

Géotechnique de l'environnement – activités de l'ICSMFE (TC5)

M. WOJNAROWICZ

Président du TC5-SC3
Terrasol,
Immeuble Hélios
72, avenue Pasteur
93108 Montreuil Cedex

G. KNOCHENMUS

Terrasol,
Immeuble Hélios
72, avenue Pasteur
93108 Montreuil Cedex

W. VAN IMPE

Université de Gant,
Belgique

Résumé

Le domaine de la *Géotechnique de l'Environnement* résulte de l'association d'une approche de géotechnique globale et d'aspects environnementaux. Son objectif est d'éviter ou de limiter les risques de pollution. Ce papier a pour but d'exposer les conclusions des travaux des différents sous-comités du Comité Technique International ITC-5. Une description détaillée de l'ensemble du travail réalisé par le TC5 peut être consultée dans le rapport intitulé *Géotechnique de l'Environnement* ayant été préparé pour le XIV CIMS F de Hambourg en septembre 1997.

Environmental geotechnics - activities of the ICSMFE (TC5)

Abstract

The area of Environmental Geotechnics has resulted from the application of global geotechnical approaches to environmental problems. This association is aimed at avoiding or limiting the risk of pollution. The following paper is aimed at presenting the conclusions of the work undertaken by the various sub-committees of the International Technical Committee ITC-5. A detailed description of the work of ITC-5 can be found in the report entitled *Environmental Geotechnics*, which was prepared for the XIV ICSMFE in Hamburg in September 1997.

Introduction

Le travail entrepris par les membres du Comité Technique International ITC-5 au sein de l'ICSMFE a été présenté dans le rapport préliminaire préparé pour le XIV Colloque international sur la Mécanique de Sols et Fondations à Hambourg en septembre 1997. Les divers sous-comités de l'ITC-5 et leur président respectif, sont récapitulés dans le tableau I. Une synthèse de l'ensemble du travail de l'ITC-5, disponible à la préparation de ce rapport, sera présentée ci-après.

Modélisation du transport de pollution (TC5-SC2)

La modélisation numérique du transport des polluants dans le domaine de la géotechnique de l'environnement est généralement effectuée afin d'évaluer l'effet potentiel de ce phénomène sur le milieu naturel, en particulier sur les eaux souterraines. Ces résultats sont fréquemment incorporés dans le dimensionnement du système de réhabilitation de zones polluées ou à la conception du système de confinement pour une décharge future.

Le transport de pollution miscible dépend de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques.

Les principaux processus physiques qui influencent le transport sont l'advection, la diffusion et la disper-

sion (cf. tableau IIa). La diffusion est le phénomène principal lorsque le débit est faible, tel que dans le cas d'un écoulement au travers de barrières d'étanchéité en argile (Rowe, 1987 ; Shackelford, 1988 et 1989). En revanche, si le débit est relativement fort, par exemple pour la migration de polluants sous nappe dans un matériau perméable, le transport est influencé essentiellement par les phénomènes d'advection et de dispersion.

Les processus chimiques et biologiques qui influencent le transport des polluants dans le sol sont également nombreux et comprennent l'adsorption, la décroissance radioactive, la précipitation, l'hydrolyse et la biodégradation (cf. tableau IIb). Ces phénomènes résultent généralement en l'atténuation de la pollution du fait que la masse de polluants est extraite de la phase aqueuse. Toutefois, certains de ces processus, en particulier la production de sous-produits par décroissance radioactive, ou la désorption ou dissolution de polluants, peuvent avoir un impact négatif à long terme.

En général, seulement les phénomènes physiques, l'absorption et la décroissance radioactive sont inclus dans la modélisation du transport de polluants. Bien que les autres phénomènes affectant le transport soient bien connus, leurs mécanismes sont de nature complexe, ce qui rend difficile leur prise en compte sur un niveau pratique.

Le flux dû à l'advection, la diffusion et la dispersion dépend principalement des paramètres suivants : la vitesse d'écoulement comme définie par la loi de Darcy ; la concentration du polluant dans l'eau interstitielle ; la teneur en eau, le coefficient de dispersion-dif-

TABEAU I Organisation de l'ITC-5.

Sous-comité	Président	Thème
TC5-SC1	C. Schlüchter	Dispositifs de surveillance pour : - L'évaluation du fonctionnement des barrières étanches en fond des décharges - Le confinement des zones polluées - L'extraction de polluants dans les sols contaminés - Le comportement mécanique des déchets enterrés et des talus constitués des sous-produits
TC5-SC2	C.D. Shackelford	Migration des polluants – méthodes d'essais, de modélisation et de surveillance
TC5-SC3	M. Wojnarowicz	Stabilité de déchets d'ordures ménagères - Classification et caractérisation des déchets - Stabilité et capacité portante des décharges
TC5-SC4	M. Manassero	Décharges classées - Dimensionnement du fond étanche - Couvertures et barrière d'étanchéité - Aspects législatifs et assurance qualité - Systèmes de collecte des lixiviats et de détection des fuites
TC5-SC5	M. Loxham	Réhabilitation des sites pollués (dimensionnement, construction et gestion)
TC5-SC6	M. Kamon	Évaluation des risques géo-environnementaux relatifs aux matériaux de dragage
TC5-SC7	L. De Mello	Évaluation des risques géo-environnementaux relatifs aux matériaux de construction géotechnique non-usuels
TC5-SC8	R.G. Clark	Comportement à long terme des systèmes de confinement, y compris l'analyse des risques
TC5-SC9	E. Kavazanjian Jr.	Comportement des décharges soumises à très fortes sollicitations sismiques Évaluation des scénarios potentiels

TABLEAU IIa

Processus physiques affectant le transport des polluants miscibles (modifié après le Conseil de Recherche National).

Phénomène	Définition	Importance
Advection	Transport de masse dû à un gradient hydraulique	Phénomène principal lorsque le débit d'écoulement est important
Diffusion	Migration due à un gradient de concentration des composés chimiques	Phénomène principal lorsque le débit d'écoulement faible négligeable lorsque le débit est fort
Dispersion	Migration due aux hétérogénéités dans le champs d'écoulement	Conduit généralement à une migration qui est plus forte par rapport au phénomène d'advection

TABLEAU IIb

Processus physiques et biologiques affectant le transport des polluants miscibles (modifié après le Conseil de Recherche National).

Phénomène	Définition	Importance
Absorption	Partage du polluant entre l'eau interstitielle et le milieu poreux	Réduction de la vitesse de migration Augmentation de la difficulté pour extraire la pollution
Décroissance radioactive	Diminution de l'activité des radionucléides	Phénomène important d'atténuation lorsque la période radioactive est inférieure au temps de résidence Production de sous-produits
Dissolution/Précipitation	Réactions chimiques résultant soit en une transformation en phase aqueuse, soit en une décantation des polluants solides	La dissolution est importante à la source de la pollution ou sur le front de migration. La précipitation est un phénomène important d'atténuation, en particulier dans les milieux basiques (pH > 7)
Acide/Base	Réactions impliquant le transfert des portons (H ⁺)	Influence sur les autres phénomènes tels que la dissolution/précipitation
Complexation	Combinaison des anions et des cations sous forme complexe	Influence la spéciation et donc l'absorption, la solubilité, etc.
Hydrolyse/Substitution	Réaction entre les composés organiques halogénés et l'eau (Hydrolyse) ou un autre anion (substitution)	En général, le composé organique devient plus soluble et plus susceptible à la biodégradation
Oxydation/Réduction (Redox)	Réaction impliquant le transfert des électrons	Phénomène important d'atténuation contrôlant la précipitation des métaux
Biodégradation	Réaction influencée par des micro-organismes	Phénomène important d'atténuation pour les composés organiques Peut conduire à des sous-produits nuisibles

fusion, ce qui est classiquement exprimé pour un transport 1-D par :

$$D = \alpha_L v + D^*$$

où α_L est la dispersivité longitudinale du sol (migration due aux variations de la vitesse d'écoulement) et D^* est le coefficient effectif de diffusion dans le sol. Le coefficient de diffusion en solution libre est généralement inférieur à $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ pour les composés organiques et inorganiques.

