special Publication 21, pp. 367-388.
- Lechner, P.* (1989). The Austrian guidelines for sanitary landfills. *Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press, pp. 523-531.

- Lee, C.R., Skogerboe, J.G., Eskew, K., Price, R.W., Page, N.R., Clar, M., Kort, R., Hopkins, H.* (1984). Restoration of Problem Soil Materials at Corps of Engineers Construction Sites. Instruction Report EL-84-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Leroueil, S., Bouchard, R., Bourret, M.* (1990a). Influence des conditions de mise en place sur la performance d'une membrane d'argile. Compte-rendu, 43<sup>e</sup> Conférence canadienne de géotechnique, pp. 369-375.
- Leroueil, S., Le Bihan, J.P., Bouchard, R.* (1992). Remarks on the design of clay liners used in laggons as hydraulic barriers. Can. Geotech. J., Vol. 29, pp. 512-515.
- Lundgren, T., Lindahl, L.A.* (1991). The efficiency of covering the sulphidic waste rock in Bersbo, Sweden. Proc. 2<sup>nd</sup> Int. Conference on the Abatement of Acid Mine Drainage, Vol. 3, pp. 239-255.
- Lutton, R.J.* (1987). Design, Construction and Maintenance of Cover Systems for Hazardous Waste - An Engineering Guidance Document. Report EPA/600/52-87/039, 183 pages.
- Maltby, V., Eppstein, L.K.* (1994). A field-scale study of the use of paper industry sludges as hydraulic barriers in landfill coversystems. Hydraulic conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil, Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds.), ASTM, STP 1142, pp. 546-558.
- Mamane, Y., Gottlieb, J.* (1992). Utilization of coal ash as a cover material in a municipal refuse disposal site. Environmental Geotechnology, Usman & Acar (eds.), Balkema, pp. 429-435.
- Marcotte, R.* (1994). Inventaire, classification et coûts de restauration des sites miniers du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec (août, 1994).
- Martin, J.P., Browning, J.S., Susavidge, M.A.* (1990). Hydrocarbon waste stabilized with a cement clay matrix. Construction, Regulation and Performance. Bonaparte (ed.), ASCE, GSP no. 26, pp. 1123-1136.
- Mattravers, N., Robinson, H.D.* (1991). Infiltration of rainfall into landfill sites. Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 1, pp. 889-904.
- McAneny, C.C., Hatheway, A.W.* (1985). Design and construction of covers for uncontrolled landfill sites. 6<sup>th</sup> National Conference on Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites, Washington, DC, EPA, pp. 331-343.
- MEF* (1994). Projet de règlements sur les matières dangereuses et modifiant diverses dispositions réglementaires, (version technique), Loi sur la qualité de l'environnement, Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec.

- Melchior, S., al.* (1993). Water balance and efficiency of different landfill cover systems. *Geoconfine'93*, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, pp. 325-330.
- Melchior, S., Berger, K., Vielhaber, B., Miehlich, G.* (1993). Comparaison of the effectiveness of different liner systems for top cover. *Fourth Int. Landfill Symp.*, pp. 225-234.
- MENVIQ* (1992). Positions techniques de la direction des écosystèmes urbains dans le cadre de la refonte du règlement sur les déchets solides. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes urbains, Division de l'élimination des déchets solides (Avril'92).
- Michelangeli, A., Marongiu, A.L., Garau, R.* (1991). Considerations and experiences regarding landfill cappings including FMLs. *Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp.*, Vol. 2, pp. 1307-1318.
- Miller, C.J., Lee, J.Y., Menna, J.* (1992). Effects of freeze-thaw on clay cover liner performance. *Proc. Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology*, Usman & Acar (eds.), Balkema, pp. 205-211.
- Miller, C.J., Mishra, M.* (1993). Failure mechanisms for clay cover liners. *Landfilling of Waste : Barriers*, E & FN Spon, pp. 149-156.
- Miller, L.* (1990). Cover design. *Lecture Notes. Tailings Engineering and Management. Colorado State University.*
- Mitchell, D.G., McLean, M.A., Gates, T.E.* (1990). Stability of lined slopes at landfills and surface impoundments. *Project Summary, EPA/600/52-89/057.*
- Mitchell, G.F., Masada, T., Sargand, S.M.* (1991). Effect of temperature on interface properties between HDPE geomembrane and cohesionless soil. *CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal)*, Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 225-229.
- Mitchell, J.K.* (1986). Hazardous waste containment. *Groundwater in Engineering Geology*, Vol. 3, pp. 145-157.
- Mitchell, J.K.* (1993). *Fundamentals of Soil Behavior. Second Edition*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Mitchell, J.K.* (1994). Physical barriers for waste containment. *Proc. First Int. Cong. Environmental Geotechnics, Edmonton*, pp. 951-967.
- Mitchell, J.K., Hooper, D.R., Campanella, R.G.* (1965). Permeability of compacted clay. *J. Soil Mech. and Found. Div., ASCE*, Vol. 91, SM4, pp. 41-65.
- Mitchell, J.K., Jaber, M.* (1990). Factors controlling the long-term properties of clay liners. *Geotechnical Special Publ. n° 26, Bonaparte R. (ed.)*, ASCE, pp. 84-105.

