



UNIVERSITÉ DE LIÈGE – FACULTÉ DES SCIENCES APPLIQUÉES  
*Année académique 2013 – 2014*

# **Etude numérique du comportement à long terme des déchets dans un centre d'enfouissement technique**

Travail de fin d'études présenté par

**Julien Hubert**

en vue de l'obtention du grade de Master en Ingénieur Civil des Constructions

Promoteur : Monsieur F. Collin

Membres du jury : Monsieur L. Courard

Monsieur S. Hiligsmann

Monsieur F. Nguyen

Membre extérieur : Monsieur. Demanet

## **Remerciements**

Au terme de ce travail de fin d'étude, je souhaiterais tout particulièrement remercier mon promoteur, M. Collin, pour son attention, sa disponibilité et la patience dont il a fait preuve à mon égard. Ses conseils avisés m'ont permis de bénéficier de toute son expérience dans l'interprétation et la compréhension de mes résultats. Son enthousiasme et son optimisme m'ont aidé à garder confiance dans les moments de doutes et les nombreuses heures qu'il m'a consacrées m'ont permis d'atteindre les objectifs.

Je souhaiterais également remercier M. Radu pour son aide précieuse, son soutien technique et son expérience qui m'ont été inestimables.

Je remercie toute l'équipe du service de Géomécanique et Géologie de l'Ingénieur pour l'ambiance et la bonne humeur qui y règnent et qui m'ont permis de réaliser ce travail dans des conditions optimales. Je souhaiterais également les remercier pour l'intérêt et la curiosité dont ils ont fait preuve vis-à-vis de mon sujet.

Je remercie d'avance tous les membres de mon jury, Messieurs Courard, Nguyen, Hiligsmann et Demanet, pour le temps consacré à la lecture de ce travail.

Enfin, je remercie mes proches et ma famille pour leur soutien tout au long de mes études.

# Résumé

## Etude numérique du comportement à long terme des déchets dans un centre d'enfouissement technique

L'explosion démographique des dernières décennies et la production gargantuesque de déchets accompagnant la consommation toujours croissante de la population font de la gestion des déchets un axe de développement essentiel, pour lequel il reste encore beaucoup à faire. Les centres d'enfouissement technique (CET) font partie des alternatives disponibles afin de répondre à cette problématique. Il s'agit d'une solution peu élégante mais difficilement évitable pour des raisons économiques et parfois techniques ; le CET constitue l'outil de gestion privilégié dans les pays en voie de développement. Il ne faut pas croire pour autant que ce type d'ouvrage est délaissé dans nos régions. Bien que de plus de en plus de mesures soient prises afin de limiter les déchets pouvant être enfouis ou de favoriser le recyclage et la réutilisation de certains matériaux, l'enfouissement reste la solution la plus couramment appliquée.

La gestion des centres d'enfouissement technique représente donc un pan important de la problématique des déchets. Le but de ce travail est de développer un modèle permettant de prédire les tassements à long terme dans les CET en tenant compte des différents phénomènes hydrauliques, mécaniques et biochimiques y prenant place. Les résultats d'un tel modèle permettraient, par exemple, de mieux évaluer la capacité de stockage des décharges rendant leur gestion plus simple et efficace.

La première partie du travail consistera en une compilation des propriétés hydrauliques, thermiques, mécaniques et biochimiques des déchets présentes dans la littérature afin de référencer les paramètres nécessaires à la réalisation du modèle.

Ensuite, une revue bibliographique des principaux modèles de comportement est présentée. Ce résumé permet de mieux appréhender les différents modèles existants et ceux sur lesquels nous nous baserons afin de réaliser nos simulations couplées.

Finalement, la dernière partie du travail vise à réaliser le modèle de comportement multiphysique le plus complet. Ce dernier est construit étape par étape en commençant par l'implémentation d'un modèle hydraulique couplé, dans un second temps, à celui de transport d'Acide Gras Volatil (AGV). Les processus de génération/dégradation d'AGV et de production de chaleur sont ensuite introduits dans la simulation. Finalement, l'implémentation du modèle mécanique basé sur une loi de comportement mécanique de type CamClay est en mesure de prédire les tassements à long terme dans les centres d'enfouissement technique.

Signatures des membres du jury :

Promoteur : F. Collin

Membre du Jury : F. Nguyen

Membre du Jury : L. Courad

Membre du Jury : S. Hiligsmann

Membre extérieur du Jury : M. Demanet

## **Abstract**

The recent demographic growth and the huge production of waste that comes with the always increasing consumption rate of the population are becoming more and more of an issue. It is, thus, a primary concern for us to develop more efficient waste disposal techniques. The sanitary landfills are not environment friendly solution but are the last resort for all the waste that cannot be recycled or treated in any other way. It is also the cheapest and easiest method to implement, making it the number one solution for waste disposal in many developing countries. Even in our countries and despite all that is done to reduce the quantities being stocked in landfills, it is still the main technique.

An efficient management of the landfills thus appears to be one of the most important aspects of this problem. The goal of this work is to develop a model able to predict the long term settlements of Municipal Solid Waste (MSW) in sanitary landfills, taking in consideration the hydraulic, mechanical and biochemical phenomenon taking place. The results of such a model would allow to better evaluate the storage capacity of landfills making their management simple and efficient.

We will first begin with a compilation of the different hydrological, mechanical, thermal and biochemical properties of the MSW found in literature and used in the models below.

Then, we will present a short bibliographic review of the most important models within which the ones we base our own multifactorial model can be found.

And finally, we will implement the model itself. It is built step by step, beginning by a hydrological model coupled to a pollutant transport model to take into account the Volatile Fatty Acids (VFA) displacement within the landfill. Then, we will add a generation/degradation model which will take care of both the organic degradation and the generation of the VFA/methanogen biomass. The next add-on is a thermal model used to predict the temperature increase in the landfill following the exothermal degradation of the organic matter. On top of it we add a mechanical model implemented to evaluate long term settlements following a Camclay type constitutive law.

# Table des matières

1.	Introduction.....	1
1.1.	Gestion des déchets .....	1
1.1.1.	Prévention.....	1
1.1.2.	Collecte-tri-recyclage (VANDERKELEN, 2000) .....	2
1.1.3.	Compostage .....	2
1.1.4.	Incinération (VANDERKELEN, 2000) .....	2
1.1.5.	Les centres d'enfouissement technique (C.E.T.).....	2
1.2.	Conclusion .....	5
2.	Objectif du travail.....	6
3.	Caractérisation des déchets .....	7
3.1.	Caractérisation hydro-mécanique .....	7
3.1.1.	Composition .....	7
3.1.2.	Classification des déchets.....	8
3.1.3.	Poids volumique .....	9
3.1.4.	Perméabilité .....	11
3.1.5.	Teneur en eau.....	14
3.1.6.	Porosité .....	14
3.1.7.	Paramètres de compressibilité.....	15
3.1.8.	Paramètres de résistance au cisaillement .....	19
3.2.	Caractérisation biochimique.....	21
3.2.1.	Processus biochimiques dans un CET .....	21
3.3.	Caractérisation thermique .....	23
3.3.1.	Conductivité thermique.....	24
3.3.2.	La Chaleur spécifique .....	24
4.	Modèles de comportement des déchets.....	25
4.1.	Modèles mécaniques .....	25
4.1.1.	Modèle de Sowers .....	25
4.1.2.	Modèle de Bjarngard et Edgers .....	26
4.1.3.	Modèle de Yen et Scanlon (YEN & SCANLON, 1975) .....	27
4.1.4.	Modèle Incrémental de Prédition des Tassements.....	28
4.1.5.	Modèle de Gibson et Lo.....	29
4.1.6.	Modèle d'Edil .....	30
4.2.	Modèles biochimiques .....	31

4.2.1. Le modèle de McDougall (MCDOUGALL, 2007) (RODRIGUEZ, 2005).....	31
4.3. Modèles thermiques .....	33
4.3.1. Modèles de Yoshida et al. (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1997) (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1999).....	33
4.3.2. Modèle de Boukpeti (BOUKPETI, 2004).....	34
5. Modélisation et approche numérique.....	36
5.1. Modèle hydraulique.....	36
5.2. Modèle biochimique .....	44
5.2.1. Modèle de transport de polluant.....	44
5.2.2. Modèle de dégradation.....	46
5.2.3. Modèle thermique.....	48
5.2.4. Modèle complet.....	51
5.3. Modèle final et prise en compte de la mécanique .....	64
6. Conclusion .....	72
6.1. Perspectives.....	72
7. Bibliographie.....	74
8. Annexes .....	1
8.1. Annexe 1 : Transport purement convectif – Pic de concentration.....	1
8.2. Annexe 2 : Transport purement diffusion/dispersif – Pic de concentration .....	2
8.3. Annexe 3 : Transport purement convectif – Concentration homogène .....	3
8.4. Annexe 4 : Transport purement diffusif/dispersif – Concentration homogène.....	4
8.5. Annexe 5 : Modifications apportées au code REACT.F fichier sources Lagamine .....	5
8.6. Annexe 6 : Modifications apportées au code LRCHIM.F fichier sources Prepro .....	10

# Table des figures

Figure 1 : Technique de gestion des déchets ménagers prescrite par le plan « Horizon 2010 ».....	1
Figure 2 : Structure typique d'une étanchéité de fond/latérale dans un CET (COLLIN F.) .....	4
Figure 3 : Structure typique d'un système de couverture dans un CET (DEMANET, 2004).....	5
Figure 4 : Classification des déchets proposée par Grisolia et al. (GRISOLIA, NAPOLEONI, & TANCREDI, 1995) .....	9
Figure 5 : Courbes de rétention d'eau .....	13
Figure 6 : Courbes de perméabilité relative.....	13
Figure 7 : Evolution du tassement au cours du temps (CHARLIER, 2007) .....	15
Figure 8 : Courbes oedométriques simple (à gauche) et linéarisée (à droite) (CHARLIER, 2007)	16
Figure 9 : Courbes oedométriques simple (à gauche) et linéarisée (à droite) de variation de l'indice des vides .....	16
Figure 10 : Cercles de Mohr (CHARLIER, 2007).....	19
Figure 11 : Courbe contrainte - déformation (MANASSERO, VAN IMPE, & BOUAZZA, 1996).....	20
Figure 12 : Couple $c$ et $\phi$ compilé par Verbrugge (VERBRUGGE, 2000).....	20
Figure 13 : Plage de température privilégiée en fonction du type de bactérie .....	23
Figure 14 : Fuseau de Sowers - Indice de compression primaire ( $C_c$ ) et secondaire ( $C_a$ ) en fonction de l'indice des vides initial $e_0$ (OLIVIER F., 2003) .....	26
Figure 15 : Courbes de tassement relatif en fonction du temps pour les 22 CET (à gauche) et allure 'type' des courbes de tassement à double pente $Cae, 1$ et $Cae, 2$ (BJARNGARD & EDGERS, 1990).....	27
Figure 16 : expression du tassement primaire pour les couches 1 à n.....	29
Figure 17 : Modèle rhéologique de Gibson et Lo (1961) .....	30
Figure 19 : Courbe de rétention d'eau.....	37
Figure 20 : Courbe de perméabilité relative .....	38
Figure 20 : Variation de la saturation en fonction de la profondeur et du temps .....	39
Figure 21 : Variation de la pression en fonction de la profondeur et du temps .....	39
Figure 22 : Variation de la saturation en fonction de la porosité après 1 an .....	40
Figure 23 : Variation de la pression en fonction de la porosité après 1 an.....	41
Figure 24 : Variation de la saturation en fonction de la perméabilité après 1 an .....	42
Figure 25 : Variation de la pression en fonction de la perméabilité après 1 an.....	42
Figure 26 : Domaine avec une perméabilité de <b>10 – 5m/s</b> avec une zone de perméabilité plus faible à <b>10 – 6m/s</b> .....	43
Figure 27 : Variation de la concentration en AGV en fonction de la profondeur – Pic de concentration.....	45
Figure 28 : Variation de la concentration en AGV en fonction de la profondeur – Concentration homogène.....	46
Figure 29 : dépendance du pic de concentration en AGV [ $g/m^3d'eau$ ] vis-à-vis de la condition initiale sur la concentration en AGV (MCDOUGALL, 2007) .....	51
Figure 30 : variation du degré de saturation en fonction de la profondeur et du temps .....	52
Figure 31 : Variation de la concentration en AGV en fonction de la profondeur et du temps .....	52
Figure 32 : Variation de la teneur en matière organique en fonction de la profondeur et du temps .....	53
Figure 33 : Dépendance du pic de concentration en AGV en fonction de la condition initiale sur la concentration en méthane (MCDOUGALL, 2007) .....	54
Figure 34 : variation du degré de saturation en fonction de la profondeur et du temps .....	55

Figure 35 : Variation de la concentration en AGV en fonction de la profondeur et du temps .....	55
Figure 36 : Variation de la concentration en méthane en fonction de la profondeur et du temps	56
Figure 37 : Variation de la teneur en matière organique en fonction de la profondeur et du temps .....	56
Figure 38 : Evolution de la température en fonction de la profondeur et du temps .....	57
Figure 39 : Taux de génération et de dégradation des AGV (MCDOUGALL, 2007).....	58
Figure 40 : Profils de température dans un CET obtenu par Boukpeti (BOUKPETI, 2004).....	59
Figure 41 : Variation de la saturation en fonction de la profondeur et du temps - zone de perméabilité plus faible à <b>10 – 6m/s</b> .....	60
Figure 42 : Variation de la concentration en AGV et fonction de la profondeur et du temps – zone de perméabilité plus faible à <b>10 – 6m/s</b> .....	61
Figure 43 : Variation de la concentration en méthane en fonction de la profondeur et du temps – zone de perméabilité variable à <b>10 – 6m/s</b> .....	61
Figure 44 : Variation de la teneur en matière organique en fonction de la profondeur et du temps – zone de perméabilité plus faible à <b>10 – 6m/s</b> .....	62
Figure 45 : Evolution de la température dans le milieu en fonction de la profondeur et du temps – zone de perméabilité variable à <b>10 – 6m/s</b> .....	62
Figure 46 : Comportement œdométrique dans un critère de plasticité classique de type Mohr-Coulomb.....	64
Figure 47 : Surface de plasticité pour différentes contraintes de préconsolidation – modèle Camclay .....	65
Figure 48 : Composantes de l'incrément de déformation plastique dans le plan ( <b>p, q</b> ).....	66
Figure 50 : Surface de plasticité - Camclay modifié .....	66
Figure 50 : Evolution du degré de saturation en fonction du temps .....	68
Figure 51 : Déplacement verticale en fonction de la profondeur et du temps .....	68
Figure 53 : Différence de déplacement entre notre modèle et un modèle élasto-plastique classique .....	70
Figure 54 : Différences entre les déplacements en tête de colonne.....	70
Figure 55 : Annexe 1 : Transport purement convectif – Pic de concentration.....	1
Figure 56 : Annexe 2 : Transport purement diffusion/dispersif – Pic de concentration .....	2
Figure 57 : Annexe 3 : Transport purement convectif – Concentration homogène .....	3
Figure 58 : Annexe 4 : Transport purement diffusif/dispersif – Concentration homogène .....	4

## Table des tableaux

Tableau 1 : Classification des déchets proposée par Landva et Clark (LANDVA & CLARK, 1990) .....	8
Tableau 2 : Poids volumique des déchets .....	10
Tableau 3 : Paramètres de calage des courbes de rétention d'eau et de perméabilité relative .....	12
Tableau 4 : Teneur en eau optimale pour la dégradation .....	14
Tableau 5 : Porosité des déchets .....	15
Tableau 6 : Valeurs des coefficients et indices de compression primaire et secondaire des déchets.....	18
Tableau 7 : Domaine de variation des paramètres de cisaillement pour les déchets.....	21
Tableau 8 : Paramètres des courbes de rétention et de perméabilité relative .....	37
Tableau 9 : Paramètres hydrauliques du cas de référence.....	38
Tableau 10 : Valeurs des paramètres de transport de polluant .....	44
Tableau 11 : Valeurs des paramètres du modèle de McDougall.....	48
Tableau 12 : Valeurs des paramètres thermiques.....	50
Tableau 13 : Valeurs des paramètres de la loi mécanique.....	67
Tableau 14 : Valeurs des paramètres pour la comparaison des modèles .....	69

# 1. Introduction

---

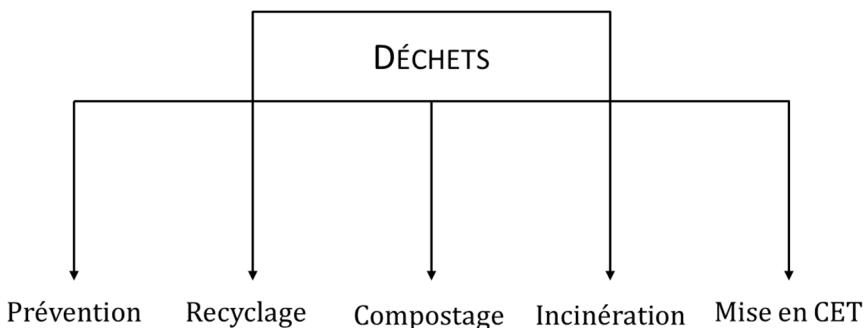
Notre société est basée sur un modèle économique dont le fondement est la croissance. Afin de la maintenir, nous utilisons des démarches publicitaires agressives et des produits à la durée de vie limitée, voire à usage unique, dans le but de créer ou de renouveler un besoin chez le consommateur. Cette surconsommation associée à la croissance démographique et le développement de mégalopole au cours de ces dernières décennies ont entraîné une augmentation alarmante de la production de déchets.

D'autres facteurs accentuent encore cette problématique comme les règles d'hygiènes modernes qui favorisent les emballages individuels ou une modification de la nature des déchets liée à l'explosion de l'industrie plastique dont les produits sont malheureusement rarement dégradables.

## 1.1. Gestion des déchets

Dans ce contexte, on a pu observer une prise de conscience collective de l'importance d'une gestion efficace des déchets.

Historiquement, la méthode la plus utilisée était la mise en décharge. Les politiques d'environnement récentes tendent à encourager un traitement préalable des déchets. Ainsi, le plan « Horizon 2010 » de la Région wallonne propose les alternatives suivantes.



**FIGURE 1 : TECHNIQUE DE GESTION DES DÉCHETS MÉNAGERS PRESCRITE PAR LE PLAN « HORIZON 2010 »**

### 1.1.1. Prévention

Le but est de limiter la production de déchets par des méthodes de prévention visant à modifier les habitudes à la fois des industriels et des particuliers. En effet, la diminution de la quantité de déchets réduit d'autant le besoin et le coûts liés à leur traitement. Le plan vise aussi à encourager la consommation de produit plus respectueux de l'environnement (Plan wallon des déchets Horizon 2010, 1998).

### **1.1.2. Collecte-tri-recyclage (VANDERKELEN, 2000)**

La filière de collecte-tri-recyclage est caractérisée par un pré-tri par l'usager suivi par une collecte particulière confiée aux services de propreté urbaine ou centralisée, au moyen de parcs à conteneurs. Les déchets sont ensuite acheminés jusqu'à un centre de tri et finalement recyclés.

Cette méthode de traitement permet de diminuer la quantité de déchets incinérés ou enfouis et donc d'en limiter l'impact environnemental. Le recyclage permet également de diminuer la consommation de matières premières par réutilisation de celles-ci en circuit fermé.

Cette filière n'est néanmoins pas parfaite, loin s'en faut. Tout d'abord, il s'agit d'une méthode onéreuse aussi bien au niveau de ses infrastructures, du transport que de la main d'œuvre. Elle est, de plus, limitée car le matériau recyclé doit correspondre à des critères précis de qualité et être produit en quantité suffisante pour permettre une utilisation industrielle. Il est, en outre, nécessaire que ladite industrie conçoive un débouché rentable au matériau recyclé. La dernière limitation, mais non des moindres, est que cette méthode est dépendante du bon vouloir de l'usager dont la coopération n'est pas toujours acquise, malgré les campagnes d'information et les législations mises en place.

### **1.1.3. Compostage**

Il s'agit d'une valorisation de la matière organique qui, suite à l'Arrêté du 18 mars 2004 du Gouvernement wallon, ne peut plus être enfouie dans des Centres d'Enfouissement Technique (CET) et ce à partir janvier 2010. (DEMANET, 2004)

La matière organique est valorisée par compostage ou par biométhanisation.

### **1.1.4. Incinération (VANDERKELEN, 2000)**

Les déchets sont acheminés jusqu'à des usines d'incinération où ils sont brûlés à haute température pendant une durée minimale de deux secondes.

Cette combustion entraîne une diminution de la masse et du volume des déchets devant être enfouis mais s'accompagne d'une production de résidus (mâchefers et cendres volantes).

L'incinération permet également une valorisation énergétique du déchet. En effet, la combustion d'une tonne de déchets ménagers génère 465 kWh, soit une économie de 0,1 tonne de combustible noble. ((Plan wallon des déchets Horizon 2010 , 1998))

Cette technique présente, elle aussi, des inconvénients que sont le coût et surtout l'émission de polluants atmosphériques.

### **1.1.5. Les centres d'enfouissement technique (C.E.T.)**

La dernière alternative est la mise en décharge. Il s'agit de l'option la moins désirable écologiquement et celle qui devrait, dans la mesure du possible, être évitée. Il n'en est pas moins qu'il s'agit encore de la méthode la plus employée, non sans raison d'ailleurs. C'est en effet la technique de traitement des déchets la moins onéreuse et la plus simple à mettre en œuvre.

A l'heure actuelle, tout le monde sait qu'enterrer ses déchets dans le premier terrain vague venu est préjudiciable pour l'environnement et peut avoir des répercussions dramatiques en termes de santé publique. C'est pourquoi l'enfouissement des déchets est de plus en plus contrôlé et le terme de *décharge* est remplacé celui de par « centre d'enfouissement technique » qui témoigne de la modernisation et de la rigueur dont ces centres font l'objet. Ils sont en effet soumis à une législation stricte de la part de l'Union Européenne (VERBRUGGE, 2000) (VANDERKELEN, 2000) (THONART, DIABATE, HILIGSMANN, & LARDINOIS, 2005).

Ces règlements proposent une classification des déchets (DEMANET, 2004):

- Les déchets ménagers ;
- Les déchets dangereux ;
- Les déchets non dangereux ;
- Les déchets inertes (qui ne subissent aucune transformation physique, chimique ou biologique) ;

Et dans la même lignée, une classification des types de centres d'enfouissement (DEMANET, 2004)

- CET 1 : les centres pour déchets dangereux et les déchets industriels non toxiques ;
- CET 2 : les centres pour déchets non dangereux (dont les déchets ménagers et les déchets industriels non toxiques) ;
- CET 3 : les centres pour déchets inertes (béton, sols non pollués,...) ;
- CET 4 : les centres pour déchets toxiques ;
- CET 5 : les centres pour déchets dangereux et les déchets industriels non toxiques et les déchets inertes dont le producteur est le propriétaire.

A l'heure actuelle, seuls les déchets ultimes, c'est-à-dire ne pouvant pas être traités, peuvent encore être enfouis (DEMANET, 2004).

### **Conception d'un C.E.T.**

La conception des CET a fort évolué depuis les décharges dans lesquelles on enfouissait tous les déchets indifféremment.

Il existe plusieurs critères que doit rencontrer un CET (DEMANET, 2004) :

- L'emplacement doit répondre à certains critères.
- Le Centre doit être équipé d'un système d'étanchéité et de drainage.
- Il doit posséder une couverture étanche.
- Il doit assurer la gestion des émanations gazeuses.

La principale source de pollution liée aux CET est la contamination de l'environnement par les lixiviats. Il s'agit de l'eau qui percole à travers les déchets et se charge de « jus » organique.

C'est pourquoi, il est très important de choisir précautionneusement le site d'implantation afin que le sol en place présente une perméabilité suffisamment faible (argiles, etc.). Le CET doit aussi être situé aussi loin que possible de toute zone d'habitation ou de récréation, de tout cours d'eau, point d'eau ou autres centres agricoles ou urbains. Il ne doit pas non plus se trouver à

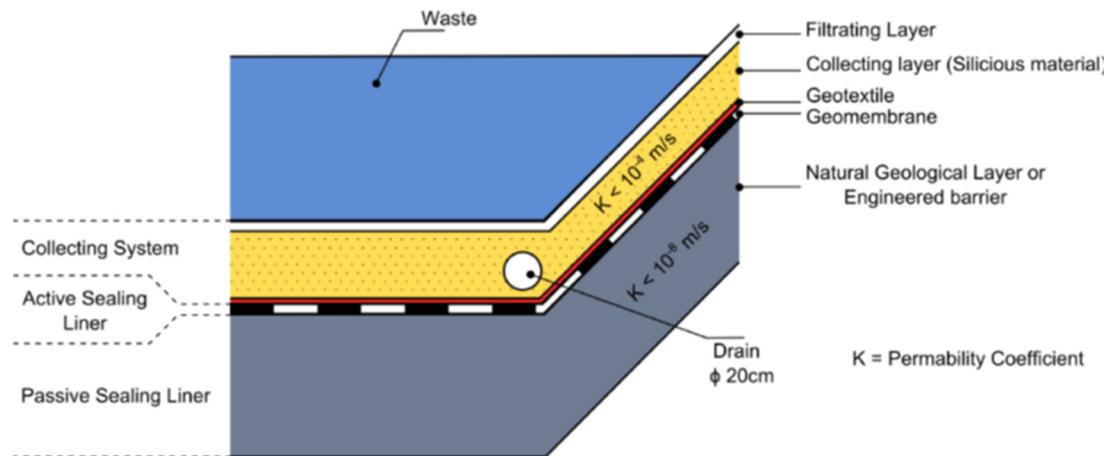
proximité d'une nappe phréatique, d'une côte ou de zone de nature protégée, ni dans une zone soumise à un risque d'inondation, d'affaissement ou d'avalanche (DEMANET, 2004).

On peut pourtant constater qu'une grande partie des centres existants sont loin d'avoir été construits sur des sites idéaux. C'est pourquoi un système artificiel d'étanchéité est nécessaire.

Le système d'étanchéité artificiel est constitué d'une géomembrane ayant une perméabilité très faible ( $K \sim 10^{-15} \text{ m/s}$ ) mais de fine épaisseur ce qui la rend sensible au poinçonnement et à la perforation. On complète, donc, cette couche d'étanchéité à l'aide d'un matériau argileux qui, s'il présente une perméabilité plus importante ( $K \sim 10^{-9} \text{ à } 10^{-10} \text{ m/s}$ ), est, par contre, disposé en couche épaisse peu sensible au poinçonnement et à la perforation. On ajoute, de plus, un géotextile afin de protéger la membrane.

Aucun matériau n'est étanche à long terme. Il faut donc réduire autant que possible le gradient hydraulique de part et d'autre de la couche d'étanchéité. C'est la raison pour laquelle, il est nécessaire d'installer un système de drainage.

On retrouve la composition typique d'un système d'étanchéité drainage à la figure 2 :

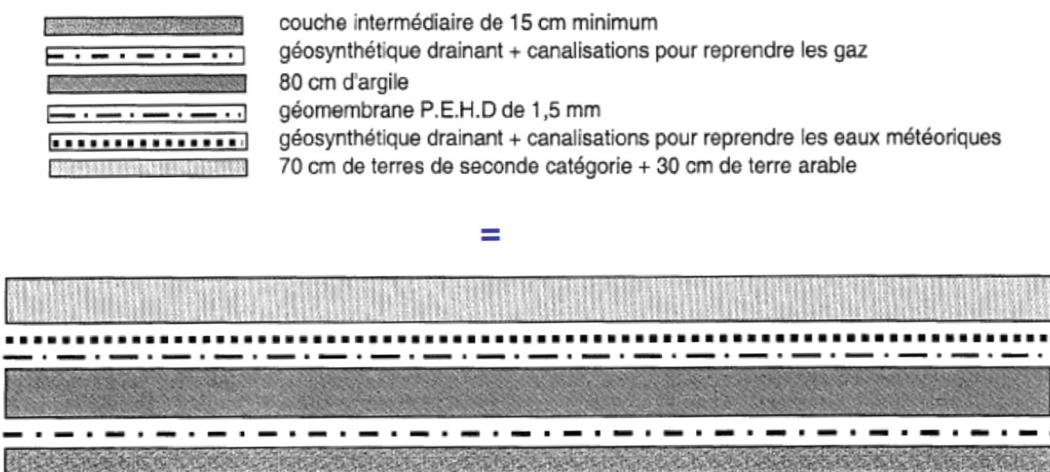


**FIGURE 2 : STRUCTURE TYPIQUE D'UNE ÉTANCHÉITÉ DE FOND/LATÉRALE DANS UN CET (COLLIN F.)**

Les lixiviats doivent être récoltés afin d'être traités. On doit donc prévoir une pente de 2 à 5% du fond du CET en plus de la couche drainante afin de pouvoir récolter ces eaux polluées par gravité. Ces lixiviats sont stockés dans des puits et pompés pour être envoyés vers les stations de traitement.

L'accumulation de biogaz au sein des CET peut être évitée grâce à un réseau de conduites et de puits destiné à récolter le gaz. Les gaz recueillis doivent ensuite être traités et utilisés pour la production d'électricité ou brûlés en torchère s'ils sont trop pauvres (DEMANET).

Le système de couverture étanche est constitué comme suit :



**FIGURE 3 : STRUCTURE TYPIQUE D'UN SYSTÈME DE COUVERTURE DANS UN CET (DEMANET, 2004)**

Il faut à la fois limiter les odeurs et la poussière ainsi que la quantité de déchets soufflés par le vent et également réduire, autant que possible, la prolifération d'oiseaux et de vermines attirés par les déchets et empêcher la formation d'aérosol ou le déclenchement d'incendie (DEMANET, 2004).

Il est également nécessaire d'assurer la stabilité à long terme des CET et, plus particulièrement, de se prémunir des phénomènes de glissement. Il faut aussi s'assurer que le sol de fondation a des propriétés mécaniques suffisantes pour éviter d'importants tassements qui pourraient endommager la barrière géologique artificielle.

## 1.2. Conclusion

Malgré l'impact positif de la politique de prévention et des initiatives associées, l'enfouissement en CET reste l'ultime alternative en termes de gestion des déchets. En effet, tous les déchets qui ne peuvent ou ne sont pas recyclés ou compostés ainsi que les résidus de l'incinération doivent être stockés en décharge.

Dès lors, une gestion efficace de ces centres s'impose afin de réduire leurs nuisances environnementales. Plus encore, une modélisation prédictive du comportement de ces centres devrait non seulement permettre de minimiser l'espace qui leur est alloué mais aussi en faciliter la réhabilitation une fois la phase d'exploitation terminée.

Les directives Européennes interdisent le stockage de matières organiques dans les CET à l'horizon 2015 et la Belgique ne le fait plus depuis 2010. Néanmoins, les réactions de dégradation sont lentes et prennent plusieurs dizaines d'années. Il sera donc nécessaire de tenir compte de la dégradation jusqu'en 2040 et au-delà. C'est pourquoi développer des modèles multifactoriels tenant compte de l'aspect biochimique du comportement des déchets reste bien d'actualité.

## **2. Objectif du travail**

---

Comme nous venons de le souligner, l'étude des centres d'enfouissement technique (CET) reste un point crucial de la problématique de la gestion de déchets. Le principal objectif de ce mémoire est de développer un modèle numérique prédictif permettant d'évaluer le comportement à long terme des déchets.

Il existe dans la littérature un grand nombre d'articles décrivant le comportement hydraulique, mécaniques, thermique et biochimique des déchets mais aucun d'entre eux ne permet de tenir compte de leurs interactions respectives. Or, les propriétés mécaniques du matériau sont influencées par la dégradation et l'état de contrainte du matériau influence sa capacité à se dégrader. La température et la teneur en eau ont également une influence sur la biodégradation. Il est donc nécessaire de tenir compte simultanément de ces phénomènes et des interactions qui existent entre eux. Le but de ce travail est, dès lors, de développer un modèle multifactoriel capable de considérer toutes ces interactions.

Dans un premier temps, nous introduirons les propriétés hydrauliques, thermiques, mécaniques et biochimiques des déchets décrites dans la littérature afin de définir les différentes grandeurs et paramètres intervenant dans les modèles de comportement.

Ensuite, nous réaliserons une revue bibliographique des principaux modèles existants et notamment ceux sur lesquelles nous nous baserons afin d'implémenter notre modèle multifactoriel.

Pour terminer, nous tenterons de concevoir le modèle le plus complet possible avec pour objectif de pouvoir prédire les tassemens à long terme dans les centres d'enfouissement technique.

### **3. Caractérisation des déchets**

---

Comme nous venons de l'expliquer, la caractérisation des propriétés hydrauliques, mécaniques et biochimiques des déchets est indispensable à toute modélisation ultérieure. Ces propriétés doivent donc être définies aussi précisément que possible.

Les propriétés des déchets sont décrites dans la littérature comme suit.

#### **3.1. Caractérisation hydro-mécanique**

##### **3.1.1. Composition**

Les déchets sont un milieu polyphasique dans lequel on retrouve (OLIVIER F., 2003) :

- La phase solide qui est considérée inerte et non déformable pour les sols et peut être séparée en sous-catégories :
  - Matière inerte ;
  - Matière déformable ;
  - Matière biodégradable ;
- La phase liquide composée de :
  - L'eau de percolation provenant des intempéries ;
  - Des résidus liquides provenant de la décomposition de la matière organique ;
- La phase gazeuse composée de :
  - L'air contenu dans la décharge ;
  - Les gaz organiques ou azotés issus de la décomposition de la matière organique.

Ces différentes phases se retrouvent en proportions variables car la composition des déchets varie d'une région à l'autre en fonction du degré de développement, de l'urbanisation et du système de collecte (OLIVIER F., 2003).

On peut dresser une liste plus détaillée des éléments que l'on y rencontre (VERBRUGGE, 2000) :

- des déchets organiques (alimentation, papier, tissus, etc.) ;
- des matières plastiques ;
- des matériaux métalliques ;
- du verre ;
- des déchets de construction (béton, etc.) ;
- des cendres ;
- des déchets chimiques.

Un massif de déchet s'apparente donc à un milieu granulaire mais hautement hétérogène dont la granulométrie varie d'éléments très fins (cendres, résidus de dégradation, etc.) à des éléments très grossiers (encombrants de grandes dimensions).

### 3.1.2. Classification des déchets

De nombreux auteurs ont proposé une classification des déchets. La pertinence de ces différentes classifications est très variable en fonction des critères retenus et globalement, ces classifications sont assez peu efficaces.

En 1990, Landva et Clark (LANDVA & CLARK, 1990) proposent la première classification universelle, détaillée ci-dessous :

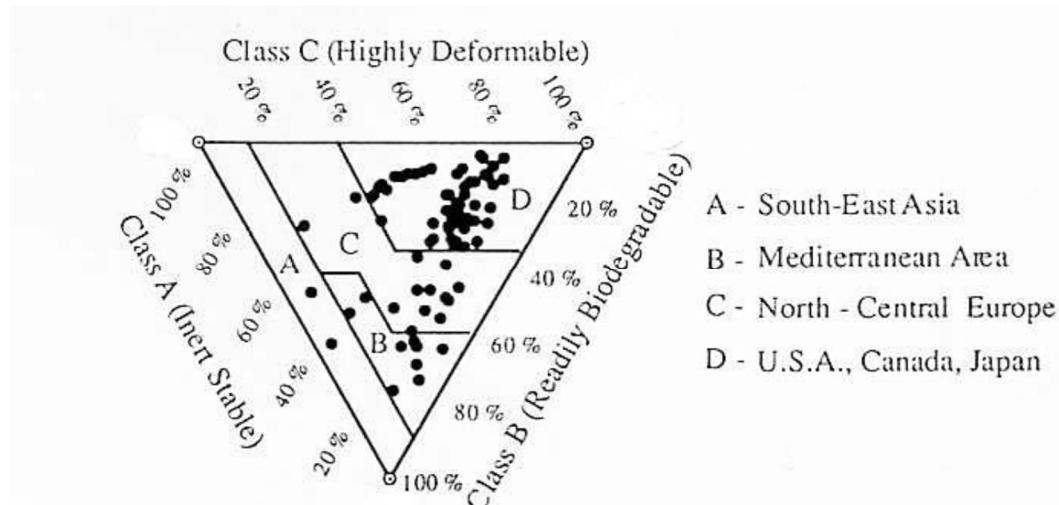
DÉCHETS ORGANIQUES		DÉCHETS MINÉRAUX	
Putrescible (rapidement dégradable)	Imputrescible (lentement dégradable)	Dégradable	Non dégradable
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Déchets alimentaires</li> <li>• Déchets verts</li> <li>• Restes d'animaux</li> <li>• Déchets souillés</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Papier</li> <li>• Bois</li> <li>• Textile</li> <li>• Cuir</li> <li>• Plastique</li> <li>• Caoutchouc</li> <li>• Graisse</li> <li>• Etc.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Métaux</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verre</li> <li>• Céramiques</li> <li>• Sols minéraux</li> <li>• Gravats</li> <li>• Cendres</li> <li>• Béton</li> <li>• Débris de constructions</li> <li>• Etc.</li> </ul>

TABLEAU 1 : CLASSIFICATION DES DÉCHETS PROPOSÉE PAR LANDVA ET CLARK (LANDVA & CLARK, 1990)

Néanmoins, la classification la plus répandue à ce jour est celle de Grisolia et al. (GRISOLIA, NAPOLEONI, & TANCREDI, 1995) qui proposent de séparer les constituants du déchet suivant les trois catégories suivantes :

- *Les éléments inertes rigides* : éléments dont la composition ne varie pas au cours du temps et dont la résistance à la déformation est élevée. On y trouve les gravats, le verre, les céramiques, les métaux, le bois et les plastiques durs.
- *Les éléments très déformables* : éléments qui, lorsqu'ils sont soumis à une charge, tendent à se tasser instantanément en raison des vides importants caractérisant leur agencement initial. On y retrouve les papiers, plastiques, textiles, caoutchoucs, etc.
- *Les éléments facilement dégradables* : éléments dont la composition et la consistance évoluent rapidement. Leur dégradation entraîne des modifications importantes de la structure du matériau et s'accompagne d'une perte de volume. On y retrouve les végétaux et les déchets alimentaires.

