

CHAPITRE 3

ELIMINATION DES DECHETS SOLIDES

Auteurs

Riitta Pipatti (Finlande), Per Svandal (Norvège)

Joao Wagner Silva Alves (Brésil), Qingxian Gao (Chine), Carlos López Cabrera (Cuba), Katarina Mareckova (Slovaquie), Hans Oonk (Pays-Bas), Elizabeth Scheehle (États-Unis), Chhemendra Sharma (Inde), Alison Smith (Royaume-Uni) et Masato Yamada (Japon)

Auteurs contributeurs

Jeffrey B. Coburn (Etats-Unis), Kim Pingoud (Finlande), Gunnar Thorsen (Norvège) et Fabian Wagner (Allemagne)

Table des matières

3	Élimination des déchets solides	
3.1	Introduction	3.6
3.2	Questions méthodologiques	3.6
3.2.1	Choix de la méthode	3.6
3.2.2	Choix des données d'activité	3.13
3.2.3	Choix des facteurs et paramètres d'émission	3.14
3.3	Utilisation des mesures pour estimer les émissions de CH ₄ des SEDS	3.21
3.4	Carbone accumulé dans les SEDS	3.25
3.5	Exhaustivité	3.Erreur ! Signet non défini.
3.6	Comment élaborer une série temporelle cohérente	3.Erreur ! Signet non défini.
3.7	Evaluation de l'incertitude	3.27
3.7.1	Incertaince imputable à la méthode	3.27
3.7.2	Incertaince imputable aux données	3.28
3.8	AQ/CQ, Etablissement des rapports et Documentation	3.30
	Références	3.32
Annexe 3A.1	Modèle de décomposition de premier ordre	3.35
	Références	3.44

Equations

Équation 3.1	émission de CH ₄ des SEDS	3.8
Équation 3.2	COD dégradable des données d'élimination des déchets.....	3.9
Équation 3.3	Transformation du CODDm en L ₀	3.10
Équation 3.4	CODDm accumulé dans les SEDS à la fin de l'année T	3.10
Équation 3.5	CODDm dégradé à la fin de l'année T	3.10
Équation 3.6	CH ₄ obtenu du CODDm décomposé	3.11
Équation 3.7	Estimations COD à l'aide des valeurs par défaut de teneur en carbone	3.14
Équation 3A1.1	Equation différentielle pour décomposition de premier ordre (DPO)	3.35
Équation 3A1.2	Équation de décomposition de premier ordre.....	3.35
Équation 3A1.3	CODDm restant un an après décomposition	3.36
Équation 3A1.4	CODDm décomposé un an après	3.36
Équation 3A1.5	CODDm décomposé durant l'année T	3.36
Équation 3A1.6	Relation entre période de demi-vie et constante de vitesse de réaction	3.36
Équation 3A1.7	Équation DPO pour la décomposition commençant après 3 mois	3.36
Équation 3A1.8	CODDm décomposé pendant l'année d'élimination (décomposition après 3 mois)	3.37
Équation 3A1.9	CODDm obtenu par dissimilation durant l'année (t) (retard de 3 mois)	3.37
Équation 3A1.10	Masse de carbone organique dégradable accumulé à la fin de l'année T	3.38
Équation 3A1.11	Masse de carbone organique dégradable décomposé pendant l'année T	3.38
Équation 3A1.12	CODDm restant à la fin de l'année de dépôt	3.38
Équation 3A1.13	CODDm décomposé pendant l'année de dépôt	3.39
Équation 3A1.14	CODDm accumulé à la fin de l'année T	3.39
Équation 3A1.15	CODDm décomposé pendant l'année T	3.39
Équation 3A1.16	Calcul de CODm décomposable sur la base des données d'évacuation des déchets	3.40
Équation 3A1.17	CH ₄ obtenu du CODDm décomposé.....	3.40
Équation 3A1.18	CH ₄ émis des SEDS	3.40
Équation 3A1.19	Calcul des DOCm stockés sur le long terme sur la base des données d'évacuation des déchets	3.41
Équation 3A1.20	Équation de réaction de premier ordre	3.41
Équation 3A1.21	Equation des <i>Lignes directrices 1996 du GIEC</i> pour le COD réagissant dans l'année T	3.42
Équation 3A1.22	Equation DPO du <i>GPG 2000</i> pour le CODDm réagissant dans l'année T	3.42
Équation 3A1.23	DPO avec vitesse d'évacuation D(t)	3.43
Équation 3A1.24	Carbone organique dégradable accumulé pendant une année	3.44
Équation 3A1.25	Volume de CH ₄ produit pendant une année	3.44

Figures

Figure 3.1	Arbre décisionnel pour les émissions de CH ₄ des sites d'élimination des déchets solides...	3.8
Figure 3A1.1	Erreur due à la non intégration complète de la courbe de la vitesse de réaction	3.42
Figure 3A1.2	Effet de l'erreur dans l'équation <i>GPG2000</i>	3.43

Tableaux

Tableau 3.1	Classification SEDS et Facteurs de correction du méthane (MCF)	3.16
Tableau 3.2	Facteur d'oxydation (OX) pour les SEDS	3.17
Tableau 3.3	Taux de formation de méthane par défaut (k) recommandés sous le Niveau 1	3.18
Tableau 3.4	Demi-vies par défaut (t _{1/2}) recommandées (année) sous le Niveau 1	3.19
Tableau 3.5	Estimations des incertitudes liées aux données et paramètres d'activité par défaut dans la méthode DPO de calcul des émissions de CH ₄ des SEDS	3.29
Tableau 3A1.1	Nouvelle méthode de calcul de la DPO	3.38

Encadrés

Encadré 3.1	Mesures directes des systèmes de collecte de gaz pour calculer les paramètres du modèle DPO	3.22
Encadré 3.2	Mesure directe des émissions de méthane à la surface des SEDS	3.24

3 ÉLIMINATION DES DÉCHETS SOLIDES

3.1 INTRODUCTION

Le traitement et l'élimination des déchets municipaux, industriels et autres déchets solides produisent des taux importants de méthane (CH_4). En plus du CH_4 , les sites d'élimination des déchets solides (SEDS) produisent également du dioxyde de carbone biogène (CO_2), des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) ainsi que de petites quantités d'oxyde nitreux (N_2O), d'oxydes d'azote (NO_x) et de monoxyde de carbone (CO). Le CH_4 produit au niveau des SEDS représente un apport de 3 à 4% aux émissions annuelles globales de gaz à effet de serre d'origine anthropique (GIEC, 2001). Dans bon nombre de pays industrialisés, la gestion des déchets a beaucoup évolué au cours de la dernière décennie. Des stratégies de réduction et de recyclage/réutilisation des déchets ont été introduites afin de réduire le volume de déchets produits. En outre, des méthodes et des pratiques alternatives de gestion des déchets pour l'élimination des déchets solides sont mises en œuvre afin de minimiser les répercussions écologiques et environnementales de la gestion des déchets. De même, la récupération des gaz des décharges est une technique adoptée à l'effet de réduire les émissions de CH_4 des SEDS.