- Mitchell, J.K., Madsen, F.T.* (1987). Chemical effects on clay hydraulic conductivity. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, pp. 87-106.
- Mitchell, J.K., Seed, R.B., Seed, B.* (1990). Stability considerations in the design and construction of lined waste repositories. *Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice*. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 209-224.
- Mitchell, J.K., van Court, W.A.* (1992). Contaminant Immobilization and Containment : Barrier-Walls and Covers. Third Int. Conf. on Ground Water Quality Research (Dallas, Texas, June 1992), Report no. UCB/GT/92-09, 53 pages.
- Mitchell, R.A., Hatch, S.E., Siegel, R.A.* (1992). Stability and closure design for a landfill on softclay and peat. *Stability and Performance of Slopes and Embankments II*, Seed, R.B. and Boulanger, R.W. (eds.). ASCE, Geotech. Spec. Pub. no. 31, pp. 685-704.
- Mitchell, R.A., Mitchell, J.K.* (1992). Stability evaluations of waste landfills. *Stability and Performance of Slopes and Embankments II*, Seed, R.B. & Boulanger, R.W. (eds.). ASCE, Geotech. Spec. Pub. No. 31, pp. 1152-1187.
- Montgomery, R.J., Parsons, L.J.* (1989). The Omega Hills final cap test plot study : Three year data summary. Annual Meeting of the National Solid Waste Management Association, Washington, D.C.
- Montgomery, R.J., Parsons, L.J., Vrabec, S.H., Phillipi, T.C.* (1987). The Omega Hills final cover test plot study : project update and data summary. Proc. 10<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 34-50.
- Morel-Seytoux, H.J.* (1992). The Capillary Barrier Effect at the Interface of Two Soil Layers with Some Contrast in Properties. HYDROWAR Report 92.4, Hydrology Days Pub., 109 pages.
- Morel-Seytoux, H.J.* (1993). Dynamic perspective on the capillary barrier effect at the interface of an upper fine layer with a lower coarse layer. *Engineering Hydrology*, Kuo, C.Y. (ed.), ASCE, pp. 467-472.
- Morgenstern, N.R.* (1985). Geotechnical aspects of environmental control, Proc. 11<sup>th</sup> Int. Conf. Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 1, pp. 155-185.
- Morris, D.V., Woods, C.E.* (1990). Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design. *Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice*. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 9-21.
- Mualem, Y.* (1978). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, Vol. 12, pp. 513-522.