Grisolia et al (1995) proposent aussi de représenter la composition des déchets sous forme d'un diagramme ternaire (GRISOLIA, NAPOLEONI, & TANCREDI, 1995) :



**FIGURE 4 : CLASSIFICATION DES DÉCHETS PROPOSÉE PAR GRISOLIA ET AL. (GRISOLIA, NAPOLEONI, & TANCREDI, 1995)**

Ce diagramme permet de comparer facilement des déchets provenant d'origines différentes et de mettre en évidence certaines compositions « types » en fonction de leur provenance.

Cette classification ne tient, par contre, pas compte du changement d'état de certains des constituants qui, suite à la dégradation, verront leurs propriétés mécaniques évoluer. La classification des éléments est donc variable en fonction du temps. Elle permet aussi à certains constituants de se retrouver dans plus d'une catégorie ; les déchets alimentaires, par exemple, sont à la fois biodégradables et hautement déformables.

La classification la plus récente est à créditer à Langer et Dixon (DIXON & LANGER, 2006). Leur objectif est de regrouper les déchets présentant des propriétés mécaniques similaires afin de pouvoir mieux appréhender le comportement des CET et de faciliter l'échange de données sur une même base et de pouvoir, *in fine*, comparer les résultats obtenus. Leur procédé se base sur une pré-classification en fonction du matériau suivie d'une classification en fonction de la forme, la granulométrie, les propriétés mécaniques et la capacité de dégradation.

### 3.1.3. Poids volumique

Le poids volumique renseigne le rapport entre le poids et le volume. Il existe une grande dispersion des résultats liée à la nature même des déchets. C'est une caractéristique essentielle dans les problèmes de tassemement et de stabilité des déchets ((OLIVIER F., 2003)).

Ce poids varie en fonction de la composition (dont la teneur en eau), de la méthode de mise en place (compaction), de l'âge des déchets (niveau de dégradation) et de la profondeur (surcharges verticales) (FASSET, LEONARDS, & REPETTO, 1994) (VERBRUGGE, 2000); (OLIVIER F., 2003).

Les différentes valeurs trouvées dans la littérature sont compilées ci-après :

AUTEURS	POIDS VOLUMIQUE [ $kN/m^3$ ]
(FASSET, LEONARDS, & REPETTO, 1994)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets peu compactés ; <math>\gamma \in [2,51 ; 9,27]</math></li> <li>Déchets moyennement compactés ; <math>\gamma \in [5,18 ; 7,69]</math></li> <li>Déchets fortement compactés ; <math>\gamma \in [8,79 ; 10,05]</math></li> </ul>
(JAVAUX, 2009)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets peu compactés ; <math>\gamma \in [2 ; 6]</math></li> <li>Déchets fortement compactés ; <math>\gamma \in [9 ; 13]</math></li> </ul>
(OLIVIER F., 2003)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets non compactés ; <math>\gamma \in [2 ; 6]</math></li> <li>Déchets peu compactés ; <math>\gamma \in [6 ; 9]</math></li> <li>Déchets moyennement compactés ; <math>\gamma \in [8 ; 10]</math></li> <li>Déchets fortement compactés ; <math>\gamma \in [9 ; 13]</math></li> </ul>
(VERBRUGGE, 2000)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets à forte teneur en plastiques légers et peu ou pas compactés ; <math>\gamma \geq 3</math></li> <li>Déchets fortement compactés ; <math>\gamma \leq 17</math> avec la distinction suivante : <ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets frais ; <math>\gamma \in [9 ; 13]</math></li> <li>Déchets décomposés ; <math>\gamma \in [12 ; 15]</math></li> </ul> </li> </ul>
(LANDVA & CLARK, 1990)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Déchets sans eau libre (teneur en eau de 5%) ; <math>\gamma \in [7 ; 14]</math></li> </ul>
(MANASSERO, VAN IMPE, & BOUAZZA, 1996)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Valeur de <math>\gamma \in [8 ; 10]</math></li> </ul>

TABLEAU 2 : POIDS VOLUMIQUE DES DÉCHETS

Il est intéressant de noter que le poids volumique a également un effet sur la biodégradation. Lorsque le poids volumique est grand, le matériau est fort dense et la circulation de l'eau est ralentie, limitant la mobilité des bactéries (VERBRUGGE, 2000).

Il existe trois poids volumiques distincts (OLIVIER F., 2003) :

- Le poids volumique sec  $\gamma_d$ .
- Le poids volumique solide  $\gamma_s$  qui correspond au poids volumique sec et à l'eau constitutive.
- Le poids volumique humide  $\gamma_h$  qui correspond au poids volumique sec, à l'eau constitutive et à l'eau de mouillage.

Le poids volumique moyen est le poids volumique d'un échantillon reconstitué à partir de différents constituants. Il n'est donc intéressant qu'en laboratoire pour les échantillons reconstitués à partir de composants dont le poids volumique est connu. Il est donné par :

$$\gamma_s = \frac{1}{\sum_i \mu_i * \frac{1}{\gamma_{si}}}$$

Avec :

- $\mu_i$ , le pourcentage du constituant en masse ;
- $\gamma_{si}$ , le poids volumique solide du composant ;

### 3.1.4. Perméabilité

La perméabilité est le rapport du flux par le gradient hydraulique comme décrit en condition saturée par la loi de Darcy (OLIVIER F., 2003) :

$$K_{sat} = \frac{Q}{\frac{\Delta H}{L}}$$

La perméabilité varie avec la pression de confinement, avec le poids des déchets, avec la profondeur (les particules fines sont lessivées et viennent colmater la porosité du matériau) et en fonction de l'âge des déchets (degré de dégradation) (VERBRUGGE, 2000) (OLIVIER F., 2003).

Les valeurs citées dans la littérature varient entre  $10^{-4}$  et  $10^{-8} \text{ m/s}$  et une valeur moyenne de  $K = 10^{-5} \text{ m/s}$  est souvent admise (MANASSERO, VAN IMPE, & BOUAZZA, 1996).

Il est important d'insister sur le fait que la loi ci-dessus s'applique en condition saturée ce qui est rarement le cas d'un massif de déchets. L'écoulement en milieu non saturé est régi par la loi de Richard, qui découle de la loi de Darcy :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = q + \frac{\partial}{\partial x} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial z} + \rho_w * g \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right]$$

Avec :

- $\theta = S * n$ , la teneur en eau ;
- $k(\theta) = k_{rel}(\theta) * k^{sat}$ , la perméabilité ;
- $p_w = p_g - p_c$ , la pression d'eau ;
- $q$ , le flux d'eau ;
- $\rho_w$ , la masse volumique de l'eau.

On constate, donc, qu'en condition non saturée, la perméabilité dépend de la teneur en eau à travers un terme de perméabilité relative. Cette perméabilité relative a été exprimée par de nombreux auteurs mais on ne s'intéresse, ici, qu'à l'expression proposée par Van Genuchten :

$$k_{rel} = \sqrt{S} * \left[ 1 - \left( 1 - S^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$$

Et la saturation est exprimée, toujours par Van Genuchten, à l'aide l'équation suivante :

$$S = S_{rés} + (S_{sat} - S_{rés}) * \left[ \left( 1 + \frac{p_c}{\alpha} \right)^n \right]^m$$

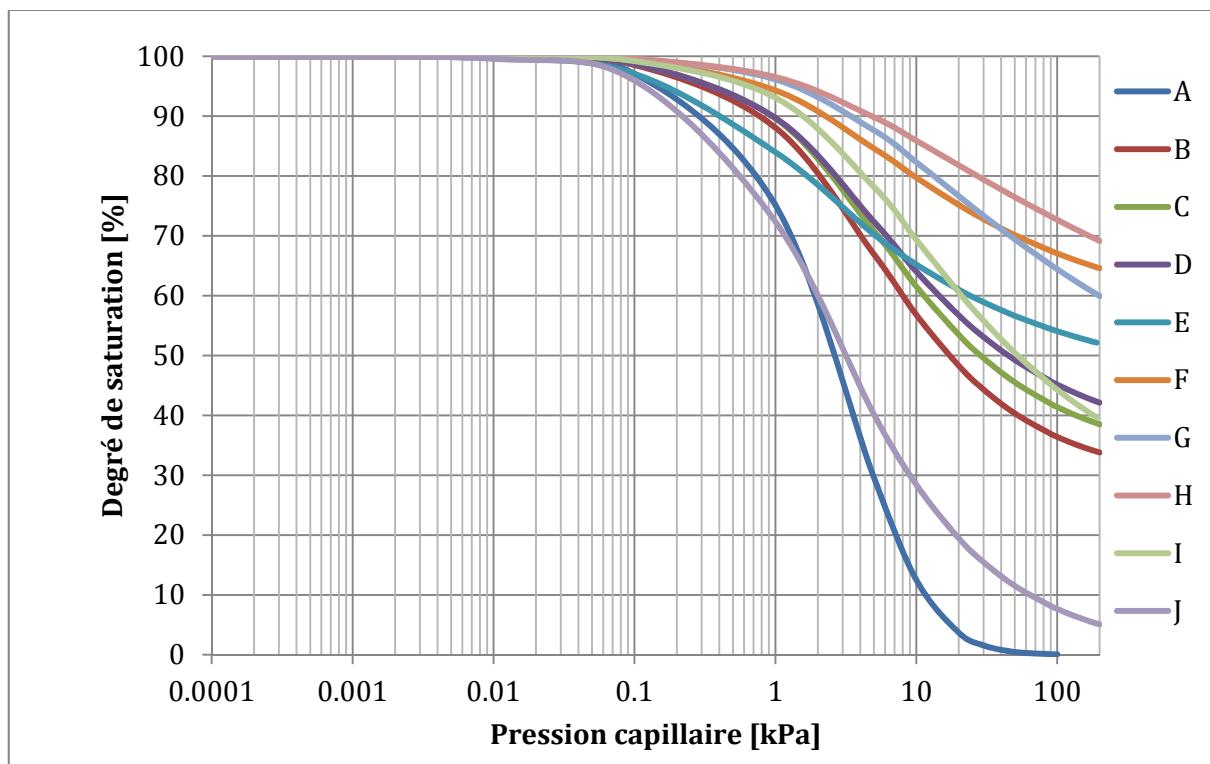
Avec :

- $S_{r\acute{e}s}$ , la saturation résiduelle ;
- $S_{sat}$ , la saturation totale ;
- $p_c$ , la pression capillaire ;
- $m = 1 - \frac{1}{n}$ , un paramètre de forme empirique ;
- $\alpha$ , le terme de normalisation en pression de Van Genuchten.

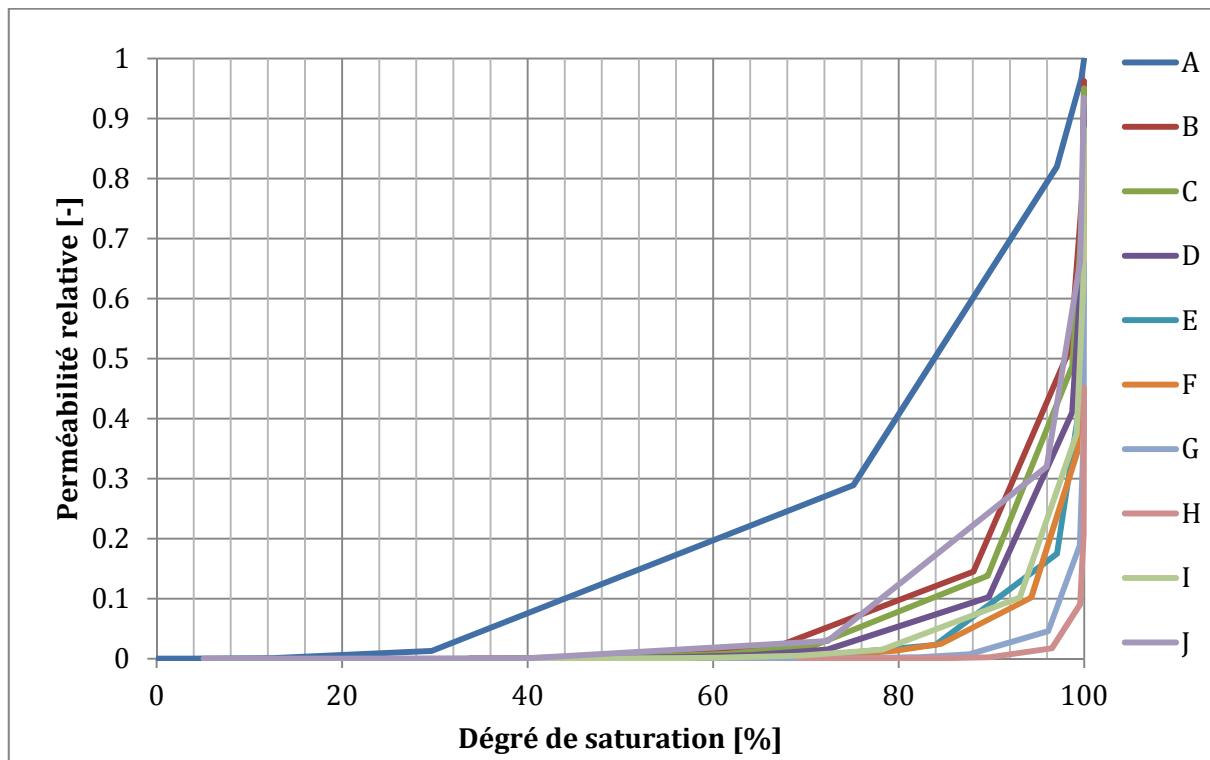
De nombreuses valeurs de ces paramètres existent dans la littérature. On représente, aux figures 5 et 6, les courbes de rétention d'eau et de perméabilité relative obtenues pour quelques valeurs de ces paramètres.

COURBES	AUTEURS	$S_{r\acute{e}s}$	$\alpha [kPa]$	$n$
A	(FENG & ZHANG, 2014)	0	10	4
B	(STOLTZ, TINET, STAUB, OXARANGO, & GOURC, 2012)	0.29	3	1.64
C		0.32	2.9	1.56
D		0.34	2.3	1.47
E		0.44	0.57	1.33
F		0.55	2	1.33
G		0.27	3	1.19
H		0.29	2	1.12
I		0.22	3.5	1.37
J	(MCDOUGALL, 2007)	0	1.4	1.6

TABLEAU 3 : PARAMÈTRES DE CALAGE DES COURBES DE RÉTENTION D'EAU ET DE PERMÉABILITÉ RELATIVE



**FIGURE 5 : COURBES DE RÉTENTION D'EAU**



**FIGURE 6 : COURBES DE PERMÉABILITÉ RELATIVE**

### 3.1.5. Teneur en eau

La teneur en eau est définie comme le rapport de la masse d'eau présente dans les éléments de sol et la masse sèche. Dans le cas des déchets, et en raison de leur nature organique, on considère :

- L'eau constitutive,
- L'eau de mouillage.

On différencie également l'eau adsorbée à la surface des constituants, l'eau capillaire et l'eau gravitaire dans les macro-pores (OLIVIER F., 2003).

La teneur en eau dépend de la composition, du conditionnement, du degré de dégradation et du système de drainage. Elle varie dans une gamme allant de 10 à 50%.

Elle a également une influence importante sur la dégradation. En effet, la vitesse de dégradation augmente avec la teneur en eau car celle-ci augmente la mobilité des bactéries et donc leur accessibilité à la matière biodégradable.

Il faut cependant éviter les teneurs en eau trop élevées sans quoi, on retrouve d'importantes quantités d'oxygène dans le milieu, ce qui entraîne une acidogénèse importante et donc une chute du pH et un ralentissement de l'apparition de la méthanogénèse. Ce phénomène induit un ralentissement global de la réaction de biodégradation.

On ne connaît donc pas la teneur en eau optimale pour la dégradation mais certains auteurs proposent les valeurs suivantes :

AUTEURS	TENEUR EN EAU [%]
Farquar et Rovers	60 à 80%
De Wall et al.	75 à 100%
Rees	60 à 75%

TABLEAU 4 : TENEUR EN EAU OPTIMALE POUR LA DÉGRADATION

### 3.1.6. Porosité

C'est une donnée fondamentale de l'étude de la compressibilité d'un matériau. Elle représente la quantité de vide disponible. On distingue :

- Porosité totale  $n_t$  : il s'agit des vides intraparticulaires ;
- Porosité ouverte  $n_0$  : il s'agit des vides interparticulaires ;
- Porosité efficace  $n_e$  : il s'agit des vides capillaires.

La porosité est corrélée au poids volumique.

Les valeurs suivantes de la porosité des déchets ont été compilées par Staub & al (STAUB, GALIETTI, OXARANGO, KHIRO, & GOURC, 2009) :

AUTEURS	VALEURS	TYPES DE POROSITÉ
Beaven & Powrie (1995)	28 → 33.5% 1.6 → 22.7%	Porosité efficace initiale Porosité efficace sous chargement
Zeiss (1997)	47 → 57%	Porosité efficace initiale
Hudson et al (2004)	45.5 → 55.5% 1.5 → 14.4%	Porosité totale sous chargement Porosité efficace sous chargement
Olivier & Gourc (2007)	48 → 51%	Porosité ouverte initiale
Stoltz & Gourc (2007)	45 → 62 %	Porosité totale sous chargement

TABLEAU 5 : POROSITÉ DES DÉCHETS

### 3.1.7. Paramètres de compressibilité

En avant-propos, rappelons comment on détermine les caractéristiques dans les sols et donnons quelques valeurs pour différents types de sols afin de les comparer avec les valeurs obtenues pour les déchets.

Ces paramètres sont obtenus à l'aide d'un essai œdométrique. A chaque accroissement de contrainte, l'évolution du tassement de l'échantillon en fonction du temps est mesurée. On obtient, typiquement, l'allure de courbe visible à la figure 7 (CHARLIER, 2007) :

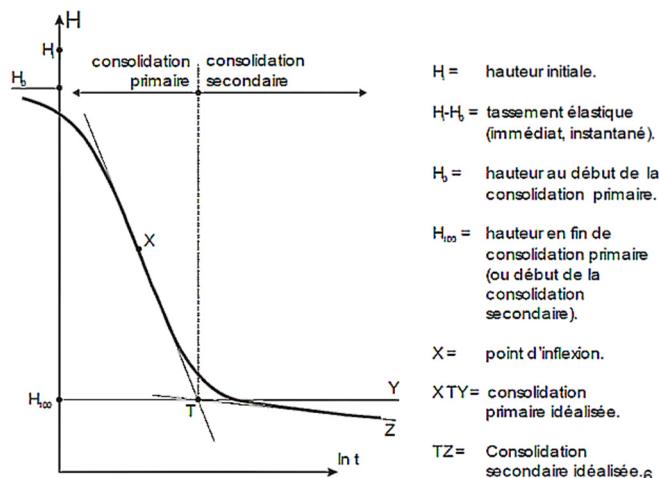


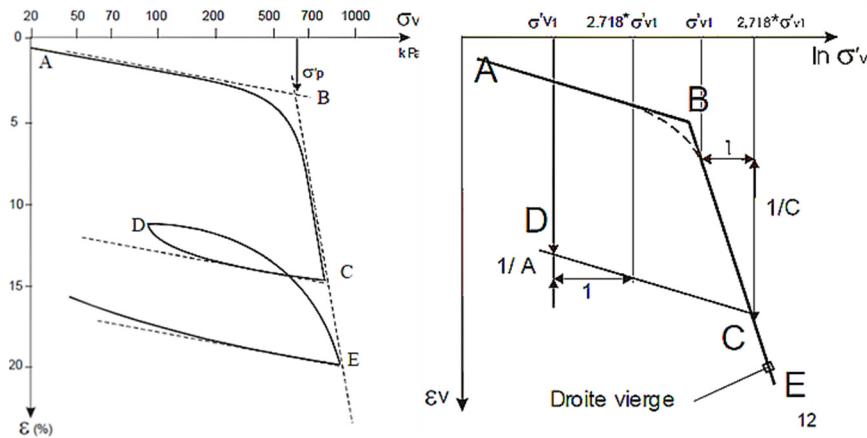
FIGURE 7 : EVOLUTION DU TASSEMENT AU COURS DU TEMPS (CHARLIER, 2007)

Sur cette courbe, les différents comportements suivants peuvent être observés :

- Un tassement instantané se produisant à l'application de la charge ;
- Un tassement primaire dû à l'évacuation de l'eau ou de l'air contenu dans les pores du sol. On parle de consolidation primaire ;

- Un tassement secondaire dû au phénomène de fluege. On parle, alors, de consolidation secondaire.

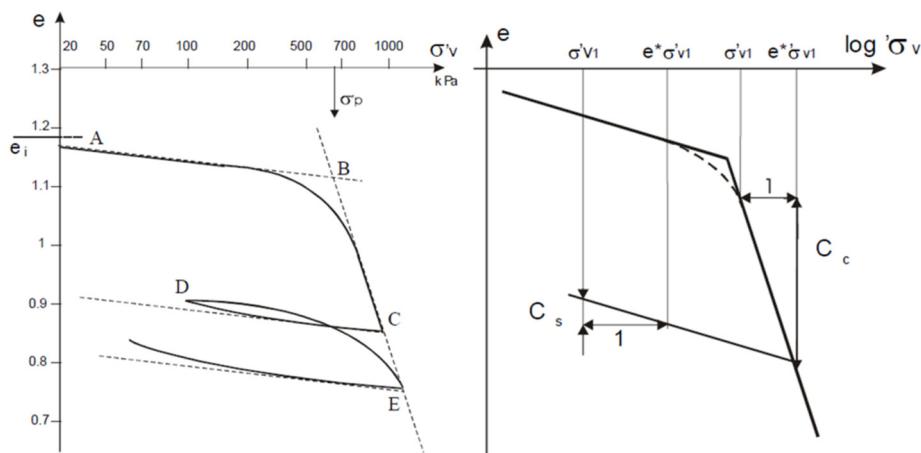
De ce diagramme, on retient un point ici noté T, situé à la rencontre de la tangente, X, au point d'infexion et de l'asymptote oblique, Y. Il correspond à la limite entre les deux comportements. On considère, par convention, la déformation,  $H_{100}$ , correspondant à ce point d'intersection comme déformation maximale de consolidation primaire. En utilisant les différentes valeurs  $H_{100}$  obtenues à chaque incrément de chargement, on peut tracer le graphique donnant la déformation en fonction de la contrainte axiale. Une courbe présentant typiquement l'allure visible à la figure 8 à gauche est alors obtenue :



**FIGURE 8 : COURBES OÉDOMÉTRIQUES SIMPLE (À GAUCHE) ET LINÉARISÉE (À DROITE) (CHARLIER, 2007)**

Cette courbe n'est pas linéaire mais peut être linéarisée sous la forme d'un diagramme bilinéaire sur une échelle semi-logarithmique visible à la figure 8 à droite.

Une représentation similaire existe pour l'évolution de l'indice des vides en fonction de la contrainte axiale comme visible à la figure 9 :



**FIGURE 9 : COURBES OÉDOMÉTRIQUES SIMPLE (À GAUCHE) ET LINÉARISÉE (À DROITE) DE VARIATION DE L'INDICE DES VIDES**

On observe une rupture de pente qui correspond à la contrainte de préconsolidation,  $\sigma_p$ . Il s'agit, en réalité, de la contrainte la plus élevée subie par le matériau au cours de son histoire. Si la contrainte exercée sur l'échantillon est inférieure à la contrainte de préconsolidation, le sol est

dit *surconsolidé* et se déforme selon une droite dont la pente est caractérisée par la constante de gonflement,  $A$ , ou l'indice de gonflement,  $C_s$ . Dans le cas contraire, le sol est normalement consolidé et se déforme selon une droite dont la pente est caractérisée par la constante de compression,  $C$ , ou l'indice de compression,  $C_c$ . L'expression de ces paramètres est présentée aux équations suivantes :

$$A \text{ ou } C = \frac{\Delta H}{H_0 \ln \left( \frac{\sigma'_i + \Delta \sigma}{\sigma'_i} \right)} (\sigma'_i < \sigma_p \text{ ou } \sigma'_i > \sigma_p)$$

$$C_s \text{ ou } C_c = \frac{\Delta e}{\log \left( \frac{\sigma'_i + \Delta \sigma}{\sigma'_i} \right)} (\sigma'_i < \sigma_p \text{ ou } \sigma'_i > \sigma_p)$$

La compressibilité des sols peut également être exprimée sous la forme du module œdométrique :

$$E_{oed} = \frac{d\sigma'_v}{d\varepsilon_v}$$

En plus de la consolidation primaire, certains matériaux très compressibles, dont les déchets, présentent une consolidation secondaire due au fluage sous charge constante et, dans le cas des matériaux organiques, à la biodégradation. Elle est caractérisée par un taux et un indice de consolidation secondaires :

$$C_\alpha = \frac{\Delta \varepsilon}{\Delta \ln t} \quad \& \quad C_t = \frac{\Delta e}{\Delta \ln t}$$

Les valeurs de ces différents paramètres sont données dans le tableau 6.

AUTEURS	CONDITIONS	$C_c$	$C$	$C_t$	$C_\alpha$
(OWEIS & KHERA, 1998)	Tourbe	$0.75 e_0$	-	-	-
	Décharge vieille de 15 ans, Boston, Massachusetts	-	0.26	-	0.24
	Résultats de manipulation sur matériaux simulé en laboratoire	-	0.2	-	0.3
	Vieille décharge, Virginie Occidentale	-	0.15	-	0.04
	Teneur organique faible et conditions défavorable à la biodégradation	$0.15 e_0$	0.15	$0.03 e_0$	0.024
	Teneur organique importante et conditions favorable à la biodégradation	$0.55 e_0$	0.41	$0.09 e_0$	0.072
	Décharge municipale, Melbourne, Australie	$0.1 e_0$	-	-	0.06
	Décharge vieille de 15 à 20 ans, Michigan	-	-	-	0.02
	Décharge vieille de 10 ans, Elizabeth, New Jersey	-	0.08	-	0.02
	Décharge, Harrison, New Jersey	$0.25 e_0$	-	-	-
Cartier	Mélange sol – déchets recompacté	-	-	-	$0.034 \rightarrow 0.14$
	<ul style="list-style-type: none"> <li><math>\rho_{init} = 11 \text{ kN/m}^3</math></li> <li><math>\rho_{chargement} = 12.5 \text{ kN/m}^3</math></li> <li><math>\rho_{couverture} = 16 \text{ kN/m}^3</math></li> <li><math>e_0: 0.9 \rightarrow 1.35</math></li> <li><math>e_0: 2</math></li> </ul>	$0.54 \rightarrow 0.6$ $0.84 \rightarrow 0.9$	-	-	$0.3 \rightarrow 0.4$ $0.5 \rightarrow 0.55$

TABLEAU 6 : VALEURS DES COEFFICIENTS ET INDICES DE COMPRESSION PRIMAIRE ET SECONDAIRE DES DÉCHETS

De nombreux auteurs se sont attachés à évaluer le tassement total des déchets. Ces différents modèles sont présentés au point 3.

### 3.1.8. Paramètres de résistance au cisaillement

L'étude de la stabilité des massifs de déchets ainsi que de leur capacité portante est basée sur les lois de la mécanique des sols, notamment sur le critère de Mohr-Coulomb. Celui-ci permet de déterminer deux des paramètres intrinsèques d'un sol : sa cohésion,  $c$ , et son angle de frottement interne,  $\phi$ . Ces paramètres nous intéressent car ils permettent de connaître la stabilité de pente d'un massif de déchet.

Comme nous l'avions fait pour les paramètres de compressibilité, nous commençons par rappeler comment les déterminer. Ceux-ci sont déterminés sur base d'essais triaxiaux ou d'essais de cisaillement direct. Nous ne nous intéressons, ici, qu'à l'essai triaxial car il permet un meilleur contrôle des conditions expérimentales (consolidation, drainage).

On réalise donc trois essais simultanés présentant des contraintes de confinement,  $\sigma_3$ , différentes. Sur base des couples  $\sigma_1$  et  $\sigma_3$  obtenus à la rupture, les cercles de Mohr correspondants sont tracés :

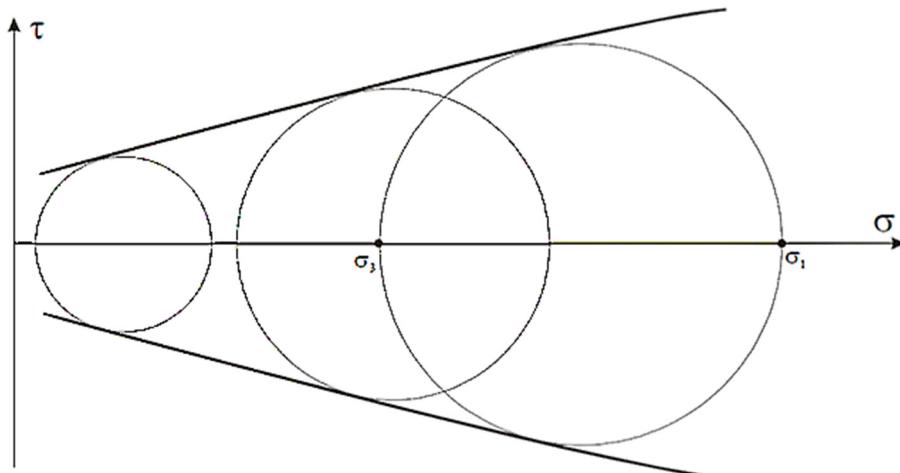


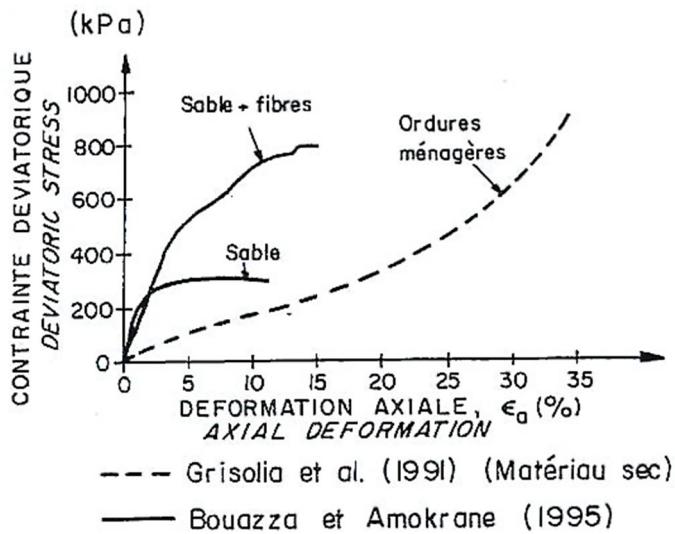
FIGURE 10 : CERCLES DE MOHR (CHARLIER, 2007)

Leur enveloppe est approchée par la droite d'équation :

$$\tau = c + \sigma * \operatorname{tg}\phi$$

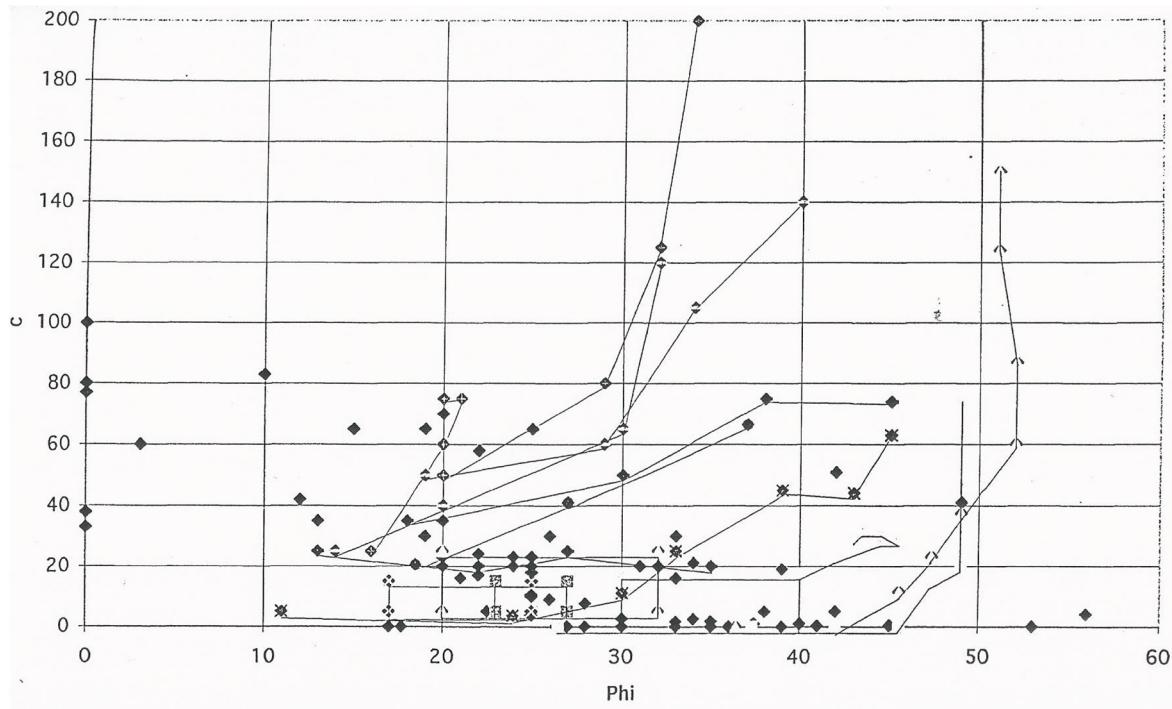
C'est le critère de rupture de Mohr-Coulomb.

De nombreux auteurs se sont attachés à transposer ce critère à l'étude d'un massif de déchets mais la plupart des déchets, contrairement aux sols, ne présentent pas de pic ou de palier de cisaillement (cf. figure 11). En effet, ceux-ci peuvent se déformer jusqu'à des valeurs de l'ordre de 40 à 50% sans rupture. Cette différence de comportement est due à la présence d'éléments fibreux (matières plastiques, textiles, fibres de bois, etc.) qui sont capables de reprendre de la traction sans déplacement. Les déchets se comportent donc comme un « sol renforcé ». Pour cette raison, les paramètres de comportement à la rupture ne peuvent être déterminés de manière classique. Il est donc, nécessaire de fixer une déformation maximale conventionnelle, souvent de l'ordre de 10 à 20% et permettant ainsi d'obtenir des valeurs de  $c$  et  $\phi$  (OLIVIER F., 2003).



**FIGURE 11 : COURBE CONTRAINTE - DÉFORMATION (MANASSERO, VAN IMPE, & BOUAZZA, 1996)**

On référence, à la figure 12, quelque 150 couples de valeurs de l'angle de frottement et de la cohésion trouvées dans la littérature et compilées par Verbrugge (VERBRUGGE, 2000).



**FIGURE 12 : COUPLE  $c$  ET  $\phi$  COMPILÉ PAR VERBRUGGE (VERBRUGGE, 2000)**

On observe une grande dispersion des résultats avec des valeurs de  $\phi$  variant entre 0 et 55° et des valeurs de  $c$  variant entre 0 et 200 kPa. Le tableau ci-dessous présente quant à lui les gammes de variations des valeurs en fonction de différents paramètres.

AUTEURS	CRITÈRES	CONDITIONS	c [kPa]	$\phi [^\circ]$	
(VERBRUGGE, 2000)	Déformation à la rupture	$\varepsilon_{rupt} \leq 15\%$	—	$\phi \leq 40$	
		$\varepsilon_{rupt} \geq 20\%$	—	$\phi > 40$	
	Effet de l'âge	Décomposé	$0 \rightarrow 4\phi$	$15 \rightarrow 40$	
		Frais (<3 ans)	$0 \rightarrow 2\phi$	$10 \rightarrow 50$	
	Influence de $\gamma$	$\gamma < 6 \text{ kN}$	$0 \rightarrow 20$	$20 \rightarrow 43$	
		$6 \text{ kN} < \gamma < 10 \text{ kN}$	$0 \rightarrow 30$	$10 \rightarrow 35$	
		$\gamma > 10 \text{ kN}$	$0 \rightarrow 2.5 * (\phi - 10)$	$15 \rightarrow 40$	
	In situ		$90 - 3 * \phi$	$\phi \leq 30$	
			0	$\phi > 30$	
	Effet du type d'essai	En laboratoire	0		
			$\rightarrow 25 * (\phi - 10)^{\frac{1}{2}}$	$10 \rightarrow 53$	
Calculé <i>a posteriori</i>			$67 - 2.1 * \phi$	$\phi < 32$	
			0	$\phi \geq 32$	
Echantillons reconstitués ou hachés			$0 \rightarrow 1.6 * (\phi - 10)$	$10 \rightarrow 45$	

TABLEAU 7 : DOMAINE DE VARIATION DES PARAMÈTRES DE CISAILLEMENT POUR LES DÉCHETS

Comme montré par Langer (LANGER, 2005), il est difficile d'établir une corrélation entre l'âge du matériau et la valeur des paramètres de résistance en cisaillement. On pourrait s'attendre à une diminution de la valeur de ces coefficients en raison de la biodégradation des matériaux fibreux présents dans le massif de déchet, mais les avis sont partagés et, si certains auteurs confirment cette hypothèse, d'autres sont arrivés à des conclusions bien différentes. Ils mettent en avant une augmentation de la valeur de ces coefficients liée à la densification du matériau par compaction avec le temps.