Le coefficient de perméabilité du sol, qui détermine la vitesse d'écoulement est le paramètre le plus important pour le transport par advection. Toutefois, ce para-

mètre est fortement variable *in situ* et il est difficile de l'évaluer en laboratoire à cause des problèmes d'échelle. La mesure du coefficient de dispersion est également sujette aux incertitudes et les valeurs déterminées en laboratoire peuvent être significativement plus faible que celles rencontrées sur site.

L'expression représentant les phénomènes d'advection, de dispersion et de réaction (ADRE) résulte de l'équation générale de continuité pour la conservation de masse de polluants dans un volume de sol donné. Cette expression considère simultanément l'absorption du polluant, la décroissance radioactive et la biodégradation aérobie.

Les types communs de modèles utilisés pour analyser le transport des polluants peuvent être regroupés comme suit :

- modèles analytiques ;
- modèles semi-analytiques ;
- modèles numériques aux éléments finis ou aux différences finies.

Les modèles analytiques sont spécialement intéressants en raison de leur relative simplicité de compréhension et d'utilisation. Toutefois, en raison de cette simplicité, l'utilisation d'approches plus complexes, telles que les méthodes semi-analytiques ou numériques, sont souvent retenues pour l'analyse des sites de nature complexe. Cette méthode est néanmoins bien adaptée pour les calculs préliminaires ou le calibrage des modèles numériques.

Les méthodes semi-analytiques sont généralement moins conservatrices par rapport aux modèles analytiques. Ceci conduit à des solutions plus économiques pour le dimensionnement des barrières étanches.

Les méthodes numériques présentent l'avantage majeur par rapport aux autres approches d'être capables de résoudre des problèmes de nature complexe. Néanmoins, ces méthodes nécessitent un niveau de connaissance élevé des conditions du site, ainsi que les paramètres à entrer dans le modèle.

3

Stabilité des déchets (TC5-SC3)

L'ingénieur peut rencontrer un nombre important de problèmes géotechniques pendant le dimensionnement, la construction et l'exploitation d'une décharge d'ordures ménagères. Le contournement ou la résolution de ces problèmes nécessitent une connaissance globale des caractéristiques mécaniques des déchets, ainsi que de l'interaction entre les déchets et les éléments constituant la décharge.

La composition des ordures ménagères est très hétérogène. De plus, on peut constater une forte variation des types de déchets en fonction de la position géographique de la décharge. Le pourcentage en poids des types de déchets est présenté pour différentes villes dans le tableau III.

Une estimation précise des caractéristiques mécaniques d'ordures ménagères est difficile pour les raisons suivantes :

- les déchets sont constitués de nombreux produits ayant un comportement significativement différent ;
- il est difficile d'obtenir des échantillons représentatifs des conditions *in situ* en raison de la granulométrie étendue des déchets ;
- manque de normalisation des méthodes d'échantillonnage et d'essais ;
- les caractéristiques géotechniques peuvent évoluer fortement avec le temps en raison de la dégradation des déchets.

Selon les recommandations GLR (ETC-8, 1993) et les recommandations allemandes GDA (1994), les ordures ménagères peuvent être subdivisées en deux catégories : déchets ayant un comportement comparable aux sols, et autres types de déchets. Les déchets assimilés aux sols sont généralement caractérisés par des paramètres physiques classiques, tels que le poids volumique, la teneur en eau, la granulométrie et l'indice de plasticité. En revanche, les autres types de déchets sont essentiellement caractérisés par le teneur en eau, la teneur en matière organique et le type de déchet (papier, plastique, métal, etc.). De plus, leur comportement ne permet pas l'application systématique des méthodes d'essais ou de théories usuelles en mécanique des sols.

Le poids volumique initial des déchets dépend principalement de la composition, du volume du sol de couverture journalière et du degré de compactage obtenu pendant la mise en place. Le poids volumique des déchets anciens dépend de la profondeur et du degré de dégradation. Les valeurs du poids volumique spéci-

TABEAU III Composition des ordures ménagères pour différentes villes (adapté d'après Bouazza *et al.*, 1996).

Type de déchets	Villes/Pays									
	Bangkok Thaïlande	Pékin Chine	Nairobi Kenya	Hong Kong	New York USA	Istanbul Turquie	Genève Suisse	Athènes Grèce	Cochabamba Bolivie	Wollangong Australie
Métaux	1	1	3	3	5	2	2,5	4	1	3
Papiers, cartons	25	5	12	3	22	10	31	19	2	16
Plastiques	–	1	5	–	–	3	9,5	7	3	20
Cuir, bois, caoutchouc	7	1	–	7	3	6	4	4	1	–
Textiles	3	–	–	10	–	3	5	–	–	–
Matériaux putrescible	44	45	74	15	20	61	28	59	71	58
Verre	1	1	4	10	6	1	9	2	1	2
Autre										

fiées par divers auteurs varient de 3 kN/m^3 pour les déchets non compactés ou peu compactés, à 14 kN/m^3 pour les déchets à fort compactage (cf. Fig. 1). En moyenne, le poids volumique varie entre 9 kN/m^3 et 12 kN/m^3 .

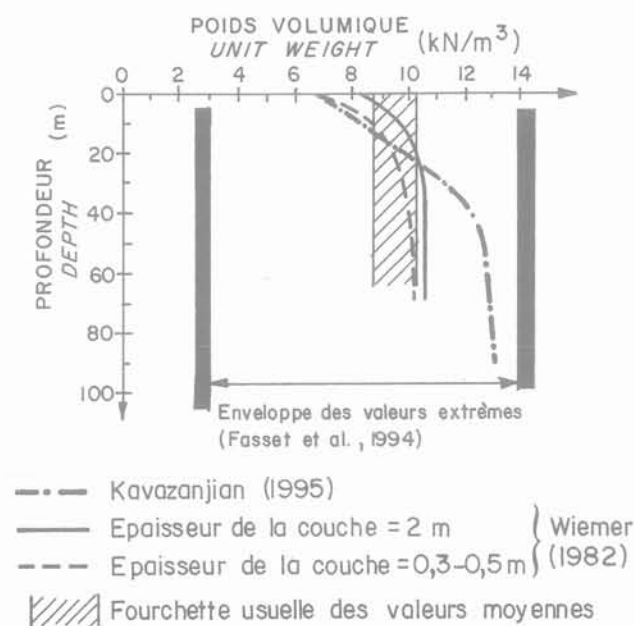


FIG. 1 Poids volumique des ordures ménagères.

En général, le poids volumique augmente avec la profondeur en raison de la compression des déchets par les matériaux sus-jacents. A partir d'une profondeur d'environ 40 m à 45 m, on constate une atténuation de la croissance du poids spécifique.

Selon des essais Proctor réalisés par Van Impe et Bouazza (1996), la densité sèche maximale des ordures ménagères est de l'ordre de $9,3 \text{ kN/m}^3$ et la teneur en eau optimale est d'environ 31 % (cf. Fig. 2). De plus, on

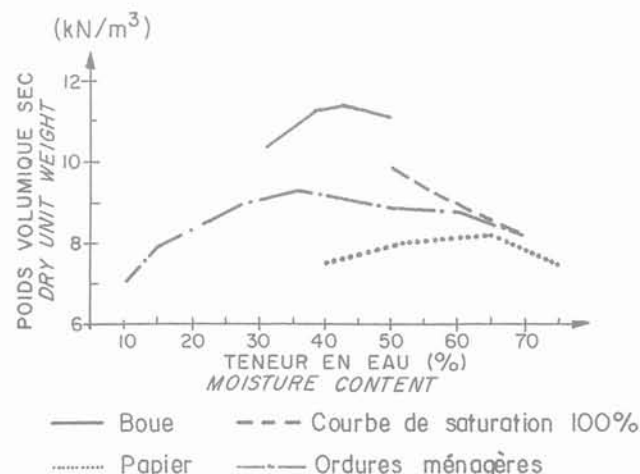


FIG. 2 Courbes de compactage pour des déchets (d'après Oweis et Khera, 1990, Manassero et al. 1996).

constate que l'allure des courbes de compaction est similaire à celle d'un sol.

La teneur en eau dépend de la composition initiale des déchets, du climat régional, de la méthode d'exploitation de la décharge, de la vitesse de biodégradation, ainsi que de la capacité et du fonctionnement du système de collecte pour le lixiviat. La teneur en eau varie normalement de 10 % à 50 %, avec une valeur usuelle de 25 % lorsque l'évapotranspiration est supérieure à la précipitation (Fig. 3). La teneur en eau augmente en relation avec la teneur en matière organique et l'âge des déchets.