- Mualem, Y.* (1986). Hydraulic conductivity of unsaturated soils : Prediction and formulas. A. Klute (ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods*, Agron. Monogr. 9 (2<sup>nd</sup> ed.), Am. Soc. Agronomy, pp. 799-823.
- Mundell, J.A., Bailey, B.* (1985). The design and testing of a compacted clay barrier layer to limit percolation through landfill covers. *Hydraulic Barriers in Soil and Rock*, ASTM, STP 874, pp. 246-262.
- Murphy, W.L., Gilbert, P.A.* (1985). Settlement and cap subsidence of hazardous waste landfills. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-85-035.
- Murray, D.R.* (1977). Pit Slope Manual, Supplement 10-1 - Reclamation by Vegetation. CANMET Reports 77-31 & 77-58.
- Murray, E.J., Rix, D.W., Humphrey, R.D.* (1992). Clay linings to landfill sites. *Quater Jour. Eng. Geol.* Vol. 25, pp. 371-376.
- Murray, P.C., Hollingshead, S.C.* (1988). Use of computers in developing landfill design basis. Proc. Symp. on Solid Waste Management - Landfill Design : From Concept to Completion. Toronto, March 1988, The Canadian Geotechnical Society, Southern Ontario Section, pp. 4-1 - 4-24.
- Myers, D.R., Duranceau, D.A.* (1994). Prototype Hanford Surface Barrier : Design Basis Document. Report Prepared for U.S. Department of Energy, Bechtel Hanford, Inc., BHI-00007.
- Nicholson, R.V., Akindunni, F.F., Sydor, R.C. et Gillham, R.W.* (1991). Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design. *Deuxième Conf. Int. sur la réduction des eaux de drainage acides*, pp. 443-460.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J.* (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J.*, Vol. 26, pp. 1-8.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J.* (1990). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers : Reply. *Can. Geotech. J.*, Vol. 27, pp. 402-403.
- Noble, J.J., Nair, G.M., Heestand, J.F.* (1989). Some numerical predictions for moisture transport in capped landfills at long times. Proc. 12<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 353-366.
- Norton, P.J. (ed.)* (1990). Acid Mine Water in Pyritic Environments (Proc. Lisboa 90 Int. Symp.), *Int. J. Mine Water, IMWA, Special Issues*, Vol. 9, n° 1-4.
- Nyhan, J., Hakonson, T., Drennon, B.* (1990). A water balance study of two landfill cover designs for semi-arid regions. *J. Environ. Qual.*, Vol. 19, pp. 281-288.

- Oakley, R.E.* (1987). Design and performance of earth-lined containment systems. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, ASCE, pp. 117-136.
- Othman, M.A., Benson, C.H., Chamberlain, E.J., Zimmie, F.* (1994). Laboratory testing to evaluate changes in hydraulic conductivity of compacted clays caused by freeze-thaw : State-of-the-Art. *Hydraulic Conductivity and Waste Containment Transport in Soil*, ASTM STP 1142, Daniel & Trautwein (eds.), pp. 227-255.
- Oweis, I.S., Dakes, G., Marturano, T., Wierer, R.* (1994). Soil-cover success. *Civil Engineering*, Oct.'94, pp. 58-59.
- Oweis, I.S., Khera, R.P.* (1990). *Geotechnology of Waste Management*. Butterworths.
- Pacey, J.* (1989). Landfill design concepts in the United States. *Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact*, Academic Press, pp. 559-576.
- Paruvakat, N., Soletski, M.M., Kollodge, S.* (1992). Composite landfill cap - Test plots construction and monitoring. Proc. 15<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 216-228.
- Peggs, I.D.* (1991). Testing program to assure the durability of landfill liners. Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 1, pp. 651-666.
- Peyton, R.L., Schroeder, P.R.* (1988). Field verification of HELP model for landfills. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 114, no. 2, pp. 247-268.
- Pierce, W.G. et al.* (1994). Composed organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailings. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, Vol. 2, pp. 148-157.
- Pufahl, D.E., Haug, M.D.* (1991). Cover materials for potash tailings piles. Proc. 44<sup>th</sup> Can. Geotech. Conf., pp. 66-1 - 66-10.
- Quigley, R.M., Crooks, Y.E., Fernandez, F.* (1985). Engineered clay liners : a short review. Proc. Symp. on Environmental Geotechnics and Problematic Soils and Rocks. pp. 360-381.
- Rançon, D.* (1972). Structures sèches et barrières capillaires en milieux poreux - Application au stockage dans le sol. Centre d'études nucléaires de Cadarache, Rapport CEA-R-4310.
- Rançon, D.* (1979). Application de la technique des barrières capillaires en stockage en tranchées. Proc. IAEA Symp. on Underground Disposal of Radioactive Wastes (Otanumi, Finland).
- Rasmuson, A., Erikson, J.C.* (1986). Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.
- Repa, E.W. et al.* (1987). Evaluating asphalt cap effectiveness at a superfund site. *J. of Environmental Engineering*, Vol. 113, no. 3, pp. 649-653.