La décomposition de matières organiques issues de sources de biomasse (ex.: cultures, bois) est la principale source de production de CO_2 dans les déchets. Ces émissions de CO_2 ne figurent pas dans les totaux nationaux car ce carbone est d'origine biogène et les émissions nettes sont comptabilisées dans le Secteur AFAT. Les méthodologies concernant les COVNM, les NO_x et le CO sont prises en charge dans les lignes directrices d'autres conventions telles que la Convention UNECE sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CLRTAP). On trouvera au Chapitre 1 du présent volume des liens à ces méthodologies ainsi que d'autres informations pertinentes au Chapitre 7 du Volume 1. Comme les émissions de N_2O des SEDS sont insignifiantes, aucune méthodologie n'est fournie en ce qui les concerne.

Les *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre - version révisée 1996* (*Lignes directrices 1996*, GIEC, 1997) et les *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000)*, GIEC, 2000) fournissent deux méthodes de calcul d'émissions de CH_4 issues des SEDS: la méthode du bilan massique (Niveau 1) et la méthode de décomposition de premier ordre (DPO) (Niveau 2). Il est fortement recommandé d'éviter le recours à la méthode de bilan massique, dans ce Volume, car elle aboutit à des résultats qui ne sont pas comparables à ceux de la méthode DPO qui, elle, donne des estimations plus exactes des émissions annuelles. Au lieu de la méthode de bilan massique, ce chapitre propose une version de Niveau 1 de la méthode DPO, dont un modèle simple sur tableur, accompagnée d'instructions d'utilisation et de données par défaut améliorées. Grâce à ces instructions, tous les pays doivent pouvoir appliquer la méthode DPO.

3.2 QUESTIONS METHODOLOGIQUES

3.2.1 Choix de la méthode

La méthodologie du GIEC pour estimer les émissions de CH_4 des SEDS se fonde sur la méthode de décomposition de premier ordre (DPO). Cette méthode présuppose que la composante organique destructible (carbone organique dégradable, COD) des déchets se décompose lentement sur plusieurs décennies ; période au cours de laquelle du CH_4 et du CO_2 se forment. Si les conditions sont constantes, le taux de production du CH_4 ne devra dépendre que du volume de carbone qui reste dans les déchets. Par conséquent, les émissions de CH_4 provenant de déchets, déposés dans une décharge, sont plus élevées pendant les premières années de leur dépôt avant de commencer à diminuer progressivement au fur et à mesure que le carbone dégradable du déchet est consommé par les bactéries responsables de la décomposition.

La transformation des matières dégradables, dans les SEDS, en CH_4 et en CO_2 est une chaîne de réactions et de réactions parallèles. Un modèle complet peut s'avérer trop complexe et changer en fonction des conditions prévalant sur le SEDS. Toutefois, des observations, en laboratoire et sur le terrain, sur les données de production du CH_4 , ont permis de conclure que le processus de décomposition peut être établi par cinétique de premier ordre (ex.: Hoeks, 1983), et cette ligne d'argumentation est largement partagée. C'est pourquoi le GIEC a adopté le modèle DPO comme outil d'estimation des émissions de CH_4 des SEDS.

Les demi-vies de différents types de déchets varient de quelques années jusqu'à plusieurs décennies ou plus. La méthode DPO requiert que les données soient recueillies ou estimées pour les dépôts historiques de déchets sur une période de 3 à 5 demi-vies afin d'arriver à un résultat raisonnablement exact. C'est pourquoi *les bonnes pratiques* recommandent d'utiliser des données d'évacuation de déchets sur au moins 50 ans puisque cet intervalle de temps fournit un résultat dont le degré d'exactitude est acceptable pour la plupart des pratiques et conditions d'élimination des déchets. S'il choisit un intervalle de temps plus court, le compilateur de l'inventaire devra pouvoir démontrer qu'il n'y aura aucun risque de sous-estimation importante des émissions. Ces *Lignes directrices* ont pour vocation d'aider à estimer les données historiques d'élimination de déchets (Section 3.2.2, Choix des données d'activité), les valeurs par défaut de tous les paramètres du modèle DPO (Section 3.2.3, Choix des facteurs et paramètres d'émission) et proposent un modèle simplifié de tableur pour aider les pays à appliquer la méthode DPO.

Trois niveaux pour estimer les émissions de CH₄ des SEDS y sont décrits:

Niveau 1: les estimations des méthodes de Niveau 1 sont basées sur la méthode DPO du GIEC utilisant principalement des données d'activité par défaut et des paramètres par défaut.

Niveau 2: les méthodes de Niveau 2 utilisent la méthode DPO du GIEC et quelques paramètres par défaut, mais elles nécessitent de bonnes données d'activité du pays sur les rejets historiques et actuels de déchets au niveau des SEDS. Les données historiques d'élimination des déchets, sur une durée de 10 ans ou plus, doivent être basées sur les statistiques, études et autres sources propres au pays concerné. Il est nécessaire de disposer de données sur les volumes de déchets évacués dans les SEDS.

Niveau 3: les méthodes de Niveau 3 exploitent des données d'activité de pays de bonne qualité (voir Niveau 2) et utilisent soit la méthode DPO avec (1) des paramètres clés élaborés à des fins nationales ou (2) des paramètres de pays obtenus à partir de mesures effectuées. Le compilateur d'inventaire peut utiliser des méthodes nationales de qualité égale ou supérieure à la méthode DPO de Niveau 3 décrite plus haut. Parmi les paramètres clés, il y a lieu d'inclure la demi-vie et le potentiel de génération de méthane (L_0) ou la teneur en COD dans les déchets et la fraction de COD qui se décompose (DOC_f). Ces paramètres peuvent être fondés sur des mesures comme décrit à l'Encadré 3.1.