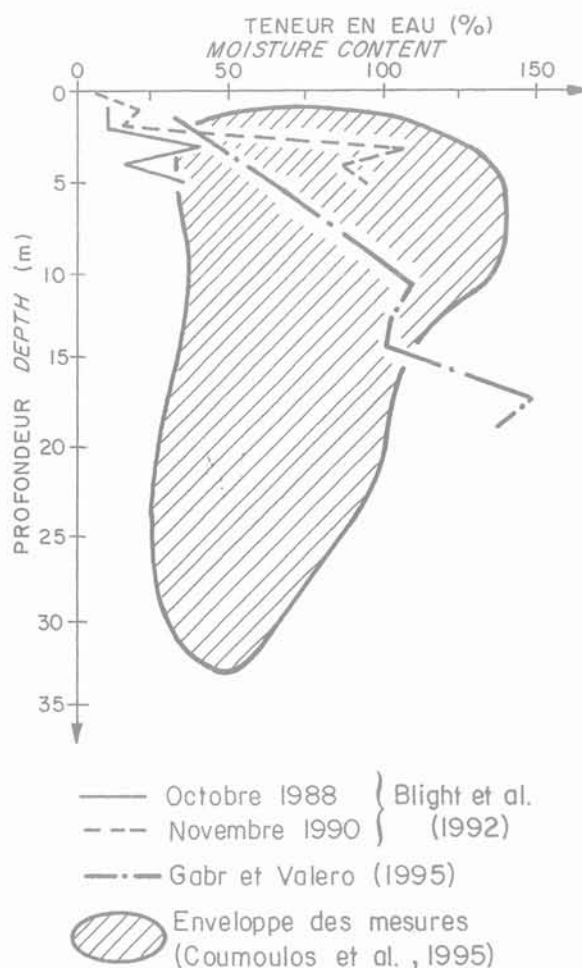


FIG. 3 Teneur en eau des ordures ménagères.

La teneur en matière organique a un effet important sur des processus biochimiques qui contrôlent la production de lixiviat et de biogaz. Ce paramètre influence également la résistance mécanique et la déformabilité des déchets. Mitchell (1983) a montré qu'une augmentation de 1 % à 2 % de la teneur en matière organique a un effet sur l'indice de plasticité comparable à une augmentation de 10 % à 20 % de la partie argileuse (particules inférieures à $2 \mu\text{m}$).

La résistance au cisaillement des ordures ménagères est classiquement évaluée soit à partir d'essais en laboratoire (triaxiaux ou boîte de cisaillement de grandes dimensions), soit de calages avec les résultats de plots d'essais ou d'instrumentation *in situ*. Toutefois,

une attention particulière devra être donnée lorsque les caractéristiques seraient déterminées à partir des calages.

Les caractéristiques au cisaillement trouvées dans la littérature présentent une forte variation. L'angle de frottement interne ϕ varie généralement entre 10° et 53° , tandis que la cohésion varie entre 0 et 67 kPa. A partir des résultats obtenus par diverses méthodes, Singh et Murph (1990) ont proposé une relation entre l'angle de frottement et la cohésion (Fig. 4). Toutefois, on constate sur cette figure, une forte dispersion des résultats, ce qui souligne la difficulté pour estimer la résistance au cisaillement.

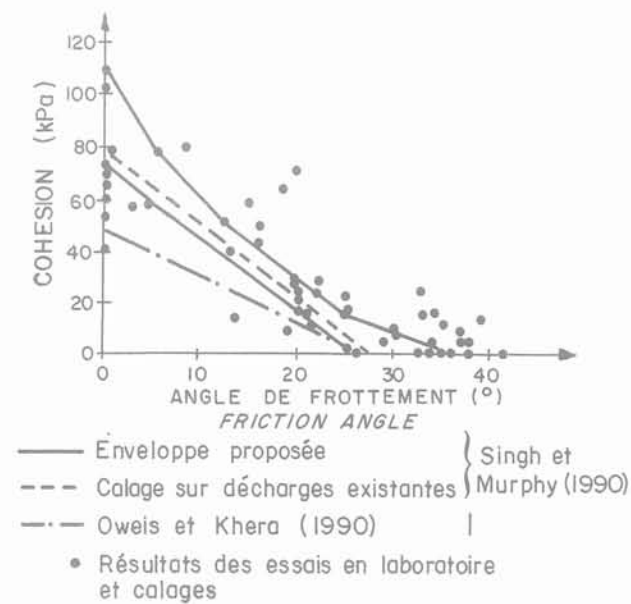


FIG. 4 Relation entre la cohésion et l'angle de frottement.

A partir des courbes de résistance au cisaillement, issues des essais triaxiaux ou à la boîte de cisaillement (Fig. 5 et 6), on observe que les paramètres environnementaux (âge des déchets, composition, teneur en eau, etc.) influencent la cohésion et l'angle de frottement. A partir des essais de cisaillement simple effectués par Gay *et al.* (1981) et Landva *et al.* (1984), l'angle de frottement augmente généralement avec l'âge des déchets, tandis que la cohésion tend à diminuer. Des essais triaxiaux effectués par Gabr *et al.* (1995) ont mis en évidence le phénomène d'une réduction de la cohésion avec une teneur en eau croissante (Fig. 7).

A partir des essais en laboratoire, divers auteurs ont montré que les déchets ne pouvaient pas mobiliser complètement la contrainte au cisaillement, même pour une déformation significative (Fig. 8). En conséquence, la loi de comportement Mohr-Coulomb ne peut s'appliquer systématiquement aux ordures ménagères.

Kavazanjian *et al.* (1994) et Van Impe and Bouazza (1996) ont proposé des relations entre la contrainte normale et la contrainte au cisaillement, à partir d'une synthèse des données disponibles (essais à la plaque, essais en laboratoire et calages de mesures effectuées

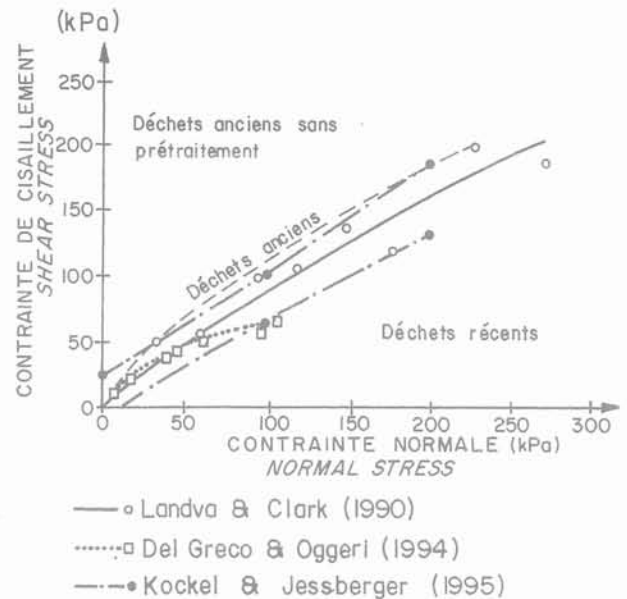


FIG. 5 Contrainte de cisaillement des ordures ménagères.

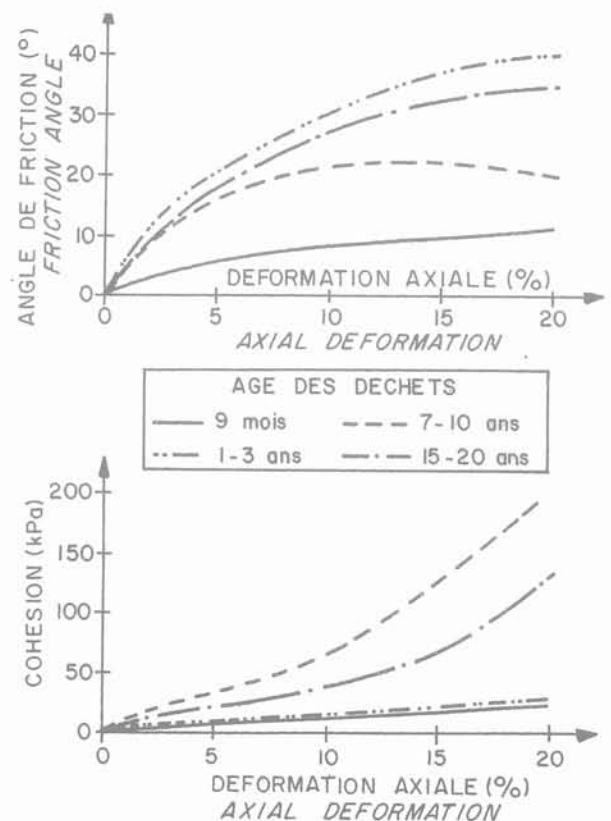


FIG. 6 Mobilisation de la cohésion et du frottement en fonction de la déformation axiale et l'âge des déchets (d'après Kockel, 1995).