- Ricard, J.F.* (1994). Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 207 pages.
- Richer, D., Pelletier, C., Fouquet, G., Boyer, G., Audy, É.* (1991). L'aménagement du site N° 4 pour l'enfouissement des déchets de fabriques de pâtes de papiers du nouveau complexe Domtar à Windsor. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 73-79.
- Richmond, R.E. et al.* (1992). A demonstration project utilizing fly ash as a construction fill material. Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference, Regina, pp. 13-27.
- Ritcey, G.M.* (1989). Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries. Elsevier.
- Robertson, A., Barton-Bridges, J.* (1990). Cost effective methods of long term acid mine drainage control from waste rock piles. Acid Mine Drainage : Designing for Closure. Proc. GAC-MAC Annual Meeting, pp. 153-175.
- Robertson, A.M., Clifton, A.W.* (1987). Design consideration for the long term containment of tailings. Proc. 40<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference, pp. 345-354.
- Robertson, A.M., van Woudenberg, W., Rohrs, R.G.* (1991). The "Robertson Barrier Liner" : a testable double liner system. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 231-237.
- Rollin, A.L., Mlynarek, J., Lafleur, J., Zanesco, A.* (1991). The investigation of a seven year old HDPE geomembrane used in a landfill. Sardinia'91, 3<sup>rd</sup> Int. Landfill Symp., Vol. 1, pp. 667-678.
- Rosenberg, P.* (1991). Environmental matters - An engineering perspective. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 371-387.
- Rovers, F.A., Tremblay, J.J., Mooij, H.* (1977). Procedures for landfill gas monitoring and control. EPS 4-EC-77-4, Waste Management Branch, Environment Canada, Ottawa.
- Rowe, R.K.* (1988). Contaminant migration through groundwater - The role of modelling in the design of barriers. Can. Geotech. J., Vol. 25, pp. 778-798.

- Rowe, R.K.* (1991). Some considerations in the design of barrier systems. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 157-164.
- Rowe, R.K., Booker, J.R., Fraser, M.J.* (1994). POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI - User's guide. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario, 305 pages.
- Rowe, R.K., Fraser, M.J.* (1993). Long-term behaviour of engineered barrier systems. Fourth Int. Landfill Symp. pp. 397-406.
- Rowe, R.K., Fraser, M.J.* (1994). Composite liners as barriers : Critical considerations. First Int. Cong. on Environment Geotechnics, pp. 349-354.
- Rumer, R.R., Ryan, M.E.* (1995). Containment Technologies for Environmental Remediation Applications. Report Prepared for DuPont Corporation Remediation Group, by New York State Center for Hazardous Waste Management, Buffalo (to be published).
- Saarela, J.* (1991). Landscaping aspects of sanitary landfills in Finland. Sardinia'91, Third International Landfill Symposium, Vol. II, pp. 1347-1353.
- Saarela, J.* (1993a). Inventory of old sanitary landfills and their rehabilitation. Green'93, International Symposium on Geotechnics Related to the Environment : Waste Disposal by Landfill, Vol. 1, Bolton Institute, Session 1.3, pp. 23-29.
- Saarela, J.* (1993b). Types and costs of closed landfill sites. Sardinia'93, Forth International Landfill Symposium, Vol. I, pp. 235-242.
- Saarela, J.* (1994). Aftercare research of closed sanitary landfills. First Int. Cong. on Environmental Geotechnics, pp.773-779.
- Saarela, J.* (1994a). Design and construction of landfill cover. Report of Technical Committee on Environmental Control (TC5). Proc. First International Congress on Environmental Geotechnics. po. 987-991.
- Saathoff, F., Hahn, A., Maubeuge, K.V.* (1993). Composite à la pointe de l'innovation avec géotextiles et encapsulage minéral. Geoconfine'93. Arnould et al. (eds.). Balkema, pp. 337-342.
- Sara, M.N.* (1994). Standard Handbook for Solid and Hazardous Waste Facility Assessments. Lewis Pub.
- Sawicki, D.W., Beatty, B.W.* (1988). Design concepts for leachate collection systems. Paper #5, Landfill Design : From Concept to Completion. Proc. Symp. on Solid Waste Management, Toronto, Can. Geotech. Soc., March'88.
- Schroeder, P.R. et al.* (1984, 1994). The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model : Engineering Documentation (Version 3. EPA/600/9-94/xxx).