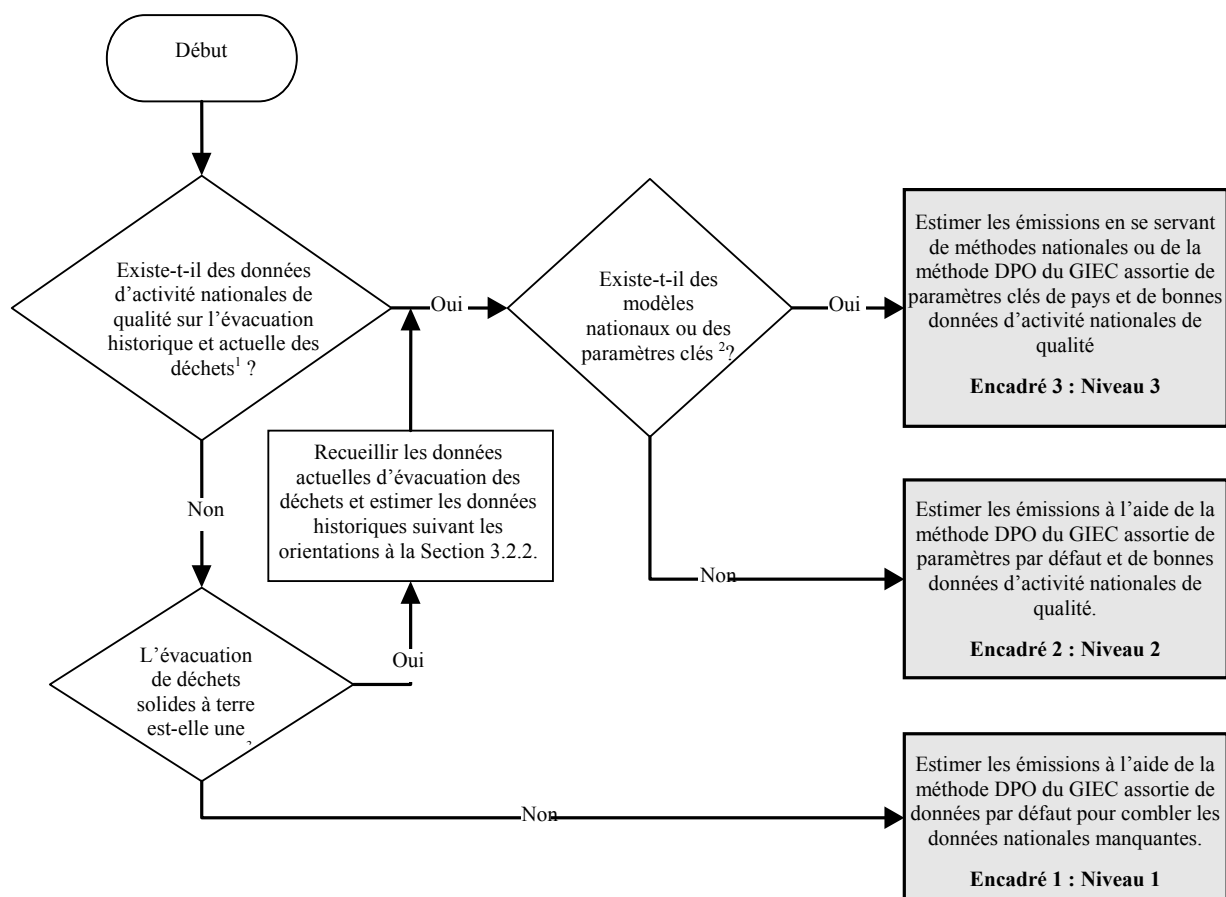
Un arbre décisionnel, aidant à choisir la méthode la plus appropriée, est fourni à la Figure 3.1. Les *bonnes pratiques* recommandent que tous les pays utilisent la méthode DPO, ou une autre méthode nationale validée, afin de comptabiliser la dépendance temporelle des émissions.

La méthode DPO est décrite brièvement à la Section 3.2.1.1 puis, de façon plus détaillée, à l'Annexe 3A.1. Un modèle de tableur a été élaboré par le GIEC afin d'aider les pays à appliquer la méthode DPO: *Tableur du GIEC pour estimer les émissions de méthane sur les sites d'élimination des déchets solides (Modèle de déchets GIEC)*

¹ Le *Modèle de déchets GIEC* est décrit en détail ci-dessous et peut être aménagé et utilisé pour les trois niveaux.

¹ Voir les tableurs (format Excel) jointes. <IPCC_Waste_Model.xls>.

Figure 3.1 Arbre décisionnel pour les émissions de CH₄ des sites d'élimination des déchets solides



Notes :

1. Par « données d'activité nationales de qualité » on entend les données de pays sur les déchets évacués dans les SEDS depuis 10 ou plus.
2. Paramètres clés : DOC/L₀, DOC_f et durée de demi-vie.
3. Voir Volume 1, Chapitre 4 « Choix méthodologiques et identification des catégories de source clés » (noter la Section 4.1.2. sur les ressources limitées), pour un exposé sur les *catégories clés* et l'utilisation des arbres décisionnels.

3.2.1.1 DECOMPOSITION DE PREMIER ORDRE (DPO)

ÉMISSIONS DE MÉTHANE

Les émissions de CH₄ provenant de l'élimination des déchets solides, pour une année unique, peuvent être estimées à l'aide de l'Équation 3.1. Le CH₄ provient de la dégradation de matières organiques dans des conditions anaérobies. Une partie du CH₄ ainsi généré est oxydé à la surface du SEDS comme elle peut être récupérée pour les besoins d'énergie ou de brûlage. La quantité de CH₄ réellement émise des SEDS est, donc, inférieure à celle générée.

ÉQUATION 3.1
EMISSION DE CH₄ A PARTIR DES SEDS

$$Emissions\ CH_4 = \left[\sum_x CH_4\ produit_{x,T} - R_T \right] \cdot (1 - OX_T)$$

Où:

Emissions CH₄ = CH₄ émis dans l'année T, Gg

T = année d'inventaire

x	=	catégorie ou type/matière de déchet
R_T	=	CH_4 récupéré pendant l'année T , Gg
OX_T	=	facteur d'oxydation de l'année T , (fraction)

Le CH_4 récupéré doit être déduit (soustrait) du volume de CH_4 produit. Seule la fraction de CH_4 non récupérée sera soumise à oxydation dans la couche de surface du SEDS.