### 3.2. Caractérisation biochimique

#### 3.2.1. Processus biochimiques dans un CET

L'activité microbiologique au sein d'un CET permet la dégradation de la matière organique présente et sa transformation en minéraux et en biogaz. Cette activité a pour conséquence une modification des propriétés hydromécaniques du milieu et la production de sous-produits polluants qui peuvent, comme expliqué dans l'introduction, avoir un impact catastrophique sur l'environnement. On comprend, donc, toute l'importance de l'étude et de la bonne compréhension de ces processus biochimiques.

Il est, en réalité, nécessaire de différencier deux phases bien distinctes qui correspondent à deux périodes différentes de la vie des déchets. Dans un premier temps, les déchets sont en contact direct avec le milieu extérieur ; les réactions de dégradation ont lieu en conditions aérobies. Lorsque de nouvelles couches de déchets sont déposées par-dessus, l'oxygène, ne pouvant plus

être renouvelé, est peu à peu consommé. Avec la disparition de l'oxygène et la compaction de la couche de déchets, les processus anaérobie font leur apparition (OLIVIER F., 2003).

#### Phase aérobie

Cette phase est présente au début de la mise en CET des déchets et est généralement limitée à tout au plus quelques semaines en raison du dépôt des couches ultérieures.

Lors de cette première phase, la matière organique est dégradée en macromolécules suite à une intense activité bactérienne. Il s'agit d'une réaction fortement exothermique, ce qui se traduit par une élévation importante de la température pouvant atteindre 60°C (Certains auteurs citent même des températures allant jusqu'à 90°C (AGUILAZ-JUAREZ, 2000)). Cette phase s'accompagne, par ailleurs, d'un dégagement gazeux, composé principalement de vapeur d'eau et de gaz carbonique (OLIVIER F., 2003) (RODRIGUEZ, 2005).

#### Phase anaérobie

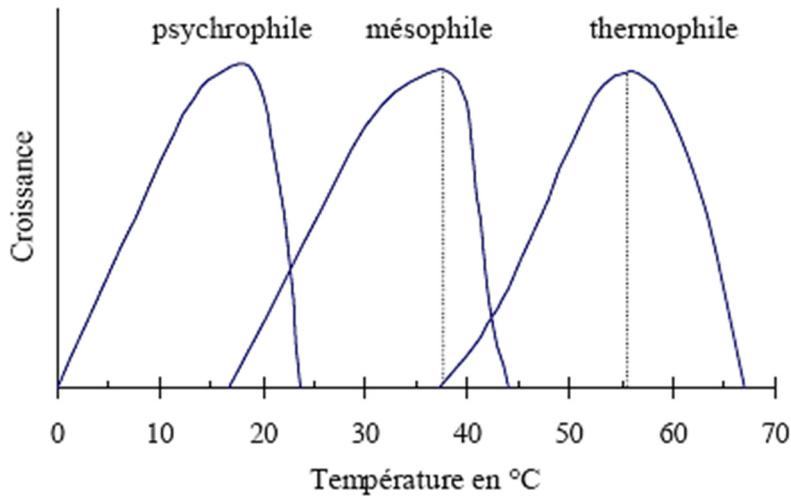
Le dépôt des couches successives de déchet entraîne une raréfaction de l'oxygène limitant les réactions aérobies auxquelles succède alors une série de réactions anaérobies (RODRIGUEZ, 2005) constituée des phases suivantes :

- Hydrolyse : les bactéries hydrolytiques sécrètent des enzymes qui décomposent les macromolécules en molécules plus petites ; les lipides et les graisses sont transformés en acides gras, en glycérol ou autres alcools ; les polysaccharides (amidons, cellulose, etc.) en monosaccharide ; les protéines en acides aminés.
- Acidogénèse : les bactéries acidogènes convertissent les produits de l'hydrolyse en alcool, en acides organiques et en acides gras de petites tailles appelés acides gras volatiles (AGV). Cette étape s'accompagne d'une acidification du milieu qui, si elle est trop intense, inhibe les réactions de dégradation ultérieures.
- Acétogénèse : les bactéries acétogènes métabolisent les AGV et l'éthanol et produisent de l'acide acétique, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone. Il est à noter que cette réaction ne peut continuer à se produire que si l'hydrogène produit est éliminé. Elle est donc dépendante de la réaction subséquente, la méthanogénèse.
- Méthanogénèse : c'est la dernière étape, lors de laquelle deux types de bactéries interviennent ; les hydrogénotrophes qui produisent du méthane en consommant l'hydrogène et le dioxyde de carbone et les acétoclastes qui consomment l'acide acétique et produisent du méthane et du dioxyde de carbone. Cette étape s'accompagne d'une augmentation du pH liée à la consommation des acides gras volatiles.

Il est également intéressant de remarquer que d'autres paramètres entrent en ligne de compte. Les principaux sont la teneur en eau, la température et le pH.

La teneur en eau facilite la mobilité des bactéries et donc leur accès à la matière biodégradable (cf. 2.1.5).

La température joue un rôle tout aussi important. En effet, les bactéries se développent plus rapidement dans certaines plages de températures privilégiées qui dépendent du type de bactérie comme expliqué par Lanini (LANINI, 1998) :



**FIGURE 13 : PLAGE DE TEMPÉRATURE PRIVILÉGIÉE EN FONCTION DU TYPE DE BACTÉRIE**

Un pH trop faible ( $\text{pH} < 5,5$ ) a un rôle inhibiteur sur l'action des bactéries et diminue donc la vitesse de dégradation. De nombreux auteurs indiquent un pH optimal proche de la neutralité. Par conséquent, si l'acidogénése est beaucoup plus rapide que l'acétogénése (si la teneur en eau est trop importante, cf. 2.1.5), il y a accumulation des AGV et donc acidification du milieu entraînant un ralentissement global de la biodégradation.

### 3.3. Caractérisation thermique

La dégradation de la matière organique est une réaction exothermique et produit de l'énergie calorifique. On observe donc une augmentation de la température dans les CET pouvant atteindre jusqu'à 60°C. (AGUILAZ-JUAREZ, 2000). Il existe, dans la littérature, des modèles thermiques (cf. 3.3) permettant de prédire l'évolution de la température dans les CET et les principales caractéristiques thermiques des déchets sont présentées ci-dessous.

La diffusion thermique par conduction dans un milieu est décrite par la loi de Fourier :

$$V_T = -\Gamma * \nabla T$$

Dans la mesure où un écoulement traverse le milieu, il est nécessaire de tenir compte de la quantité de chaleur emportée par le flux d'eau et donc d'ajouter un terme à cette équation :

$$V_T = -\Gamma * \nabla T + c_{p,w} * \rho_w * q * (T - T_0)$$

Où,

- $V_T$  [ $\text{W}/\text{m}^2$ ], est le flux de chaleur ;
- $\Gamma$  [ $\text{W}/\text{mK}$ ], est la conductivité thermique ;
- $c_{p,w}$  [ $\text{J}/\text{kgK}$ ], est la chaleur spécifique de l'eau ;
- $\rho_w$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ], la masse volumique de l'eau ;
- $q$  [ $\frac{\text{m}}{\text{s}}$ ], est la vitesse du flux d'eau ;
- $T$  [ $\text{K}$ ], est la température.

L'emmagasinement de température dans le milieu est géré par l'équation suivante :

$$S_T = n * S_r * \rho_w * c_{p,w} * (T - T_0) + n * S_a * \rho_a * c_{p,a} * (T - T_0) + (1 - n) * \rho_d * c_{p,d} * (T - T_0)$$

Et dérive de l'équation de conservation de la chaleur :

$$\dot{S}_T + \operatorname{div}(V_T) - Q = 0$$

Où,

- $S_T$  [ $J/m^3$ ], est la chaleur emmagasinée ;
- $n$  [-], la porosité ;
- $c_{p,a}$  [ $J/kgK$ ], est la chaleur spécifique de l'air ;
- $\rho_a$  [ $kg/m^3$ ], la masse volumique de l'air ;
- $c_{p,d}$  [ $J/kgK$ ], est la chaleur spécifique des déchets ;
- $\rho_d$  [ $kg/m^3$ ], la masse volumique des déchets ;
- $S_r$  [-], le degré de saturation en eau ;
- $S_a$  [-], le degré de saturation en air ;
- $Q$  [ $W/m^3$ ], est le flux de chaleur.

La plupart de ces paramètres sont hydro-mécaniques et ont déjà été présentés précédemment. Les autres sont des paramètres typiquement thermiques et sont ceux qui nous intéressent ici.

### 3.3.1. Conductivité thermique

Il s'agit de la grandeur qui caractérise la quantité de chaleur qui se propage par conduction à travers un matériau donné. Plus elle est élevée plus le matériau est conducteur de chaleur. Elle est donnée par le produit de la chaleur spécifique et de la masse volumique du matériau :

$$\Gamma = \rho * c_p$$

Pour les sols, elle s'exprime comme la somme pondérée de la conductivité des phases solide, liquide et gazeuse :

$$\Gamma_t = \Gamma_w * n * S_{r,w} + \Gamma_d * (1 - n) + \Gamma_a * n * S_{r,a}$$

La conductivité propre des déchets vaut  $\Gamma = 0.35 \left[ \frac{W}{mK} \right]$  (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1997).

### 3.3.2. La Chaleur spécifique

Il s'agit de la quantité d'énergie qu'il faut fournir à un matériau pour éléver sa température de un degré. Il s'agit d'une grandeur propre à un matériau et pour les déchets, elle vaut  $c_{p,d} = 1939 \left[ \frac{J}{K*kg} \right]$  (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1997).

## 4. Modèles de comportement des déchets

---

Une gestion efficace des CET nécessite une bonne connaissance du comportement des déchets. C'est pourquoi de nombreux auteurs se sont déjà attelés à la tâche et il existe donc un grand nombre de modèles dans la littérature. Plusieurs travaux antérieurs ont déjà réalisé une compilation et un classement de ces différents modèles (JAVAUX, 2009) (VERBRUGGE, 2000) (OLIVIER F., 2003). On cite, ci-dessous, certains modèles parmi les plus importants, notamment ceux sur lesquels nous nous basons afin de concevoir notre modèle multifactoriel.

### 4.1. Modèles mécaniques

#### 4.1.1. Modèle de Sowers

Le modèle de Sowers mérite amplement sa place dans ce bref rappel des modèles les plus importants. En effet, il s'agit du premier modèle de tassemement et à ce titre du plus connu. Il est basé sur la mécanique des sols et est assez simple.

Ce modèle se base sur les similitudes qu'il existe entre le tassemement des déchets et celui des sols organiques. Les tassemements des déchets sont donc séparés en trois phases (OLIVIER F., 2003) :

- Une phase de tassemement instantané survient dès l'application de la surcharge et est considérée comme pseudo-élastique.
- Une phase de tassemement primaire dont la durée estimée est inférieure à trois mois ; elle résulte d'actions mécaniques.
- Une phase de tassemement secondaire dont la durée estimée est d'une trentaine d'années ; elle résulte de la décomposition de la matière organique.

#### Tassemement primaire

Il est exprimé conformément à la théorie de Terzaghi :

$$s_p = H_i * C_{ce} * \log\left(\frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma}{\sigma'_0}\right)$$

Avec,

- $H_i$ , l'épaisseur des déchets au moment où commence la phase primaire ;
- $\Delta\sigma$ , accroissement de contrainte dû à la surcharge appliquée ;
- $\sigma'_0$ , la contrainte effective initiale ;
- $C_{ce} = \frac{c_c}{1+e_0}$ , l'indice de compression primaire modifié ;
- $e_0$ , l'indice des vides initial.

#### Tassemement secondaire

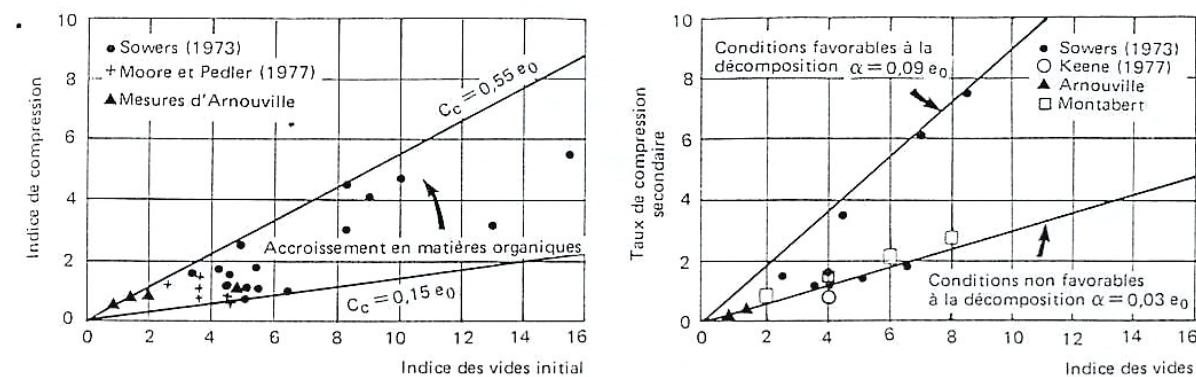
Il est exprimé à l'aide de la théorie de Buisman et prend la formulation suivante :

$$s_s = H_p * C_{ae} * \log\left(\frac{t}{t_p}\right)$$

Avec,

- $H_p$ , l'épaisseur des déchets à l'issue de la phase primaire ;
- $C_{ae} = C_{ae} = \frac{C_a}{1+e_0}$ , la vitesse de tassement secondaire ;
- $t_p$ , est la durée de la phase primaire.

Sowers propose un fuseau permettant de déterminer la valeur de l'indice de compression primaire ou de l'indice de compression secondaire en fonction de l'indice des vides initial :



**FIGURE 14 : FUSEAU DE SOWERS - INDICE DE COMPRESSION PRIMAIRE ( $C_c$ ) ET SECONDAIRE ( $C_a$ ) EN FONCTION DE L'INDICE DES VIDES INITIAL  $e_0$  (OLIVIER F., 2003)**

Le principal avantage de ce modèle est sa simplicité. Il souffre, néanmoins, de plusieurs limitations dont la principale est la difficulté d'évaluer avec précision certains des paramètres : l'indice des vides du massif, le pourcentage de matière organique et les conditions de décomposition.

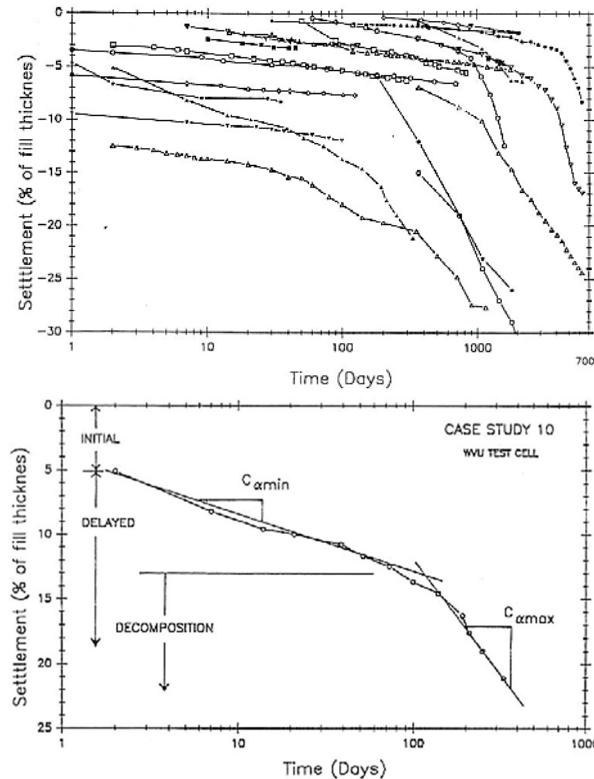
Sowers estime, en outre, que les tassements primaire et secondaire sont des phases successives alors qu'il s'agit en réalité de phases simultanées. En effet, lorsque la couche de déchet  $i$  subit le tassement primaire, les couches plus anciennes du massif  $i-1, i-2, \dots, i-n$ , subissent, pour certaines, déjà leur tassement secondaire. Ce problème vient du fait que Sowers considère que le massif est construit en une seule couche et non en plusieurs couches successives, ce qui n'est jamais le cas.

La dernière limitation est que ce modèle se base sur la consolidation œdométrique (cf. 2.1.7) des sols mais certaines des hypothèses ne sont pas vérifiées dans le cas d'un massif de déchets. Premièrement, un massif de déchets ne sera jamais ou rarement saturé. Ensuite, le tassement secondaire est, dans les décharges, plus important que le tassement primaire.

#### 4.1.2. Modèle de Bjarnard et Edgers

Bjarnard et Edgers ont suivi 22 sites de stockages pendant des périodes allant de 35 jours à 17 ans avec une durée moyenne de 1 à 5 ans. Ils ont représenté les 22 courbes de tassement en fonction du temps et ont observé, malgré les différences importantes entre les différents sites,

une allure répétitive des courbes de tassement caractérisée par 2 tronçons vaguement linéaires de pentes différentes.



**FIGURE 15 : COURBES DE TASSEMENT RELATIF EN FONCTION DU TEMPS POUR LES 22 CET (À GAUCHE) ET ALLURE ‘TYPE’ DES COURBES DE TASSEMENT À DOUBLE PENTE  $C_{ae,1}$  ET  $C_{ae,2}$  (BJARGARD & EDGERS, 1990)**

Ce modèle est une modification du modèle de Sowers qui, sur base des observations susmentionnées, propose un modèle subdivisant la phase de tassement secondaire en deux parties et permettant ainsi de tenir compte de l'accélération du taux de déformation après un certain temps critique,  $t_k$  :

$$s_s = H_p * C_{ae,1} * \log\left(\frac{t}{t_p}\right) \quad \text{pour } t \leq t_k$$

$$s_s = H_p * \left( C_{ae,1} * \log\left(\frac{t_k}{t_p}\right) + C_{ae,2} * \log\left(\frac{t}{t_k}\right) \right) \quad \text{pour } t > t_k$$

Le problème de ce modèle est qu'il est basé sur un raisonnement faux car cette accélération du tassement est peut-être simplement due à une mauvaise connaissance de l'historique de la décharge plutôt qu'à la biodégradation. L'influence exacte de la dégradation sur les tassements étant encore mal maîtrisée, il s'agit d'une conclusion un peu rapide (OLIVIER F., 2003).

#### 4.1.3. Modèle de Yen et Scanlon (YEN & SCANLON, 1975)

Sur base d'observations et de mesures de tassement faites pendant 9 mois sur trois CET de Los Angeles, Yen et Scanlon proposent une loi empirique basée sur la notion de taux de tassement  $C$  :

$$C = \frac{ds}{dt} = m - n \log t$$

Et donc l'évolution du tassement dans le temps est donnée par :

$$s_t = \int_{t_0}^t (m - n \log t) dt$$

$$s_t = [m - n(\log t - 1) * t]$$

Avec

- $m$  et  $n$  deux constantes empiriques.

Ce modèle a mis en évidence deux conclusions (JAVAUX, 2009). Tout d'abord, le taux de tassement diminue linéairement avec le logarithme du temps. Ce constat constitue également une des limitations du modèle car, pour un temps suffisamment grand, le taux de tassement devient négatif, ce qui est impossible et limite le modèle à des simulations de « relativement » courte durée. Ensuite, le taux de tassement augmente avec la profondeur jusqu'à une profondeur limite de 30 mètres où les conditions anaérobies font leur apparition et limitent l'augmentation du taux tassement.

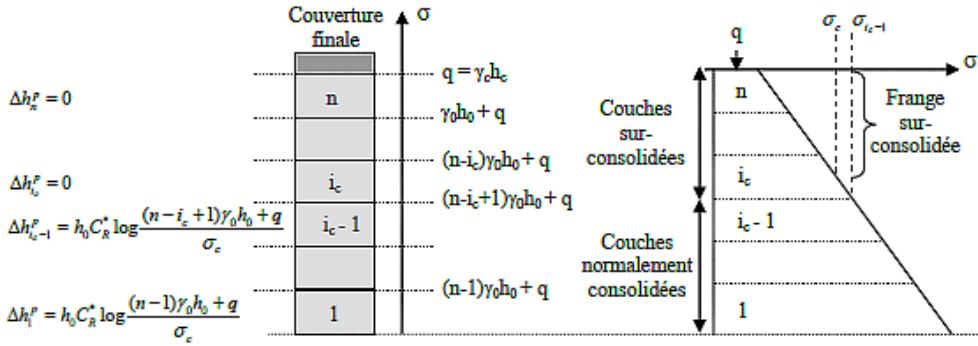
Une autre limitation de ce modèle est que son application par Ling et al. (LING, LESCHINSKY, YOSHIYUKI, & TOSHINORI, 1998) sur trois sites a rendu des résultats présentant des écarts assez importants avec les mesures *in situ*.

#### 4.1.4. Modèle Incrémental de Prédiction des Tassemens

Comme précédemment expliqué, une des limitations les plus importantes du modèle de Sowers est qu'il suppose que les phases de tassements primaire et secondaire sont successives et donc que la décharge est constituée d'une seule couche. Sans entrer plus dans le détail, le but du modèle incrémental est de tenir compte du remplissage par couche successive et donc de la simultanéité des phases primaire et secondaire. Ce modèle évalue donc individuellement les tassements de chacune des couches en fonction de la surcharge et du temps.

L'évaluation du tassement primaire est basée sur la mécanique des sols (cf. 2.1) mais varie en fonction de la surcharge et donc de la profondeur. Les couches pour lesquelles  $\sigma < \sigma_c$  sont considérées surconsolidées et leur tassement primaire est considéré nul. Les couches pour lesquelles  $\sigma > \sigma_c$  sont considérées normalement consolidées et subissent un tassement primaire. Le coefficient de consolidation primaire est considéré identique pour toutes les couches.

$$s_n^p = \sum_{i=1}^n \Delta h_i^p = h_0 * C_R * \ln \left( \frac{\prod_{i=1}^{n-1} (n-i) * \gamma_0 * h_0 + \gamma_c * h_c}{\sigma_c^{n-1}} \right)$$



**FIGURE 16 : EXPRESSION DU TASSEMENT PRIMAIRE POUR LES COUCHES 1 À n**

Le tassement secondaire s'applique, quant à lui, à toutes les couches et le coefficient de compression secondaire est identique pour toutes les couches.

$$s_n^s(t) = \sum_{i=1}^n \Delta h_i^s = h_0 * C_{ae} * \ln \left( \frac{t * \prod_{i=1}^{n-1} (t - \sum_{j=1}^i \tau_j + \sum_{j=1}^i \tau_{rj})}{\prod_{i=1}^{n-1} (\sum_{i=1}^{n-1} \tau_i)} \right)$$

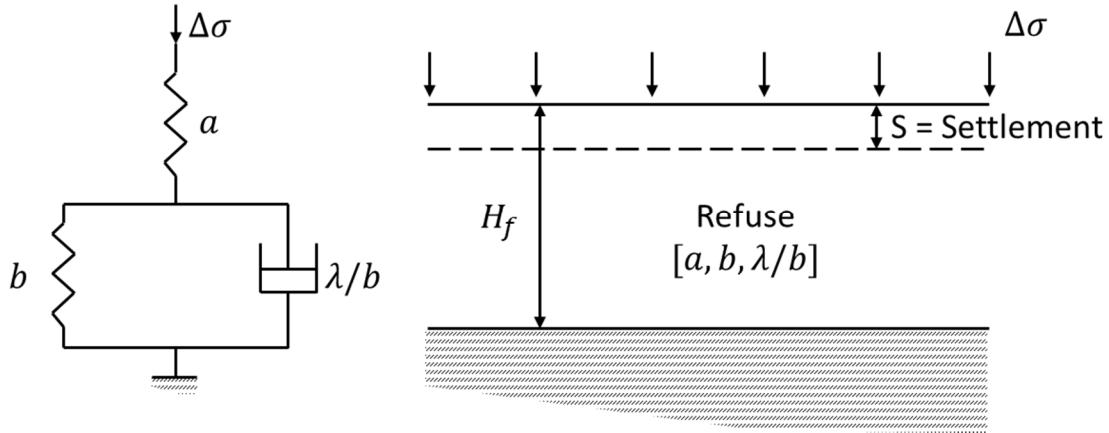
Avec,

- $\tau_i$ , le temps de mise en place des couches précédentes ;
- $\tau_{ri}$ , le temps de repos éventuel entre la mise en place des couches.

#### 4.1.5. Modèle de Gibson et Lo

Le principal intérêt des modèles logarithmes basés sur la mécanique des sols (modèle de Sowers et dérivés) est qu'ils sont simples à appliquer. Ils séparent, par contre, les tassements primaires et secondaires dans deux expressions différentes alors qu'à long terme, le tassement secondaire étant bien plus important, il n'est pas toujours évident de faire la distinction entre les deux phénomènes. C'est pourquoi il pourrait être intéressant de les réunir dans une seule et même expression. C'est ce que proposent les modèles rhéologiques de tassement comme celui présenté par Gibson et Lo (1961). Il est tout de même à noter que Gibson et Lo ont développé ce modèle dans le but d'évaluer les tassements de sols à forte teneur organique comme les tourbes, etc. Ce sont Edil et al. (1990) qui, notant les similitudes existant entre les sols organiques et les déchets, ont utilisé ce modèle afin d'évaluer les tassements dans une décharge (JAVAUX, 2009).

Le modèle rhéologique de Gibson et Lo remplace le squelette du sol par un ressort de Hooke de compressibilité  $a$  en série avec un corps de Kelvin composé d'un ressort de compressibilité  $b$  et d'un « dashpot » de viscosité  $\frac{1}{\lambda}$  :



**FIGURE 17 : MODÈLE RHÉOLOGIQUE DE GIBSON ET LO (1961)**

Le système est soumis à une contrainte,  $\sigma'(t)$ , qui augmente avec le temps. Lorsqu'on applique cette contrainte, seul le ressort se comprime instantanément, la compression du corps de Kelvin étant retardée par la présence du dashpot. Il s'agit d'un phénomène tout à fait analogue à la compression primaire (VERBRUGGE, 2000).

Dans un second temps, la contrainte augmentant avec le temps, on assiste à un début de compression du corps de Kelvin. Le dashpot transfère progressivement la contrainte au ressort de Hooke de telle sorte qu'au terme de la compression, l'intégralité de la contrainte appliquée est reprise par les deux ressorts. Ce phénomène de transfert s'apparente à la compression secondaire (VERBRUGGE, 2000).

L'expression du tassement à long terme est donnée par :

$$s(t) = H * \Delta\sigma * \left[ a + b * \left( 1 - e^{-\frac{\lambda}{b} * t} \right) \right]$$

Avec :

- $\Delta\sigma$ , l'incrément de contrainte appliqué au massif ;
- $a$ , paramètre de compressibilité primaire ;
- $b$ , le paramètre de compressibilité secondaire ;
- $\frac{\lambda}{b}$ , le taux de compression secondaire.

#### 4.1.6. Modèle d'Edil

Edil et al (1990) ont développé une loi empirique de tassement. Il s'agit d'une loi de puissance car ce type de loi est couramment utilisé pour représenter des phénomènes de fluage.

$$s(t) = H * \Delta\sigma * m * \left( \frac{t}{t_r} \right)^n$$

Avec :

- $m$ , la compressibilité de référence ;
- $n$ , le taux de compression ;
- $t_r$ , un temps de référence introduit afin de rendre l'équation adimensionnelle.

Les résultats fournis par les lois de Gibson et Lo et d'Edil sont satisfaisants par rapport aux observations réelles. On note que le modèle d'Edil s'avère plus précis dans 65 % des cas mais que celui-ci tend à diverger avec le temps et conduit à une surestimation des tassements (OLIVIER F., 2003).

## 4.2. Modèles biochimiques

### 4.2.1. Le modèle de McDougall (MCDOUGALL, 2007) (RODRIGUEZ, 2005)

Le modèle de McDougall est un modèle hydro-bio-mécanique de comportement des déchets.

La partie hydraulique du modèle est basé sur l'équation d'écoulement («équation de Richard ») en milieu non saturé présentée au point 2.1.4.

La partie biochimique décrit la digestion de la matière organique. L'intégralité du phénomène de biodégradation est régie par le système d'équation suivant :

#### Hydrolyse et acidogénèse

Les acides gras volatils (AGV) sont générés en utilisant l'équation de génération suivante :

$$r_g = b * \theta_e * \phi * P$$

Dans cette équation interviennent quatre termes que nous allons expliquer en détail.

Le premier est le taux maximal de génération  $b$ .

Le second est la teneur en eau effective :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}}$$

Où,

- $\theta$  est la teneur en eau ;
- $\theta_{sat} = S_{sat} * n$  est la teneur en eau saturée, obtenue sur base des courbes de rétention d'eau ;
- $\theta_{res} = S_{rés} * n$  est la teneur en eau résiduelle, obtenue sur base des courbes de rétention ;
- $n$  est la porosité.

Le troisième est le terme de « digestibilité » qui traduit la capacité du milieu à être biodégradé :

$$\phi = 1 - \left[ \frac{Org_0 - Org}{Org_0} \right]^n$$

La « digestibilité » dépend de la teneur en matière organique. L'expression exacte du terme implique que l'hydrolyse est plus rapide lorsque la teneur en matière organique initiale  $Org_0$  est importante ou en début de réaction lorsque la teneur,  $Org$ , est encore suffisamment proche de la teneur initiale. En effet, on comprend facilement que moins il y a de matière à dégrader moins la réaction de dégradation sera rapide et ce d'autant plus que le peu de matière dégradable encore

présente est de plus en plus difficile d'accès pour la flore bactérienne. La variation de la teneur organique en fonction du temps est donnée par :

$$Org^{t+\Delta t} = Org^t - \theta * \frac{162}{60} * r_g * \Delta t$$

Où,

- $\frac{162}{60}$  est un rapport stœchiométrique ;
- $\theta$  est la teneur en eau.

Le dernier terme est le terme d'inhibition qui tient compte de l'acidification du milieu et de l'accumulation des produits de réaction qui comme expliqué au point 2.1.5 ralentit la réaction :

$$P = e^{-k_{AGV}*c}$$

Où,

- $k_{AGV}$  est la constante d'inhibition choisie afin que la concentration maximale en AGV corresponde à celles observées sur site ;
- $c$  [g/m<sup>3</sup> d'eau] est la concentration en acides gras volatils.

### Acétogénèse et méthanolése

La génération du méthane est décrite par une cinétique de Monod :

$$r_j = \frac{k_0 * c}{k_{MC} + c} * m$$

Où,

- $k_0$  [s<sup>-1</sup>] est le taux de croissance spécifique maximum ;
- $k_{MC}$  [ $\frac{\text{g}}{\text{m}^3\text{d}}$  d'eau] est la constante de demi-saturation de Monod ;
- $m$  [g/m<sup>3</sup> d'eau] est la concentration en méthane.

La génération du méthane est directement reliée à la consommation des AGV. Ainsi, le taux de dégradation des AGV est donné par :

$$r_h = \frac{r_j}{Y}$$

Où,

- $Y$  est un facteur de rendement pour contrôler les masses relatives.

La dégradation du méthane est quant à elle donnée par :

$$r_k = k_2 * m$$

Où,

- $k_2$  est le taux de dégradation du méthane.

La génération, la dégradation et le transport des AGV sont compilés dans l'équation de bilan suivante :

$$D_c \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_c \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{q_x}{\theta} \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{q_z}{\theta} \frac{\partial c}{\partial z} + [r_g - r_h] = \frac{\partial c}{\partial t}$$

La génération, la dégradation et le transport du méthane sont compilés dans l'équation de bilan suivante :

$$D_m \frac{\partial^2 m}{\partial x^2} + D_m \frac{\partial^2 m}{\partial z^2} - \frac{q_x}{\theta} \frac{\partial m}{\partial x} - \frac{q_z}{\theta} \frac{\partial m}{\partial z} + [r_g - r_h] = \frac{\partial m}{\partial t}$$

Dans ces équations apparaissent trois types de termes distincts :

- $D_i \frac{\partial^2 i}{\partial x^2}$  et  $D_i \frac{\partial^2 i}{\partial z^2}$  qui correspondent à la diffusion moléculaire et à la dispersion mécanique du polluant dans le milieu ;
- $\frac{q_x}{\theta} \frac{\partial i}{\partial x}$  et  $\frac{q_z}{\theta} \frac{\partial i}{\partial z}$  qui correspondent à la convection du polluant dans le milieu sous l'effet du flux d'eau ;
- $[r_i - r_j]$  qui correspond au bilan de génération/dégradation du polluant.

### 4.3. Modèles thermiques

#### 4.3.1. Modèles de Yoshida et al. (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1997) (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1999)

Yoshida et son équipe proposent deux modèles thermiques de génération et de diffusion de chaleur au sein d'un CET.

Le premier article traite d'une modélisation unidimensionnelle basée sur l'observation du Tokyo Port Landfill, un CET au Japon. Ils disposaient de 14 relevés thermiques mesurés entre 4 et 17 ans après la fin de l'exploitation et ont proposé le modèle suivant :

$$C * \rho * \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( k_e \frac{\partial T}{\partial z} \right) - C_w * \rho_w * V * \frac{\partial T}{\partial z} + \Delta H_b * R_b$$

Où,

- $k_e$  [ $J/m s ^\circ C$ ] est la conductivité thermique ;
- $\Delta H_b$  [ $J/mol de gaz$ ] est la chaleur émise par la biodégradation menant à la formation d'une mole de gaz ;
- $R_b$  [ $mol de gaz/m^3 s$ ] est la production de gaz ;
- $C$  [ $J/kgK$ ] est la chaleur spécifique des déchets ;
- $C_w$  [ $J/kgK$ ] est la chaleur spécifique de l'eau ;
- $\rho$  [ $kg/m^3$ ] est la masse volumique des déchets ;
- $\rho_w$  [ $kg/m^3$ ] est la masse volumique de l'eau ;
- $V$  [ $\frac{m}{s}$ ] est la vitesse du flux d'eau ;
- $T$  [ $K$ ] est la température ;
- $t$  [ $s$ ] est le temps.

De cette équation, on peut dégager quatre termes : le premier,  $C * \rho * \frac{\partial T}{\partial t}$ , représente l'emmagasinement de la chaleur dans le milieu. Le second,  $\frac{\partial}{\partial z} \left( k_e \frac{\partial T}{\partial z} \right)$ , décrit le transport par conduction et le troisième,  $C_w * \rho_w * V * \frac{\partial T}{\partial z}$ , celui par convection. Le dernier terme, quant à lui, décrit la production de chaleur lors de la biodégradation. Ce dernier est évalué pour chacun des gaz produit. Il vaut 460 kJ/mol d' $O_2$  et 45 kJ/mol de  $CH_4$ .

Ils ont évalué les propriétés thermiques des déchets sur base d'une somme pondérée des propriétés thermiques d'un certain nombre de composants des déchets :

$$C = \sum x_i * C_i$$

Où,

- $x_i$ , est la proportion en masse du composant ;
- $C_i$  est la chaleur spécifique du composant ;

Le second modèle a pour but d'étendre le modèle unidimensionnel vers un modèle 3D. L'équation devient alors :

$$C * \rho * \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( k_e \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k_e \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( k_e \frac{\partial T}{\partial z} \right) - C_w * \rho_w * V * \frac{\partial T}{\partial z} + C_g * \rho_g * G * \frac{\partial T}{\partial z} + \Delta H_b * R_b$$

Où,

- $C_g$  [J/kgK], est la chaleur spécifique des gaz ;
- $\rho_g$  [kg/m<sup>3</sup>], est la masse volumique des gaz ;
- $G$  [m/s], est la vitesse des gaz.

On constate que la diffusion par conduction est calculée en 3D alors que le transport par convection reste 1D. Cela s'explique en raison de l'existence d'une direction préférentielle d'écoulement. Au niveau de la convection, on voit apparaître un nouveau terme qui permet de tenir compte du transport de chaleur par les gaz.

#### 4.3.2. Modèle de Boukpeti (BOUKPETI, 2004)

Il s'agit d'un document non publié et disponible uniquement en interne à l'Université de Liège. Il s'agit d'un modèle thermo-hydraulique 1D. Le modèle thermique détermine le champ de température et le flux de chaleur là où le modèle hydraulique gère le flux d'eau et calcule le degré de saturation. On s'intéresse, ici, à l'implémentation du modèle thermique.