- Seed, R.B.* (1994). Considerations for the stability of waste fills. Proc. of the Thirteenth International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 5, pp. 289-290.
- Seed, R.B., Bonaparte, R.* (1992). Seismic analysis and design of waste fills : Current practice. Stability and Performance of Slopes and Embankments II. Seed, R.B. and Boulanger, R.W., (eds.), ASCE Geotech. Spec. Pub., no. 31.
- SENES CONSULTING LTD.* (1994). Evaluation of Alternate Dry Covers for the Inhibition of Acid Mine Drainage from Tailings. Final report, MEND Project 2.20.1, CANMET.
- Shackelford, C.D.* (1990). Transit-time design of earthen barriers. Engineering Geology, Vol. 29, pp. 79-94.
- Shackelford, C.D.* (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal - A review. Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 7, pp. 177-217.
- Shackelford, C.D., Chang, C.K., Chiu, T.F.* (1994). The capillary barrier effect in unsaturated flow through soil barriers. Proc. First Int. Cong. Environmental Geotechnics, Edmonton, ISSMFE/CGS, pp. 789-793.
- Shafer, R.A., Renta-Babb, A., Bandy, J.T., Smith, E.D., Malone, P.* (1984). Landfill gas control at military installations. Technical report N-173, US Army Construction Engineering Research Laboratory.
- Shakoor, A., Schmidt, M.L.* (1989). Lime sludge stabilization of sand for capping sanitary landfills. Bull. AEG, Vol. XXVI, no. 2, pp. 227-239.
- Siegel, R.H., Robertson, R.J., Anderson, D.G.* (1990). Slope stability investigations at a landfill in southern California. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 259-284.
- Sinclair, D.J.* (1992). City of Regina Fleet street landfill closure plan. Proc. 14<sup>th</sup> Canadian Waste Management Conference, Regina, pp. 1-6.
- Singh, S., Murphy, B.J.* (1990). Evaluation of the stability of sanitary landfills. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 240-258.
- Smith, A.C., Richardson, K.L.S., Briggs, J.L.* (1993). Applying an ecological perspective to the engineering of landfill final cover revegetation. Proc. 16<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 330-339.
- Smith, G.N.* (1990). Elements of Soil Mechanics, 6<sup>th</sup> edition, BSP Professional Books, Oxford.
- SNC-Lavalin* (1993). Scénarios de fermeture et recouvrement final au C.T.E.D. - Concepts de fermeture. Rapport soumis à la Ville de Montréal.

- SRK* (1988). Cover Technology for Acid Mine Drainage Abatement. Literature survey. Report N° 647021/1 prepared for Norwegian State Pollution Control Authority (June'88).
- SRK* (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide (une traduction de "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide", 1989, BCAMD Task Force). Vol. I et II, Centre de recherches minérales, Québec.
- St-Arnaud, L.C., Yanful, E.K.* (1993). Recouvrements d'eau pour la fermeture de parcs à résidus miniers sulfureux : étude de cas de Mattabi Mines. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or. pp. 67-86.
- Stief, K.* (1989). Multi-barrier concept in West Germany. Sanitary Landfilling : Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press, pp. 549-557.
- Stracham, C.* (1994). Covering tailings - Some theoretical and practical aspects. Tailings & Mine Waste'94, A.A. Balkema, pp. 189-192.
- Stracham, C., Olenick, C.* (1994). Design and construction of the closure plan for the Conquista uranium mill tailings impoundment. Proc. First Int. Cong. Environmental Geotechnics, Edmonton, pp. 915-920.
- Suter II, G.W., Luxmoore, R.J., Smith, E.D.* (1993). Compacted soil barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. J. Environ. Qual. Vol. 22, pp. 217-226.
- Swarbick, G.E., Fell, R.* (1992). Modeling dessicating behavior of mine tailings. J. Geotechnical Engineering, ASCE, Vol. 118, no. 4, pp. 540-557.
- Sydor, R.C.* (1992). Engineered mine tailings covers : verification of drainage behaviour and investigation of design parameters. M.Sc. Thesis, University of Waterloo, 134 pages.
- Takasumi, D.L., Green, K.R., Holtz, R.D.* (1991). Soil-geosynthetics interface strength characteristics : A review of state-of-the-art testing procedures. Proc. Geosynthetics'91, Vol. 1, pp. 87-100.
- Thiel, R.S., Stewart, M.G.* (1993). Geosynthetic landfill cover design methodology and construction experience in the Pacific Northwest. Geosynthetics'93, Vancouver, pp. 1131-1144.
- Thorsen, J.W.* (1982). "Containment" strategies to manage abandoned hazardous waste sites in a cost effective manner. Proc. 5<sup>th</sup> Int. Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, pp. 314-329.
- Tieman, G.E., Druback, G.W., Davis, K.A., Weidner, C.H.* (1990). Stability consideration of vertical landfill expansions. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070. Landva & Knowles (eds.), pp. 285-302.