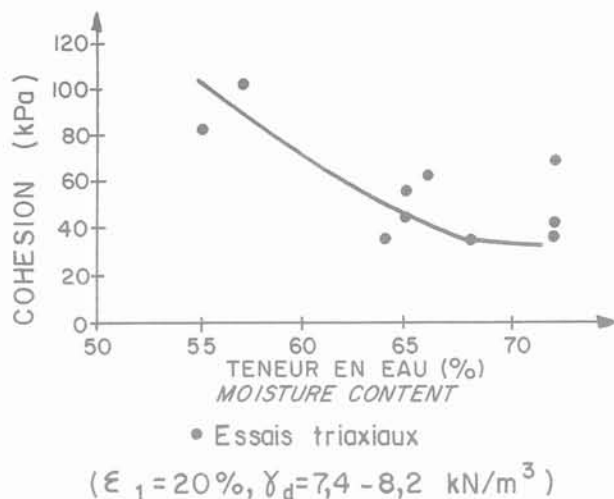


FIG. 7 Variation de la cohésion en fonction de la teneur en eau (d'après Gabr et Valero, 1995).

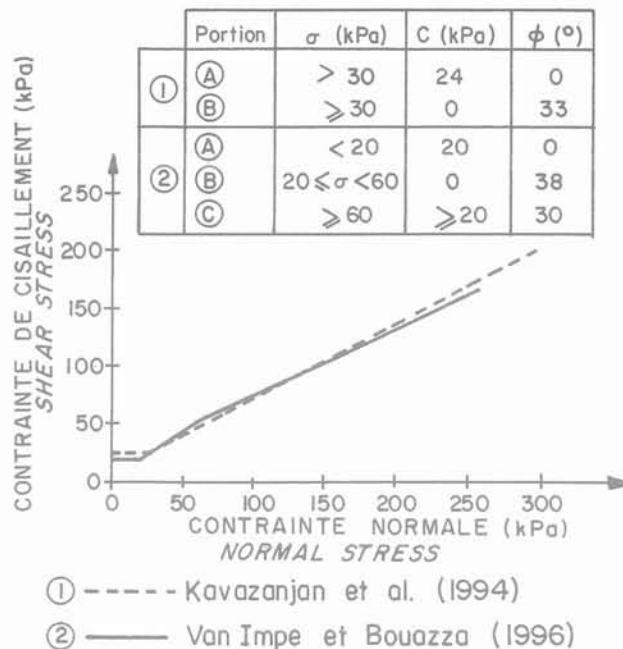


FIG. 9 Courbes représentatives de la résistance au cisaillement.

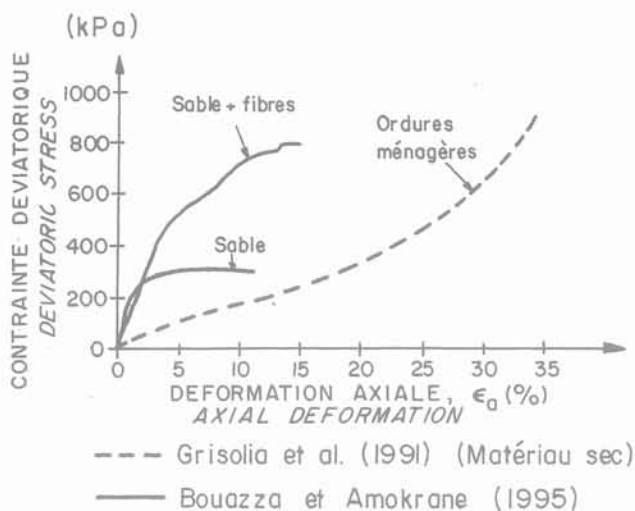


FIG. 8 Courbes contrainte - Déformation (d'après Manassero et al., 1996).

sur des décharges). Les relations proposées consistent en une enveloppe bilinéaire ou trilinéaire (Fig. 9).

En raison de la présence d'obstacles au sein des déchets, il est difficile d'évaluer les caractéristiques en cisaillement au moyen d'essais de reconnaissance *in situ*. Toutefois, des essais *in situ* tels que le CPT, le piézocône ou le pressiomètre, peuvent permettre la localisation des zones de faible résistance (Fig. 10).

Le coefficient de perméabilité des déchets est un paramètre important pour le dimensionnement du fond étanche et le système de collecte de lixiviat. A partir des résultats présentés par les divers auteurs (cf. Tableau IV), une première approximation de $k = 10^{-5} \text{ m/s}$ a été proposée. Toutefois, il est important de

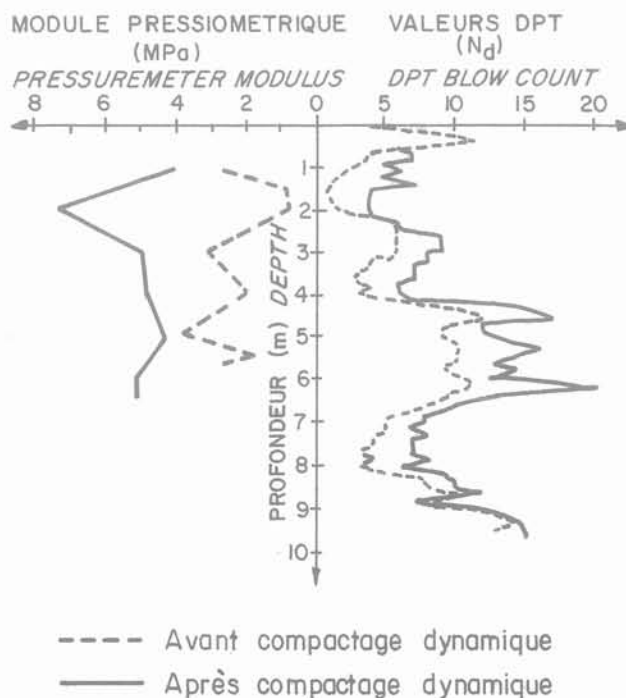


FIG. 10 Caractérisation des déchets par des mesures *in situ* d'après Jessberger, 1984 ; Kim, 1996).

TABLEAU IV

Récapitulation des coefficients de perméabilité pour les ordures ménagères.

Auteur	Poids volumique (kN/m ³)	Coefficient de perméabilité (m/s)	Méthode d'essai
Fungaroli <i>et al.</i> , 1979	1,1-4 (déchets broyés)	1×10^{-5} - 2×10^{-4}	Détermination lysimétrique
Koriatas <i>et al.</i> , 1983	8,6	$5,1 \times 10^{-5}$ - $3,2 \times 10^{-4}$	Essais en laboratoire
Oweis et Khera, 1986	6,5	1×10^{-5}	Essai de pompage à niveau descendant
Oweis <i>et al.</i> , 1990	9,4-14 6,3-9,4	$1,5 \times 10^{-6}$ $1,1 \times 10^{-5}$	Essais <i>in situ</i> Puits d'essais
Landva et Clark, 1990	10,1-14,4	1×10^{-5} - 4×10^{-4}	Puits d'essais
Gabr et Valero, 1995	—	10^{-7} - 10^{-5}	Essais en laboratoire
Blengino <i>et al.</i> , 1996	9-11	3×10^{-7} - 3×10^{-6}	Forages profonds (30-40 m). Essai à niveau descendant
Manassero, 1990	8-10	$1,5 \times 10^{-5}$ - $2,6 \times 10^{-4}$	Essais de pompage (profondeur de 15 m à 20 m)
Beaven et Powrie, 1995	5-13	10^{-7} - 10^{-4}	Essais en laboratoire sous une contrainte de confinement de 0 à 600 kPa
Brandl, 1990	11-14 compacté au rouleau 13-16 rouleau + compaction dynamique	7×10^{-6} - 2×10^{-5} 3×10^{-7} - 5×10^{-6}	Essai <i>in situ</i> à niveau descendant Puits d'essai
Brandl, 1994	9-12 avec pré-traitement 9-12 avec pré-traitement 13-17 fortement compacté	1×10^{-6} - 2×10^{-5} 3×10^{-5} - 5×10^{-4} 3×10^{-8} - 2×10^{-6}	Essais en laboratoire

rappeler que le coefficient de perméabilité dépend du degré de compaction, de l'âge des déchets, etc., et par conséquent, ce paramètre devra être évalué pour chaque site de décharge.