Ce modèle est basé sur les équations présentées au point 2.3. Dans un premier temps le modèle ne tient pas compte de la cinétique de réaction de dégradation. Boukpeti injecte un flux de chaleur constant. Il fixe la température à 10°C en tête du tas de déchet et à une profondeur de 30m sous le fond de la décharge et il travaille avec les paramètres thermiques déterminés par Yoshida et al. (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1999).

Dans un second temps, il améliore le modèle afin de tenir compte de la cinétique de dégradation. Il utilise une loi exponentielle décroissante pour prendre en compte la dégradation de la matière organique :

$$C(t) = C_0 e^{-kt}$$

Où,

- $C [-]$ , est la concentration en matière organique exprimée en pourcent de la masse totale ;
- $C_0 [-]$ , est la concentration initiale en matière organique exprimée en pourcent de la masse totale prise égale à 40% ;
- $t [s]$ , est le temps ;
- $k = \frac{0.69}{t_{1/2}} [s^{-1}]$  est une constante tenant compte de la demi-vie de la cellulose,  $t_{1/2}$ .

Sur base de ces éléments, ils déterminent un terme source de chaleur par kilogramme de matière dégradée  $Q_m = 632 \text{ kJ/kg}$ . Le flux chaleur total est donné par :

$$Q = \frac{[C(t) - C(t - \Delta t)]}{\Delta t} * \rho_d * Q_m$$

## 5. Modélisation et approche numérique

---

Un des objectifs de la recherche dans le domaine des centres d'enfouissement technique est de développer des modèles numériques permettant d'approximer au mieux le comportement des déchets. Pour ce faire, il est nécessaire de tenir compte de l'ensemble des phénomènes prenant place au sein d'un CET ainsi que de leurs différentes interactions. Un modèle performant doit donc prendre en compte les aspects mécanique, hydraulique, thermique et biochimique. C'est à la réalisation d'un de ces modèles qu'est consacré ce travail.

Un tel modèle ne se conçoit pas d'emblée mais étape par étape. Dans notre cas, nous avons commencé par travailler avec un modèle hydraulique auquel nous avons ensuite adjoint un modèle à la fois biochimique et thermique pour finir par implémenter le modèle mécanique.

Dans un premier temps, nous avons commencé par calibrer ces modèles – excepté le mécanique, celui-ci présentant peu d'intérêt dans ce cas - sur une géométrie simple représentant une colonne de déchets 1D de 30 mètres de haut pour 1 mètre de large. Ces dimensions n'ont pas été choisies par hasard, une profondeur de 30 mètres correspondant à la profondeur maximale relevée classiquement dans les CET.

Pour plus de détails quant à l'implémentation des différents modèles dans le logiciel LAGAMINE, il est possible de consulter les différents codes aux annexes 5 à 6.

### 5.1. Modèle hydraulique

Le modèle hydraulique utilisé est basé sur la théorie des écoulements en milieu non saturé introduite au point 2.1.4. Pour rappel la loi de Richard qui gouverne l'écoulement est donnée par :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = q + \frac{\partial}{\partial x} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial z} + \rho_w * g \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right]$$

Qui, dans le cas de notre colonne 1D devient :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = q + \frac{\partial}{\partial z} \left[ k(\theta) * \left( \frac{\partial p_w}{\partial z} + \rho_w * g \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right]$$

Avec :

- $\theta = S * n$ , la teneur en eau ;
- $k(\theta) = k_{rel}(\theta) * k^{sat}$ , la perméabilité ;
- $p_w = p_g - p_c$ , la pression d'eau ;
- $q$ , le flux d'eau ;
- $k_{rel} = \sqrt{S} * \left[ 1 - \left( 1 - S^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$

- $S = S_{r\acute{e}s} + (S_{sat} - S_{r\acute{e}s}) * \left[ \left( 1 + \frac{p_c}{\alpha} \right)^n \right]^m$
- $S_{r\acute{e}s}$ , la saturation résiduelle ;
- $S_{sat}$ , la saturation totale ;
- $p_c$ , la pression capillaire ;
- $m = 1 - \frac{1}{n}$ , un paramètre de forme empirique ;
- $\alpha$ , le terme de normalisation en pression de Van Genuchten.

On utilise la courbe de rétention d'eau proposée par Shi-jin Feng & Xu Zhang (FENG & ZHANG, 2014) et la courbe de perméabilité relative correspondante. Elles correspondent aux courbes A présentées au point 3.1.4. :

AUTEURS	$S_{res}$	$S_{sat}$	$\alpha$ [kPa]	$n$	$m$
Shi-jin Feng & Xu Zhang	0	1	10	4	0.75

TABLEAU 8 : PARAMÈTRES DES COURBES DE RÉTENTION ET DE PERMÉABILITÉ RELATIVE

On obtient alors les courbes suivantes :

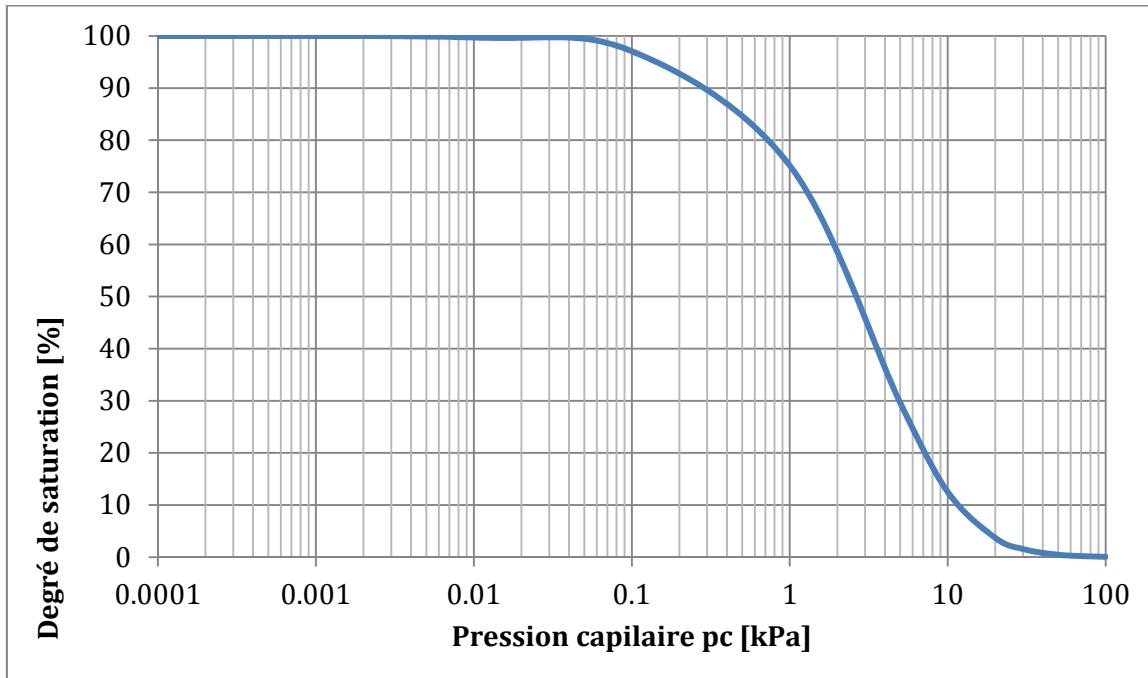
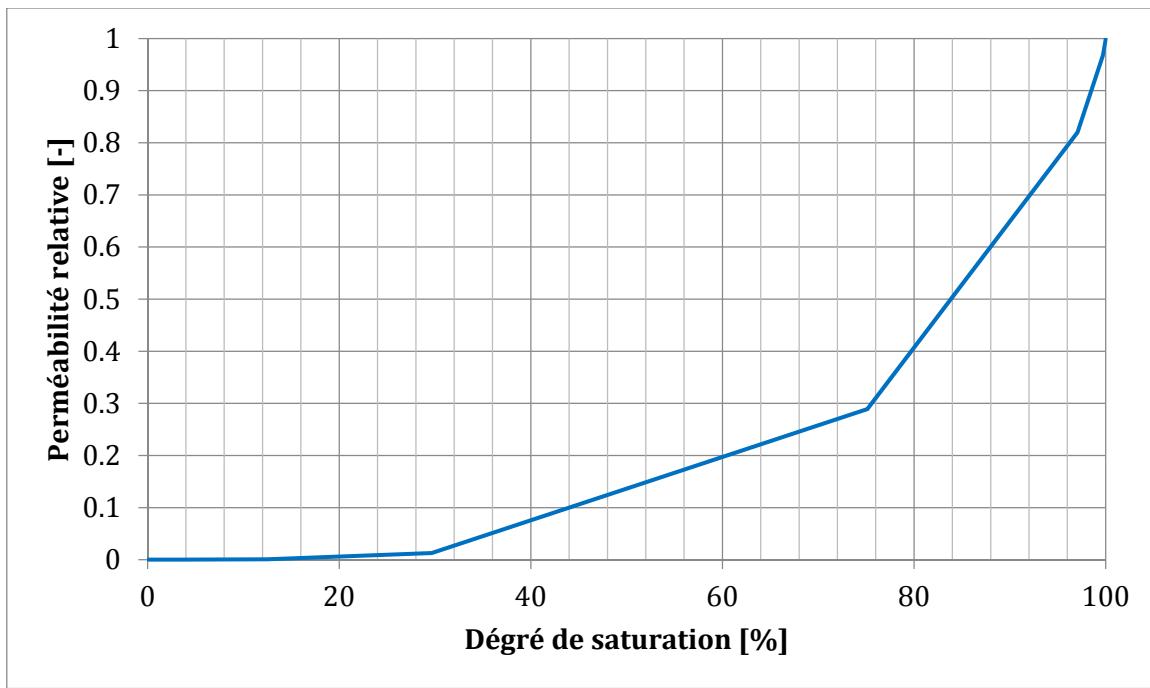


FIGURE 18 : COURBE DE RÉTENTION D'EAU



**FIGURE 19 : COURBE DE PERMÉABILITÉ RELATIVE**

Le choix de la courbe de rétention influence l'ensemble des résultats obtenus ; la vraisemblance des résultats est donc tributaire de la vraisemblance de la courbe choisie. Une courbe trop raide amènera à un équilibre hydraulique pour des valeurs de saturation très (trop) faibles alors que l'on observe le comportement inverse pour des courbes fort étalées.

#### Cas de référence

On injecte dans la colonne de déchets un flux de  $2,5 \times 10^{-8} m^3/s$  calculé sur base de la pluviosité annuelle moyenne en Belgique tout en considérant que l'intégralité du flux pénètre dans le domaine et qu'il n'y a donc pas de ruissellement.

De plus, les valeurs suivantes des paramètres hydrauliques sont aussi utilisées :

PARAMÈTRES	AUTEURS	VALEURS
Perméabilité [m/s]	Manassero, Van Impe & Bouazza (MANASSERO, VAN IMPE, & BOUAZZA, 1996)	$[10^{-8} ; 10^{-4}] \Rightarrow 10^{-5}$
Porosité [-]	Olivier & Gourc (OLIVIER & GOURC, 2007)	$[0.48 ; 0.51] \Rightarrow 0.5$

**TABLEAU 9 : PARAMÈTRES HYDRAULIQUES DU CAS DE RÉFÉRENCE**

Au niveau des conditions initiales, un gradient de pression linéaire variant entre -300 et 0 kPa est imposé pour que le système soit initialement à l'équilibre. En plus du flux injecté, on retrouve une seconde condition aux limites hydrauliques ; un drainage par le fond réalisé en y imposant une pression d'eau nulle.

Les résultats suivants sont alors obtenus:

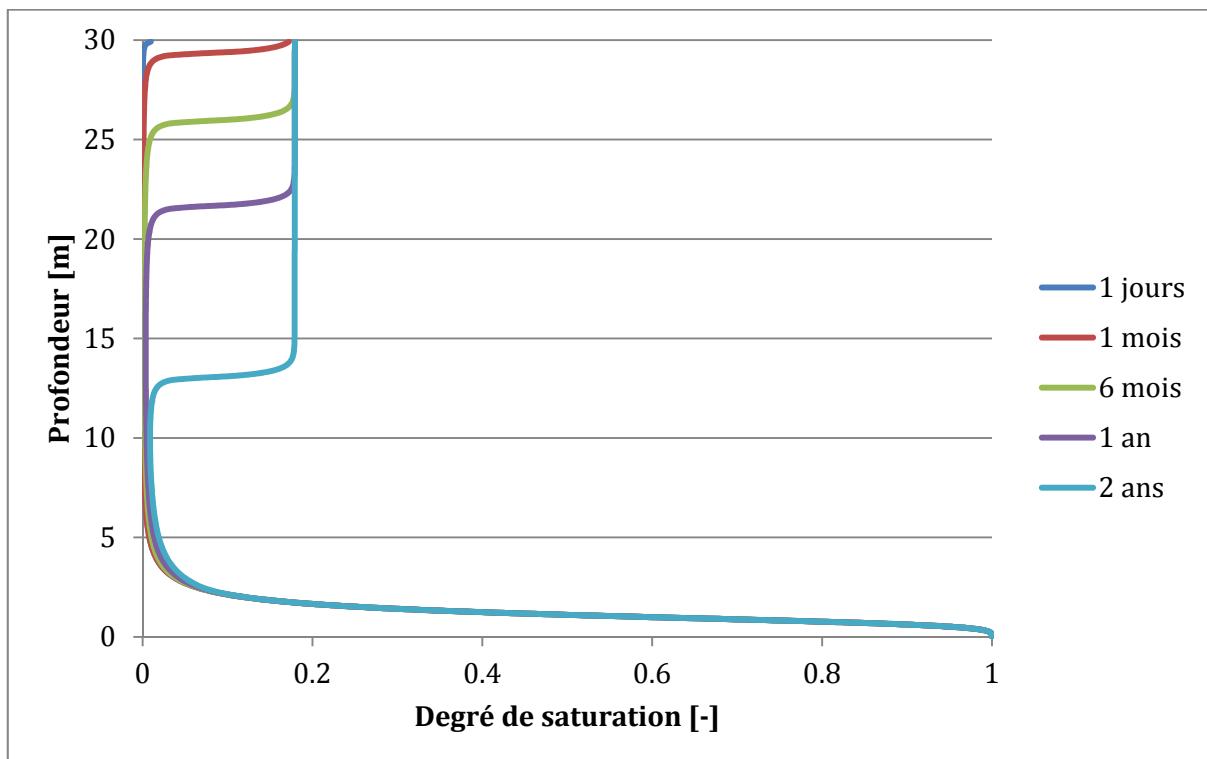


FIGURE 20 : VARIATION DE LA SATURATION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS

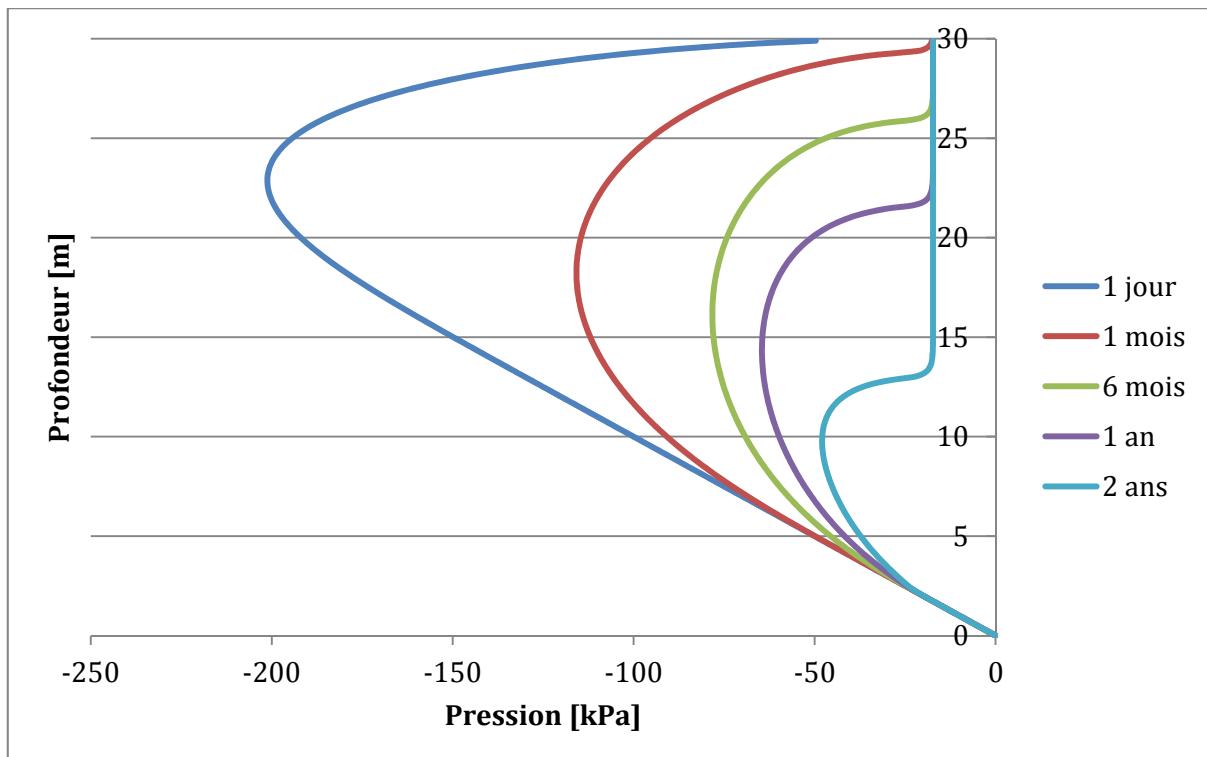


FIGURE 21 : VARIATION DE LA PRESSION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS

Sur le premier graphique, nous observons une saturation progressive du sol en fonction du temps. Cette constatation est aussi visible sur le graphique de variation de la pression. La variation de la saturation s'accompagne donc d'une variation de pression. Nous pouvons également constater l'apparition d'un palier aussi bien en termes de saturation que de pression.

Ces phénomènes sont tout à fait logiques. Si on se penche plus attentivement sur l'expression 1D simplifiée de la loi de Richard, on remarque la présence de trois termes distincts : le terme de stockage, le terme de pression d'eau et le terme de gravité.

Lors de l'injection d'un flux dans le sol, celui-ci se sature en eau ce qui induit une variation du terme de stockage qui est équilibrée par une variation du terme de pression ; le terme de gravité étant constant. Lorsque le milieu se sature, sa perméabilité relative augmente. Quand un certain degré de saturation est atteint la perméabilité est suffisante pour permettre à l'écoulement de transiter par gravité sans variation de pression et donc sans saturation ultérieure du milieu. On atteint alors l'équilibre hydraulique du milieu qui se traduit sur les graphiques de saturation et de pression d'eau par l'apparition d'un plateau (cf. figure 20 et 21). La valeur à laquelle apparaît ce plateau dépend de la courbe de rétention d'eau choisie et du flux injecté.

Notons aussi que la condition aux limites imposée en fond de colonne y induit une saturation complète. En effet, à l'examen de l'équation décrivant la saturation, une pression nulle donne une saturation égale à la saturation maximale  $S_{sat}$ , à savoir 1.

#### Simulation avec variation de porosité

En faisant varier la porosité, nous obtenons les résultats suivants :

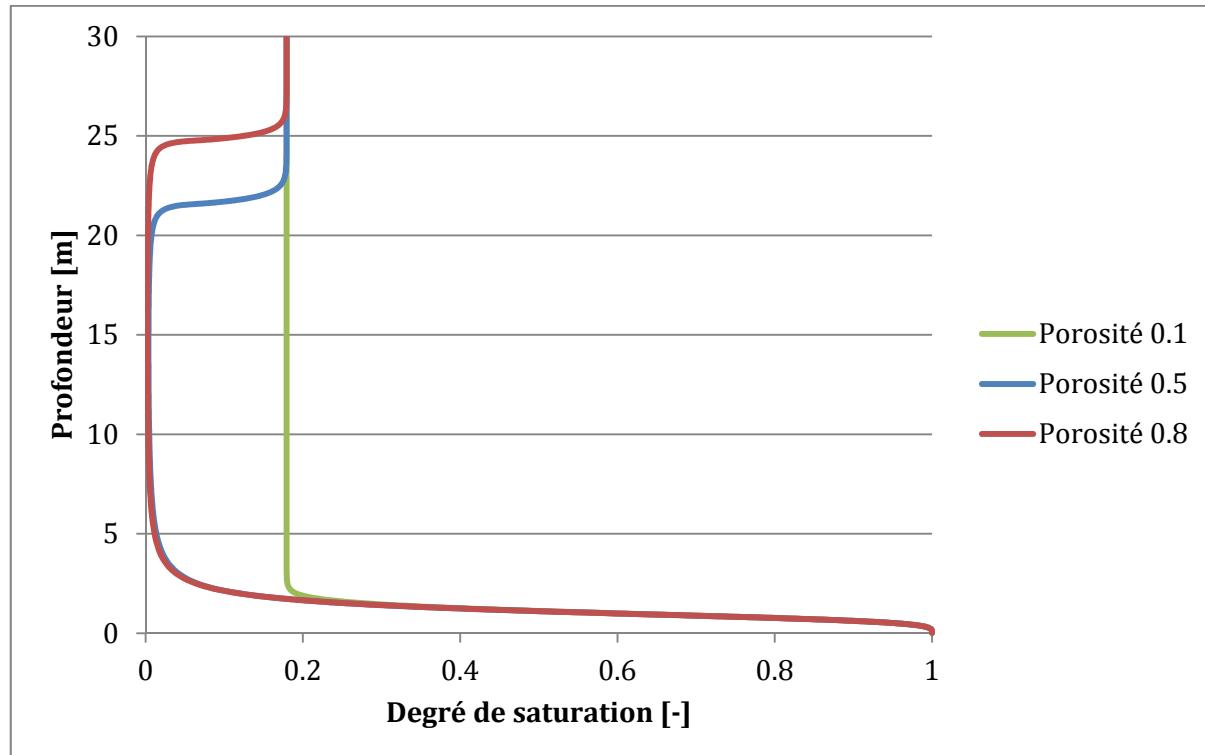
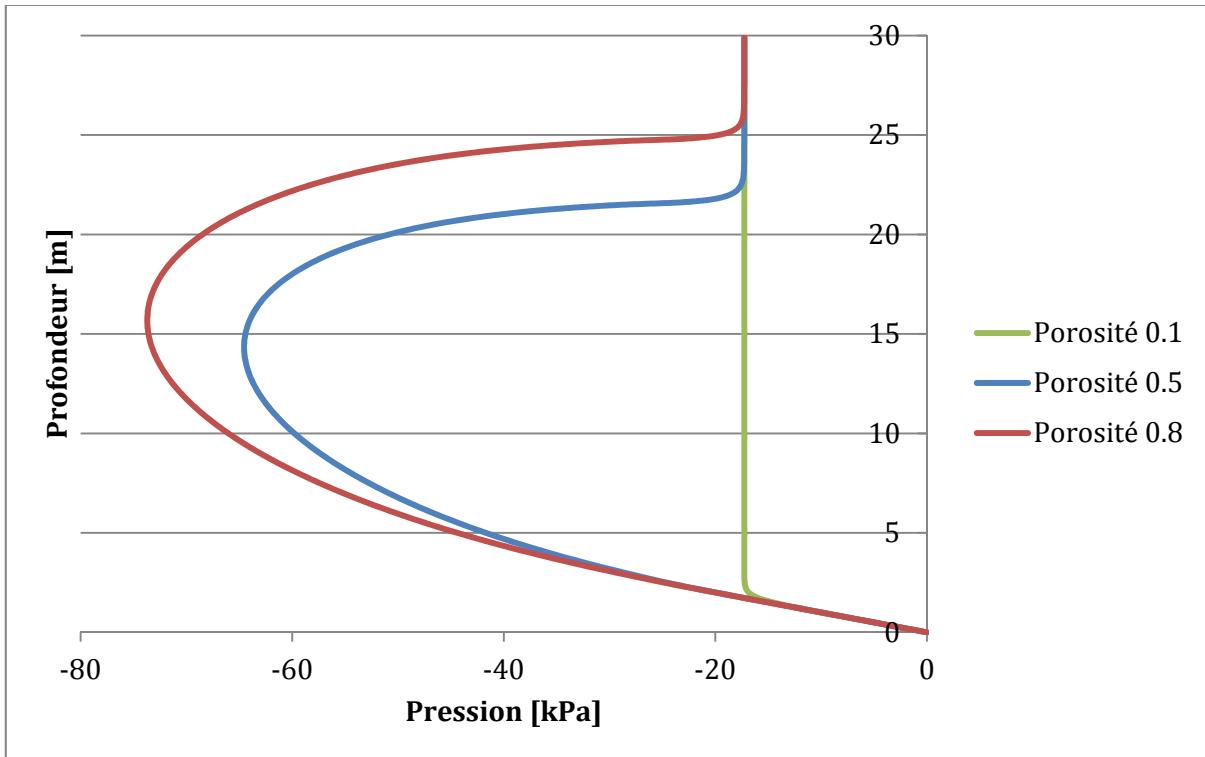


FIGURE 22 : VARIATION DE LA SATURATION EN FONCTION DE LA POROSITÉ APRÈS 1 AN



**FIGURE 23 : VARIATION DE LA PRESSION EN FONCTION DE LA POROSITÉ APRÈS 1 AN**

Les observations pour les figures 22 et 23 sont similaires à celles énoncées pour les figures 20 et 21. Néanmoins, nous remarquons que, plus la porosité est faible, plus on sature rapidement le milieu. C'est tout à fait logique en regard de la relation suivante :

$$\theta = S * n$$

En effet, une porosité faible implique une faible capacité de stockage et donc, à teneur en eau équivalente, une saturation plus importante. Lorsque la porosité est très faible, la saturation et, avec elle, la perméabilité atteignent plus rapidement des valeurs importantes, permettant à l'écoulement de traverser, comme précédemment expliqué, le milieu par gravité. Ceci explique l'apparition plus « rapide » de l'équilibre hydraulique et donc, graphiquement, du palier.

*Simulation avec variation de perméabilité*

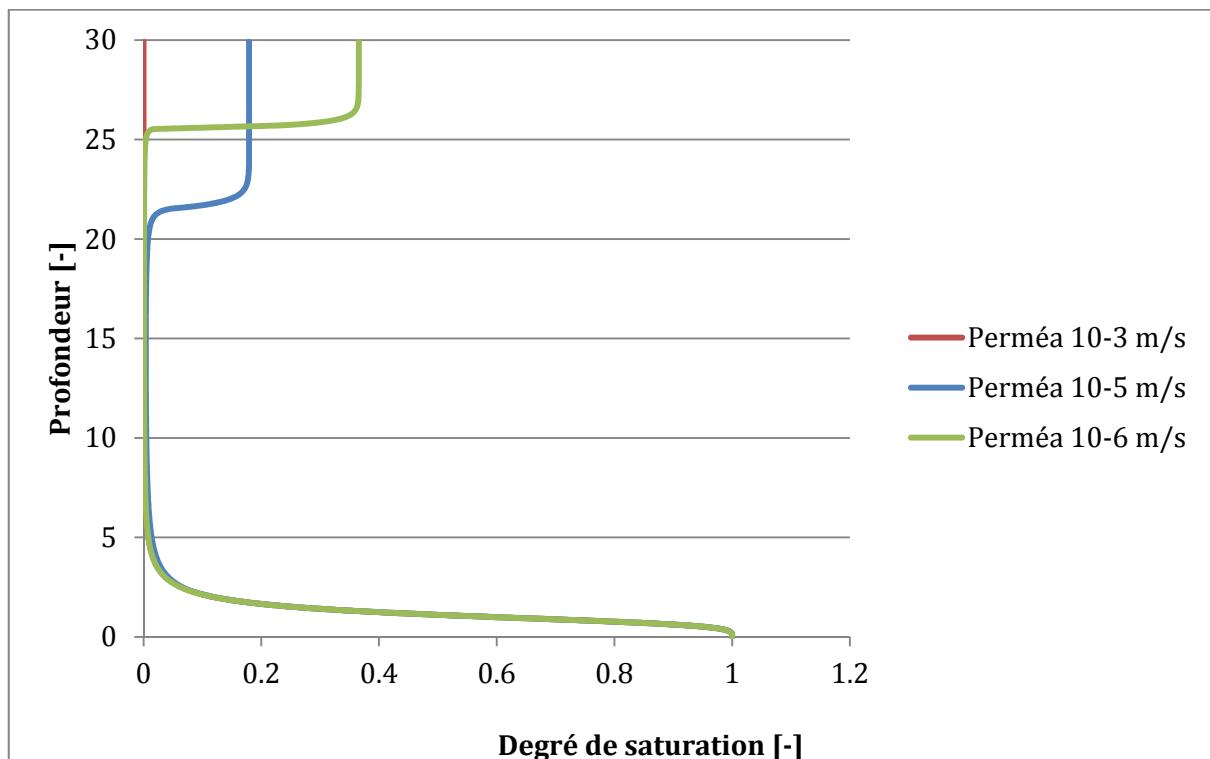


FIGURE 24 : VARIATION DE LA SATURATION EN FONCTION DE LA PERMÉABILITÉ APRÈS 1 AN

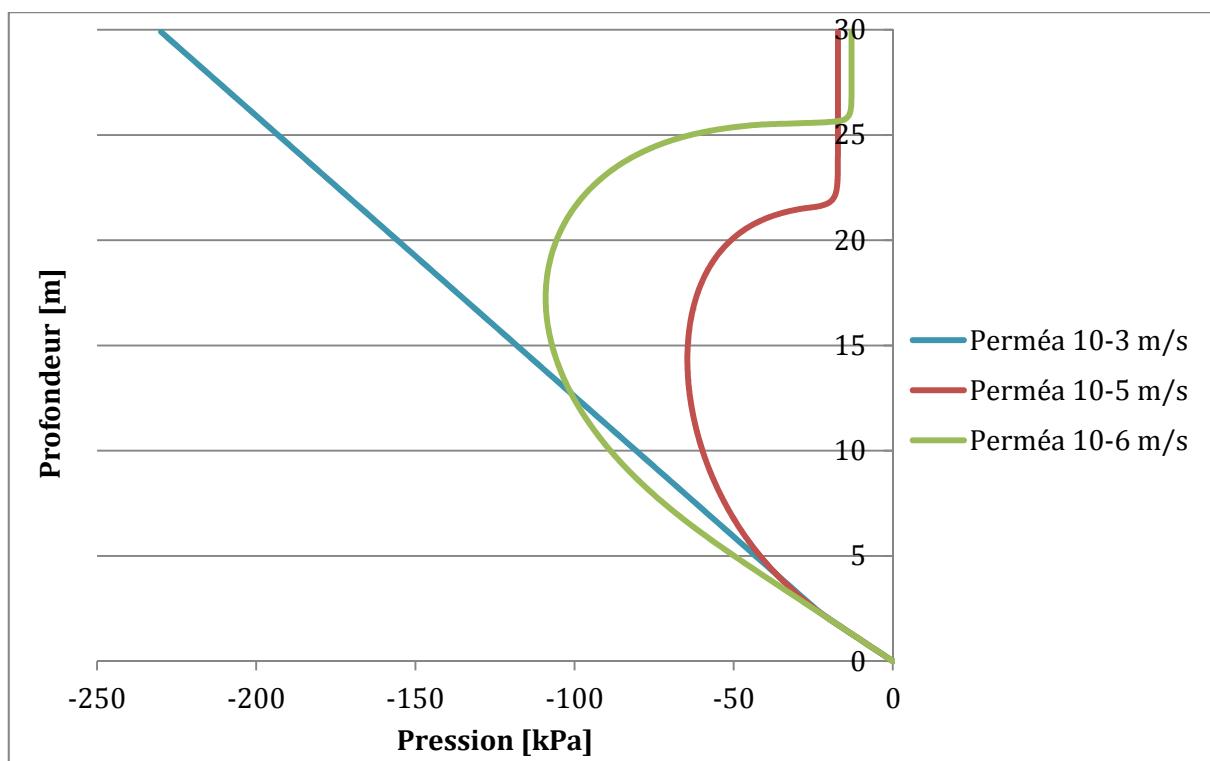
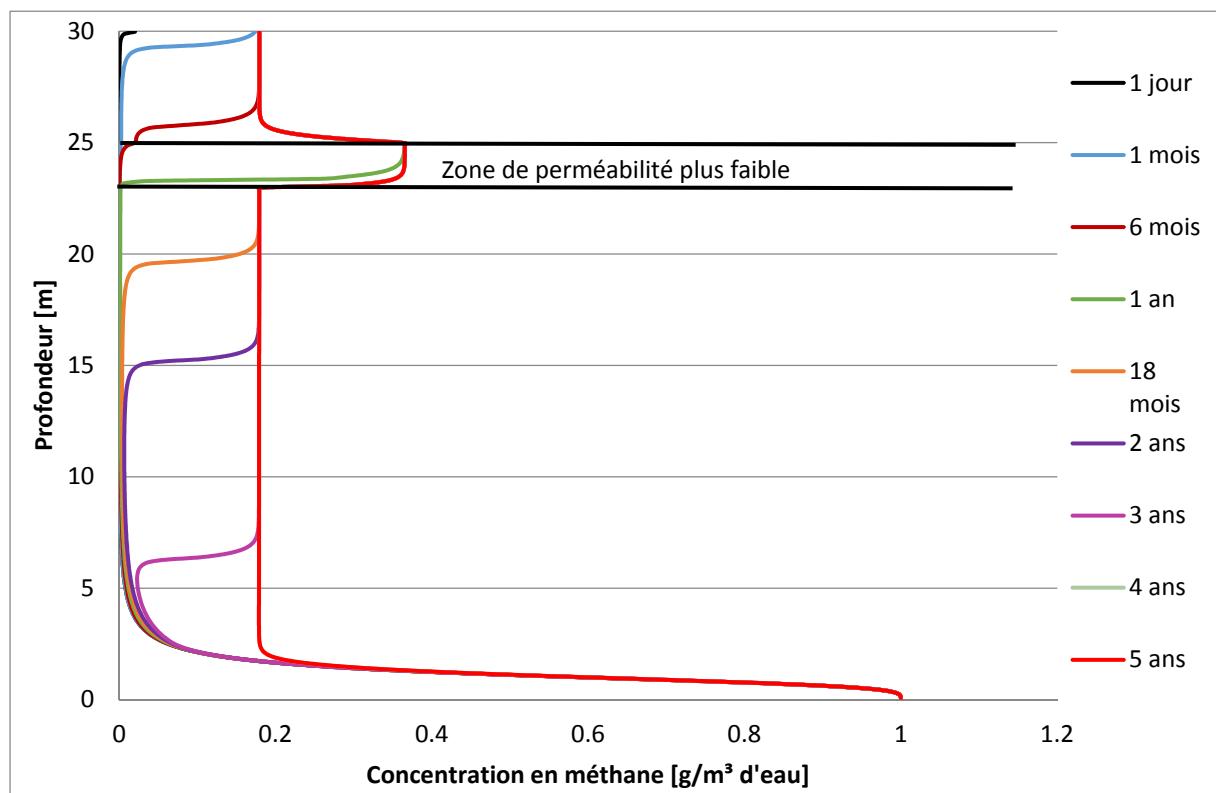


FIGURE 25 : VARIATION DE LA PRESSION EN FONCTION DE LA PERMÉABILITÉ APRÈS 1 AN

Ces résultats sont, à nouveau, aisément explicables. Lorsque la perméabilité est très importante, l'écoulement transite par gravité dans le milieu sans le modifier. A l'inverse, lorsque la perméabilité est très faible, il faut atteindre une saturation élevée pour que la perméabilité relative soit suffisamment importante pour permettre l'écoulement du fluide dans le milieu par gravité. L'équilibre hydraulique arrive donc pour des valeurs plus importantes de la saturation.

#### Simulation avec zone de perméabilité plus faible

Afin d'évaluer la robustesse du modèle, nous avons réalisé une simulation à long terme présentant une zone de perméabilité plus faible. Cette simulation synthétise efficacement toutes les observations et conclusions antérieures :



**FIGURE 26 : DOMAINE AVEC UNE PERMÉABILITÉ DE  $10^{-5} m/s$  AVEC UNE ZONE DE PERMÉABILITÉ PLUS FAIBLE À  $10^{-6} m/s$**

Nous observons bien l'apparition d'un palier en termes de saturation comme précédemment expliqué. Notons, tout de même, qu'après 5 ans, l'intégralité du milieu a atteint ce seuil de saturation et se trouve donc à l'équilibre. On est en régime permanent.

Ensuite, on perçoit tout aussi bien l'impact d'une variation de la perméabilité. En effet, la zone de perméabilité plus faible agit comme un « bouchon ». Elle nécessite une saturation importante pour être traversée par l'écoulement et ralentit donc la saturation du reste du milieu.