MÉTHANOGENÈSE

Le potentiel de méthanogenèse des déchets éliminés dans une année donnée diminuera progressivement tout au long des décennies suivantes. Selon ce procédé, la production de CH_4 de ce volume spécifique de déchets est appelée à diminuer petit à petit. Le modèle DPO est fondé sur un facteur exponentiel qui décrit la fraction de matière dégradable qui, chaque année, se décompose en CH_4 et en CO_2 .

Un élément important du modèle est le volume de matière organique dégradable (DOC_m) qui se trouve dans les déchets déposés dans les SEDS. Le calcul de ce volume se fait sur la base des informations disponibles concernant le rejet de différentes catégories de déchets (déchets solides municipaux (DSM), boues, déchets industriels et autres) et de différents types/matériaux de déchets (aliments, papier, bois, textiles, etc.) inclus dans ces catégories ou bien en prenant la moyenne de COD de la masse de déchets ainsi déposés dans les décharges. Il est également nécessaire de disposer d'informations sur les types de SEDS dans le pays ainsi que sur les paramètres décrits à la Section 3.2.3. Pour le Niveau 1, les données d'activité régionales par défaut et les paramètres GIEC par défaut peuvent être utilisés ; ces derniers sont repris dans le modèle de tableur. Les Niveaux 2 et 3 exigent des données d'activité par pays et/ou des paramètres propres au pays concerné.

Les équations servant à estimer la méthanogenèse sont fournies ci-dessous. Comme l'approche mathématique est la même que pour estimer les émissions de CH_4 de toutes les catégories/types/matériaux de déchets, aucune indexation, pour renvoyer aux différentes catégories/types/matériaux de déchets, n'est utilisée dans les équations ci-dessous.

Le potentiel H_4 produit au fil des années peut être estimé sur la base des volumes et de la composition des déchets éliminés dans les SEDS et des méthodes de gestion des déchets au niveau de ces sites. La base de calcul est le volume de carbone organique dégradable et décomposable (DDOC_m) tel que défini à l'Équation 3.2. DDOC_m est la portion de carbone organique qui se dégradera sous les conditions anaérobies dans les SEDS. Il est utilisé dans les équations et les modèles en tableurs en tant que DDOC_m. L'indice m est utilisé pour la masse. Le DDOC_m est la somme du produit du volume de déchets (W), de la fraction de carbone organique dégradable qui se trouve dans les déchets (COD), de la fraction de carbone organique dégradable qui se décompose en conditions anaérobies (DOC_f) et de la part de déchets qui se décomposera en conditions aérobies (avant que ces conditions ne deviennent anaérobies) dans le SEDS, et qui est interprété en utilisant le coefficient de correction du méthane (MCF).

ÉQUATION 3.2
COD DECOMPOSABLE TIRE DES DONNEES D'ELIMINATION DES DECHETS

$$DDOC_m = W \cdot COD \cdot DOC_f \cdot MCF$$

Où:

DDOC _m	=	masse de COD décomposable déposé, Gg
W	=	masse de déchets éliminés, Gg
COD	=	carbone organique dégradable dans l'année de dépôt, fraction, Gg C/Gg déchets
DOC _f	=	fraction de COD susceptible de se décomposer (fraction)
MCF	=	coefficient de correction du CH_4 pour la décomposition en anaérobie de l'année de dépôt (fraction)

Bien que le potentiel de production du CH₄ (L_o)² ne soit pas explicitement utilisé dans ces *Lignes directrices*, il est égal au produit du DDOC_m, à la concentration CH₄ dans le gaz (F) et au rapport moléculaire pondéral du CH₄ et du C (16/12).

ÉQUATION 3.3
TRANSFORMATION DU DDOC_m EN L_o

$$L_o = DDOC_m \cdot F \cdot 16/12$$

Où:

L_o	=	potentiel de production CH ₄ , Gg CH ₄
DDOC _m	=	masse de COD décomposable, Gg
F	=	fraction de CH ₄ dans le gaz produit des décharges (fraction de volume)
16/12	=	rapport moléculaire pondéral CH ₄ /C (ratio)

A l'aide du DDOC_{ma} (DDOC_m accumulé dans les SEDS) des tableurs, l'équation ci-dessus peut être utilisée pour calculer le potentiel total de production de CH₄ des déchets restant dans les SEDS.

FONDAMENTAUX DE LA DÉCOMPOSITION DE PREMIER ORDRE

Avec une réaction de premier ordre, le volume du produit est toujours proportionnel au volume de la matière réactive. En d'autres mots, l'année où le déchet a été déposé dans le SEDS est sans incidence sur le volume de CH₄ produit chaque année. Seule compte la masse totale de matière en décomposition, actuellement sur le site.

Ceci signifie également que lorsqu'on connaît le volume de matière en décomposition dans le SEDS en début d'année, chaque année peut être considérée comme l'année n° 1 dans la méthode d'estimation, et les calculs de base de premier ordre peuvent être effectués à l'aide de ces deux simples équations, la réaction de dégradation commençant le 1^{er} janvier de l'année suivant le dépôt du déchet.

ÉQUATION 3.4
DDOC_m ACCUMULE DANS LE SEDS A LA FIN DE L'ANNEE T

$$DDOC_{ma_T} = DDOC_{md_T} + (DDOC_{ma_{T-1}} \cdot e^{-k})$$

ÉQUATION 3.5
DDOC_m DECOMPOSE A LA FIN DE L'ANNEE T

$$DDOC_{m\ decomp_T} = DDOC_{ma_{T-1}} \cdot (1 - e^{-k})$$

Où:

T	=	année d'inventaire
DDOC _{ma_T}	=	DDOC _m accumulé dans le SEDS à la fin de l'année T, Gg
DDOC _{ma_{T-1}}	=	DDOC _m accumulé dans le SEDS à la fin de l'année (T-1), Gg
DDOC _{md_T}	=	DDOC _m déposé dans le SEDS pendant l'année T, Gg
DDOC _{m\ decomp_T}	=	DDOC _m décomposé dans le SEDS pendant l'année T, Gg
k	=	constante de réaction, $k = \ln(2)/t_{1/2}$ (y ⁻¹)
t _{1/2}	=	temps de demi-vie (y)

² Dans les *Lignes directrices 2006*, L_o (Gg CH₄ produit) est calculé sur la base du COD décomposable sur le SEDS. L'équation des *GPG2000* est différente puisque la valeur L_o est estimée comme Gg CH₄ par Gg de déchets éliminés et les émissions sont obtenues en multipliant par la masse rejetée.

La méthode peut être ajustée pour les dates de début de réaction antérieures au 1^{er} janvier de l'année suivant le dépôt des déchets. Équations et explications sont fournies à l'Annexe 3A.1.