Les tassements dans une décharge sont produits par les mécanismes présentés ci-après :

- réduction de l'indice de vides et compression élastique dû à la distorsion mécanique, plissage et éclatement des particules sous le poids propre des déchets et des matériaux de couverture ;
- réorganisation des grains avec remplissage des vides par les particules de faible dimension ;
- compression secondaire ou fluage ;
- réduction de volume due à la dégradation et aux réactions chimiques ;
- dissolution due à la percolation d'eau et/ou de lixiviat ;
- tassement des sols de fondation compressibles.

Les facteurs affectant le tassement sont nombreux et souvent interdépendant (Edil *et al.*, 1990) :

- poids volumique et indice des vides initiaux ;
- teneur en matière organique ;
- hauteur de déchets et surcharges appliquées ;
- niveau de lixiviat et ses fluctuations ;
- facteurs environnementaux tels que la teneur en eau, la température et la production de biogaz.

Le tassement total des décharges d'ordures ménagères peut varier entre 5 % et 40 % de la hauteur initiale de déchets, avec une valeur usuelle de l'ordre de 20 % (Jessberger, 1994).

Le tassement des décharges se produit par deux mécanismes : consolidation primaire et compression secondaire. Le comportement des ordures ménagères en fonction du temps est schématisé sur la figure 11. La consolidation primaire se produit très rapidement et généralement s'achève pendant les premiers mois suivant l'application de la charge. En revanche, ces tassements sont relativement uniformes. Par contre, la compression secondaire est dépendante du temps et est fortement influencée par la vitesse de biodégradation. Les observations faites sur des décharges anciennes montrent que la compression secondaire peut se poursuivre sur une période assez longue, dépassant 15 à 25 ans (Fig. 12).

Les tassements des ordures ménagères sont classiquement évalués en considérant un comportement de consolidation 1-D (approches élastiques ou relations (e -log σ')) similaire à celui utilisé en mécanique des sols. Toutefois, l'application d'une telle approche aux ordures ménagères est difficile pour les raisons suivantes :

- les indices de compression et de recompression sont fonction de l'indice des vides initiaux ou de la hauteur H, ces paramètres étant variables et difficiles à estimer ;

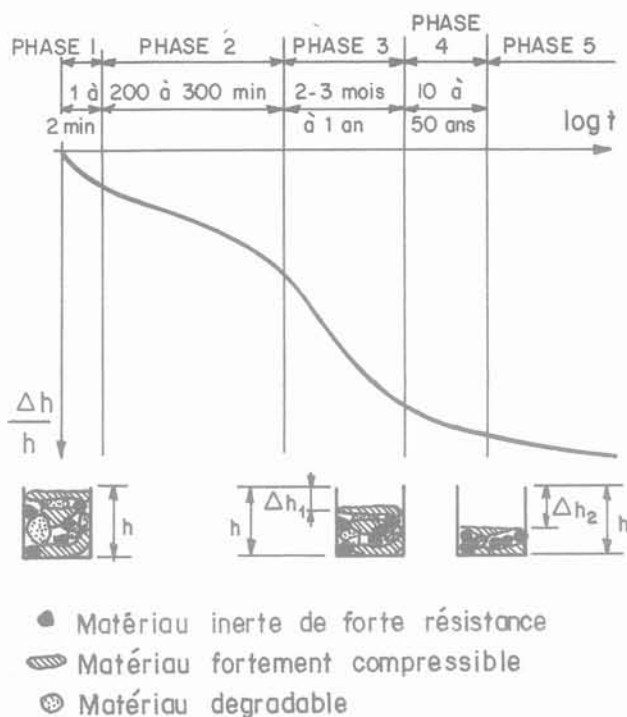


FIG. 11 Schématisation de la compression des ordures ménagères (modifié d'après Grisoli et al., 1992).

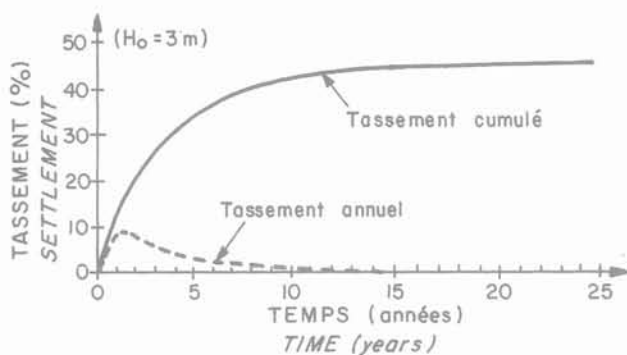


FIG. 12 Tassement des ordures ménagères (d'après Gandola et al., 1995).

– les relations $(e-\log \sigma')$ ou $(e-\log t)$ sont fréquemment non linéaires et par conséquent, les coefficients de compression C_c et C_α varient significativement avec les contraintes dans les décharges tandis que ces contraintes varient avec le temps ;

– la magnitude des tassements primaires est fonction de la contrainte effective. Ce paramètre dépend du poids volumique des déchets et du niveau de lixiviat, qui eux-mêmes sont difficiles à quantifier et sont variables avec le temps.

A partir des enveloppes proposées par Sowers (1973), on constate que le coefficient de consolidation primaire varie de $0,15e_0$ à $0,55e_0$, le seuil supérieur correspondant aux déchets à forte teneur en matière organique (Fig. 13). Le coefficient de compression secondaire varie entre $0,03e_0$, dans les conditions anaérobiques (conditions favorables à la dégradation), à $0,09e_0$, dans les conditions aérobiques. Ces enveloppes ont été confirmées par les résultats des essais en laboratoire présentés par Gabr et Valero (1995).

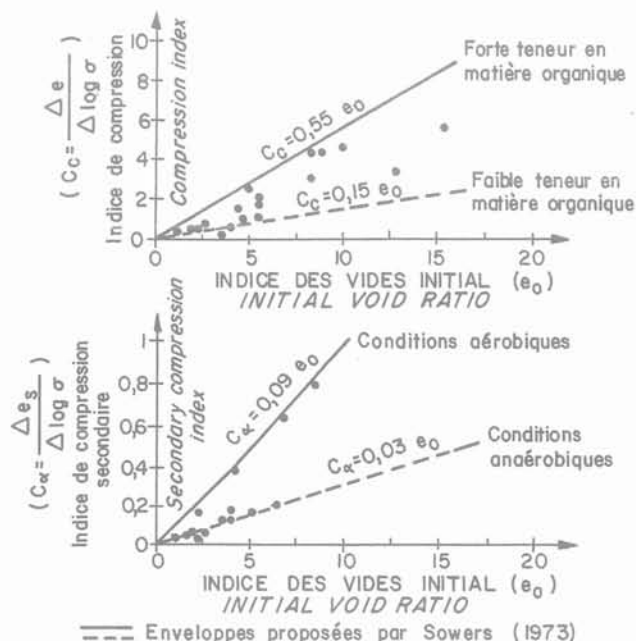


FIG. 13 Indices de compression (d'après Van Impe et Bouazza, 1996).

D'autres approches analytiques ont été proposées pour l'évaluation des tassements des ordures ménagères, notamment :

- variation logarithmique de la vitesse de tassement (Yen et Scanlon, 1975) ;
- modèle linéaire viscoélastique (Edil et al., 1990) ;
- modèles empiriques basés sur les résultats d'instrumentation obtenus pour des décharges d'ordures ménagères (Bjarngard et Edgers, 1990 ; Fassett et al., 1994).

Le module de déformation des ordures ménagères est généralement évalué à partir d'essais en laboratoires, ou d'essais *in situ* (essai à la plaque ou Analyse Spectrale des Ondes de Surface SASW). Van Impe et Bouazza (1996) ont proposé une enveloppe pour le module de déformation en fonction de la contrainte verticale (Fig. 14). Les ordures ménagères étant relativement compressibles et difficiles à compacter, leur capacité portante est faible, de l'ordre de 25 kPa à 60 kPa (Philip et al., 1993).