- Tonteri, K.J., Lindroos, P.T.* (1987). Stability problems of landfill site founded on peat bog. Proc. of the Ninth European Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 1, pp. 337-342.
- Tremblay, L.* (1995). Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturés. Mémoire M.Sc.A., Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.
- Tremblay, R.L.* (1993). Étude sur l'efficacité d'une barrière humide construite à partir de résidus forestiers : le projet East Sullivan. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or. pp. 123-142.
- Tschebotarioff, G.P., DePhilippe, A.A.* (1953). The tensile strength of disturbed and recompacted soils. Proc. Third Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 1, pp. 207-210.
- U.S. Bureau of Reclamation* (1974). Earth Manual, 2<sup>nd</sup> Edition.
- Van Genuchten, M.T.* (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. America. J., Vol. 44, pp. 892-898.
- Van Genuchten, M. Th., Leij, F.J., Yates, S.R.* (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Rapport EPA/600/2-91/065, 85 pages.
- Vauclin, M.* (1984). Infiltration in unsaturated soils. Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media, J. Bear and M.Y. Corapcioglu (editors), Martinus Nijhoff Publishers, pp. 259-313.
- Vauclin, M., Vachaud, G.* (1984). Transferts hydriques dans les sols non saturés, non homogènes. Annales des mines, Écoulements dans les milieux poreux ou fissurés, N° 5-6, pp. 63-74.
- Waite, D. et al.* (1994). The effect of freeze-thaw cycles on the hydraulic conductivity of compacted clay. Hydrology, Waste Disposal, Science and Politics, Proc. 30<sup>th</sup> Symp. Engng Geology and Geotech. Engng., pp. 475-490.
- Weeks, O.* (1993). Design and investigation of landfill caps to minimize infiltration. Geotechnical Management of Waste and Contamination. Fell, Phillips & Gerrard (eds.), Balkema, pp. 479-484.
- Weeks, O.L., Mansell, R.S., McCallister, S.W.* (1992). Evaluation of soil top-cover systems to minimize infiltration into a sanitary landfill : A case study. Environmental Geology and Water Sciences, Vol. 20, no. 2, pp. 139-151.

- White, I., Sully, M.J.* (1987). Macroscopic and microscopic capillary length and time scales from field infiltration. *Water Resources Research*, Vol. 23, pp. 1514-1522.
- Wilson, G.W., Barbour, S.L., Fredlund, D.G.* (1991). The evaluation of evaporative fluxes from soil surfaces for the design of dry covers and the abatement of acid drainage. *Proc. Second Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Vol. 4*, pp. 279-309.
- Wilson, G.W., Fredlund, D.G., Barbour, S.L.* (1994). Coupled soil - atmosphere modeling for soil evaporation. *Can. Geotech. J.* Vol. 31, pp. 151-161.
- Wilson, G.W., Machibroda, R.T., Barbour, S.L., Woyshner, M.R.* (1993). Modeling of soil evaporation from waste disposal sites. *Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering, Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (eds)*. pp. 281-288.
- Wing, N.R.* (1993). Permanent Isolation Surface Barrier : Functional Performance. Report Prepared for the U.S. Department of Energy, Westinghouse Hanford Company, WHC-EP-0650.
- Wing, N.R.* (1994). Permanent Isolation Surface Barrier Development Plan. Report Prepared for the U.S. Department of Energy, Westinghouse Hanford Company, WHC-EP-0673.
- Wing, N.R., Gee, G.W.* (1993). The development of permanent isolation surface barrier : Hanford Site, Richland, Washington, U.S.A. *Geoconfine'93, Arnould et al. (eds.)*, Balkema, pp. 357-362.
- Wing, N.R., Gee, G.W.* (1994). Quest for the perfect cap. *Civil Engineering*, Oct.'94, pp. 38-41.
- Wong, L.C., Haug, M.D.* (1991). Cyclical closed-system freeze-thaw permeability testing of soil liner and cover materials. *Can. Geotech. J.*, Vol. 28, pp. 784-793.
- Woyshner, M.R., Yanful, E.K.* (1993). Hydrologic analysis and prediction in a soil cover. *Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (eds.)*, pp. 289-296.
- Wright, S.J.* (1993). Non-intrusive crack detection in clay landfill cover liners. *Engineering Hydrology*, Kuo, C.Y. (ed.), ASCE, pp. 491-496.
- Wright, T.D., Ross, D.E., Tagawa, L.* (1989). Section 10.1 - Hazardous - waste landfill construction : The state of the art. *Freeman, H.M. (ed.)*, Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal, McGraw-Hill, pp. 10.3 - 10.23.
- Wright, W., Turner, A.K., Kooper, C.E.* (1987). Use of the HELP model in evaluating the cover design for a uranium mill tailings disposal site. *Proc. National Conference on Hazardous Wastes and Hazardous Materials, EPA, Washington, DC*, pp. 58-63.