## 5.2. Modèle biochimique

### 5.2.1. Modèle de transport de polluant

La première étape dans la réalisation du modèle biochimique a été de développer un modèle de transport de polluant afin de tenir compte des phénomènes de diffusion moléculaire, dispersion mécanique et convection auxquels seront soumis les acides gras volatils (AGV) présents dans le milieu. Ce phénomène est régi par le système d'équations suivant :

$$R_{dw} \frac{\partial c_w}{\partial t} + A_w * c_w - \alpha_w c_{im} + \operatorname{div} \underline{u} * c_w + \underline{u} * \nabla c_w - \operatorname{div}(D_h * \nabla c_w) = 0$$

$$R_{dim} \frac{\partial c_{im}}{\partial t} + A_{im} * c_{im} - \alpha_{im} c_w = 0$$

Avec :

- $c_j$  la concentration du polluant dans la phase  $j$  ;
- $R_{dw}$  le coefficient de retardement du polluant dans la phase  $j$  ;
- $A_j$  le coefficient de dégradation du polluant dans la phase  $j$  ;
- $\alpha_j$  le coefficient de transfert du polluant dans la phase  $j$  vers la phase  $i$  ;
- $\underline{u}$  la vitesse du fluide parcourant le milieu ;
- $D_h = D_m + D_d$  ;
- $D_m [m^2/s]$  le coefficient de diffusion moléculaire ;
- $D_d [m^2/s]$  le coefficient de dispersion mécanique ;
- $w$  correspond à la phase mobile et  $im$  à la phase immobile de l'eau.

Nous considérons qu'il n'y a pas d'eau immobile et nous négligeons, à cette étape, la dégradation du polluant. Le système d'équation devient donc :

$$R_{dw} \frac{\partial c_w}{\partial t} + \operatorname{div}(\underline{u} * c_w) - \operatorname{div}(D_h * \nabla c_w) = 0$$

On retrouve trois termes : le terme de stockage, le terme de convection et le terme de dispersion/diffusion.

Nous utilisons les mêmes conditions initiales, aux limites et les mêmes valeurs des paramètres hydrauliques que dans le modèle hydraulique. Nous utilisons les valeurs suivantes des paramètres de transports :

FLUX	DISPERSION LATÉRALE	DISPERSION LONGITUDINALE	DIFFUSION MOLÉCULAIRE
$2.5 * 10^{-5} m^3/s$	4 m	0.4 m	$5 * 10^{-10} m/s$

TABLEAU 10 : VALEURS DES PARAMÈTRES DE TRANSPORT DE POLLUANT

On impose, de plus, une concentration nulle en fond de colonne afin de représenter le lessivage du polluant lorsque l'eau quitte le domaine.

Nous travaillons avec deux types de conditions initiales en termes de concentration de polluant :

- Le premier cas nous a permis de valider le modèle de transport. Il s'agit d'un pic de concentration initialement présent dans le domaine dont la valeur de pic vaut  $300 \text{ g/m}^3$  d'eau.
- Le second cas est celui que nous souhaitons étudier, c'est-à-dire une concentration homogène de polluant de  $300 \text{ g/m}^3$  d'eau sur tout le domaine.

Pour ces deux cas, nous obtenons les résultats suivants :

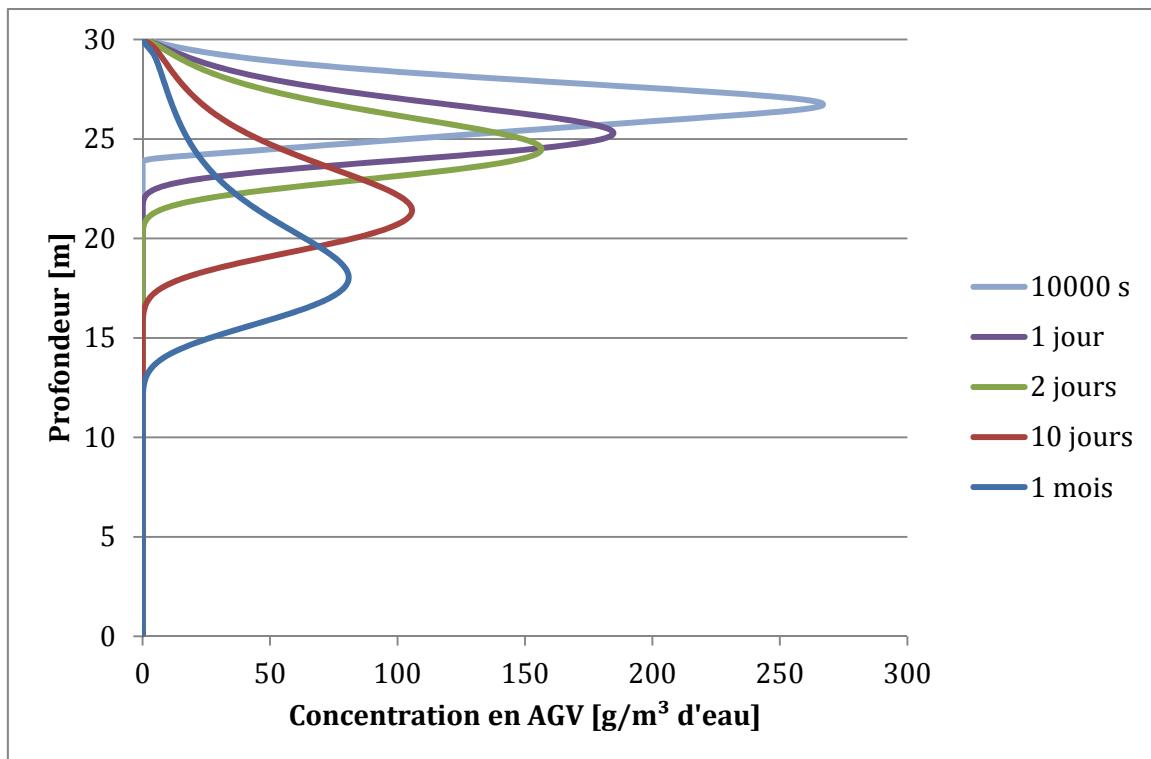
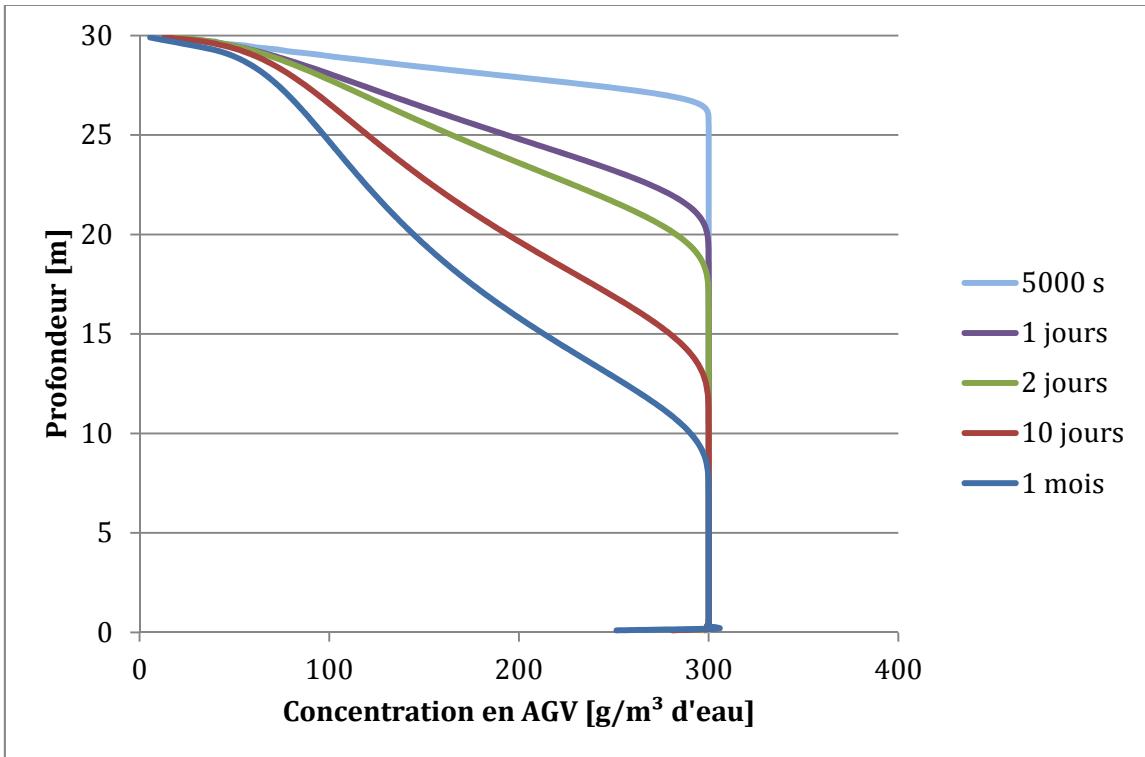


FIGURE 27 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN AGV EN FONCTION DE LA PROFONDEUR – PIC DE CONCENTRATION



**FIGURE 28 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN AGV EN FONCTION DE LA PROFONDEUR – CONCENTRATION HOMOGENE**

Pour la première condition initiale, nous constatons à la fois un étalement et un déplacement transversal du pic de concentration dans la direction de l'écoulement. Le déplacement du pic est contrôlé par le terme de convection (voir annexe 1, simulation en convection pure) et l'étalement est lié au terme de dispersion/diffusion (voir annexe 2, simulation purement diffusive/dispersif). C'est le même phénomène que nous pouvons voir dans le cas de la concentration homogène (voir annexes 3 et 4). Le milieu est progressivement lessivé par le flux d'eau et la diffusion/dispersion tend à déplacer la concentration vers les zones de faible concentration, c'est-à-dire celles déjà lessivées par le flux.

### 5.2.2. Modèle de dégradation

Dans un second temps, nous avons réalisé un modèle capable de considérer les effets de génération/dégradation du polluant. En pratique, la matière organique est dégradée et transformée en acides gras volatils (le polluant considéré), eux-mêmes transformés en méthane (cf. 3.2.1). Afin de tenir compte de ces réactions, on utilise le modèle proposé par McDougall. Pour rappel celui-ci aboutit aux équations de bilan suivantes (cf. 4.2.1) :

$$D_c \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_c \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \frac{q_x}{\theta} \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{q_z}{\theta} \frac{\partial c}{\partial z} + [r_g - r_h] = \frac{\partial c}{\partial t}$$

$$D_m \frac{\partial^2 m}{\partial x^2} + D_m \frac{\partial^2 m}{\partial z^2} - \frac{q_x}{\theta} \frac{\partial m}{\partial x} - \frac{q_z}{\theta} \frac{\partial m}{\partial z} + [r_g - r_h] = \frac{\partial m}{\partial t}$$

Dans ces équations de bilans, on retrouve :

- $D_i \frac{\partial^2 i}{\partial x^2}$  et  $D_i \frac{\partial^2 i}{\partial z^2}$  qui correspondent à la diffusion moléculaire et à la dispersion mécanique du polluant dans le milieu ;
- $\frac{q_x \partial i}{\theta \partial x}$  et  $\frac{q_z \partial i}{\theta \partial z}$  qui correspondent à la convection du polluant dans le milieu sous l'effet du flux d'eau ;
- $[r_i - r_j]$  qui correspond au bilan de génération/dégradation du polluant.

Or, ce modèle se superposant au modèle de transport, les termes de diffusion/dispersion et de convection sont déjà pris en compte et sont, dans ce cas-ci, négligés. Les équations deviennent donc :

$$\begin{aligned}[r_g - r_h] &= \frac{\partial c}{\partial t} \\ [r_j - r_k] &= \frac{\partial m}{\partial t}\end{aligned}$$

Où :

- $r_g = b * \theta_e * \phi * P$  ;
- $r_h = \frac{r_j}{Y}$  ;
- $r_j = \frac{k_0 * c}{k_{MC} + c} * m$  ;
- $r_k = k_2 * m$ .

Dans ces termes de génération/dégradation interviennent un certain nombre de grandeurs que l'on rappelle ci-après (cf 3.3) :

Le terme de génération des AGV dépend de quatre grandeurs :

- $b [g/m^3 d'eau * s^{-1}]$  est le taux maximal de génération ;
- le terme de teneur en eau effective :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}}$$

Où,

- $\theta$  est la teneur en eau ;
  - $\theta_{sat} = S_{sat} * n$  est la teneur en eau saturée, obtenue sur base des courbes de rétention d'eau ;
  - $\theta_{res} = S_{rés} * n$  est la teneur en eau résiduelle, obtenue sur base des courbes de rétention ;
  - $n$  est la porosité.
- le terme de « digestibilité » :

$$\phi = 1 - \left[ \frac{Org_0 - Org}{Org_0} \right]^n$$

Où,

- $Org^{t+\Delta t} = Org^t - \theta * \frac{162}{60} * r_g * \Delta t$ , est la teneur en matière organique ;
- $Org_0$  [ $g/m^3$ ], la teneur en matière organique initiale ;
- $n$  est un paramètre de fittage de la loi.

- le terme d'inhibition :

$$P = e^{-k_{AGV} * c}$$

Où,

- $k_{AGV}$  est la constante d'inhibition choisie afin que la concentration maximale en AGV corresponde à celles observées sur site ;
- $c$  [ $g/m^3$  d'eau] est la concentration en acides gras volatils.

Ensuite le terme de dégradations des AGV dépend de :

- $Y$  qui est un facteur de rendement pour contrôler les masses relatives.

Et pour finir, les différentes grandeurs intervenant dans les termes de génération,  $r_j$ , et de dégradation,  $r_k$ , du méthane :

- $k_0$  [ $s^{-1}$ ] est le taux de croissance spécifique maximum ;
- $k_{MC}$  [ $g/m^3$  d'eau] la constante de demi-saturation de Monod ;
- $m$  [ $g/m^3$  d'eau] est la concentration en méthane ;
- $k_2$  est le taux de dégradation du méthane.

Pour les valeurs des différents paramètres et constantes précédemment cités, on utilise celles proposées par McDougall (MCDOUGALL, 2007) :

AUTEURS	PARAMÈTRES	VALEURS	UNITÉS
McDougall (MCDOUGALL, 2007)	$b$	0.029	[ $g/m^3 d'eau * s^{-1}$ ]
	$Org_0$	300000	[ $g/m^3$ ]
	$n$	0.36	[ $-$ ]
	$k_{AGV}$	0.0002	[ $m^3 d'eau/g$ ]
	$Y$	0.08	[ $-$ ]
	$k_0$	$5.7 * 10^{-6}$	[ $s^{-1}$ ]
	$k_{MC}$	4200	[ $g/m^3 d'eau$ ]
	$k_2$	$2.3 * 10^{-7}$	[ $s^{-1}$ ]

TABLEAU 11 : VALEURS DES PARAMÈTRES DU MODÈLE DE McDougall

### 5.2.3. Modèle thermique

Pour terminer, la dernière addition à apporter au modèle biochimique est la prise en compte de

la chaleur dégagée par la dégradation de la matière organique.

Ce modèle est basé sur les équations de diffusion et de stockage de chaleur (cf. 3.3). La diffusion de la chaleur est donnée par :

$$V_T = -\Gamma * \nabla T + c_{p,w} * \rho_w * q * (T - T_0)$$

Où,

- $V_T [W/m^2]$  est le flux de chaleur ;
- $\Gamma [W/mK]$  est la conductivité thermique ;
- $c_{p,w} [J/kgK]$  est la chaleur spécifique de l'eau ;
- $\rho_w [kg/m^3]$  la masse volumique de l'eau ;
- $q \left[\frac{m}{s}\right]$  est la vitesse du flux d'eau ;
- $T [K]$  est la température.

On retrouve deux termes principaux dans cette expression :

- $\Gamma * \nabla T$  qui représente la diffusion de la chaleur par conduction ;
- $c_{p,w} * \rho_w * q * (T - T_0)$  qui représente la diffusion de la chaleur par convection.

L'emmagasinement de température dans le milieu est géré par l'équation suivante :

$$S_T = n * S_r * \rho_w * c_{p,w} * (T - T_0) + n * S_a * \rho_a * c_{p,a} * (T - T_0) + (1 - n) * \rho_d * c_{p,d} * (T - T_0)$$

Et dérive de l'équation de conservation de la chaleur :

$$\dot{S}_T + \operatorname{div}(V_T) - Q = 0$$

Où,

- $S_T [J/m^3]$  est la chaleur emmagasinée ;
- $n [-]$  la porosité ;
- $c_{p,a} [J/kgK]$  est la chaleur spécifique de l'air ;
- $\rho_a [kg/m^3]$  la masse volumique de l'air ;
- $c_{p,d} [J/kgK]$  est la chaleur spécifique des déchets ;
- $\rho_d [kg/m^3]$  la masse volumique des déchets ;
- $S_r [-]$  le degré de saturation en eau ;
- $S_a [-]$  le degré de saturation en air ;
- $Q [W/m^3]$  est le terme source de chaleur.

La plupart de ces paramètres sont déjà connus. Il nous reste à déterminer les chaleurs spécifiques, la conductivité thermique et le terme source de chaleur.

Pour ce faire, on utilise une variation du modèle 1D thermique proposé par Boukpeti (BOUKPETI, 2004). Le terme source de chaleur est donné par :

$$Q = \frac{\Delta Org(t)}{\Delta t} * \rho_d * Q_m$$

Où,

- $Org^{t+\Delta t} = Org^t - \theta * \frac{162}{60} * r_g * \Delta t$  est la teneur en matière organique ;
- $\rho_d$  [ $kg/m^3$ ] la masse volumique des déchets ;
- $Q_m$  [ $kJ/kg$ ] le flux par kilogramme dégradé.

On constate donc que le modèle tient compte de la cinétique de biodégradation étant donné que la chaleur générée dépend de la variation de la matière organique présente et donc de la quantité dégradée.

Afin de déterminer la conductivité du milieu, on réalise un somme pondérée de celle des déchets, de l'eau et de l'air :

$$\Gamma_t = \Gamma_w * n * S_{r,w} + \Gamma_d * (1 - n) + \Gamma_a * n * S_{r,a}$$

Et en considérant la conductivité thermique (cf. 3.3.1),  $\Gamma = \rho * c$ , on a :

$$\Gamma_t = \rho_w * c_{p,w} * n * S_{r,w} + \rho_d * c_{p,d} * (1 - n) + \rho_a * c_{p,a} * n * S_{r,a}$$

Où,

- $\rho_w$ ;  $\rho_d$ ;  $\rho_a$  [ $kg/m^3$ ] sont les masses volumiques respectivement de l'eau, des déchets et de l'air ;
- $c_{p,w}$ ;  $c_{p,d}$ ;  $c_{p,a}$  [ $J/kg*K$ ] sont les chaleurs spécifiques respectivement de l'eau, des déchets et de l'air ;
- $n$  est la porosité du milieu ;
- $S_{r,w}$ ;  $S_{r,a}$  sont les saturations du milieu respectivement en eau et en air.

Nous travaillons avec les valeurs des paramètres thermiques suivantes:

AUTEURS	PARAMÈTRES	VALEURS	UNITÉS
Yoshida & al (YOSHIDA, TANAKA, & HOZUMI, 1999)	$c_d$	1939	$\frac{J}{kg*K}$
	$\rho_d$	1000	$[kg/m^3]$
	$c_w$	4185	$\frac{J}{kg*K}$
	$\rho_w$	1000	$[kg/m^3]$
	$c_a$	1004	$\frac{J}{kg*K}$
	$\rho_a$	1.2	$[kg/m^3]$
Boukpeti (BOUKPETI, 2004)	$Q_m$	632	$[kJ/kg]$
Olivier & Gourc (OLIVIER & GOURC, 2007)	$n$	0.5	$[s^{-1}]$

TABLEAU 12 : VALEURS DES PARAMÈTRES THERMIQUES

#### 5.2.4. Modèle complet

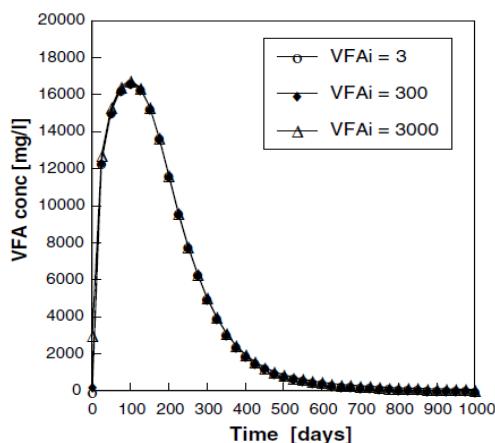
Ce modèle est donc une superposition de tous les modèles précédents.

Il nous permet de mettre en évidence la génération/dégradation des AGV et du méthane lorsqu'il y a dégradation de la matière organique ainsi que la dépendance de la réaction vis-à-vis de la teneur en eau.

A cette fin, nous utilisons les valeurs des paramètres hydrauliques, de transport, biochimiques et thermiques des modèles précédents.

Nous conservons aussi les conditions aux limites : un flux de  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$  en haut de la colonne de déchets (cf. 5.1) le drainage de l'eau et du polluant en fond de colonne.

Pour rappel, la condition initiale en termes de concentration de polluant, est une concentration homogène de polluant de  $300 \text{ g/m}^3$  d'eau sur tout le domaine. McDougall a mis en évidence la non-dépendance des résultats vis-à-vis de la concentration initiale en AGV (cf. figure 30). Dès lors, le choix de cette valeur est sans conséquence et elle est choisie de sorte à être proche des valeurs mesurées *in situ*.



**FIGURE 29 : DÉPENDANCE DU PIC DE CONCENTRATION EN AGV [ $\text{g}/\text{m}^3 \text{ d'eau}$ ] VIS-À-VIS DE LA CONDITION INITIALE SUR LA CONCENTRATION EN AGV (MCDOUGALL, 2007)**

#### Cas préliminaire

Dans un premier temps, nous travaillons avec une concentration initiale de méthane de  $0 \text{ g/m}^3$  d'eau sur tout le domaine. Cette condition est la plus proche de celle rencontrée *in situ* et semble donc satisfaisante mais lorsqu'on s'intéresse à l'équation de génération de méthane proposée par McDougall, on remarque que la concentration en méthane y joue un rôle et que fixer celle-ci à zéro revient à empêcher toute génération ultérieure. Nous avons néanmoins réalisé cette simulation afin de valider la digestion de la matière organique et la production d'AGV (comme on le verra plus tard, ajouter la génération de méthane rend les résultats beaucoup plus complexes à interpréter).

Sur base de ces éléments, nous obtenons les résultats suivants :

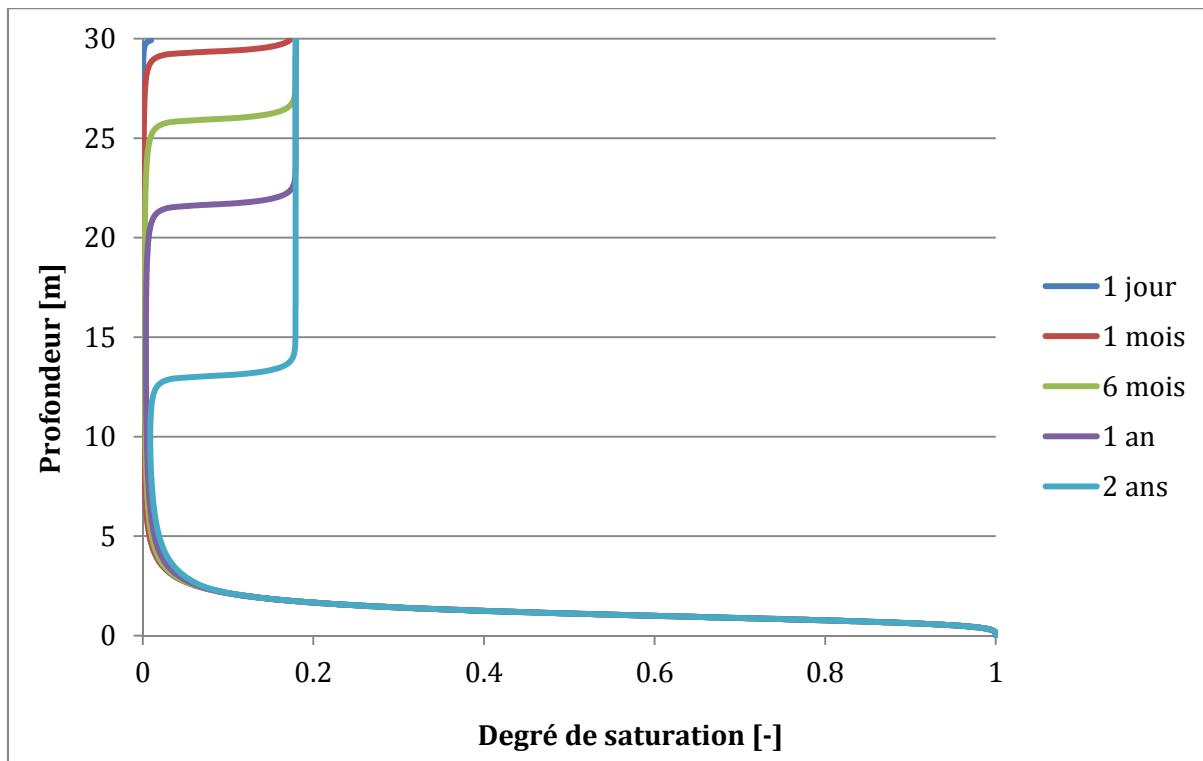


FIGURE 30 : VARIATION DU DEGRÉ DE SATURATION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS

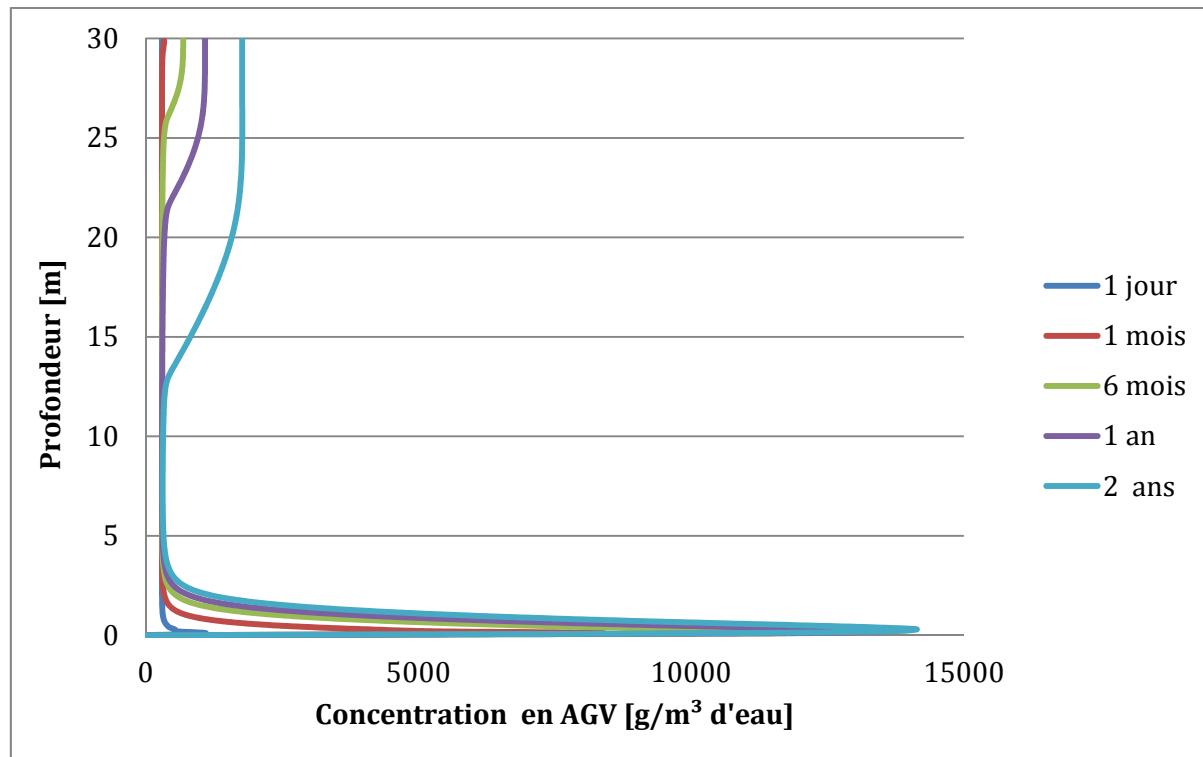
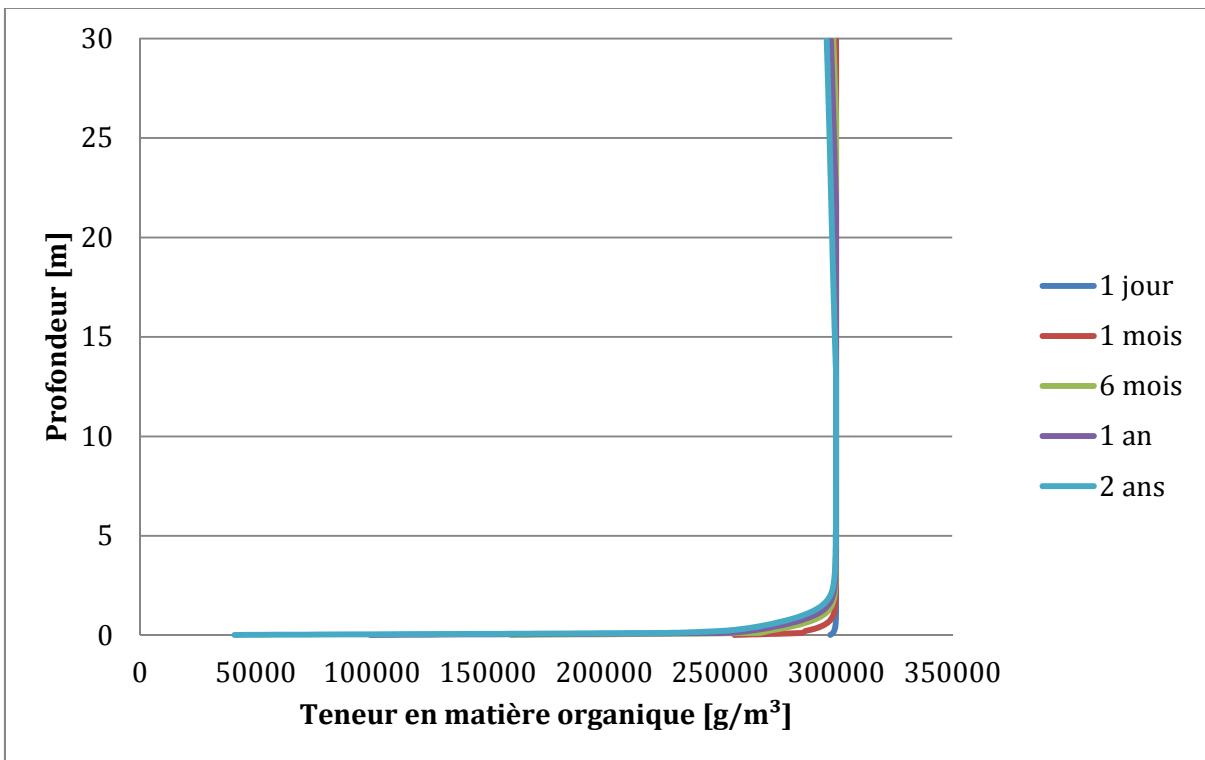


FIGURE 31 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN AGV EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS

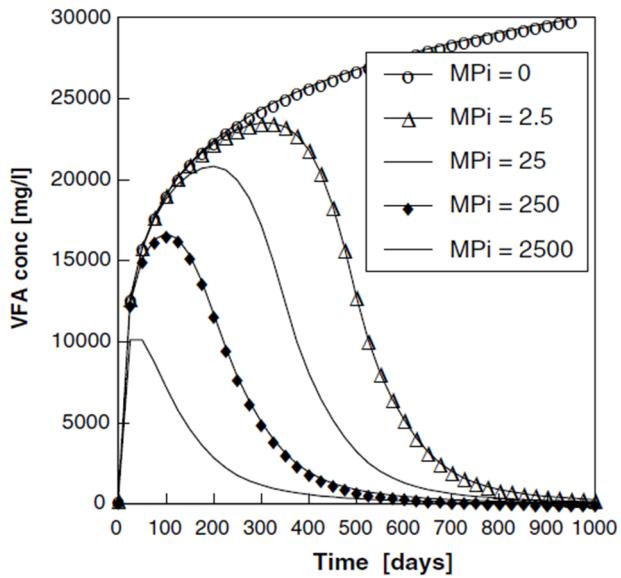


**FIGURE 32 : VARIATION DE LA TENEUR EN MATIÈRE ORGANIQUE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**

Sur base des trois graphiques ci-dessus, nous pouvons constater que le modèle est bien fonctionnel. Le premier graphique montre une saturation progressive du sol (cf. figure 30). Dans ces mêmes zones, la concentration en AGV augmente (cf. figure 31) et la teneur en matière organique diminue (cf. figure 32). Ces constatations montrent bien la dépendance du phénomène de digestion vis-à-vis de la teneur en eau. On remarque, de plus, que la réaction est beaucoup plus rapide dans les zones où la saturation est importante. Cette observation est logique vis-à-vis du terme de génération des AGV qui dépend de la teneur en eau effective. Plus celle-ci est élevée, plus le taux de génération des AGV est important et donc plus la réaction est rapide.

#### Cas de référence

Dans un second temps, on applique une concentration initiale de méthane de 2.5 g/m<sup>3</sup> d'eau sur tout le domaine. Ainsi que nous l'avons mentionné, le choix de cette concentration n'est pas anodin : une valeur initiale nulle de la concentration empêcherait toute génération ultérieure de méthane et donc le modèle de fonctionner correctement. De plus, McDougall a aussi réalisé une étude de dépendance des résultats vis-à-vis de la concentration initiale en méthane et a mis en évidence une grande variation des valeurs du pic de concentration en AGV en fonction de celle-ci (cf. figure 33).

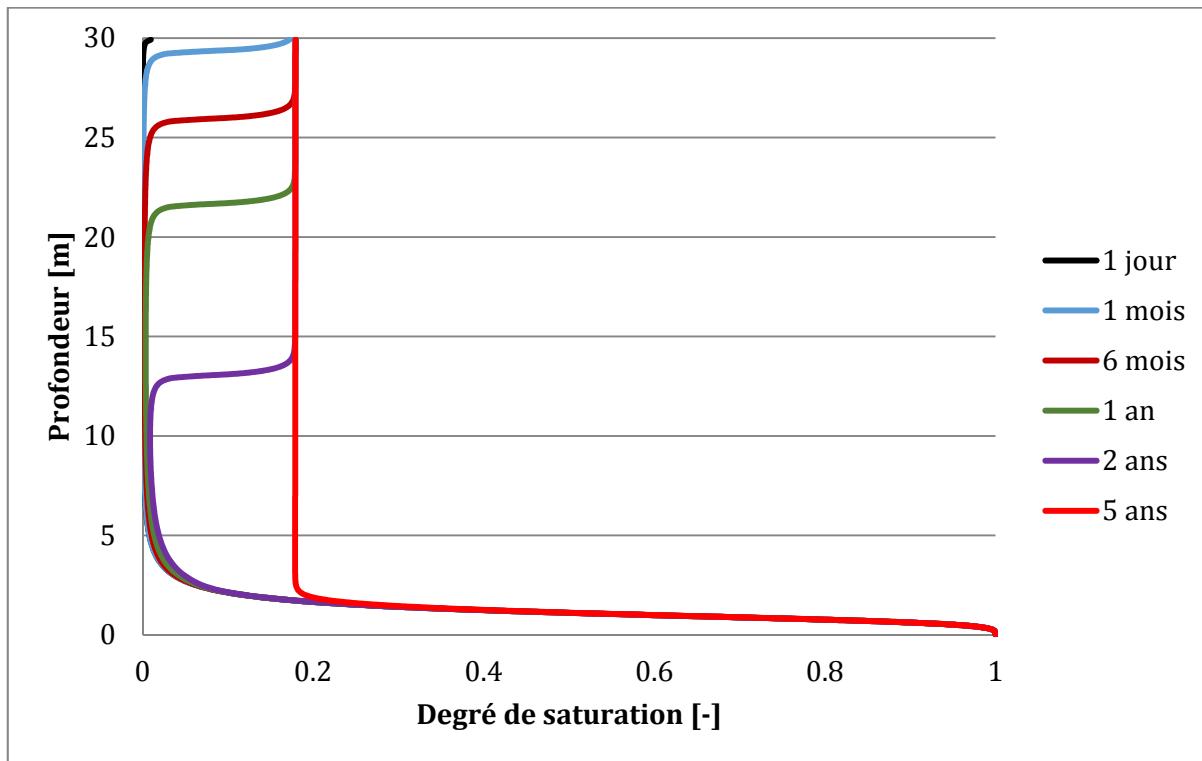


**FIGURE 33 : DÉPENDANCE DU PIC DE CONCENTRATION EN AGV EN FONCTION DE LA CONDITION INITIALE SUR LA CONCENTRATION EN MÉTHANE (MCDOUGALL, 2007)**

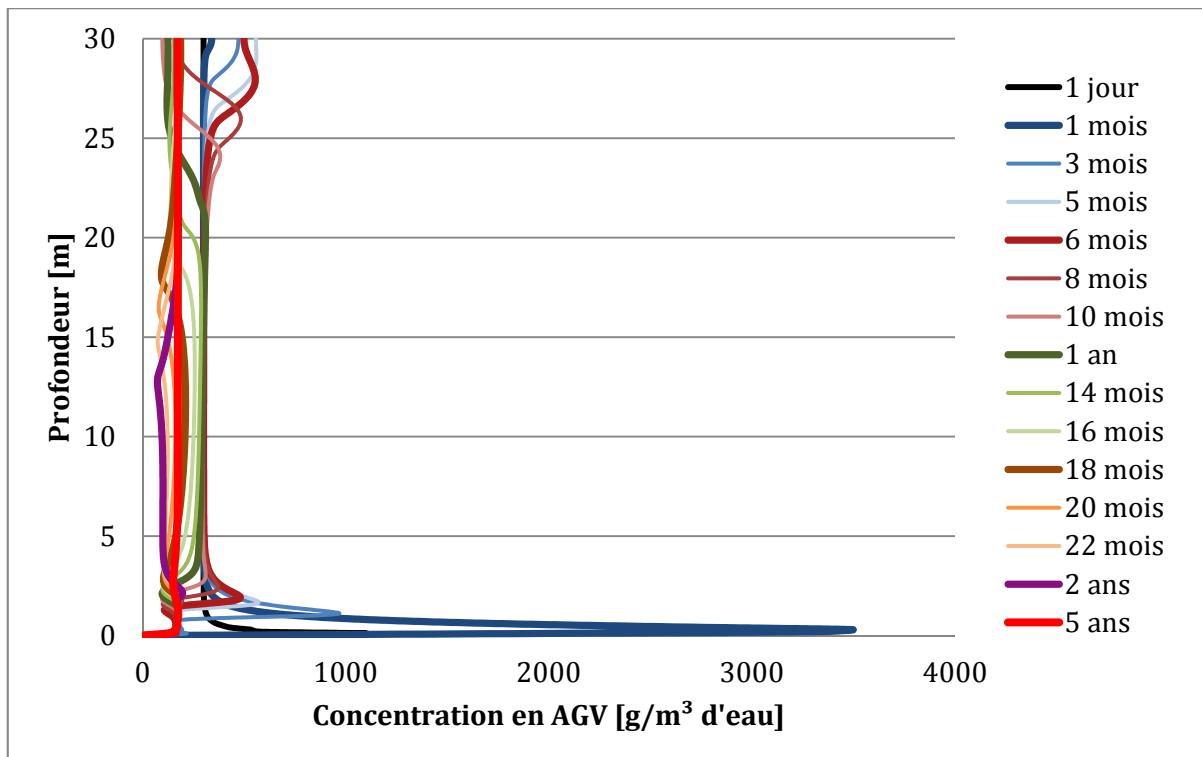
On choisit, dès lors, de travailler avec une valeur suffisamment faible pour se rapprocher de la situation *in situ* mais suffisamment grande pour permettre une évolution ultérieure de la concentration.