CH₄ produit à partir de DDOC_m décomposable

La quantité de CH₄ formée à partir de matière décomposable est obtenue en multipliant la fraction de CH₄ du gaz généré des décharges par le rapport moléculaire pondéral CH₄/C.

ÉQUATION 3.6
CH₄ GENERE A PARTIR DU DDOC_m DECOMPOSE

$$CH_4 \text{ généré}_T = DDOCm \text{ decomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

Où:

CH ₄ généré _T	=	quantité de CH ₄ générée à partir de la matière décomposable
DDOC _m decomp _T	=	DDOC _m décomposé pendant l'année T, Gg
F	=	fraction de CH ₄ , par volume, contenue dans le gaz produit dans les décharges (fraction)
16/12	=	rapport moléculaire pondéral CH ₄ /C (ratio)

Pour davantage d'informations sur la DPO et une explication des différences avec les approches des versions antérieures des Lignes directrices (GIEC, 1997; GIEC, 2000), voir l'Annexe 3A.1.

MODELE SIMPLIFIE DE TABLEUR 'DPO'

Le modèle simple de tableur DPO (*Modèle de déchets GIEC*) a été élaboré sur base des Équations 3.4 et 3.5 ci-dessus. Le tableur conserve un total de COD décomposable sur le site de stockage des déchets, en tenant compte des quantités qui y sont déposées chaque année et de celles des années précédentes. Il sert donc à calculer le volume de COD qui se décompose en CH₄ et en CO₂ chaque année.

Le tableur permet également de définir le temps écoulé entre le dépôt des déchets et le début de la production de CH₄. Ceci représente le temps nécessaire à une production substantielle de CH₄ au niveau des déchets ainsi rejetés (voir Section 3.2.3 et l'Annexe 3A.1).

Ensuite, le modèle calcule la quantité de CH₄ générée à partir du DDOC_m et soustrait le volume de CH₄ récupéré et le volume de CH₄ oxydé dans le terrain de couverture (voir l'Annexe 3A.1 pour les équations) pour pouvoir dégager le volume de CH₄ émis.

Le *Modèle de déchets GIEC* offre deux options, pour estimer les émissions produites par les DSM, parmi lesquelles choisir en fonction des données d'activité disponibles. La première option est un modèle à plusieurs phases basé sur les **données de composition des déchets**. Les volumes de chacun des types de déchets dégradables (aliments, déchets de jardins et de parcs, papier et carton, bois, textiles, etc.) relevés dans les DSM, sont saisis séparément. La seconde option est un modèle à phase unique basé sur **les déchets en vrac** (DSM). Les émissions provenant des déchets industriels et des boues sont calculées d'une façon similaire à celle utilisée pour les DSM en vrac. Les pays qui choisissent d'utiliser le modèle du tableur peuvent utiliser la composition des déchets ou l'option 'déchets en vrac', leur choix étant déterminé par la qualité des données disponibles. Si la composition des déchets est relativement stable, l'une et l'autre options aboutissent à des résultats similaires. Or, en cas de changements rapides dans la composition des déchets, ces deux options peuvent déboucher sur des résultats divergents. A titre d'illustration, si des changements dans la gestion des déchets sont opérés (ex.: interdiction d'éliminer des déchets ménagers ou des matières organiques dégradables), peuvent s'ensuivre des changements rapides dans la composition des déchets évacués sur les SEDS.

Les deux options peuvent être utilisées pour estimer le taux de carbone dans les produits ligneux (HWP) stocké depuis longtemps dans les SEDS (cf. Volume 4, Chapitre 12 « Produits ligneux »). En l'absence de données nationales sur les déchets en vrac, les *bonnes pratiques* recommandent d'utiliser l'option 'composition des déchets' dans les tableurs, en se servant des données par défaut du GIEC pour la composition des déchets.

Dans le modèle de tableur, des valeurs distinctes pour le COD et la demi-vie de dégradation peuvent être saisies pour chaque catégorie de déchets ainsi que dans l'option 'composition des déchets' pour chaque type/matière de déchet. On peut également partir de l'hypothèse que la demi-vie de décomposition est la même pour toutes les

catégories et/ou types de déchets. La première approche suppose que la décomposition de différents types de déchets/matériaux, dans un SEDS, est totalement indépendante d'un type à un autre; la seconde approche suppose que tous types de déchets dépendent les uns des autres pour leur décomposition. A la date de rédaction des présentes *Lignes directrices*, on ne dispose d'aucune preuve permettant de privilégier l'une de ces approches au détriment de l'autre (voir Section 3.2.3, Demi-vie).

Le tableur calcule, sur une feuille séparée, le volume de CH₄ produit par chaque composant de déchet. Le coefficient de correction du méthane (MCF – voir Section 3.2.3) est saisi comme moyenne pondérée pour tous les sites de stockage des déchets d'un pays donné. Le MCF peut varier sur la durée pour prendre en compte les changements intervenus dans les méthodes de gestion des déchets (ex. : décision d'aller vers des SEDS mieux gérés ou des décharges plus profondes). Enfin, le volume de CH₄ produit par chaque catégorie de déchet et type/matière est additionné et les quantités de CH₄ récupérées et oxydées dans le terrain de couverture sont soustraites (le cas échéant), afin de dégager une estimation des émissions totales de CH₄. Pour ce qui concerne l'option des déchets en vrac, le COD peut être la moyenne pondérée pour les DSM.

Le modèle de tableur est particulièrement utile pour les méthodes de Niveau 1, mais il peut être adapté pour les autres niveaux. Pour le Niveau 1, les tableurs peuvent servir à estimer les données d'activité sur la base des données démographiques et des données de déchets par habitant (pour les DSM) et du PIB (déchets industriels), (voir la Section 3.2.2 pour un meilleur éclairage). Lorsque les approches de Niveau 2 et 3 sont utilisées, les pays peuvent reformuler le modèle de tableur pour répondre à leurs besoins propres ou créer leurs propres modèles. Le modèle de tableur peut être élargi pour y insérer d'autres feuilles afin de calculer les émissions de CH₄ si besoin est. MCF, OX et COD, pour les déchets en vrac, peuvent être conçus de manière à varier dans le temps. On peut faire la même chose avec d'autres paramètres comme le DOC_f. A des demi-vies nouvelles il faudra de nouvelles feuilles de calcul du CH₄. Les pays disposant de bonnes données sur les déchets industriels peuvent ajouter d'autres feuilles de calcul du CH₄ et calculer les émissions de CH₄ séparément pour les différents types de déchets industriels. Si le modèle de tableur est modifié, ou que des modèles propres au pays sont utilisés, les hypothèses et les paramètres fondamentaux doivent être documentés dans la transparence. La fiche d'instructions aide à utiliser le modèle de tableur.