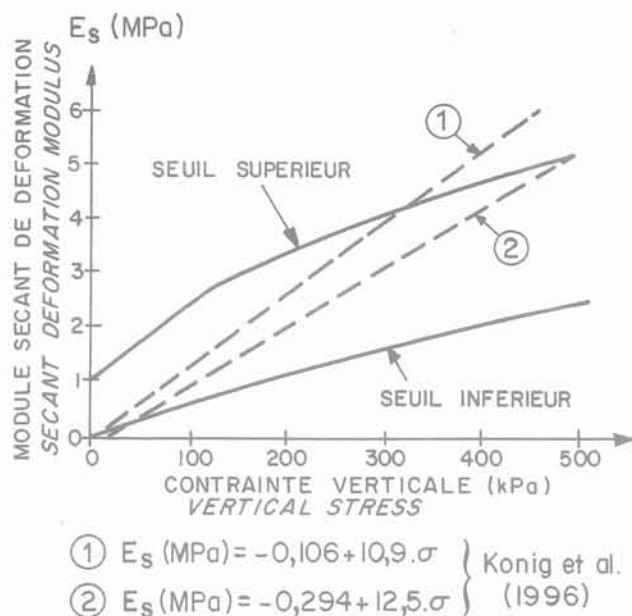


FIG. 14. Variation du module sécant de déformation en fonction de la contrainte verticale (modifié d'après Manassero et al., 1996).

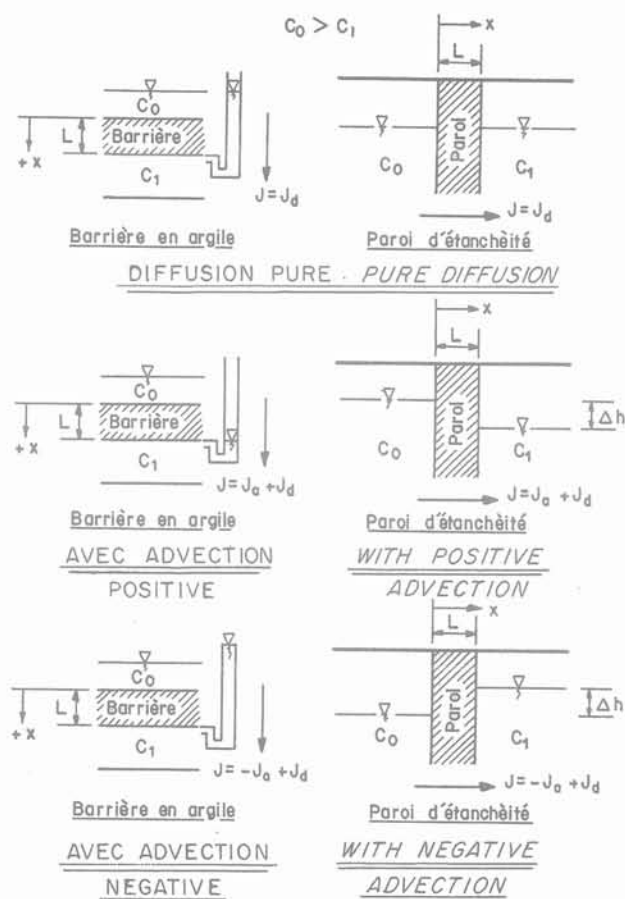


FIG. 15. Mécanisme du transport des polluants à travers un système de confinement (d'après Manassero et Shackelford, 1994).

4

Décharges classées (TC5-SC4)

Dans le passé, les barrières utilisées pour le confinement des décharges consistaient seulement en une couche d'argile compactée ou en une seule nappe de géomembrane. Récemment, certains pays ont adopté une réglementation tenant compte du phénomène de transport des polluants dans le dimensionnement du dispositif de confinement.

Le dispositif de confinement pour les décharges est composé des éléments suivants :

- fond étanche ;
- barrières latérales ;
- couverture.

Les phénomènes qui influencent le fonctionnement du système de confinement sont la diffusion et l'advection (Fig. 15).

La diffusion pure se développe lorsque le gradient hydraulique est nul et dans ce cas, la migration des polluants résulte d'un gradient de concentration des composés chimiques. Dans le cas d'une diffusion avec advection positive, la migration des polluants résulte à la fois d'un gradient hydraulique positif (vers l'extérieur du confinement) et d'un gradient de concentration positif. Dans le troisième cas, le gradient hydraulique s'oppose au gradient de concentration. Le sens de la migration dépend donc de l'importance relative du gradient pour chacun de ces deux phénomènes. De façon générale, la diffusion avec advection négative représente le système de confinement le plus efficace. Tou-

tefois, celle-ci implique l'utilisation continue d'un système de pompage dans la décharge, ce qui est contraignant dans la pratique.

La composition du fond étanche et de la couverture varie significativement entre les divers pays (Fig. 16), bien que l'on observe une tendance à l'uniformisation des normes nationales en vigueur. Par exemple, en France la réglementation en vigueur pour les décharges de Classe II (ordures ménagères ou assimilées) permet l'utilisation d'une seule nappe de géomembrane lorsque la formation de sol immédiatement en dessous présente une épaisseur minimale de 5 m et un coefficient de perméabilité inférieur à 10^{-6} m/s.

La barrière étanche est l'élément principal pour le confinement à long terme ($t > 50$ ans). Afin d'assurer son efficacité, cette couche devra présenter un faible coefficient de perméabilité, être compatible avec les produits chimiques dans la décharge, présenter une forte capacité d'adsorption et un faible coefficient de diffusion. L'utilisation d'un système composé présente l'avantage d'être capable d'atténuer les défauts locaux de la géomembrane et de la couche d'argile compactée. La vitesse de migration du lixiviat en fonction du système de confinement est récapitulée dans le tableau V.

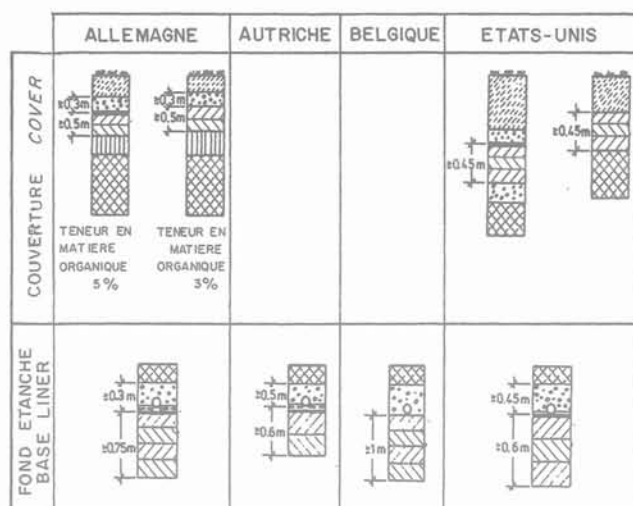


FIG. 16 Composition du fond étanche et de la couverture pour les décharges d'ordures ménagères.

TABEAU V Migration du lixiviat au travers des différents types de barrière de fond.