On s'intéresse également, dans ce second cas, à la variation de la température. Au niveau de la simulation, on fixe la température en tête de colonne, c'est-à-dire à l'interface avec la surface, à 20°C.

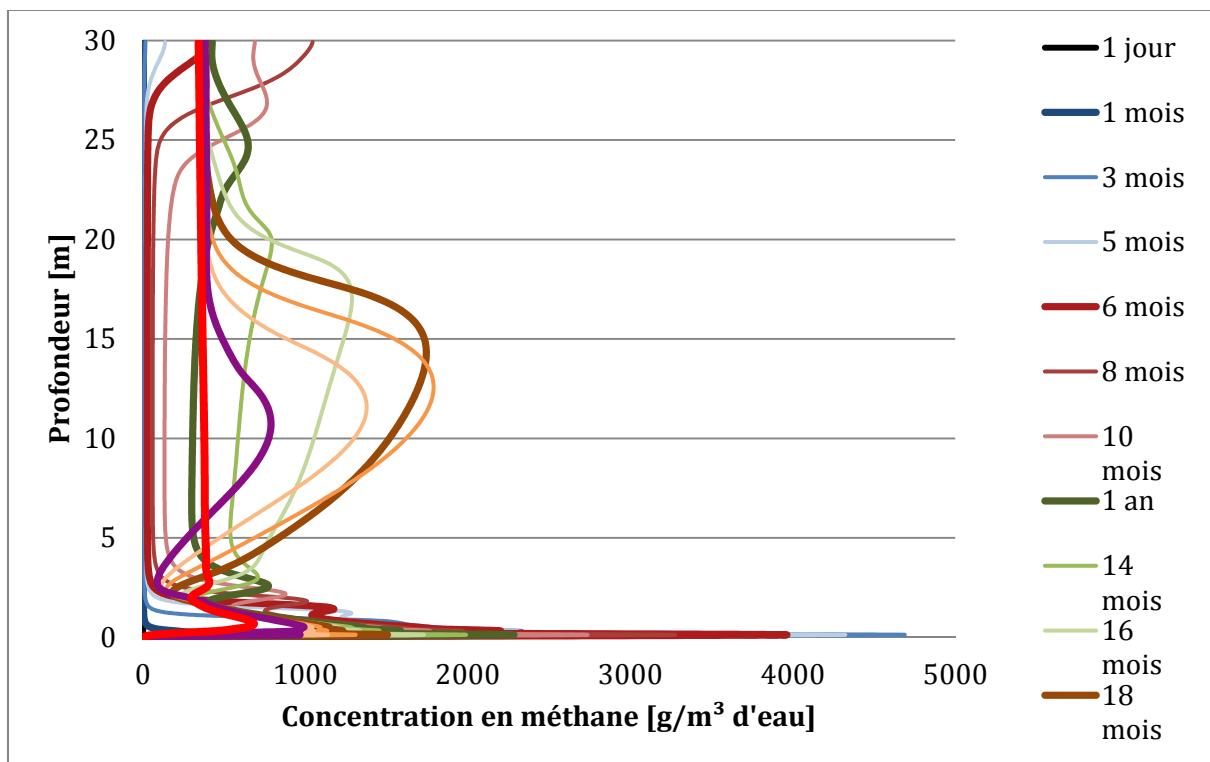
Les autres conditions sont les mêmes que précédemment et on obtient les résultats ci-dessous :



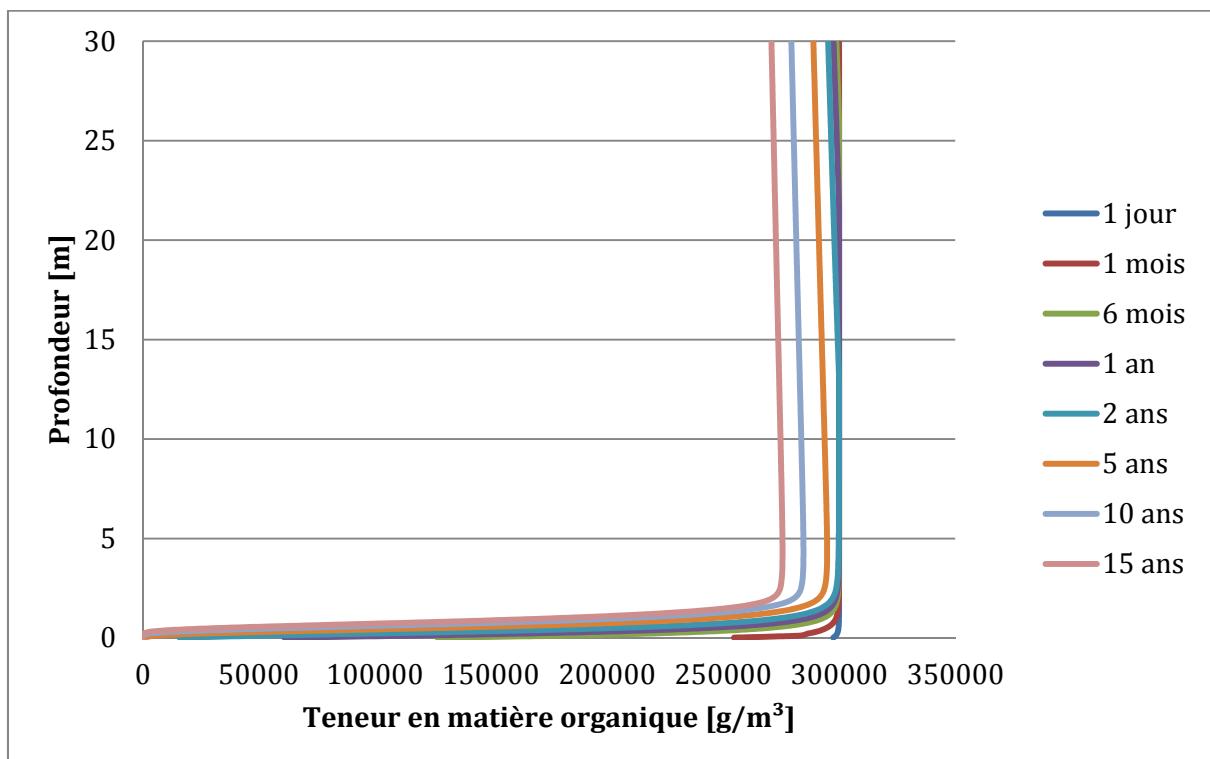
**FIGURE 34 : VARIATION DU DEGRÉ DE SATURATION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**



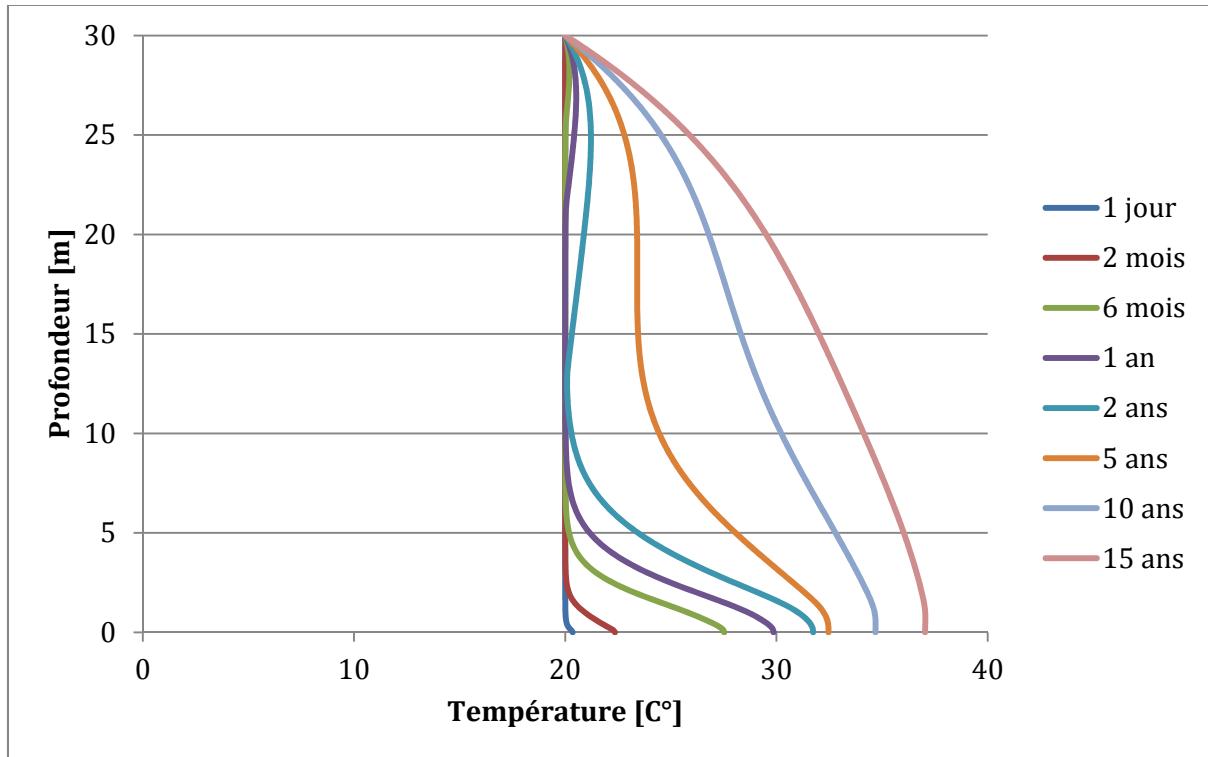
**FIGURE 35 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN AGV EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**



**FIGURE 36 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN MÉTHANE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**



**FIGURE 37 : VARIATION DE LA TENEUR EN MATIÈRE ORGANIQUE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**



**FIGURE 38 : ÉVOLUTION DE LA TEMPÉRATURE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS**

Nous avons pris le parti d'afficher un nombre important de pas de temps afin d'observer une certaine continuité dans la variation des valeurs sans quoi la compréhension du comportement s'avère compliquée.

Comme précédemment, le premier graphique montre la saturation progressive du milieu.

Le second graphique illustre la variation de la concentration en AGV. Il est assez complexe à interpréter. Afin de bien comprendre le phénomène nous nous intéressons à différents points précis du domaine.

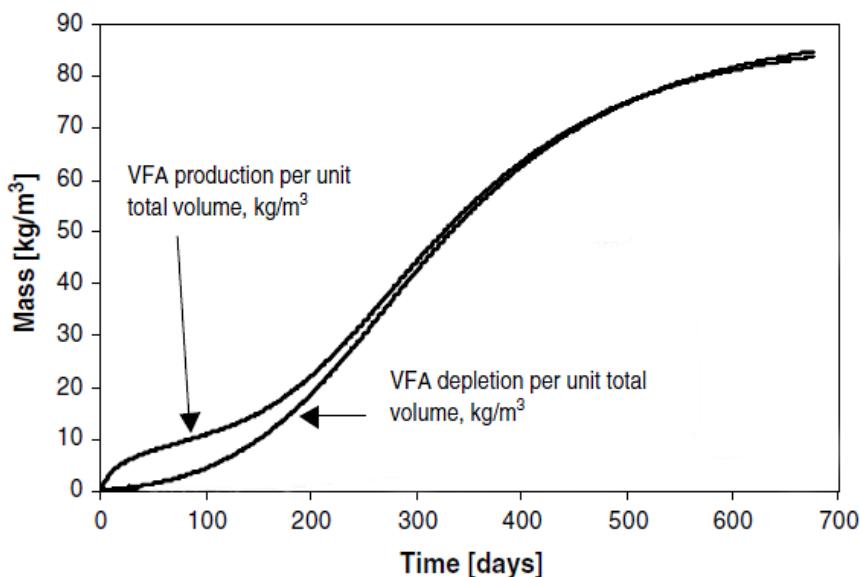
Commençons par le sommet de la colonne. Pendant les cinq premiers mois, la concentration augmente (cf. figure 35). Ceci est logique car après 1 mois cette zone est saturée (cf. figure 34) et la réaction peut y prendre place. Après 5 mois, la concentration commence à diminuer ce qui s'explique comme suit. Lorsque les concentrations en méthane (cf. figure 36) et en AGV (cf. figure 35) sont importantes, le terme de génération du méthane,  $r_k$ , est très important. Le terme de dégradation des AGV,  $r_h$ , étant directement proportionnel à celui de génération du méthane (cf. 5.2), il devient également très important, au point qu'il devient plus important que le terme de génération des AGV. On obtient, par conséquent, un bilan global de génération dégradation [ $r_g - r_h$ ] négatif entraînant une diminution de la concentration.

On s'intéresse, ensuite, au milieu de la colonne. Initialement, le milieu est désaturé (cf. figure 34). Il y a une diminution de la concentration en AGV (cf. figure 35). En effet, le terme de génération des AGV est nul car il est dépendant de la teneur en eau mais le terme de génération de méthane (et donc de dégradation des AGV) n'est, par contre, pas nul car il est indépendant de la teneur en eau. Lorsque le front de saturation atteint ce point, la concentration en AGV est faible mais la

concentration en méthane est importante (cf. figure 36) et le terme  $r_g$  reste plus faible que le terme  $r_h$  ; la concentration en AGV continue de diminuer mais faiblement.

Dans le bas de la colonne, le milieu est fortement saturé (cf. figure 34) et la réaction de production des AGV est rapide et intense amenant à un pic de concentration important (cf. figure 35). Cette réaction rapide entraîne également une diminution importante de la matière organique présente dans le milieu (cf. figure 37) ce qui, à travers le terme de « digestibilité » induit une diminution du terme de génération des AGV. De plus, comme pour le sommet de la colonne, le terme de production de méthane et donc de dégradation des AGV devient très important amenant à un bilan très négatif et à une diminution rapide de la concentration en AGV.

Ce comportement de balancier entre les concentrations en AGV et en méthane se poursuit jusqu'à obtention d'un équilibre - comme visible sur la courbe à 5 ans - qui se maintiendra jusqu'à consommation de l'entièreté de la matière organique. L'obtention d'un équilibre est confirmée par McDougall (MCDOUGALL, 2007) qui présente un graphique des taux de génération et de dégradation des AGV (figure 40). Sur ce graphique, on peut observer que le taux de dégradation tend vers le taux de génération et donc que la concentration en AGV ne varie plus.



**FIGURE 39 : TAUX DE GÉNÉRATION ET DE DÉGRADATION DES AGV (MCDOUGALL, 2007)**

Parallèlement, nous observons une diminution de la teneur en matière organique (cf. figure 37). Celle-ci est beaucoup plus importante dans le fond de la colonne où la saturation est importante et donc, la réaction très rapide.

Sur le dernier graphique (cf. figure 38), nous constatons une augmentation plus importante de la température dans le fond de la colonne, ce qui est logique en regard de l'équation du flux de chaleur et de la variation de la matière organique (cf. figure 37). Cette zone est plus saturée et la réaction de dégradation y est plus rapide, ce qui mène à une production importante de température à cet endroit. Nous remarquons aussi que le pic qui se crée dans le fond de la colonne s'étale progressivement sous l'effet de la diffusion thermique dans le milieu.

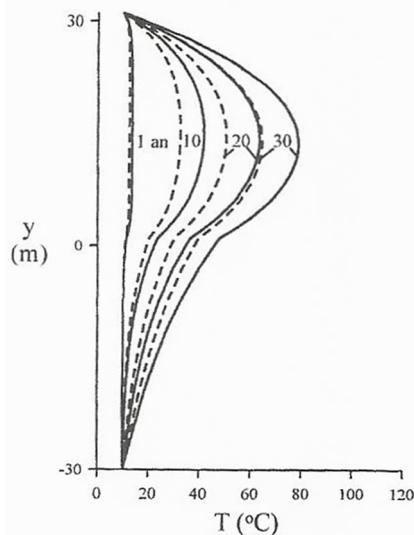
Finalement, la différence, à priori, faible entre l'augmentation de chaleur en fond de colonne et celle dans la zone saturée – alors que la différence en termes de matière organique dégradée est énorme (cf. figure 37) – est liée à la quantité de chaleur stockée dans le milieu. Si l'on s'intéresse aux valeurs des chaleurs spécifiques, nous remarquons que celle de l'eau est au moins deux fois plus importante que celles des autres. C'est donc l'eau qui va « absorber » le plus de chaleur, jouant ainsi le rôle principal dans le stockage de la chaleur dans le milieu. Or, en fond de colonne, le milieu est beaucoup plus saturé que partout ailleurs (cf. figure 34), la teneur en eau y est donc plus importante et plus de chaleur peut donc être stockée à cet endroit.

Nous allons, à présent, comparer l'ordre de grandeur de nos résultats avec ceux proposés par les auteurs des différents modèles que nous avons adaptés afin d'en vérifier la cohérence.

McDougall observe, pour une concentration initiale en méthane de 2.5 [g/m<sup>3</sup> d'eau] un pic maximum de concentration en AGV de l'ordre de 20000 [g/m<sup>3</sup>d'eau] (cf. figure 33). Nous observons un pic maximum de l'ordre de 3500 [g/m<sup>3</sup>d'eau] ce qui pourrait sembler fort différent. En réalité, le modèle de McDougall ne dépend pas de l'espace mais uniquement du temps et il n'y a donc pas de variation spatiale de la concentration. De plus, notre condition aux limites dans le fond de la colonne lessive une partie des AGV limitant leur accumulation ce qui n'est pas le cas du modèle de McDougall.

En terme de consommation de la matière organique, McDougall obtient une consommation maximale de de matière organique de 250 [kg/m<sup>3</sup>] après 2 ans ce qui est fort proche de ce que nous obtenons en bas de colonne (cf. figure 37 et figure 32 ; surtout visible sur la figure 32).

Au niveau de la température, nous observons un maximum de température de l'ordre de 37°C après 15 ans ce qui est du même ordre de grandeur que les valeurs obtenue par Boukpeti (BOUKPETI, 2004) :



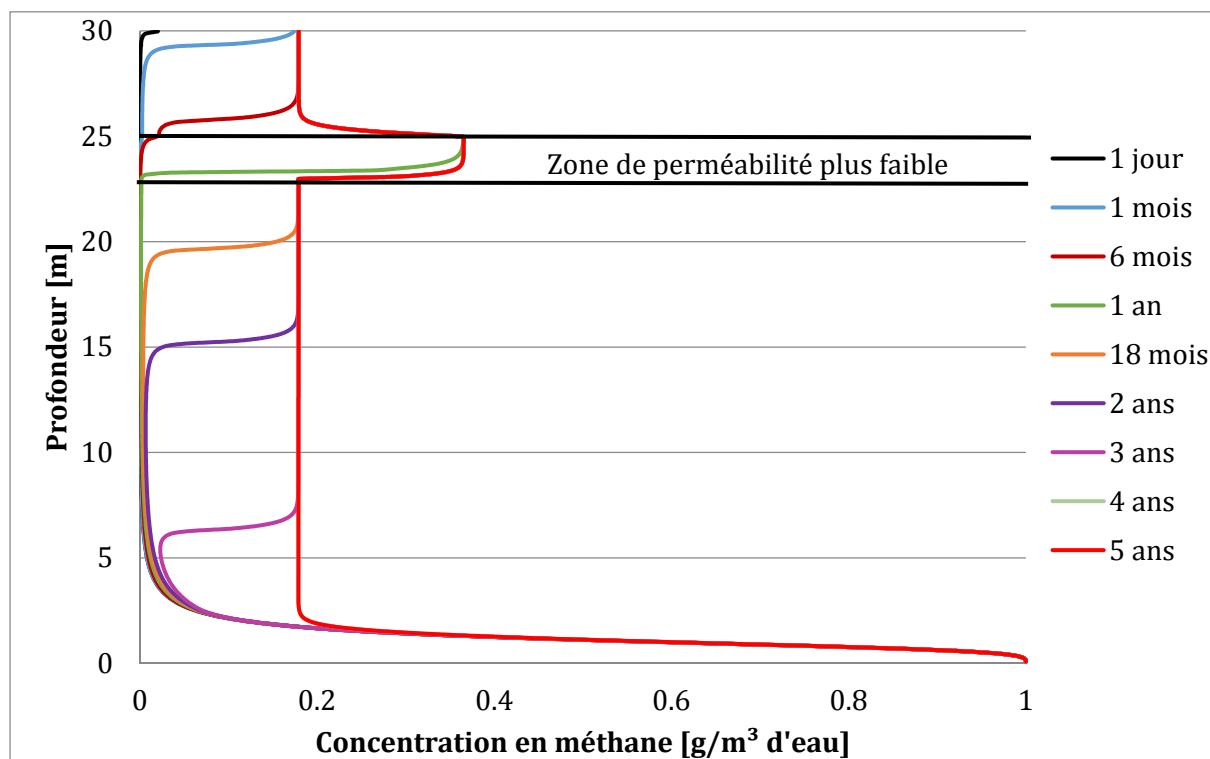
**FIGURE 40 : PROFILS DE TEMPÉRATURE DANS UN CET OBTENU PAR BOUKPETI (BOUKPETI, 2004)**

$$(\text{COURBE NOIRE } C_p = 1939 \left[ \frac{J}{kgK} \right]; \text{ COURBE POINTILÉE } C_p = 2908.5 \left[ \frac{J}{kgK} \right])$$

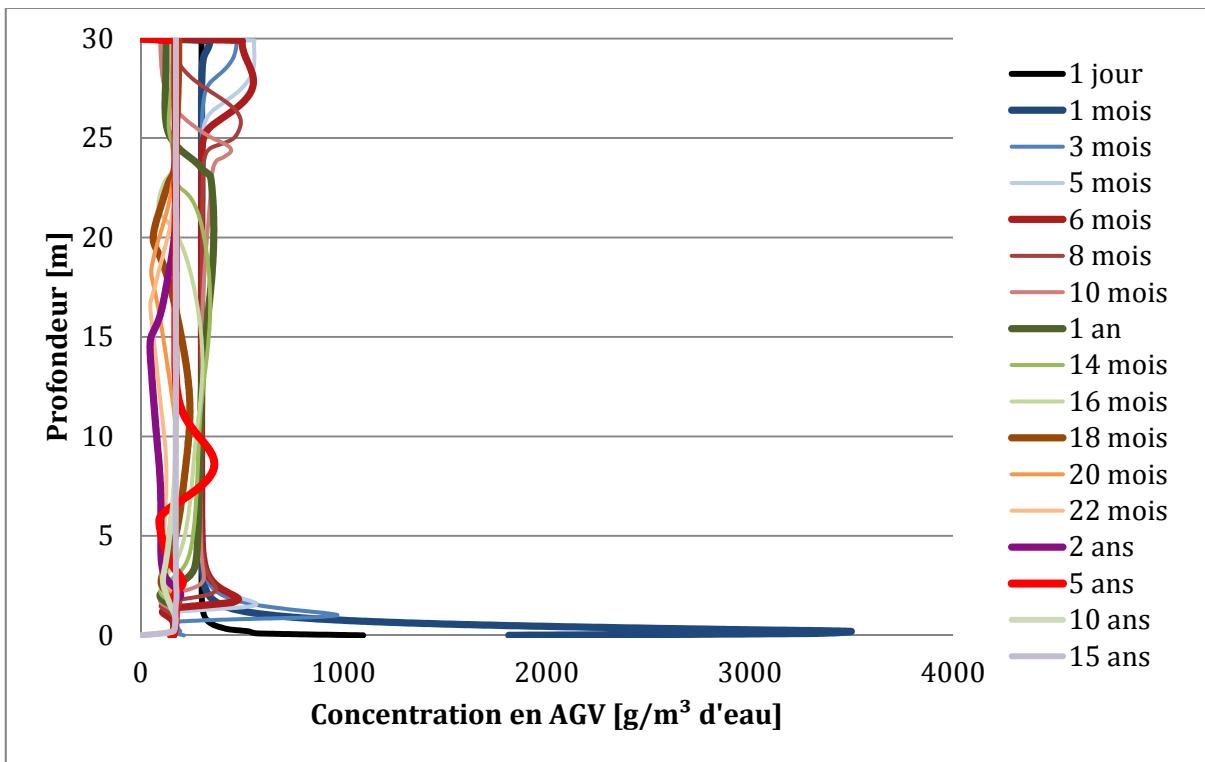
### Simulation avec une zone de perméabilité variable

Comme nous l'avions fait pour le modèle hydraulique, nous réalisons une simulation avec une zone de perméabilité plus faible. Nous souhaitons utiliser cette simulation pour mettre en évidence l'importance de la teneur en eau sur la vitesse de la réaction de digestion. En effet, cette configuration engendre une saturation importante dans la zone de perméabilité plus faible, à  $10^{-6}m/s$  (entre 25 et 23 m), qui devrait donc s'accompagner d'une réaction rapide et d'une consommation importante de matière organique.

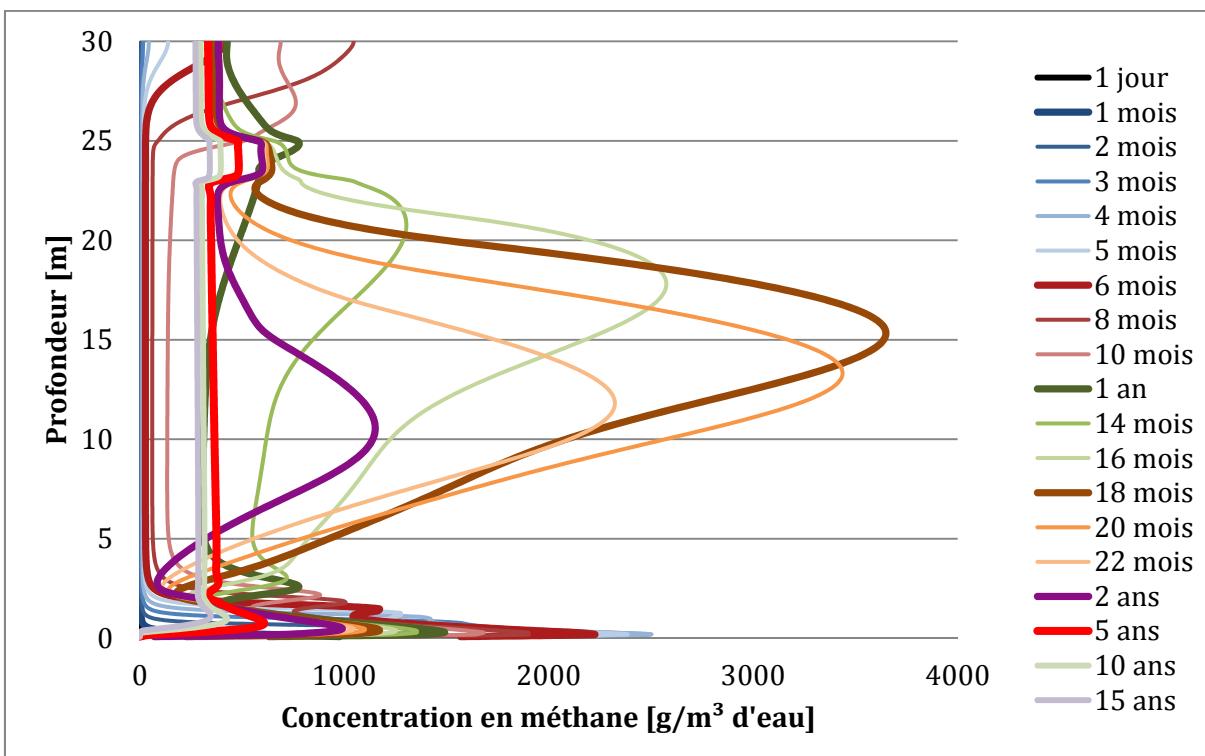
En utilisant exactement les mêmes conditions que précédemment, nous obtenons :



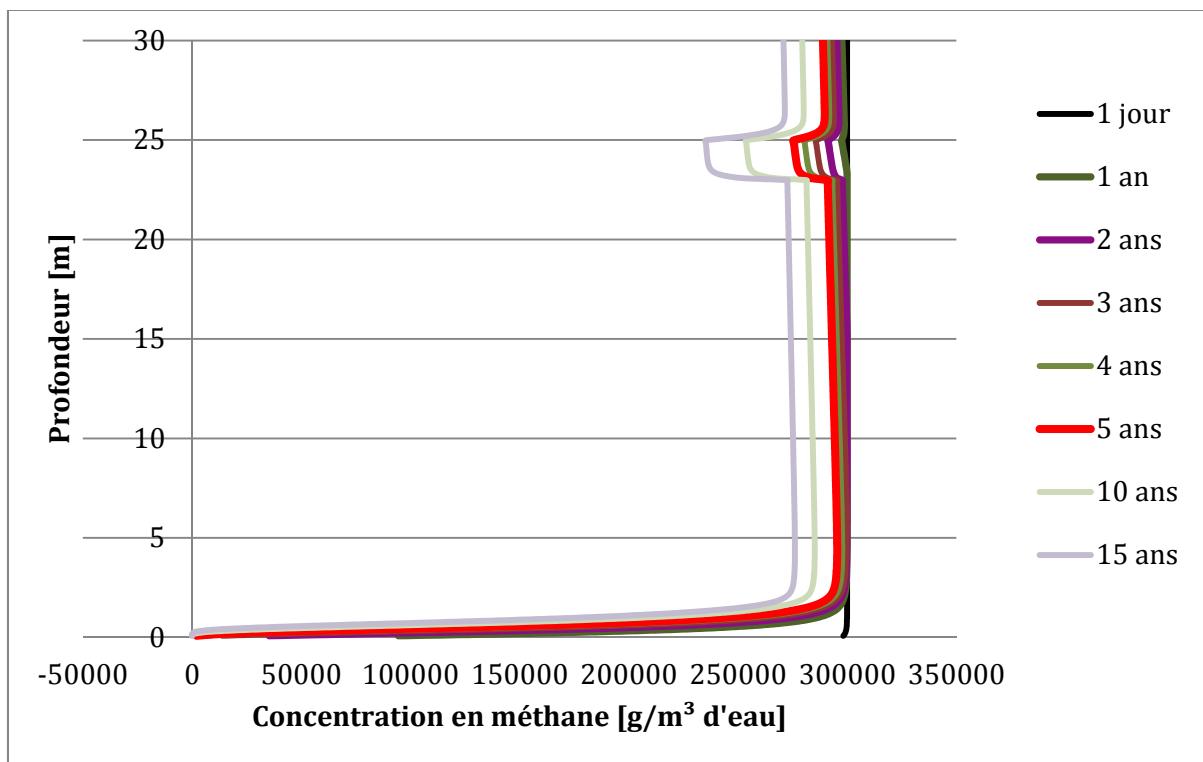
**FIGURE 41 : VARIATION DE LA SATURATION EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS - ZONE DE PERMÉABILITÉ PLUS FAIBLE À  $10^{-6}m/s$ .**



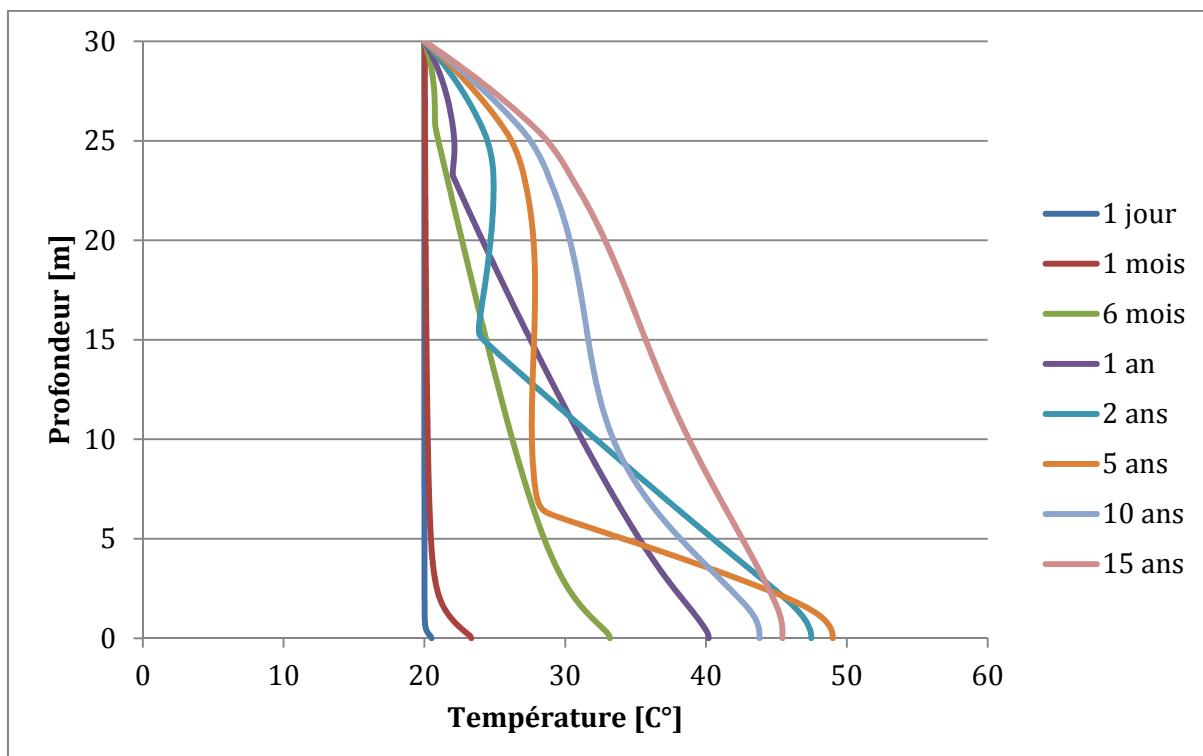
**FIGURE 42 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN AGV ET FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS – ZONE DE PERMÉABILITÉ PLUS FAIBLE À  $10^{-6} \text{m/s}$ .**



**FIGURE 43 : VARIATION DE LA CONCENTRATION EN MÉTHANE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS – ZONE DE PERMÉABILITÉ VARIABLE À  $10^{-6} \text{m/s}$ .**



**FIGURE 44 : VARIATION DE LA TENEUR EN MATIÈRE ORGANIQUE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS – ZONE DE PERMÉABILITÉ PLUS FAIBLE À  $10^{-6} \text{ m/s}$ .**



**FIGURE 45 : EVOLUTION DE LA TEMPÉRATURE DANS LE MILIEU EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS – ZONE DE PERMÉABILITÉ VARIABLE À  $10^{-6} \text{ m/s}$ .**

Le premier graphique est similaire à celui présenté au point 5.1.

Le second graphique (cf. figure 42) présente la variation de la concentration en AGV. Le comportement est fort similaire à celui observé dans le cas de référence.

Notons, toutefois, que le comportement diffère de ce que l'on pourrait intuitivement attendre. En effet, comme nous l'avons montré juste avant, la teneur en eau est un facteur prédominant de la vitesse de réaction et la zone de perméabilité plus faible atteint un degré de saturation supérieur au reste du domaine. La réaction y est donc plus rapide et on pourrait s'attendre à voir apparaître un pic de concentration en AGV dans cette zone.