Le modèle peut être copié du CD-Rom contenant les *Lignes directrices 2006* ou téléchargé du site du GIEC à l'adresse suivante : <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>

Modéliser différentes régions géographiques ou climatiques

Il est parfaitement possible de calculer la production du CH₄ dans différentes régions géographiques d'un pays. A titre d'exemple, si un pays est composé d'une région chaude et humide et d'une autre région chaude et aride, les vitesses de décomposition ne peuvent que différer de l'une à l'autre de ces deux régions.

Comment traiter différentes catégories de déchets

Certains utilisateurs pourraient réaliser que leurs statistiques nationales concernant les déchets ne correspondent pas aux catégories utilisées dans le modèle (déchets alimentaires, déchets des jardins et des parcs, papier et carton, textiles et autres ainsi que les déchets industriels). Dans ce cas, le modèle de tableur devra être modifié pour qu'il corresponde à la catégorisation adoptée par le pays. Alternativement, on pourrait re-classer les types de déchets – définis par le pays – dans les catégories du GIEC. A titre d'illustration, les vêtements, les rideaux et autre tissus sont regroupés dans la catégorie "textiles" alors que les déchets de cuisine appartiennent à la catégorie « déchets alimentaires » et le bambou et autres articles en bois relèvent de la catégorie « produits ligneux ». Les statistiques nationales pourraient contenir une catégorie appelée « balayage des rues ». L'utilisateur doit pouvoir estimer la composition de ce type de déchet qui, pour les besoins d'illustration, pourrait être composé de 50% de matière inerte, 10% de résidus alimentaires, 30% de papier et 10% de déchets des jardins et des parcs. La catégorie "balayage des rues" peut être répartie entre ces catégories GIEC puis ajoutée aux déchets déjà comptabilisés sous ces catégories. De la même façon, l'ameublement peut être divisé en déchets plastiques, métalliques et en bois comme on peut sub-diviser les déchets électroniques en métaux, plastiques et déchets en verre. Cette opération peut se faire sur un tableur à part conçu par le compilateur d'inventaire.

Ajuster la composition des déchets à la production à la composition des déchets au niveau des SEDS

L'utilisateur doit déterminer si les statistiques nationales sur la composition des déchets portent sur la composition des déchets produits ou sur les déchets reçus au niveau des SEDS. Les statistiques, par défaut, de composition des déchets fournies ici concernent la composition des déchets produits et non pas les déchets envoyés aux SEDS. La composition doit être, donc, ajustée – si nécessaire – de sorte à tenir compte de l'impact des activités de recyclage ou de compostage sur la composition des déchets envoyés aux SEDS. Cela peut se

faire en se servant d'un tableur spécifique conçu par le compilateur d'inventaire, afin d'estimer les quantités de chaque matériau produit, puis soustraire les estimations du volume de chaque matériau de déchet recyclé, incinéré ou composté, et établir enfin la nouvelle composition des déchets résiduels déposés au niveau des SEDS.

Combustion à l'air libre des déchets dans les SEDS

La combustion à l'air libre, dans les décharges, est une pratique courante dans de nombreux pays en développement. La quantité de déchets (et de DDOCm) appelée à se décomposer au niveau des SEDS doit être ajustée à la quantité réellement brûlée. Le Chapitre 5 propose des méthodes pour calculer le volume de déchets brûlés. L'estimation des émissions des SEDS doit correspondre aux estimations pour la combustion à l'air libre des déchets sur le site de stockage des déchets.

3.2.2 Choix des données d'activité

Les données d'activité comprennent la génération de déchets en vrac, ou par composante de déchet, et la fraction de déchets éliminés au niveau des SEDS. La production de déchets est le résultat du taux de déchets produits par habitant (tonnes/habitant/an) pour chacune des composantes et de la population (habitant). Le Chapitre 2 comporte des orientations sur la collecte de données relatives à la production et à la composition des déchets et propose des méthodes de gestion des déchets. Les valeurs régionales par défaut pour les DSM sont fournies au Tableau 2.1 (taux de production et fraction déposée dans les SEDS) et au Tableau 2.3 (composition des déchets). Les données par défaut pour les déchets industriels figurent au Tableau 2.2. Pour dégager des estimations d'émissions précises dans les inventaires nationaux, il est nécessaire d'inclure des données sur l'élimination des déchets solides (volume et composition) pour 3 à 5 demi-vies (voir Section 3.2.3) pour les déchets éliminés dans les décharges SEDS ainsi que des spécifications des différentes demi-vies pour différents composants du flux de déchets ou des déchets en vrac par type de SEDS (GIEC, 2000). Tout changement dans les méthodes de gestion des déchets (ex.: couverture/surfaçage du site, amélioration du drainage au lixiviat, compactage et interdiction de tout rejet de substances dangereuses avec les DSM) doit être pris en compte lors de la compilation des données historiques.

Les méthodes DPO requièrent des données d'élimination des déchets solides (volumes et composition), collectées par défaut, pendant 50 ans. Les pays qui ne disposent pas de données historiques, ou de données équivalentes sur l'élimination des déchets solides, qui remontent à la période totale de 50 ans ou plus, devront estimer ces données en utilisant des données de substitution (extrapolation par rapport à la population, facteurs économiques ou autres). Le choix de la méthode est, en somme, conditionné par l'existence de données dans le pays.

Pour les pays qui utilisent des données par défaut sur l'élimination des DSM, ou pour ceux dont les données ne couvrent pas les 50 dernières années, les données historiques manquantes peuvent être estimées en proportion de la population urbaine³ (ou de la population totale en l'absence de données historiques sur la population urbaine ou dans le cas où la collecte des déchets concerne l'ensemble de la population nationale). Les pays disposant de données nationales sur la production de DSM, les pratiques/méthodes de gestion et la composition des déchets, portant sur un certain nombre d'années (DPO Niveau 2), sont encouragés à analyser les facteurs moteurs d'élimination des déchets solides. Les données historiques pourraient être proportionnelles aux indicateurs économiques, ou à des combinaisons de population et d'indicateurs économiques. De même l'extrapolation de tendances peut conduire à de bons résultats. Les politiques et stratégies de gestion des déchets, visant à en réduire la production et à favoriser des solutions alternatives d'élimination des déchets solides, doivent être prises en ligne de compte dans les analyses. Les données sur la production industrielle (volume ou valeur de la production, de préférence par industrie, si les données le permettent) sont recommandées comme données de substitution pour estimer l'élimination de déchets industriels (Niveau 2). En l'absence de données de production, l'élimination historisée des déchets industriels peut être considérée comme étant proportionnelle au PIB ou à d'autres indicateurs économiques. Le PIB sert de moteur pour la méthode de Niveau 1.