Dispositif	Vitesse de migration du lixiviat (litres/hectare/jour -- lhj)
Barrière minérale	100 000 lhj pour des sols avec $k \approx 10^{-7}$ m/s
	10 000 lhj pour des sols avec $k \approx 10^{-8}$ m/s
	1 000 lhj pour des sols avec $k \approx 10^{-9}$ m/s
Géomembrane	100 lhj pour une géomembrane installée avec des contrôles stricts de la qualité de construction et comportant un nombre usuel de défauts
Barrière composée simple	10 lhj pour une barrière composée utilisant un sol avec $k \approx 10^{-7}$ à 10^{-8} m/s
	0,1 lhj pour une barrière composée utilisant un sol avec $k \approx 10^{-9}$ m/s
Barrière composée double	≈ 0 pour une barrière composée double où chaque barrière est constitué d'un sol avec $k \approx 10^{-9}$ m/s

Les couvertures sont essentiellement constituées de plusieurs éléments, qui jouent chacun un rôle spécifique. Les rôles principaux de la couverture sont présentés ci-dessous (Fig. 17) :

– fournir une pente adéquate pour faciliter le ruissellement ou la collecte des eaux pluviales ;

COUCHE	FONCTIONS PRINCIPALES	MATERIAUX USUELS	CONSIDERATIONS GENERALES
Couche superficielle	Facilite la végétalisation Augmente l'évapotranspiration Limite l'érosion	Terre végétale en zones humides Galets en zone arides Système anti-érosion en géosynthétique	Cette couche est toujours nécessaire pour limiter l'érosion due à l'eau ou au vent
Couche de protection	Rétention d'eau Protection des couches sous-jacentes des dommages dus aux êtres humains, aux animaux ou à la végétation Barrière de protection contre la dessiccation ou le gel/dégel Assure la stabilité	Mélange de sols, galets	Une couche de protection est toujours nécessaire, sa composition pouvant varier La couche de protection peut être combinée avec la couche superficielle
Couche drainante	Evacuation des eaux d'infiltration afin de limiter leur contact avec la barrière étanche sous-jacente Dissipation des pressions interstitielles	Sable, gravier Géotextiles, géonets, géocomposites	Cette couche est facultative Elle est nécessaire uniquement lorsque le volume d'eau traversant la couche de protection ou les pressions interstitielles sont très importants
Barrière étanche	Minimise l'infiltration d'eau dans les déchets Empêche l'émission de gaz	Argile compactée Géomembranes Matériau composite argile/géosynthétiques	Une barrière est normalement nécessaire à l'exception des décharges situées dans des climats très arides
Couche pour la collecte du gaz	Transfert du gaz généré vers les points de collecte	Sable Géotextiles, géonets	Nécessaire si la décharge génère un volume significatif de gaz

FIG. 17 Composition et fonctions de la couverture (d'après Daniel et Koerner, 1993).

- fournir une séparation entre les déchets et l'environnement ;
- minimiser l'infiltration d'eau dans les déchets, afin de réduire la production de lixiviat ;
- réduire l'émission de biogaz.

5

Réhabilitation de sites pollués (TC5-SC5)

Un élément important dans la conception du système de réhabilitation de sites est l'analyse des risques. Cette analyse consiste en l'évaluation du chemin de transfert complet entre la source de la pollution jusqu'à son point d'impact (cible) sur l'environnement. Dans la pratique, l'analyse est plus compliquée lorsqu'existent plusieurs sources de pollution, plusieurs cibles et ainsi que des chemins de transfert multiples. De plus, le chemin de transfert peut se modifier avec le temps.

En général, les niveaux d'impact sont exprimés par la concentration maximale admissible de polluant. Bien que ces niveaux varient entre les divers pays, la réglementation fixe en général deux seuils : celui correspondant au cas où aucune action est nécessaire, et celui pour lequel une intervention devient impérative.

Les chemins les plus communs de transferts pour les décharges sont les suivants :

- émission de gaz ou de vapeur vers l'atmosphère ;
- écoulement de lixiviat vers les eaux de surface ;
- écoulement de lixiviat vers le dispositif de collecte ou les eaux souterraines.

L'analyse des risques nécessite l'obtention de certaines informations relatives aux conditions du site au moyen d'essais *in situ* ou en laboratoire. L'identification de la source de pollution nécessite une évaluation des produits chimiques émis, de la mobilité de ces produits et de la force motrice conduisant à l'émission. De plus, une connaissance de la durée de la réhabilitation est impérative.

L'échantillonnage des sources est généralement effectué par prélèvements intrusifs ou par des techniques *in situ*. Ces dernières sont plus représentatives mais moins souvent utilisées.

La réhabilitation du site consiste en la réduction des émissions de polluants au niveau de la source, ceci étant généralement réalisé par les méthodes suivantes :

- enlèvement par excavation ;
- destruction par des techniques biologiques et/ou chimiques ;
- destruction par des méthodes physiques ;
- réduction de l'émission par stabilisation biologique et/ou chimique ;
- réduction de l'émission par stabilisation physique ;
- confinement de la source.

Il est également possible d'effectuer la réhabilitation à un autre endroit, le long du chemin de transport, au moyen des procédures suivantes :

- interdiction du chemin (parois d'étanchéité, puits de captage, etc.) ;
- dérivation du chemin vers une cible non sensible ;
- ralentissement de la migration le long du chemin ;

- amélioration de l'activité biologique et/ou chimique le long du chemin ;
- amélioration de la diffusion et de la dispersion le long du chemin.

Une troisième solution est de protéger la cible, soit en la déplaçant, soit avec la mise en place d'un dispositif de sécurité.

Le confinement d'un site pollué consiste généralement en la mise en place d'une barrière verticale périphérique. Les techniques classiquement utilisées sont les suivantes :

- tranchée remplie d'argile compactée avec ou sans géomembrane ;
- palplanches ou géomembranes mises en place par fonçage ;
- pieux sécants ;
- jet grouting ;
- paroi d'étanchéité au coulis.

Dans certains cas, il peut être nécessaire de créer une barrière horizontale sous la décharge. Toutefois, cette technique est très peu utilisée et se limite aux méthodes d'injection ou de jet grouting.

Une alternative au confinement des sites pollués consiste en l'assainissement *in situ*. Les techniques disponibles sont nombreuses et peuvent être regroupées sous les rubriques : physique, chimique ou biochimique. Chaque technique présente une efficacité variable en fonction des composés chimiques contenus dans le sol et/ou l'eau. Par conséquent, la réhabilitation *in situ* nécessite souvent le couplage de plusieurs techniques.

6

Évaluation des risques géo-environnementaux pour les matériaux de dragage (TC5-SC6) et les matériaux géotechniques non usuels (TC5-SC7)

La boue provenant des activités de dragage peut présenter un risque pour l'environnement lorsqu'elle contient une pollution significative. Par exemple, une étude effectuée par Brown *et al.* (1990) a mis en évidence le risque de cancer en fonction du chemin d'exposition aux boues contaminées par de PCB (pyralène), (Fig. 18). Les boues provenant de dragages peuvent être regroupées en cinq catégories en fonction de leur niveau de pollution.

- Classe 0 : concentrations inférieures aux valeurs de référence ;
- Classe 1 : concentrations entre la valeur de référence et le seuil d'alerte ;
- Classe 2 : concentrations entre le seuil d'alerte et le seuil d'action ;
- Classe 3 : concentrations entre les seuils d'action retenus pour les différents types de sols ;
- Classe 4 : concentrations supérieures aux seuils d'action pour tous les types de sols.

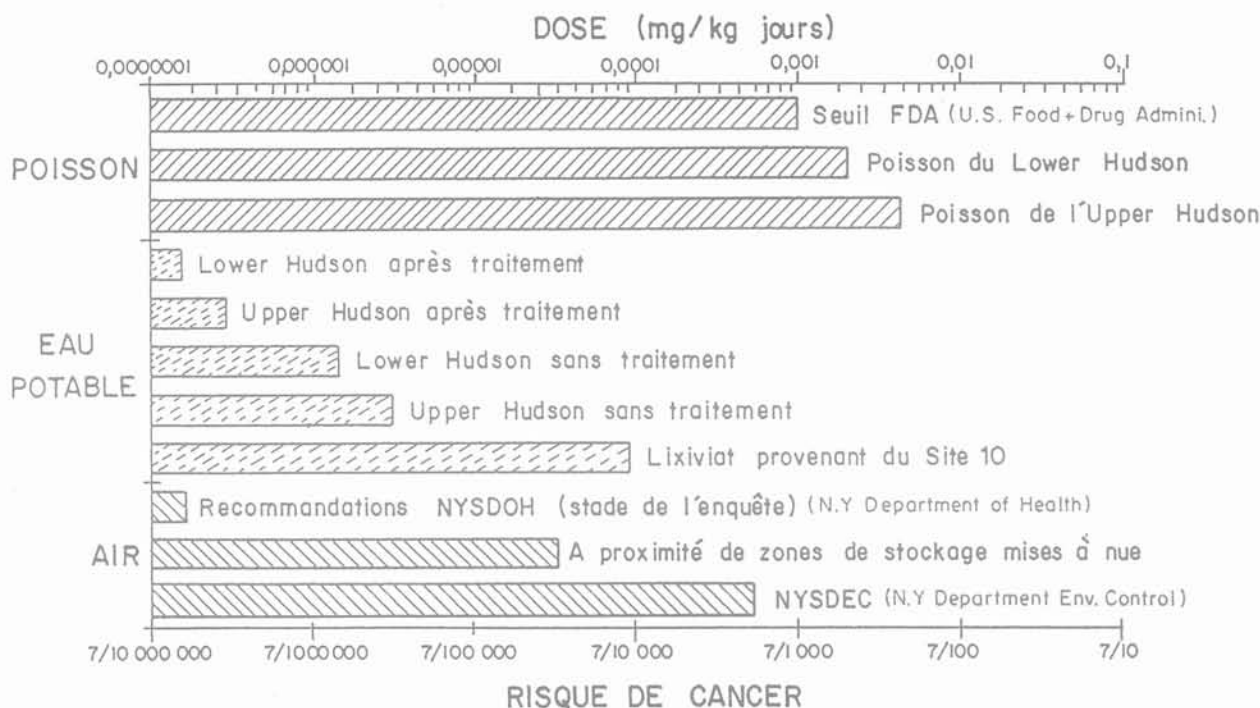


FIG. 18 Risques de cancer en fonction du chemin de l'exposition (d'après Brown *et al.*, 1990).