Cependant, toute augmentation importante de la concentration en AGV est contrebalancée par une production importante de méthane et donc une consommation importante d'AGV.

Ensuite, la concentration en AGV est soumise à des phénomènes de transport qui tendent à la répartir sur le domaine. Pour ces raisons, nous n'observons pas de pic de concentration dans la zone considérée.

Le troisième graphique (cf. figure 43) est plus intéressant. Le comportement y est, à nouveau, similaire à celui observé au cas précédent mais on observe une concentration importante en milieu de colonne qu'un léger pic de concentration dans la zone de perméabilité faible.

La zone de perméabilité faible est accompagnée d'une génération importante d'AGV y créant un pic « virtuel ». Celui-ci est déplacé par convection dans la direction du flux, c'est-à-dire vers le milieu de la colonne. De plus, la diffusion/dispersion du pic d'AGV présent dans le fond du domaine amène encore plus d'AGV vers le milieu de la colonne. Là, ces AGV sont consommés et entraînent une production importante de méthane.

Le pic de concentration dans la zone de perméabilité reste faible car, paradoxalement, on y retrouve peu d'AGV, ceux-ci étant transporté dans les autres zones du domaine.

Le graphique de la teneur en matière organique (cf. figure 44) est très parlant. En effet, la zone de faible perméabilité présente une saturation supérieure au reste du domaine. Nous pouvons observer une consommation plus importante de matière organique dans cette zone, prouvant, à nouveau, la dépendance de la vitesse de réaction vis-à-vis de la teneur en eau.

Le dernier graphique (cf. figure 45), présente l'évolution de la température dans le domaine.

Jusqu'à 6 mois, on observe une augmentation assez importante de la température dans le fond du domaine là où la réaction est rapide et une faible augmentation en tête de colonne dans la zone précédant la zone de perméabilité faible (entre 25 et 30 m). Nous observons également que la température diffuse dans le milieu comme le prouve bien l'augmentation de température dans les zones qui n'ont pas encore été atteinte pas le front de saturation et dans lesquelles il n'y a donc pas de réaction.

A partir de 1 an, la zone de perméabilité variable commence à se saturer et une réaction rapide de dégradation y prend place. On observe un début de pic de température dans cette zone et on observe toujours l'augmentation importante de température dans le fond et la diffusion de celle-ci.

Le comportement de 2 à 5 ans est similaire à celui observé après 1 an et un pic assez important est observé dans la zone de perméabilité faible. A titre de comparaison, la température y vaut 27°C après 5 ans là où elle ne dépasse pas, en ce point, 28°C après 15 ans dans le cas de référence (cf. figure 38). La réaction est donc bien plus rapide et on atteint plus rapidement des températures importantes.

Le comportement après 10 ans est majoritairement similaire si ce n'est dans le fond de la colonne. En effet, à cet instant, la presque intégralité de la matière organique à cet endroit est dégradée. La réaction devient donc très lente et presqu'aucune chaleur n'y est plus produite. On observe même une diminution de la température liée à la diffusion de celle-ci dans le milieu.

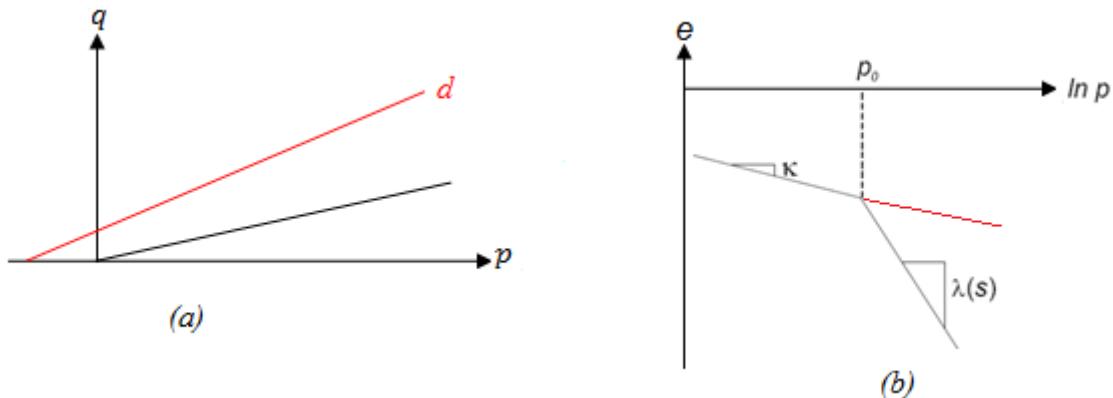
Le comportement après 15 ans est tout à fait analogue. Nous remarquons toutefois une légère augmentation en fond de colonne vraisemblablement liée à la diffusion de la chaleur produite dans la zone de perméabilité faible.

### 5.3.Modèle final et prise en compte de la mécanique

La loi mécanique utilisée est un modèle Camclay modifié qui permet de tenir compte de l'influence de la dégradation de la matière organique. Pour rappel (voir note de cours de mécanique des sols et des roches (COLLIN F. )) le modèle Camclay modifié est un critère de plasticité qui permet de tenir compte des conditions œdométriques. En effet, les autres modèles conviennent très bien pour les conditions triaxiales mais sont insuffisants pour caractériser le comportement à l'œdomètre des matériaux. En effet, en zone élastique, l'équation caractérisant la courbe œdométrique dans le plan ( $p, q$ ) est :

$$\frac{dp}{dq} = \frac{(1 + \nu)}{3(1 - 2\nu)}$$

Il s'agit de l'équation d'une droite et celle-ci ne croise jamais la limite d'entrée en plasticité,  $d$ , comme schématisé sur le figure 46 à gauche. Cela revient à considérer le matériau comme ayant un comportement indéfiniment élastique et se traduit dans les axes ( $e, \ln p$ ) par une droite indéfiniment de pente  $\kappa$  ne bifurquant jamais vers la droite de pente  $\lambda$  (figure 46 à droite). Ce comportement n'est bien évidemment pas acceptable.



**FIGURE 46 : COMPORTEMENT ŒDOMÉTRIQUE DANS UN CRITÈRE DE PLASTICITÉ CLASSIQUE DE TYPE MOHR-COULOMB**

De plus, les lois précédentes sont incapables de représenter l'*état critique* du matériau, c'est-à-dire celui pour lequel le matériau cesse d'être contractant ou dilatant.

L'essai à la base du modèle Camclay est un essai proportionnel qui consiste à faire augmenter la contrainte moyenne et la contrainte déviatorique dans un même rapport constant :

$$\frac{p}{q} = \eta$$

On définit alors la *dilatance du matériau* au moyen de la relation suivante :

$$d = \frac{d\varepsilon_v^p}{d\varepsilon_d^p} = M - \eta$$

Par convention, si la dilatance est positive, le comportement du matériau est contractant sinon il est dilatant. Dans le cas particulier où la dilatance est nulle, il y a stabilisation de la déformation volumique et on atteint l'état critique.

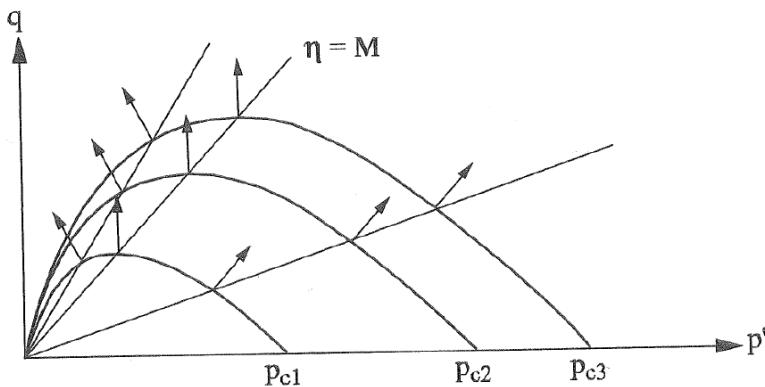
C'est pour ces raisons que l'on utilise le modèle Camclay dont la surface de plasticité est définie par :

$$f = q - Mp \cdot \ln\left(\frac{p}{p_0}\right)$$

Où

- $q$  est la contrainte déviatorique ;
- $M$  est la pente de la droite d'état critique ;
- $p$  est la contrainte moyenne ;
- $p_0$  est la contrainte de préconsolidation.

On obtient la surface de plasticité suivante :



**FIGURE 47 : SURFACE DE PLASTICITÉ POUR DIFFÉRENTES CONTRAINTES DE PRÉCONSOLIDATION – MODÈLE CAMCLAY**

Le modèle Camclay présente cependant certains problèmes et c'est pourquoi on utilise un modèle plus subtil appelé modèle de Camclay modifié. Celui règle un problème de compatibilité du modèle de Camclay. En effet, la normale locale à la courbe de plasticité est proportionnelle à l'incrément de déformation plastique,  $d\varepsilon^p$ . Or dans le plan  $(p, q)$  on a :

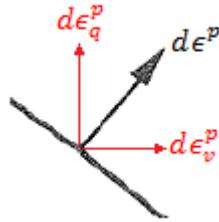


FIGURE 48 : COMPOSANTES DE L'INCRÉMENT DE DÉFORMATION PLASTIQUE DANS LE PLAN ( $p, q$ ).

Lorsqu'on se situe en  $q = 0$ , il ne peut y avoir aucune déformation déviatorique et  $d\epsilon_q^p = 0$ . Il faut donc qu'au point où la courbe coupe l'axe  $p$ , c'est-à-dire en  $p = p_0$ , la normale à la courbe soit parallèle à l'axe  $p$ . Ce qui n'est manifestement pas le cas (cf. figure 47). On obtient alors :

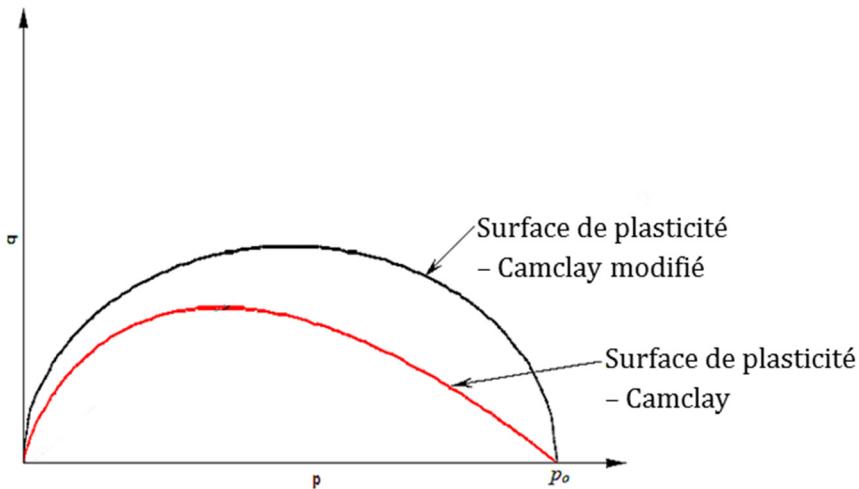


FIGURE 49 : SURFACE DE PLASTICITÉ - CAMCLAY MODIFIÉ

Dans le cadre de l'essai œdométrique, on peut exprimer les incrément de déformation comme suit :

- Pour la phase élastique :

$$de^e = -\kappa \cdot \frac{dp}{p} \Leftrightarrow d\epsilon_v^e = -\frac{de^e}{1+e} = \frac{\kappa}{1+e} \cdot \frac{dp}{p}$$

- Pour la phase élastoplastique :

$$de^{ep} = -\lambda \cdot \frac{dp}{p} \Leftrightarrow d\epsilon_v^{ep} = -\frac{de^{ep}}{1+e} = \frac{\lambda}{1+e} \cdot \frac{dp}{p}$$

Et donc l'incrément de déformation volumique plastique vaut :

$$d\epsilon_v^p = d\epsilon_v^{ep} - d\epsilon_v^e = \frac{\lambda - \kappa}{1+e} \cdot \frac{dp}{p} \Leftrightarrow \dot{\epsilon}_v^p = \frac{\lambda - \kappa}{(1+e) \cdot p} \dot{p}$$

Et l'évolution de  $p_0$  suit une loi d'écrouissage de type :

$$\dot{p}_0 = \frac{1+e}{\lambda - \kappa} \cdot p_0 \dot{\epsilon}_v^p$$

Dans notre cas, ce modèle est de plus modifié pour tenir compte des effets de la dégradation sur les propriétés mécaniques du matériau. Cela se fait par l'intermédiaire d'un terme de « concentration » qui tient compte du rapport entre la teneur en matière organique à l'instant  $t$  et la teneur en matière organique initiale. La diminution de la teneur en matière organique induit un adoucissement biochimique. Afin de rester dans le même état, le milieu subit alors un écrouissage mécanique qui a pour effet d'induire une compaction du matériau et donc des déformations plus importantes que dans le cas d'un modèle élasto-plastique (LIU, et al., 2005).

On utilise le set de paramètres ci-dessous. Les valeurs des paramètres proposées par Belmans (BELMANS, 2005) ont été déterminées afin de coller au comportement du modèle de Sowers (cf. 4.1.1) .

AUTEURS	PARAMÈTRES	VALEURS	UNITÉS
(BELMANS, 2005)	$\lambda$	0.0648	[−]
	$\kappa$	0.00792	[−]
	$a$	3.45	[−]
-	$OCR = \frac{p_0}{p}$	1.001	[−]
(OLIVIER F., 2003)	$\rho$	1000	[kg/m <sup>3</sup> ]

TABLEAU 13 : VALEURS DES PARAMÈTRES DE LA LOI MÉCANIQUE

Le paramètre OCR qui désigne l' « Over Consolidation Ratio » devrait valoir 1 afin de signifier que la contrainte moyenne est égale à la contrainte de préconsolidation mais cela pose des problèmes de convergence. Il est donc pris juste supérieur à 1.

Nous commençons par appliquer les résultats à notre domaine 1D. Les déplacements horizontaux et les déplacements verticaux en fond de colonne sont empêchés. Nous appliquons également les contraintes initiales suivantes :

$$\sigma' = \sigma - S_{r,w} * p_w + (1 - S_{r,w}) * p_a$$

Dans notre cas, le milieu est initialement totalement désaturé et la pression d'air dans le milieu est contrebalancée par la pression atmosphérique. Nous appliquons donc une charge répartie en tête afin d'appliquer la pression atmosphérique au domaine et l'expression devient

$$\sigma' = \sigma$$

Avec

$$\sigma = \rho * g * z$$

Où

$$\rho = \rho_d * (1 - n) + n * S_{r,w} * \rho_w + n * (1 - S_{r,w}) * \rho_a$$

Dans ces conditions, nous obtenons les résultats suivants :

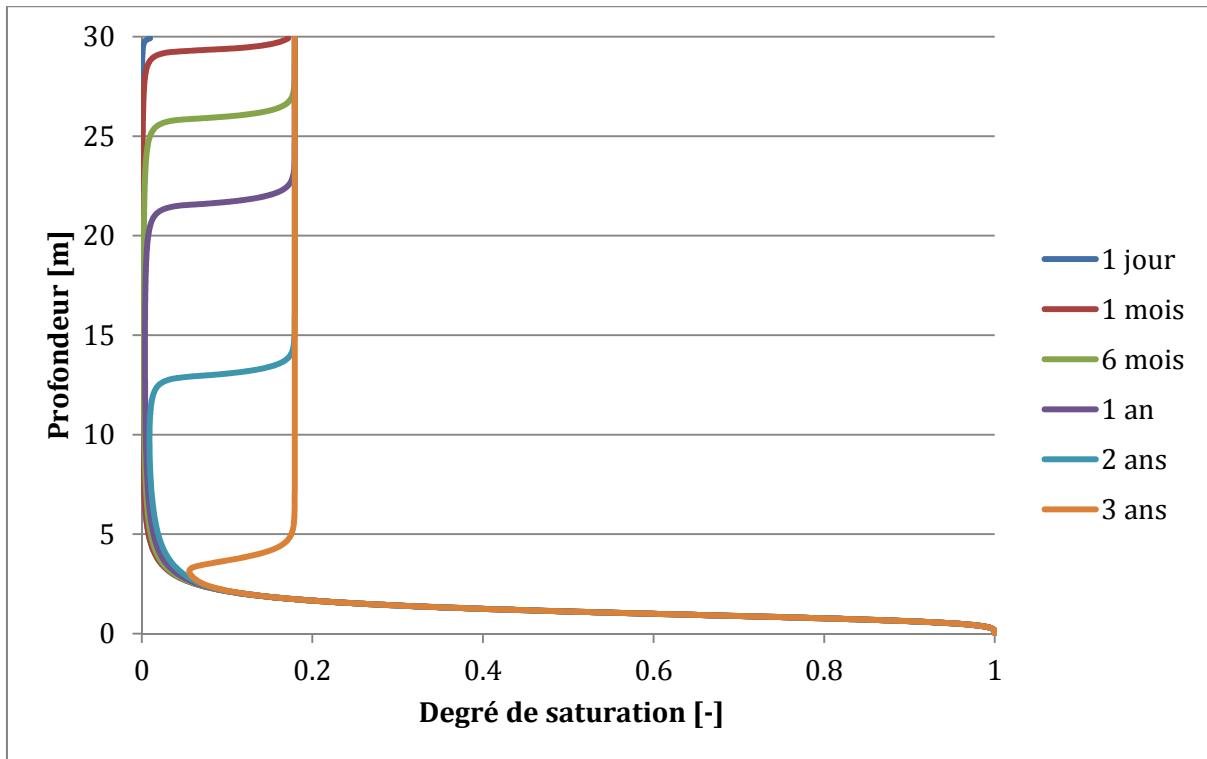


FIGURE 50 : EVOLUTION DU DEGRÉ DE SATURATION EN FONCTION DU TEMPS

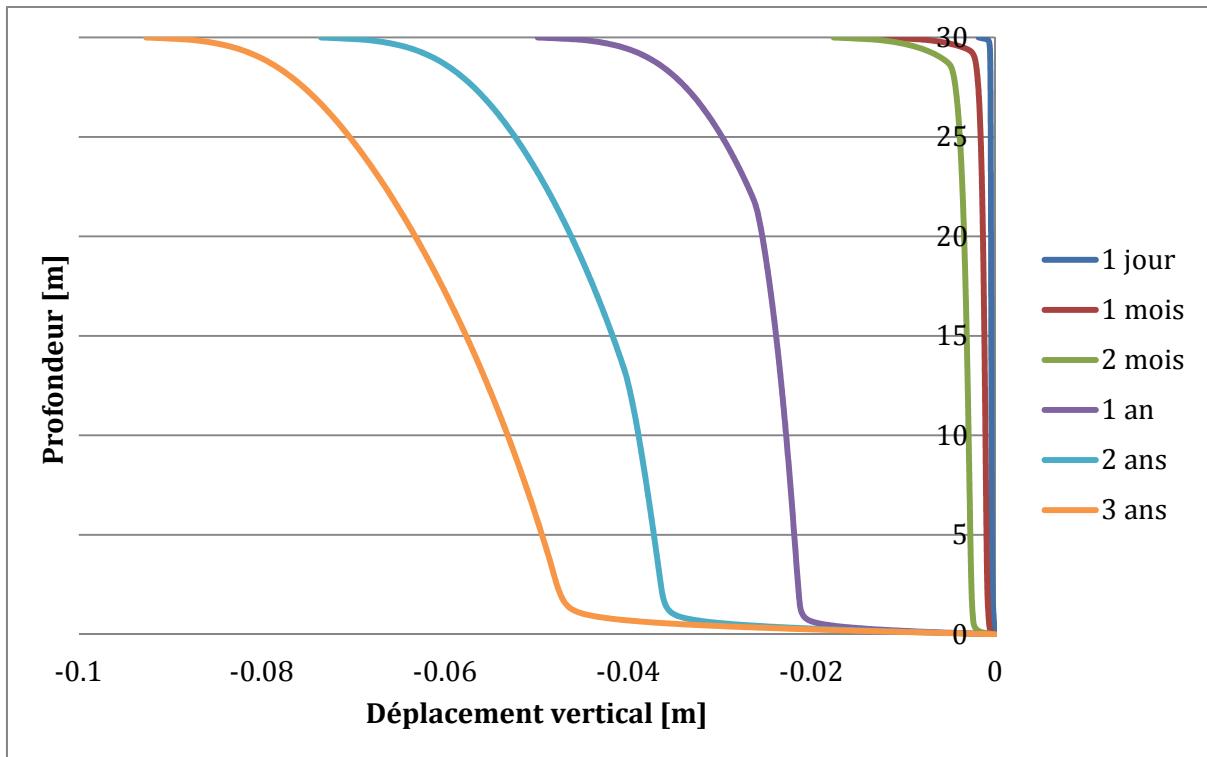


FIGURE 51 : DÉPLACEMENT VERTICALE EN FONCTION DE LA PROFONDEUR ET DU TEMPS

On peut observer un accroissement non-linéaire des déplacements dans la zone où le milieu est saturé témoignant bien de l'effet de la dégradation. En effet, comme nous l'avons expliqué, l'adoucissement-écrouissage prenant place dans les zones où la biodégradation se produit induit une compaction et donc une augmentation des tassements.

Nous comparons ensuite les résultats à ceux obtenus à l'aide d'une loi élasto-plastique classique. Pour ce faire, on calcule le module de Young correspondant aux paramètres précédents :

$$E = K * 3 (1 - 2 * \nu)$$

$$K = \frac{1 + e_0}{\kappa} * p_{moyenne}$$

L'évolution de la contrainte dans le domaine étant linéaire en fonction de la profondeur,  $p_{moyenne}$  correspond à la contrainte à mi-hauteur.

L'indice des vides est donnée par :

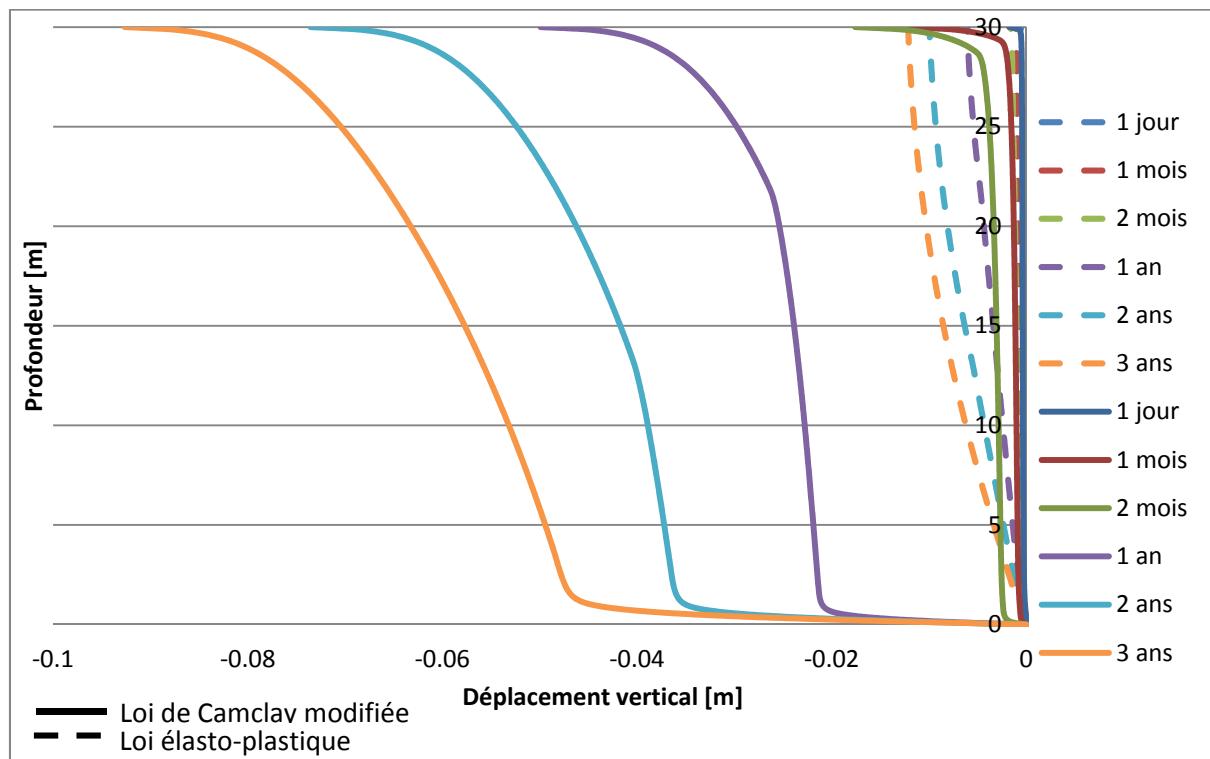
$$e_0 = \frac{n}{1 - n}$$

On travaille donc avec les valeurs suivantes :

AUTEURS	PARAMÈTRES	VALEURS	UNITÉS
-	$E$	22.727	[MPa]
Olivier & Gourc (2007)	$n$	0.5	[−]
-	$\nu$	0.3	[−]
-	$p_{moyenne}$	75	[kPa]

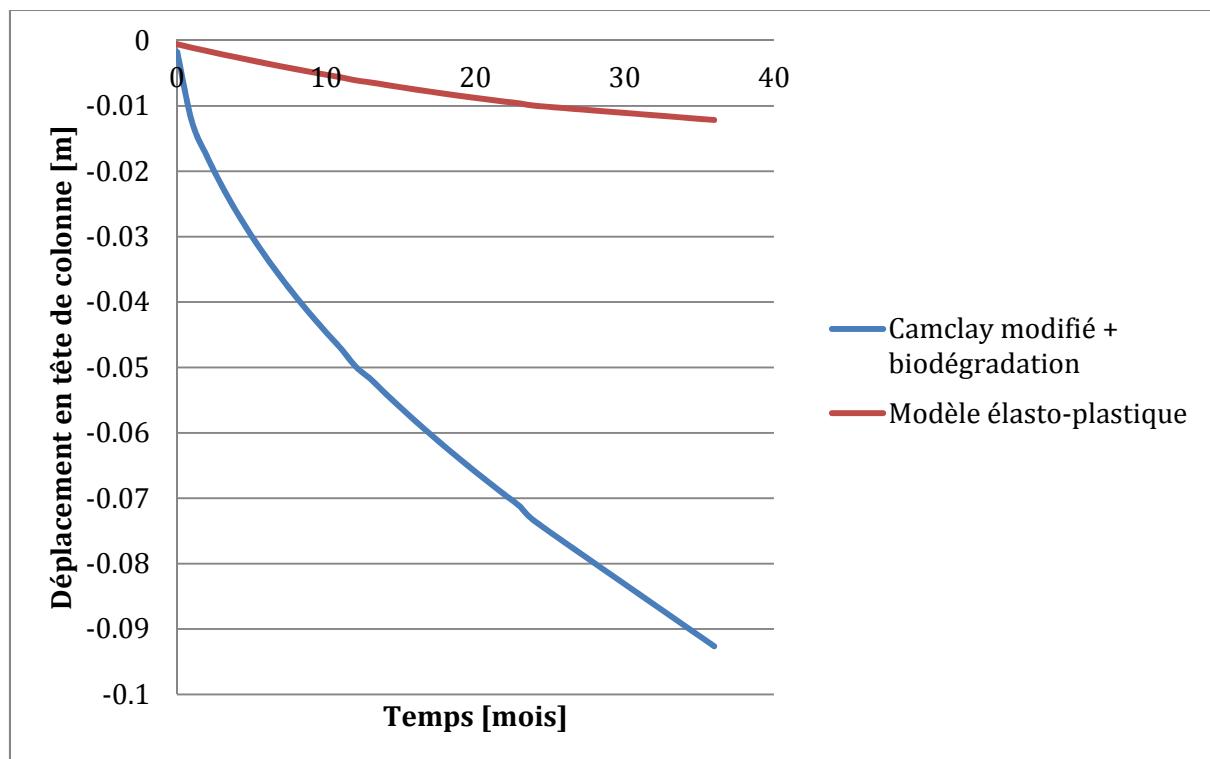
TABLEAU 14 : VALEURS DES PARAMÈTRES POUR LA COMPARAISONS DES MODÈLES

On obtient les valeurs suivantes des déplacements :



**FIGURE 52 : DIFFÉRENCE DE DÉPLACEMENT ENTRE NOTRE MODÈLE ET UN MODÈLE ÉLASTO-PLASTIQUE CLASSIQUE**

Afin de mieux visualiser la différence existant entre les deux comportements, intéressons-nous au sommet de la colonne :



**FIGURE 53 : DIFFÉRENCES ENTRES LES DÉPLACEMENTS EN TÊTE DE COLONNE**

Nous constatons bien que les déplacements sont significativement plus importants ce qui confirme l'hypothèse précédente sur l'effet de la biodégradation

## 6. Conclusion

---

Au terme de ce travail, nous effectuons une analyse des objectifs à la lumière du travail accomplis. Nous présentons également un aperçu des perspectives de recherches ultérieures dans le domaine.

La première partie de ce travail était consacrée à une revue bibliographique des caractéristiques et principaux modèles de comportement des déchets. La revue réalisée, à défaut d'être exhaustive constitue un bon résumé des propriétés et permet au lecteur de se mettre à jour vis-à-vis de l'état de la question.

Nous avons consacré la seconde de ce mémoire à la réalisation d'un modèle multiphysique avec pour but final d'être en mesure de prédire les tassements dans les Centres d'Enfouissement Technique (CET).

Ce modèle est constitué de différents sous-modèles :

- Un modèle hydraulique permettant de déterminer la teneur en eau du milieu.
- Un modèle biochimique qui tient compte de la dégradation de la matière organique se décomposant en Acides Gras Volatils (AGV). Il tient compte des phénomènes de transport par diffusion, dispersion mécanique et convection de ce sous composant ainsi que de sa consommation lors de la génération de méthane. Ce considère également l'augmentation de température dans le milieu suite à la biodégradation.
- Un modèle mécanique, basé sur une modification d'une loi de Camclay modifié, qui permet de prédire les tassements en tenant compte de l'effet de la dégradation de la matière organique.

Les résultats obtenus à l'aide de ce modèle sont prometteurs car ils présentent une bonne cohérence par rapport aux tendances attendues.

### 6.1. Perspectives

Nous allons commencer par parler de ce que nous avons envisagé mais n'avons pas entrepris faute de temps.

L'application du modèle à des géométries plus complexes, typiquement une coupe 2D d'un centre d'enfouissement technique, permettrait de produire des résultats plus simplement interprétables et permettant de visualiser l'efficacité « pratique » du modèle dans son rôle de prédiction des tassements. Nous avons modélisé une telle géométrie et entrepris d'obtenir des résultats mais devant la lourdeur du calcul et donc du temps nécessaire, nous ne sommes pas en mesure de présenter des résultats intéressants à ce stade.

Ensuite et toujours pour le domaine 2D, il pourrait être intéressant de tenir compte de certains phénomènes bidimensionnels impossibles à modéliser dans notre cas comme les perméabilités différentes horizontalement et verticalement qui créent des chemins d'écoulement horizontaux préférentiels.

Il pourrait également s'avérer intéressant de modéliser l'effet de puits d'injection d'eau ou de lixiviats (eau + concentration en AGV) sur la biodégradation.

Un autre aspect qui n'est pas pris en compte dans notre modèle est l'influence de l'évolution de la température sur l'activité de la flore bactérienne. Il tient compte de l'élévation de température lié à la dégradation mais pas de son effet sur le reste des phénomènes. Une piste pour répondre à ce problème est de rajouter un terme tenant compte de la température à l'expression du taux de génération des AGV dans le modèle de McDouggal. Ce terme pourrait être calibré à l'aide d'une série d'essais en laboratoire.

Pour finir il serait intéressant de réaliser des modélisations à très long terme en tenant compte de la fin de la phase d'exploitation de la décharge et de la mise en place d'une couverture étanche. Pour tenir compte de cette situation, il faudrait supprimer le flux injecté après un certain laps de temps et nous pourrions ainsi évaluer les tassemements finaux ainsi que le nombre d'années après lesquelles ils se produisent.

## 7. Bibliographie

---

- Plan wallon des déchets Horizon 2010. (1998). 2/ *Principe & objectifs généraux*, 2 ; 5-6. Récupéré sur <http://environnement.wallonie.be/rapports/owd/pwd>
- Plan wallon des déchets Horizon 2010 . (1998). 3/ *Analyses & Stratégies - 2/ Déchets ménagers - 11/ Valorisation, 150-152.* Récupéré sur <http://environnement.wallonie.be/rapports/owd/pwd>.
- AGUILAZ-JUAREZ, O. (2000). Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de doctorat, INSA de Toulouse, 233 p.
- BELMANS, M. (2005). Etude des phénomènes thermo-hydro-mécaniques dans un centre d'enfouissement technique, Mémoire de fin d'études, Université de Liège.
- BJARNGARD, A., & EDGERS, L. (1990). Settlement of municipal solid waste landfills. Proc. 13th Annual Madison Waste Conference, Madison, pp. 192-205.
- BOUKPETI, N. (2004). Modèle 1D thermo-hydraulique d'un CET. Document interne, Université de Liège. 17p.
- CHARLIER, R. (2007). Géotechnique et infrastructure, note de cours, CDC.
- COLLIN, F. (s.d.). Impacts environnementaux des construction : Municipal Waste Landfills. Notes de cours. Université de Liège, Faculté des Sciences Appliquées, 157p.
- COLLIN, F. (s.d.). Mécanique des sols et des roches. Notes de cours, Université de Liège, Faculté des Sciences Appliquées.
- DEMANET, M. (2004). Les Centres d'Enfouissement Technique : aspects réglementaires conception et éléments de dimensionnement. Notes de cours. Université de Louvain-la-Neuve. 67p.
- DIXON, N., & LANGER, U. (2006). Development of a Municipal Solid Waste classification system for the evaluation of the mechanical properties. Waste Management, Vol 26, pp 220-232. Loughborough University, United Kingdom.
- FASSET, J., LEONARDS, G., & REPETTO, P. (1994). Geotechnical properties of municipal solid waste and their use in landfill design. Proceedings of the waste Tech 94 Conference, Silver Springs, Maryland. 4-8.
- FENG, S.-J., & ZHANG, X. (2014). Leachate recirculation in bioreactor landfills considering the effect of MSW settlement on hydraulic properties.
- GRISOLIA, M., NAPOLEONI, Q., & TANCREDI, G. (1995). Contribution to a technical classification of Municipal Solid Waste. Proceedings of the 5th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italie, pp.703-710.

- JAVAUX, C. (2009). Estimation des déformations à long terme dans les centres d'enfouissement technique. Mémoire de fin d'études, Université de Liège, Faculté des Sciences Appliquées. 116p.
- LANDVA, A., & CLARK, J. (1990). Geotechnics of Waste Fills : Theory and Practice, ASTM STP 1070, Landva A.O. and Knowles, GD American Society for Testing Materials, Philadelphia, USA, pp 89-93.
- LANGER, U. (2005). Shear and Compression Behaviour of Undegraded Municipal Solid Waste. Thèse de doctorat, Loughborough University.
- LANINI, S. (1998). Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au seins des décharges d'ordures ménagères. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 148 p.
- LING, H., LESCHINSKY, D., YOSHIYUKI, M., & TOSHINORI, K. (1998). Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE, janvier 1998, vol 124, n°1, pp.21-28.
- LIU, Z., BOUKPETI, N., LI, X., COLLIN, F., RADU, J.-P., HUECKEL, T., & CHARLIER, R. (2005). Modelling chemo-hydro-mechanical behaviour of unsaturated clays : a feasibility study. International journal for numerical and analytical methods in geomechanics.
- MANASSERO, M., VAN IMPE, W., & BOUAZZA, A. (1996). Waste disposal and containment, 2nd Int.SOA-report 2nd International Congres on Environmental Geotechnics, Osaka, Japan, 50 p.
- MCDougall, J. (2007). A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behavior in landfilled waste. Computers and geotechnics 34, pp 229-246.
- OLIVIER, F. (2003). Tassement des déchets en Centre de Stockage de Déchets de classe II : du site au modèle. Thèse de doctorat, Université de Grenoble, pp 15-47.
- OLIVIER, F., & GOURC, J. P. (2007). Hydro-mechanical behaviour of MSW subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. Waste Management 27, 44-58.
- OWEIS, I., & KHERA, R. (1998). Geotechnology of Waste Management, PWC civil engineering series, 2nd, PWS Publishing.
- RODRIGUEZ, C. (2005). Activité biologique dans les centres d'enfouissement technique de déchets ménagers : biodisponibilité de la cellulose et modélisation. Thèse de Doctorat, Centre Wallon de Biologie Industrielle, Université de Liège.
- STAUB, M., GALIETTI, B., OXARANGO, L., KHIRE, M., & GOURC, J.-P. (2009). Porosity and Hydraulic conductivity of MSW using Laboratory-Scale Tests, Proc., HPM3, Third Int. Workshop Hydro-Physico-Mechanics.
- STOLTZ, G., TINET, A.-J., STAUB, M., OXARANGO, L., & GOURC, J.-P. (2012). Moisture Retention Properties of Municipal Solid Waste in Relation to Compression.