Les données historiques sur la population urbaine (ou population totale), le PIB (ou d'autres indicateurs économiques) et les statistiques de production industrielle peuvent être extraits des statistiques nationales. En l'absence de données nationales, on peut également recourir à des sources internationales telles que:

- Des données démographiques (à partir de 1950 et tous les cinq ans) peuvent être consultées sur la Base de données statistiques de l'ONU (<http://esa.un.org/unpp>).
- Des données sur le PIB (à partir de 1970, données annuelles aux prix actuels dans les devises nationales) peuvent être extraites des statistiques onusiennes (<http://unstats.un.org/unsd/snaama/selectionbasicFast.asp>).

³ Le choix entre population urbaine et population totale doit être guidé par la couverture de la collecte des déchets. En l'absence de données sur la couverture de la collecte, il est recommandé d'utiliser la population urbaine comme élément moteur.

Pour celles des années pour lesquelles on ne dispose pas de données, le recours à l'interpolation ou l'extrapolation peut être envisagé.

D'autres méthodes, suggérées dans la littérature, peuvent être utilisées s'il est démontré qu'elles peuvent fournir des estimations meilleures à celles des méthodes par défaut mentionnées plus haut.

Le choix de la méthode et des substitutions, et le raisonnement présidant à ce choix, doivent être documentés avec la plus grande transparence dans le rapport d'inventaire. L'utilisation de méthodes de substitution, de l'interpolation et de l'extrapolation pour dégager les données manquantes, est décrite avec plus de détail au Chapitre 5 (cohérence des séries temporelles) du Volume 1.

3.2.3 Choix des facteurs et paramètres d'émission

CARBONE ORGANIQUE DEGRADABLE (COD)

Le carbone organique dégradé (COD) est le carbone organique qui se trouve dans les déchets et qui se prête à la décomposition biochimique ; il doit être exprimé en Gg C pour chaque Gg de déchet. On calcule le COD résidant dans les déchets en vrac en se basant sur la composition des déchets et à partir d'une moyenne pondérée de la teneur en carbone dégradé de divers composants (types/matériaux de déchets) du flux de déchets. L'équation ci-dessous permet d'estimer le COD à l'aide de valeurs par défaut de la teneur en carbone :

ÉQUATION 3.7
ESTIMATION DE COD A L'AIDE DE VALEURS PAR DEFAUT DE LA TENEUR EN CARBONE

$$COD = \sum_i (COD_i \cdot W_i)$$

Où:

COD = fraction de carbone organique dégradé des déchets en vrac, Gg C/Gg de déchet

COD_i = fraction de carbone organique dégradé dans le déchet de type *i*

ex.: la valeur par défaut pour le papier est de 0,4 (poids à l'état humide)

W_i = fraction de déchet de type *i* par catégorie de déchet

ex.: la valeur par défaut pour le papier des DSM en Asie de l'Est est de 0,188 (poids à l'état humide)

Les valeurs COD par défaut de ces fractions, pour les DSM, sont fournies au Tableau 2.4 et celles concernant les déchets industriels – par secteur industriel – sont fournies au Tableau 2.5 du Chapitre 2 du présent Volume. On peut utiliser une approche semblable pour estimer la teneur en COD de la totalité des déchets produits par le pays. Dans le modèle de tableur, l'estimation du COD dans les DSM n'est nécessaire que pour l'*option des déchets en vrac*, et est la moyenne du COD pour les DSM déposés ou évacués au niveau des SEDS, y compris les matériaux inertes.

La partie inerte des déchets (verre, plastiques, métaux et autres déchets non dégradables, voir les valeurs par défaut au Tableau 2.3 du Chapitre 2.) est importante pour estimer le volume global de COD dans les DSM. Il est donc recommandé de ne pas utiliser les données par défaut du GIEC pour la composition des déchets en même temps que les données nationales d'élimination des DSM, sans avoir vérifié – au préalable – que la partie inerte est proche de la partie inerte des données par défaut du GIEC.

L'utilisation de valeurs propres au pays est encouragée si les données existent. Les valeurs propres au pays peuvent être obtenues en procédant à des études sur la production de déchets, l'échantillonnage au niveau des SEDS accompagné d'une analyse de la teneur en carbone dégradé dans le pays. Si des valeurs nationales sont utilisées, il faudrait alors rendre compte des résultats de l'échantillonnage et des données d'étude (voir également la Section 3.2.2 relative aux données d'activité et la Section 3.8 consacrée à l'établissement des rapports).

FRACTION DE CARBONE ORGANIQUE DEGRADABLE QUI SE DECOMPOSE (DOC_f)

La fraction de carbone organique dégradé qui se décompose (DOC_f) est une estimation de la fraction de carbone qui s'est dégradée et est produit par les SEDS et reflète le fait qu'une part de carbone organique dégradé ne se dégrade pas ou se dégrade très lentement, en conditions anaérobies dans la décharge. La valeur

par défaut recommandée pour le COD_f est de 0,5 (en admettant que l'environnement du SEDS est anaérobie et que les valeurs COD comprennent la lignine, voir Tableau 2.4 au Chapitre 2 pour les valeurs COD par défaut) (Oonk & Boom, 1995; Bogner & Matthews, 2003). La valeur COD_f est fonction de nombreux facteurs tels que la température, l'humidité, le pH, la composition du déchet, etc. Les valeurs nationales pour le COD_f ou les valeurs d'autres pays similaires peuvent être utilisées pour le COD_f , mais elles doivent s'appuyer sur une recherche bien documentée.

Le volume de COD lixivié des SEDS n'est pas pris en compte dans l'estimation du COD_f . En règle générale, le volume de COD perdu avec le lixiviat est inférieur à 1% et peut, donc, être négligé dans les calculs⁴.