- Yanful, E.K.* (1990). Recouvrements géologiques pour contrôler le drainage minier acide. Compte-rendu du Colloque sur la réduction et le drainage des effluents acides générés par les activités minières, pp. 65-83.
- Yanful, E.K.* (1991a). Development of laboratory methodologies for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers. Final Report (Draft, Dec. 1991), Centre de Technologie Noranda (DSS Contract Number KE 144-8-4464/01-55).
- Yanful, E.K.* (1991b). Engineered soil covers for reactive tailings management : Theoretical concepts and laboratory development. Proc. Second Int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Vol. 1, pp. 461-485.
- Yanful, E.K.* (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, Vol. 119, no. 8, pp. 1207-1228.
- Yanful, E.K., al.* (1994). Field and laboratory performance of engineered covers on the Waite Amulet tailings. Proc. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, Vol. 2, pp. 138-147.
- Yanful, E.K., Aubé, B.* (1993). Modelling moisture - Retaining soil covers. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conf. on Environmental Engineering, Montréal, Vol. 1, pp. 273-280.
- Yanful, E.K., Aubé, B., St-Arnaud, L.* (1993c). Efficacité des recouvrements géologiques pour contrôler le drainage minier acide : le projet Waite Amulet. NEDEM'93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or. pp. 143-164.
- Yanful, E.K., Bell, A.V., Woyshner, M.R.* (1993b). Design of a composite soil cover for an experimental waste rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. Can. Geotech. J., Vol. 30, pp. 578-587.
- Yanful, E.K., Riley, M.D., Woyshner, M.R., Duncan, J.* (1993a). Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near New-Castle, New-Brunswick, Canada, Can. Geotech. J., Vol. 30, pp. 588-599.
- Yong, R.N., Cabral, A., Weber, L.M.* (1991). Evaluation of clay compatibility to heavy metals transport and containment : permeability and retention. CCGE/CCEG'91, Proc. First Canadian Conference on Environmental Geotechnics (Montréal), Chapuis, R.P. & Aubertin, M. (eds.). The Canadian Geotechnical Society and The St-Lawrence Centre, pp. 314-321.
- Yong, R.N., Mohamed, A.-M.O.* (1992). Cyclic freeze-thaw consideration in design of engineered soil covers for reactive tailings. Proc. Annual Conf. CSCE, Québec, pp. 173-182.

- Yong, R.N., Mohamed, A.M.O., Warkentin, B.P.* (1992). Principles of Contaminant Transport in Soils. Elsevier.
- Zimmie, T.F.* (1992). Freeze-thaw effects on the permeability of compacted clay liners and covers. Geotechnical News, March'92, pp. 28-30.
- Zimmie, T.F., LaPlante, S.M., Bronson, D.* (1992). The effects of freezing and thawing on the permeability of compacted clay landfill covers and liners. Environmental Geotechnology : Proc. of the Mediterranean Conference, pp. 213-217.
- Zimmie, T.F., Moo-Young, H. & LaPlante, K.* (1993). The use of waste paper sludge for landfill cover material. Green'93, Int. Symp. Geotechnics Related to the Environment, Vol. 2, Bolton Institute, pp. 11-18.
- Zimmie, T.F., Riggs, C.O., (eds.)* (1981). Permeability and groundwater contaminant transport. ASTM Spec. Tech. Pub. 746.