Les boues des Classes 0 et 1 sont assimilées aux sols faiblement pollués et par conséquent, elles peuvent être réutilisées en respectant la réglementation correspondante. Pour les boues de Classe 2, elles peuvent être réutilisées uniquement dans un rayon de moins de 20 m de l'endroit où elles ont été draguées. La réutilisation de boue de Classe 3 est interdite hors eau et est limitée au strict minimum sous l'eau. La réutilisation de boue de Classe 4 est interdite. Les boues de Classe 3 et 4 doivent être stockées dans une décharge contrôlée.

La boue est caractérisée par sa teneur en eau très élevée, de l'ordre de 200 % à 250 %. Son poids volumique varie avec la teneur en eau entre 10 kN/m³ et 20 kN/m³, la valeur supérieure correspondant à une faible teneur en eau (Fig. 19). De plus, les boues ont fréquemment une forte teneur en matière organique.

Les matériaux de construction « non usuels » comprennent tous les résidus normalement non utilisables qui sont produits par des activités industrielles et minières ou par des usines de production d'énergie. La réutilisation ou le recyclage de ces matériaux vise à diminuer le volume mis en décharge. Toutefois, toute réutilisation de ces matériaux nécessite une évaluation préalable des risques géo-environnementaux associés.

On souligne en particulier, deux cas de réutilisation des déchets. Certains résidus industriels sont largement utilisés dans les projets routiers pour remplacer ou compléter les agrégats naturels. Les pneus ont également été réutilisés dans le domaine de la géotechnique. Nous citons ci-après quelques exemples :

- paroi d'étanchéité en coulis de sol-bentonite pour un stockage de matière organique (Park *et al.*, 1996) ;
- addition au béton bitumineux enrobé à chaud après pyrolyse des pneus (Park et Lovell, 1996) ;
- en association avec des câbles pour des ancrages ;
- remblais allégés (Pneusol) dont le poids volumiques est d'environ 4 kN/m³.

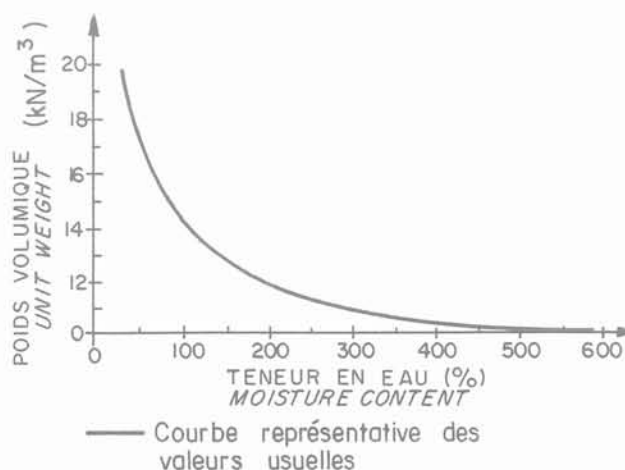


FIG. 19 Poids volumique des boues de dragage.

- Blower T., Cowland J.W., Tang K.Y. — *The stability of Hong Kong Landfill Slopes, Engineering Geology of Waste Disposal*. S.P. Bentley Ed., Engineering Geology Special Publication n° 11, The Geotechnical Society, 1996.
- Del Greco O., Oggeri C. — « Geotechnical parameters of sanitary wastes ». Proc. Sardinia '93, 4th Int. Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 1993, p. 1421-1431.
- Grisolia M., Napoleoni Q., Tancredi G. — « Considerazioni sulla compressibilità dei rifiuti solidi urbani ». Proc. 1st Italian-Brazilian symposium on sanitary and Environmental engineering, Rio de Janeiro, 1992.
- Grisolia M., Napoleoni Q., Sirini P., Tancredi G. — « Geotechnical behaviour of sanitary landfill based on laboratory and *in situ* tests ». Proc. 15th conferences of geotechnics of Torino, Società Ingegneri e Architetti in Torino (in Italian), 1991.
- Haegeman W.F. — « Non destructive evaluation of a road construction by the SASW method ». Proc. Danube European conference on soil mechanics and foundation engineering, Mamaia, Romania, 1995, vol. 1.
- Haegeman W.F., Van Impe W.F. — « Development on the SASW method ». Proc. 11th ECSMFE, Copenhagen, Denmark, Danish Geotechnical Society, Bulletin 11, 1995, vol. 2.
- Fassett J.B., Leonards G.A., Repetto P.C. — « Geotechnical properties of municipal solid wastes and their use in landfill design ». Proc. Waste Tech. '94, National solid wastes management association, Charleston, South Carolina, 1994.
- Jessberger H.L. — « Geotechnical aspects of landfill design and construction », part 2, « Material parameters and test methods ». Proc. Instn. Civil engineering geotechnical engineering, 107, Apr., 1994, p. 105-113.
- Jessberger H.L., Kockel R. — « Determination and assessment of the mechanical properties of waste materials ». Proc. Sardinia '93, 4th Int. Landfill symposium, Cagliari Italy, 1993.
- Kolsch F. — « Material values for some mechanical properties of domestic waste ». Proc. Sardinia '95, 5th Int. Landfill symposium, Cagliari, Italy, 1995.
- Landva A.O., Clark J.I. — « Geotechnical testing of wastefill ». Proc. 39th Canadian geotechnical conference, Ottawa, Ontario, 1986, p. 371-385.
- Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, SC2 — « Contaminant migration test methods, modelling and monitoring C.D. », Shackelford.
- Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, SC3 — « Waste stability », M. Wojnarowicz.
- Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, SC4 — « Controlled landfills », M. Manassero.
- Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, SC6 — « Assessment of geo-environmental hazards from dredging materials », M. Kamon.
- Report of the ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics, SC7 — « Assessment of geo-environmental hazards from non-traditional geotechnical construction materials », L. De Mello.
- Jones F., Taylor D., Dixon N. — *Shear strength of waste and its use in landfill stability analysis, Geo-environmental engineering*, Thomas Telford, London, 1997.
- Taylor D.P. — « Strength testing of domestic waste by plate bearing and shear box tests, MSc dissertation ». University of Durham School of Engineering, 1995.
- Van Impe W.F. — « Stability analysis of the Appels landfill ». International report, Soil mechanics laboratory, Ghent University (unpublished) (in Flemish), 1993.
- Van Impe W.F. — « Municipal and industrial waste improvement by heavy tamping ». Proc. Meeting of geotechnical engineering Geotechnics in the Design and construction of Controlled waste landfills, Milazzo (ME), Associazione Poligeotecnici Riuniti, 1994.
- Van Impe W.F., Bouazza A. — « Compaction dynamique des déchets ménagers ». Journée Louis Ménéard (in French), 1995.
- Van Impe W.F., Bouazza A. — « Densification of waste fills by compaction ». *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 33, n° 6, 1996, p. 879-887.
- Van Impe W.F., Bouazza A., Haegeman W. — « Quality control of dynamic compaction in waste fills ». Proc. 2nd ICEG, Osaka, ISSMFE, A.A. Balkema, Rotterdam, 1996.
- Van Impe W.F., Manassero M., Bouazza A. — « Waste disposal and containment ». 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka-Japan, Vol. State of the arts reports, 1996, p. 193-242.