- THONART, P., DIABATE, S., HILIGSMANN, S., & LARDINOIS, M. (2005). Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du Sud. Institut de l'Energie et de l'Environnement de la Francophonie. pp XI-XIV.
- VANDERKELEN, V. (2000). Calcul de l'évolution du tassement des décharges : influence de l'évolution bio-chimique sur les paramètres géomécaniques. Mémoire de fin d'études, Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences Appliquées, pp 1-5.
- VERBRUGGE, J.-C. (2000). Problème actuels de mécanique des sols : géomécanique des déchets ménagers. Note de cours, 2ème édition, PUB, Université Libre de Bruxelles., pp 1-37.
- YEN, B., & SCANLON, B. (1975). Sanitary landfill settlement rates. Journal of the Geotechnical Engineering Division, Vol. 101, n°5, pp 475-487.
- YOSHIDA, H., TANAKA, N., & HOZUMI, H. (1997). Theoretical study on heat transport phenomena in a sanitary landfill. In : Proceedings Sardinia 97, Sixth international waste management and landfill symposium.
- YOSHIDA, H., TANAKA, N., & HOZUMI, H. (1999). Theoretical study on temperature distribution in landfills by three-dimensional heat transport. In: Proceedings Sardinia 99, Seventh international waste management and landfill symposium.

## 8. Annexes

---

### 8.1. Annexe 1 : Transport purement convectif – Pic de concentration

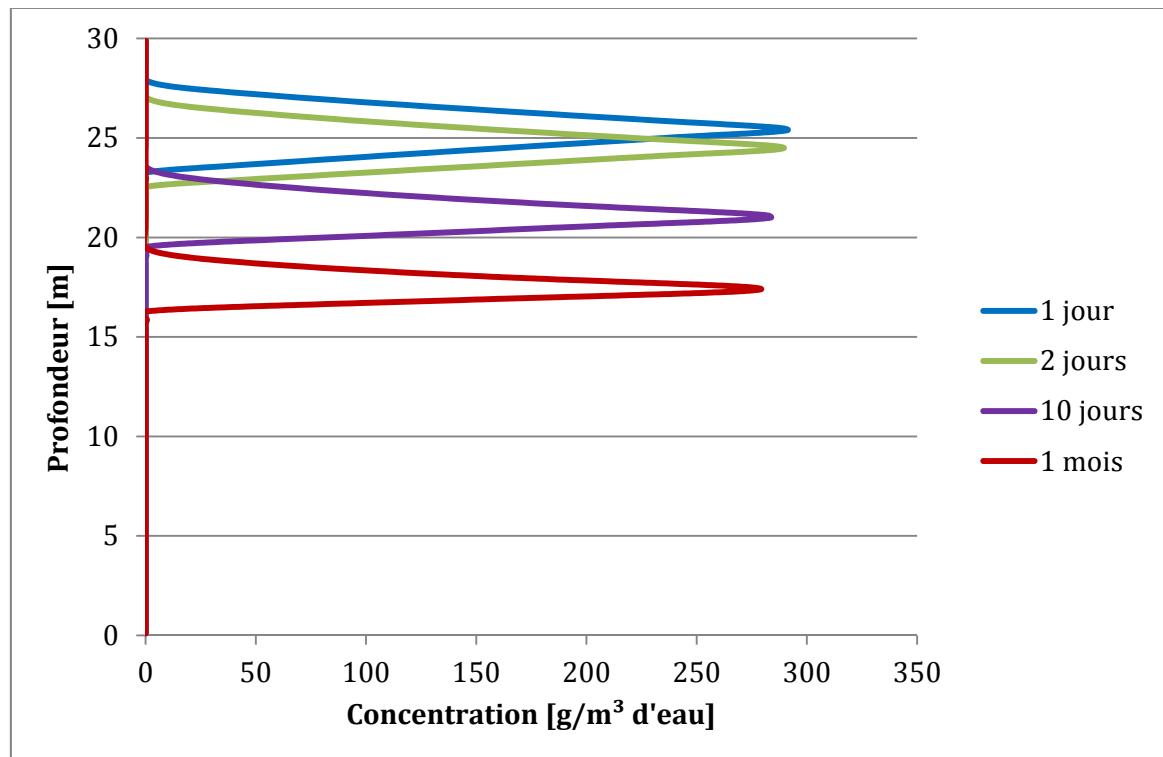


FIGURE 54 : ANNEXE 1 : TRANSPORT PUREMENT CONVECTIF – PIC DE CONCENTRATION

## 8.2. Annexe 2 : Transport purement diffusion/dispersif - Pic de concentration

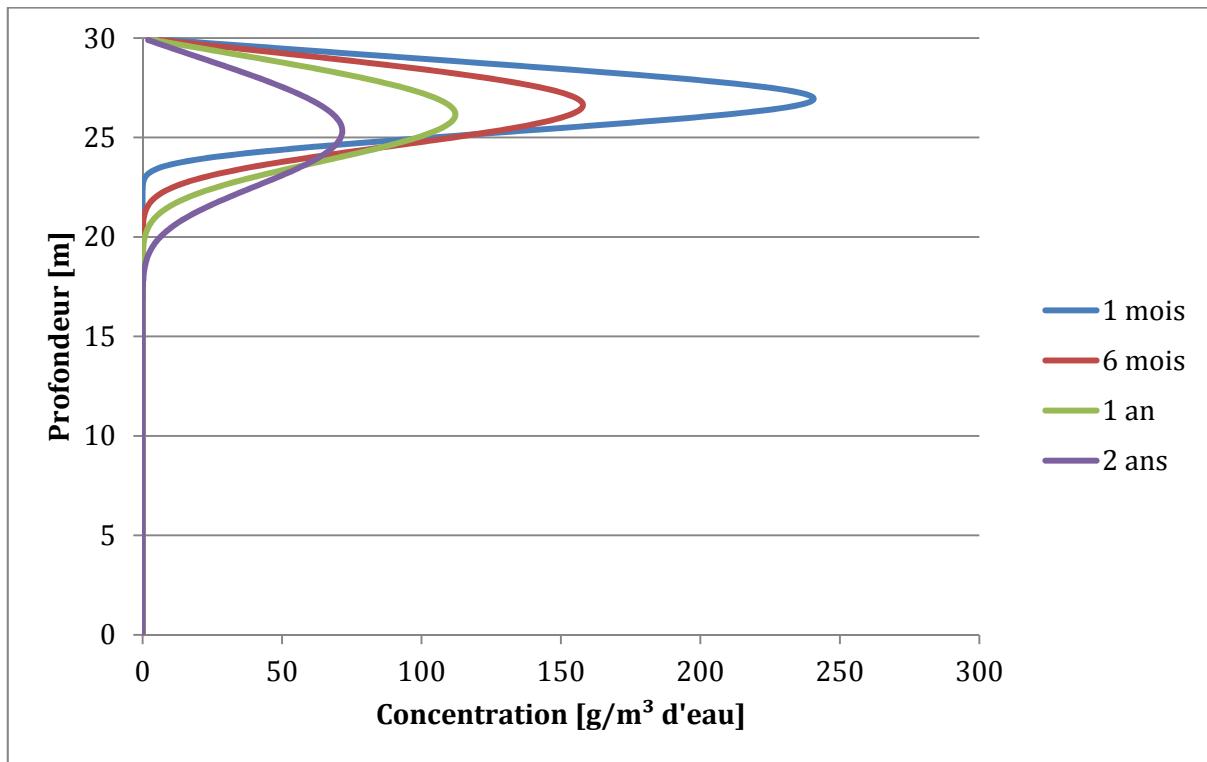


FIGURE 55 : ANNEXE 2 : TRANSPORT PUREMENT DIFFUSION/DISPERSIF – PIC DE CONCENTRATION

### 8.3. Annexe 3 : Transport purement convectif – Concentration homogène

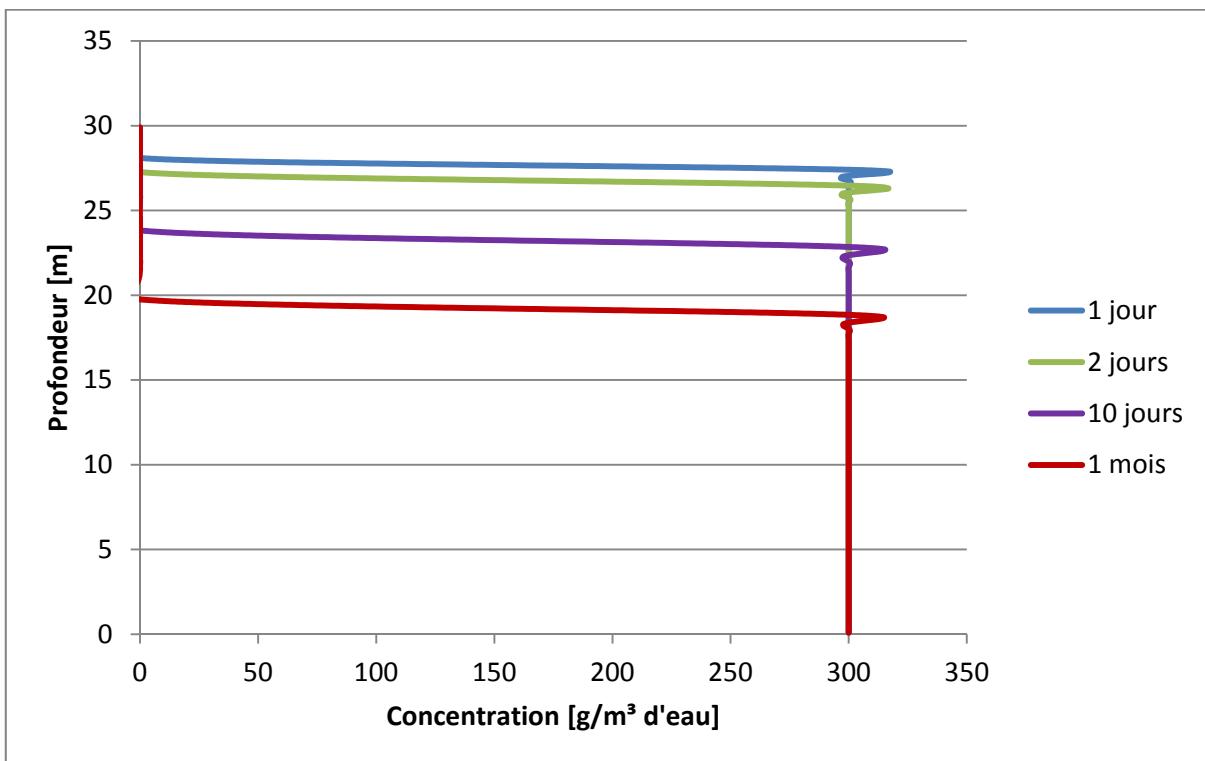
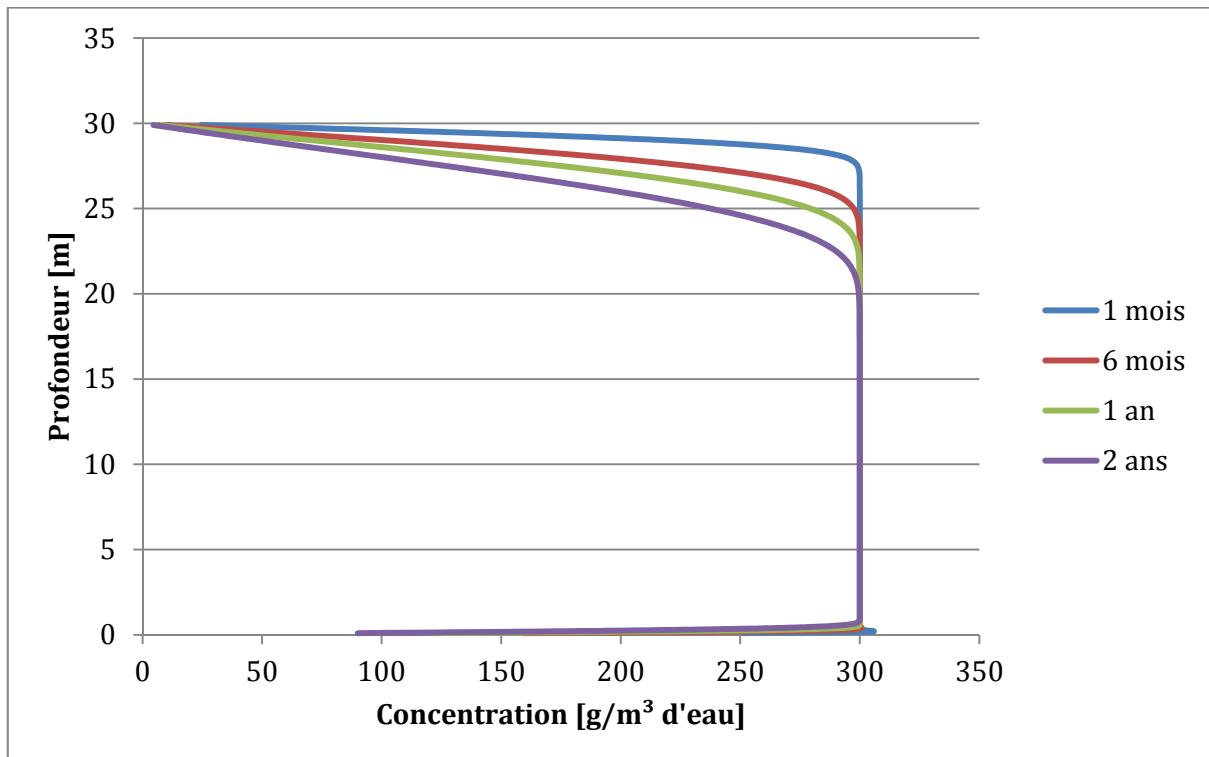


FIGURE 56 : ANNEXE 3 : TRANSPORT PUREMENT CONVECTIF – CONCENTRATION HOMOGÈNE

#### **8.4. Annexe 4 : Transport purement diffusif/dispersif – Concentration homogène**



**FIGURE 57 : ANNEXE 4 : TRANSPORT PUREMENT DIFFUSIF/DISPERSIF – CONCENTRATION HOMOGENE**

## 8.5. Annexe 5 : Modifications apportées au code REACT.F fichier sources Lagamine

```

ELSEIF (ICOAL.EQ.3) THEN
P_W= ZERO
DO IN=1,NNODE
    P_W= P_W+FI(IN,IPI)*XY(3,IN)
END DO
P_G= ZERO
DO IN=1,NNODE
    P_G= P_G+FI(IN,IPI)*XY(4,IN)
END DO
C_AGV=ZERO
DO IN=1,NNODF
    KF=2*IN-1
    C_AGV= C_AGV+FIC(IN,IPI)*XY(6,KF)
END DO
C
C ORGANIC MATTER CONCENTRATION [G/M3]
ORG=QA(1,IPI)
C METHAN CONCENTRATION [G/M3_AQUOUS]
CM=QA(2,IPI)
C VOLATIL FATTY ACID CONCENTRATION [G/M3_AQUOUS]
QA(3,IPI) = C_AGV
IF (C_AGV.LE.1D-6) THEN
    FLCOAL=ZERO
    DCO2 = ZERO
    DP_G = ZERO
    DW = ZERO
    GOTO 1010
END IF ! NO REACTION
C
B = PARAM (3)
CK_AGV = PARAM(4)
CN = PARAM(5)
Y = PARAM(6)
CK_2 = PARAM(7)
CK_0 = PARAM(8)
ORG_INI = PARAM(9)
CK_MC = PARAM(10)
POROSITY = PARAM(11)
SAT_RES = PARAM(12)
SAT_SAT = PARAM(13)
CN_VAN_GENUCHTEN = PARAM(14)
CM_VAN_GENUCHTEN = PARAM(15)
ALPHA = PARAM(16)
RHO_H2O = PARAM(17)
E_N = PARAM(18)
THETA_SAT = POROSITY*SAT_SAT
THETA_RES = POROSITY * SAT_RES
THETA = THETA_RES+ (THETA_SAT-THETA_RES) *
((1D0+(-P_W+P_G)/ALPHA)**CN_VAN_GENUCHTEN) **
(-CM_VAN_GENUCHTEN)
VIT_CH=(B*((THETA-THETA_RES)/(THETA_SAT-THETA_RES)) *
(1D0-((ORG_INI-ORG)/ORG_INI)**(CN)) *
DEXP(-CK_AGV*C_AGV)**(-1)*C_AGV
DELTATCH=0.1D0*VIT_CH
NSTEP=((DELTAT/DELTATCH))
IF (NSTEP.LT.1) THEN
.
```

```

NSTEP=1
END IF
DO I=1,NSTEP-1
R_G = (B*((THETA-THETA_RES)/(THETA_SAT-THETA_RES))*
(1D0-((ORG_INI-ORG)/ORG_INI)**(CN))*  

DEXP(-CK_AGV*C_AGV))
R_J = CK_0*C_AGV*CM/(CK_MC+C_AGV)
R_H=R_J/Y
R_K = CK_2*CM
C_AGV = C_AGV+(R_G-R_H)*DELTATCH
CM = CM+(R_J-R_K)*DELTATCH
ORG = ORG-THETA*R_G*162D0/60D0*DELTATCH
DTHETA = 18D0/(162D0*RHO_H2O)*(ORG-QA(1,IPI))/1e3

IF (ORG.LE.1D-6.OR.C_AGV.LE.1D-6) THEN
IF (ORG.LE.1D-6) ORG=0D-6
IF (C_AGV.LE.1D-6) C_AGV=0D-6
GOTO 6050
END IF
END DO
IF (NSTEP.NE.1) THEN
DELTATF=DELTAT-(NSTEP-1)*DELTATCH
R_G = (B*((THETA-THETA_RES)/(THETA_SAT-THETA_RES))*
(1D0-((ORG_INI-ORG)/ORG_INI)**(CN))*  

DEXP(-CK_AGV*C_AGV))
R_J = CK_0*C_AGV*CM/(CK_MC+C_AGV)
R_H=R_J/Y
R_K = CK_2*CM
C_AGV = C_AGV+(R_G-R_H)*DELTATF
CM = CM+(R_J-R_K)*DELTATF
ORG = ORG-THETA*R_G*162D0/60D0*DELTATF
DTHETA = 18D0/(162D0*RHO_H2O)*(ORG-QA(1,IPI))/1e3
IF (ORG.LE.1D-6) ORG=0D-6
IF (C_AGV.LE.1D-6) C_AGV=0D-6
ELSE
R_G = (B*((THETA-THETA_RES)/(THETA_SAT-THETA_RES))*
(1D0-((ORG_INI-ORG)/ORG_INI)**(CN))*  

DEXP(-CK_AGV*C_AGV))
R_J = CK_0*C_AGV*CM/(CK_MC+C_AGV)
R_H=R_J/Y
R_K = CK_2*CM
C_AGV = C_AGV+(R_G-R_H)*DELTAT
CM = CM+(R_J-R_K)*DELTAT
ORG = ORG-THETA*R_G*162D0/60D0*DELTAT
DTHETA = 18D0/(162D0*RHO_H2O)*(ORG-QA(1,IPI))/1e3
IF (ORG.LE.1D-6) ORG=0D-6
IF (C_AGV.LE.1D-6) C_AGV=0D-6
END IF
C
6050    DELTATORG=QA(1,IPI)-ORG
DELTATCM=QA(2,IPI)-CM
DELTATC_AGV= QA(3,IPI)-C_AGV

IF (DABS(DELTATC_AGV).GT.1D-20) THEN
FLCOAL= E_N*DELTATORG/DELTAT
DCO2 = DELTATC_AGV*THETA/DELTAT
DP_G = DELTATCM*THETA/DELTAT
DW = DTHETA*RHO_H2O/DELTAT
ELSE
FLCOAL=ZERO

```

```

        ORG=QA(1,IPI)
        CM=QA(2,IPI)
        C_AVG=QA(3,IPI)
        DCO2 = ZERO
        DP_G = ZERO
        DW = ZERO
END IF
1010      QB(1,IPI)=ORG
        QB(2,IPI)=CM
        QB(3,IPI)=C_AVG
        QB(4,IPI)=NSTEP
ELSE
        FLCOAL=ZERO
        DCO2=ZERO
        DP_G = ZERO
        DW = ZERO
        QB(1,IPI)=0
        QB(2,IPI)=0
        QB(3,IPI)=0
        QB(4,IPI)=0
END IF
C
C
C      COMPUTE JACOBIAN DETERMINANT DJAC
C
        X= ZERO
        DXDKSI= ZERO
        DXDETA= ZERO
        DYDKSI= ZERO
        DYDETA= ZERO
        DZDKSI= ZERO
        DZDETA= ZERO
DO 60 IN=1,NNODE
        X= X+FI(IN,IPI)*XY(1+ICOOR,IN)
        DFIKSI=DFI(1,IN,IPI)
        DFIETA=DFI(2,IN,IPI)
        DXDKSI= DXDKSI+DFIKSI*XY(1+ICOOR,IN)
        DXDETA= DXDETA+DFIETA*XY(1+ICOOR,IN)
        DYDKSI= DYDKSI+DFIKSI*XY(2+ICOOR,IN)
        DYDETA= DYDETA+DFIETA*XY(2+ICOOR,IN)
IF (IANA.EQ.4) THEN
        DZDKSI= DZDKSI+DFIKSI*XY(3+ICOOR,IN)
        DZDETA= DZDETA+DFIETA*XY(3+ICOOR,IN)
ELSE
        DZDKSI= ZERO
        DZDETA= ZERO
END IF
60      CONTINUE
        DRDKSI= DXDKSI*DXDKSI+DYDKSI*DYDKSI+DZDKSI*DZDKSI
        DRDKSI= DSQRT(DRDKSI)
        DRDETA= DXDKSI*DXDETA+DYDKSI*DYDETA+DZDKSI*DZDETA
        DRDETA= DRDETA/DRDKSI
        DSDETA= DXDETA*DXDETA+DYDETA*DYDETA+DZDETA*DZDETA
        -DRDETA*DRDETA
        DSDETA= DSQRT(DSDETA)
C
        DAJC = DRDKSI*DSDETA
        WEIGHT= DAJC*WW(IPI)
C
C      COMPUTE JACOBIAN DETERMINANT DJACC

```

```

C
      DXDKSI= ZERO
      DXDETA= ZERO
      DYDKSI= ZERO
      DYDETA= ZERO
      DZDKSI= ZERO
      DZDETA= ZERO
      DO 61 IN=1,NNODF
        IF (NNODF.EQ.NNODE) THEN
          KF=IN
        ELSE
          KF= 2*IN-1
        END IF
        DFIKSI=DFIC(1,IN,IPI)
        DFIETA=DFIC(2,IN,IPI)
        DXDKSI= DXDKSI+DFIKSI*XY(1+ICOOR,KF)
        DXDETA= DXDETA+DFIETA*XY(1+ICOOR,KF)
        DYDKSI= DYDKSI+DFIKSI*XY(2+ICOOR,KF)
        DYDETA= DYDETA+DFIETA*XY(2+ICOOR,KF)
        IF (IANA.EQ.4) THEN
          DZDKSI= DZDKSI+DFIKSI*XY(3+ICOOR,KF)
          DZDETA= DZDETA+DFIETA*XY(3+ICOOR,KF)
        ELSE
          DZDKSI= ZERO
          DZDETA= ZERO
        END IF
61    CONTINUE
      DRDKSI= DXDKSI*DXDKSI+DYDKSI*DYDKSI+DZDKSI*DZDKSI
      DRDKSI= DSQRT(DRDKSI)
      DRDETA= DXDKSI*DXDETA+DYDKSI*DYDETA+DZDKSI*DZDETA
      DRDETA= DRDETA/DRDKSI
      DSDETA= DXDETA*DXDETA+DYDETA*DYDETA+DZDETA*DZDETA
      .           -DRDETA*DRDETA
      DSDETA= DSQRT(DSDETA)

C
      DAJCC = DRDKSI*DSDETA
      WEIGHC= DAJCC*WWC(IPI)

C
C      IN AXISYMMETRIC CASE MULTIPLY THE INT. WEIGHT
C      BY THE RADIUS
C
      IF (IANA.NE.3) GO TO 370
      WEIGHT= WEIGHT*X
370    CONTINUE
C
C      WRITE(6,9001) DAJC,WEIGHT,X
C 9001    FORMAT(2X,'DAJC,WEIGHT,X',3(1PE10.3,3X))
C*****
      IF (IMPER.GE.3) WRITE (6,6020) DAJC
6020    FORMAT (5X,'DAJC=',G15.6)
C*****
C
      SIGMB (1,IPI) = -DW
      SIGMB (2,IPI) = DP_G
      SIGMB (3,IPI) = -(FLUXB*FACMUL+FLCOAL)
      SIGMB (4,IPI) = DCO2
C
C      COMPUTE THE INTERNAL FORCE VECTOR F
C
      IF (IJUMP.EQ.2) GO TO 900

```

```

C          INTERNAL FORCES
C
DO 090 J=1,NNODE
    IND4= J*4
    IND3= IND4-1
    IND2= IND3-1
    IND1= IND2-1
    F(IND1)= F(IND1)+SIGMB(1,IPI)*FI(J,IPI)*WEIGHT
    F(IND2)= F(IND2)+SIGMB(2,IPI)*FI(J,IPI)*WEIGHT
    F(IND3)= F(IND3)
    .          +(SIGMA(3,IPI)*D+SIGMB(3,IPI)*E)*FI(J,IPI)*WEIGHT
    IF (NNODF.EQ.NNODE) THEN
        F(IND4)= F(IND4)+SIGMB(4,IPI)*FIC(J,IPI)*WEIGHC
    ELSE
        IF (J.EQ.2.OR.J.EQ.4.OR.J.EQ.6.OR.J.EQ.8) THEN
            F(IND4)=ZERO
        ELSE
            IT= (J+1)/2
            F(IND4)= F(IND4)+SIGMB(4,IPI)*FIC(IT,IPI)*WEIGHC
        END IF
    END IF
090  CONTINUE
900  CONTINUE
    IF (IDENT.EQ.41091) THEN
        NTCCL=92
        write(NTCCL) 1.D0-(QB(1,1)/ORG_INI),1.D0-(QB(1,2)/ORG_INI),
    .1.D0-(QB(1,3)/ORG_INI),1.D0-(QB(1,4)/ORG_INI)
    end if

C          WRITE(6,9000)(F(KK),KK=1,8)
C 9000 FORMAT(2X,'F(J)= ',8(1PE10.3,2X))
C*****
ccc      if (ident.eq.5555) then
ccc          write(9,*) 'SUCHT ielem',ielem
ccc          CALL DPRINT (F,1,8,1,'F SUCHT ')
ccc      end if
    IF (IMPER.LE.2) RETURN
    CALL DPRINT (F,1,8,1,'F           ')
    CALL DPRINT (SIGMB,1,NPI,1,'SIGMB   ')
C*****
C
RETURN
C
END

```

## 8.6. Annexe 6 : Modifications apportées au code LRCHIM.F fichier sources Prepro

```

SUBROUTINE LRCHIM (LTYPE, PARAM, VARIN,
C ~~~~~~ MPARI, MPARA, MVARI, ILAW, NLAW, NT5, NT6, NTANA)
C-----  

C
C ***** CONSTITUTIVE LAW FOR LICHTL / SUCHTL / VOCHTL ELEMENT ****
C * (LRCHIM) *
C ****
C
C CALL ARG. ( ITYPE = TYPE OF THIS CONSTITUTIVE LAW
C ~~~~~~ MPARI = MAX. NB. OF INTEGER PARAM. FOR ANY
C C CONSTITUTIVE LAW
C MPARA = MAX. NB. OF REAL PARAM. FOR ANY
C C CONSTITUTIVE LAW
C MVARI = MAX. NB. OF INTERNAL VARIABLES FOR ANY
C C CONSTITUTIVE LAW
C ILAW = NUMBER OF THIS CONSTITUTIVE LAW
C NLAW = NUMBER OF CONSTITUTIVE LAWS
C ( IANA = TYPE OF PROBLEM
C C IANA=1 PLANE STRESS STATE
C IANA=2 PLANE STRAIN STATE
C IANA=3 AXISYMMETRIC STATE
C IANA=4 3-D STATE
C IANA=5 GENERALIZED PLANE STATE
C NT5, NT6 = READ AND PRINT UNITS
C
C RET. ARG. LTYPE(MPARI, NLAW) = LIST OF INTEGER PARAMETERS
C ~~~~~~ LTYPE(1, ILAW) = LAW TYPE
C LTYPE(2, ILAW) = KVARI (NB. OF INTERNAL VARIABLES)
C LTYPE(3, ILAW) = NSIG (NB. OF STRESSES PER INT. POINT)
C LTYPE(4, ILAW) = NTEMP (NB. OF TEMPERATURES AT WHICH
C C MATERIAL PROPERTIES ARE GIVEN)
C LTYPE(5, ILAW) = NINTV (NB. OF SUB-INTERVALS USED TO
C C INTEGRATE THE CONST. LAW)
C LTYPE(6, ILAW) = ISOL (=0 FOR TOTAL STRESS FORM.
C C =1 FOR EFFECTIVE STRESS FORM.)
C LTYPE(7, ILAW) = IENTH (FOR THERMAL LAWS ONLY
C C =0 CLASSICAL FORMULATION
C C =1 ENTHALPY FORMULATION)
C C INDV (FOR ADVEC LAW)
C
C LTYPE(8, ILAW) = IPOINT (FOR E-P LAW GIVEN POINT
C C BY POINT)
C C =0 CLASSICAL FORMULATION
C PARAM(MPARA, NLAW) = MATERIAL PARAMETERS
C ( VLAW(1, ILAW) = YOUNG MODULUS
C ( VLAW(2, ILAW) = POISSON MODULUS
C THESE VALUES ARE USED TO COMPUTE
C THE GREATEST TIME STEP IN DYNAMIC
C VARIN(MVARI, NLAW) = LIST OF INITIAL STATE VARIABLES
C-----  

C
C REVISION : L.GRISARD - SEPTEMBRE 1990

```

```

C-----  

C  

C      IMPLICIT DOUBLE PRECISION (A-H,O-Z)  

C  

C      DIMENSION LTYPE(MPARI,NLAW), PARAM(MPARA,NLAW), VARIN(MVARI,NLAW)  

C      DATA ZERO/0.D0/  

C-----  

C  

C      INTEGER PARAMETERS  

C  

C      WRITE (NT6,1000)  

C      KPARI=7  

C      LTYPE(1,ILAW)=199  

C      LTYPE(2,ILAW)=4  

C      LTYPE(3,ILAW)=4  

C      LTYPE(4,ILAW)=1  

C      LTYPE(5,ILAW)=0  

C      LTYPE(6,ILAW)=0  

C      LTYPE(7,ILAW)=0  

C  

C      INTEGER PARAMETER  

C  

C      READ (NT5,5000) ICOAL  

C      WRITE (NT6,6005) ICOAL  

C      LTYPE(5,ILAW) = ICOAL  

C  

C      REAL PARAMETERS AND INTERNAL VARIABLES  

C  

C      READ (NT5,7000) FLUXF,FLUXD  

C      WRITE (NT6,8000) FLUXF,FLUXD  

C  

C      IF (ICOAL.EQ.1) THEN  

C          READ (NT5,7000) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR  

C          WRITE (NT6,8001) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR  

C          CAOH2=ZERO  

C          E0=ZERO  

C      ELSEIF (ICOAL.EQ.2) THEN  

C          READ (NT5,7000) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR,CAOH2,E0  

C          WRITE (NT6,8002) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR,CAOH2,E0  

C      ELSEIF (ICOAL.EQ.3) THEN  

C          READ (NT5,7000) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR,CAOH2,E0  

C          READ (NT5,7000) CK_MC,POROSITY,SAT_RES,SAT_SAT,  

C          CN_VAN_GENUCHTEN,CM_VAN_GENUCHTEN,ALPHA  

C          READ (NT5,7000) RHO_H2O,E_N,CM,ORG  

C          WRITE (NT6,8003) DELTAH,CF0,CO2,AK0,EDR,CAOH2,E0,CK_MC,  

C          POROSITY,SAT_RES,SAT_SAT,CN_VAN_GENUCHTEN,  

C          CM_VAN_GENUCHTEN,ALPHA,RHO_H2O,E_N,CM,ORG  

C      ELSE  

C          DELTAH=ZERO  

C          CF0=ZERO  

C          CO2=ZERO  

C          AK0=ZERO  

C          EDR=ZERO  

C          CAOH2=ZERO  

C      END IF  

C  

C      KPARA=18  

C      PARAM(1,ILAW) = FLUXF  

C      PARAM(2,ILAW) = FLUXD

```

```

PARAM(3,ILAW) = DELTAH
PARAM(4,ILAW) = CF0
PARAM(5,ILAW) = CO2
PARAM(6,ILAW) = AK0
PARAM(7,ILAW) = EDR
PARAM(8,ILAW) = CAOH2
PARAM(9,ILAW) = E0
PARAM(10,ILAW) = CK_MC
PARAM(11,ILAW) = POROSITY
PARAM(12,ILAW) = SAT_RES
PARAM(13,ILAW) = SAT_SAT
PARAM(14,ILAW) = CN_VAN_GENUCHTEN
PARAM(15,ILAW) = CM_VAN_GENUCHTEN
PARAM(16,ILAW) = ALPHA
PARAM(17,ILAW) = RHO_H2O
PARAM(18,ILAW) = E_N

```

C  
C

```

KVARI=4
IF (ICOAL.LT.2) THEN
VARIN(1,ILAW) = CF0
VARIN(2,ILAW) = CO2
VARIN(3,ILAW) = ZERO
VARIN(4,ILAW) = ZERO
ELSEIF (ICOAL.EQ.2) THEN
VARIN(1,ILAW) = CAOH2
VARIN(2,ILAW) = ZERO
VARIN(3,ILAW) = ZERO
VARIN(4,ILAW) = ZERO
ELSEIF (ICOAL.EQ.3) THEN
VARIN(1,ILAW) = ORG
VARIN(2,ILAW) = CM
VARIN(3,ILAW) = ZERO
VARIN(4,ILAW) = ZERO
ENDIF

```

C

```

IF (KPARI.GT.MPARI) WRITE (NT6,9500) KPARI
IF (KPARA.GT.MPARA) WRITE (NT6,9600) KPARA
IF (KVARI.GT.MVARI) WRITE (NT6,9700) KVARI

```

C

**RETURN**

C-----

C FORMATS

C ~~~~~

C-----

C

```

1000 FORMAT (6X,'CONSTITUTIVE LAW FOR LICHTL/SUCHTL/VOCHTL ELEMENTS')
5000 FORMAT (2I5)
6000 FORMAT ( /6X,28HDDL NUMBER (3=W, 4=A, 5=T) = ,I5/
. /6X,28HCOAL SPONTANEOUS COMBUSTION= ,I5/)
6005 FORMAT ( /6X,28HCOAL SPONTANEOUS COMBUSTION= ,I5/)
7000 FORMAT (7G10.0)
8000 FORMAT ( /6X,28HIMPOSED FLUX ....(*FMULT). = ,G15.6/
. 6X,28HIMPOSED FLUX ....(*DMULT). = ,G15.6/)
8001 FORMAT ( /6X,28HDELTAH ..... = ,G15.6/
. 6X,28HINITIAL COAL CONTENT ..... = ,G15.6/
. 6X,28HOXYGEN CONTENT ..... = ,G15.6/
. 6X,28HAKO ..... = ,G15.6/
.
```

```

8002 FORMAT ( /6X,28HEDR ..... = ,G15.6/)
              6X,28HFH ..... = ,G15.6/
              6X,28Hgmax ..... = ,G15.6/
              6X,28Hcmax ..... = ,G15.6/
              6X,28HAlpha1 ..... = ,G15.6/
              6X,28HAlpha4 ..... = ,G15.6/
              6X,28HCaOH2 content ..... = ,G15.6/
              6X,28HE0 Activation energy ..... = ,G15.6/)
8003 FORMAT ( /6X,28Hb[g/m3d'eau] ..... = ,G15.6/
              6X,28HK_AGV[m3d'eau/g] ..... = ,G15.6/
              6X,28Hn[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28HY[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28Hk_2[s^-1] ..... = ,G15.6/
              6X,28Hk_0[s^] ..... = ,G15.6/
              6X,28HORG_INI[g/m3] ..... = ,G15.6/
              6X,28HK_MC[g/m3 d'eau] ..... = ,G15.6/
              6X,28HPorosity[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28HSr_RES[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28HSr_SAT[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28Hn_Van_Genuchten[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28Hm_Van_Genuchten[-] ..... = ,G15.6/
              6X,28HAlpha[kPa] ..... = ,G15.6/
              6X,28HRHO_H2O[kg/m3] ..... = ,G15.6/
              6X,28HE_n[J/g] ..... = ,G15.6/
              6X,28HCM [J/g] ..... = ,G15.6/
              6X,28HOrg[J/g] ..... = ,G15.6/)
9500 FORMAT (/*' *****WARNING ***** MAX. NUMBER OR INTEGER PARAMETERS EXCEEDED. '/
              ' KPARI = ',I5//)
9600 FORMAT (/*' *****WARNING ***** MAX. NUMBER OF REAL PARAMETERS EXCEEDED. '/
              ' KPARA = ',I5//)
9700 FORMAT (/*' *****WARNING ***** MAX. NUMBER OF STATE VARIABLES EXCEEDED. '/
              ' KVARI = ',I5//)

```

C

C

— — — —

**END**