Les méthodologies de niveaux supérieurs (Niveau 2 ou 3) peuvent également utiliser des valeurs COD_f distinctes définies pour des types spécifiques de déchets. L'on peut trouver des informations sur la dégradabilité anaérobie (COD_f) par types de matériaux (Barlaz, 2004; Micales & Skog, 1997; US EPA, 2002; Gardner *et al.*, 2002). Les dégradabilités ainsi signalées, notamment pour le bois, varient grandement et, par conséquent, ne permettent pas d'aboutir à des conclusions probantes. Elles peuvent également varier selon les espèces d'arbres. Des valeurs COC_f spécifiques, pour des types de déchets déterminés, autorisent d'avancer l'hypothèse selon laquelle la dégradation des différents types de déchets dépendent les uns des autres pour leur dégradation individuelle. Comme expliqué sous le point Demi-vie ci-dessous, les connaissances scientifiques à l'heure de la rédaction des présentes *Lignes directrices* ne permettent pas de dégager une conclusion sur cet aspect.

Ainsi, le recours aux valeurs spécifiques par types de déchets pour le COD_f peut ajouter un certain degré d'incertitude aux estimations si les données de composition des déchets sont fondées sur des valeurs par défaut, des modèles ou des estimations basées sur un jugement d'expert. Aussi, les *bonnes pratiques* recommandent-elles de n'utiliser les valeurs COD_f qui concernent spécifiquement les types de déchets que si les données relatives à la composition des déchets s'appuient sur des échantillons et des analyses fiables.

COEFFICIENT DE CORRECTION DU METHANE (MCF)⁵

Les pratiques d'évacuation des déchets varient s'agissant du contrôle, du placement des déchets et de la gestion des décharges. Le coefficient de correction CH_4 (MCF) compte pour le fait que les SEDS non gérés produisent moins de CH_4 d'un volume donné de déchets que les SEDS gérés en environnement aérobie. Dans les SEDS non gérés, une plus grande fraction de déchets se décompose de façon aérobie sur la couche de surface. Dans les SEDS non gérés avec un rejet profond et/ou un niveau hydrostatique plus élevé, la fraction de déchets qui se dégrade de façon aérobie doit être plus faible que dans les SEDS peu profonds. Les SEDS semi-aérobies sont gérés passivement pour introduire l'air à la couche de déchets afin d'y créer un environnement semi-aérobie. Le MCF, en relation avec la gestion des déchets solides, est propre à la zone et doit donc être interprété comme coefficient de correction de la gestion des déchets qui reflète la dimension de gestion à laquelle il correspond.

Un MCF est assigné à chacune des quatre catégories, comme on peut le voir au Tableau 3.1. Une valeur par défaut est assignée aux pays dont la quantité de déchets évacuée dans chaque SEDS est inconnue. La classification, par le pays, de ses décharges en sites gérés et non gérés peut changer au fil des ans, à mesure que les politiques de gestion des déchets sont mises en œuvre.

La Fraction de déchets solides éliminés dans les sites d'élimination des déchets solides (SW_F) et le MCF reflètent la façon dont les déchets sont gérés et l'impact de la structure du site et des pratiques/méthodes de gestion sur la production de CH_4 . La méthodologie requiert que les pays fournissent des données ou des estimations de la quantité de déchets éliminés dans chacune des quatre catégories de SEDS (Tableau 3.1). Le MCF pour les 'SEDS non catégorisés' ne doit être utilisé que par les pays qui ne peuvent classer leurs SEDS dans aucune des quatre catégories de SEDS gérés ou non gérés.

⁴ Dans les pays à pluviométrie élevée, le volume de COD perdu par lixiviat peut être plus élevé. Au Japon, où les précipitations sont élevées, les décharges (SEDS) à taux élevé de pénétration semblent lixivier des quantités importantes de COD (parfois plus de 10% du carbone qui se trouve dans les SEDS) (Matsufuji *et al.*, 1996).

⁵ L'expression "coefficient de correction du méthane (MCF)", dans ce contexte, ne doit pas être confondue avec le facteur de conversion du méthane (FCM) utilisé, dans le Secteur de l'agriculture, la foresterie et autres affectations des terres (AFAT), pour les émissions de gestion des fumiers de bétail.

TABLEAU 3.1
CLASSIFICATION DES SEDS ET FACTEURS DE CORRECTION DU METHANE (MCF)

Type de site	Valeurs par défaut du coefficient de correction du méthane (MCF)
Géré – anaérobie ¹	1,0
Géré – semi-aérobie ²	0,5
Non géré ³ – profond (>5 m déchets) et/ou niveau hydrostatique élevé	0,8
Non géré ⁴ – peu profond (<5 m déchets)	0,4
SEDS non catégorisés ⁵	0,6

¹ **SEDS anaérobies gérés**: ces sites doivent être dotés d'un placement contrôlé des déchets (les déchets sont affectés à des lieux de dépôt spécifiques et sont soumis à un certain degré de contrôle du piégeage et de contrôle des incendies) et doivent comporter au moins un des éléments suivants: (i) terrain de couverture; (ii) compactage mécanique; ou (iii) régallement des déchets.

² **SEDS semi-aérobies gérés**: ces sites doivent être dotés d'un placement contrôlé des déchets et comprendre toutes les structures suivantes permettant l'introduction de l'air dans la couche de déchet: (i) terrain de couverture perméable; (ii) système de drainage au lixiviat; (iii) réserve de régularisation; et (iv) dispositif de circulation des gaz.

³ **Sites d'élimination des déchets solides non gérés – profonds et/ou à niveau hydrostatique élevé**: tout SEDS qui ne satisfait pas les critères de SEDS géré, et dont la profondeur est égale ou supérieure à 5 mètres et/ou dont le niveau hydrostatique est proche de la surface. Cette dernière situation correspond au remplissage d'eaux intérieures (étang, fleuve, terres inondées).

⁴ **Sites d'élimination des déchets solides peu profonds et non gérés**: tout SEDS qui ne satisfait pas les critères de site géré et dont la profondeur est égale ou inférieure à 5 mètres.

⁵ **Sites d'élimination des déchets solides non catégorisés**: le MCF est utilisé exceptionnellement si les pays ne sont pas en mesure de classer leurs décharges dans l'une des quatre catégories de SEDS gérés ou non gérés.

Sources: IPCC (2000); Matsufuji *et al.* (1996)

FRACTION DE CH₄ DANS LES GAZ PRODUITS PAR LES DECHARGES (F)

La plupart des déchets dans les SEDS produit un gaz contenant environ 50% de CH₄. Seuls les matériaux à forte teneur en graisses et huiles peuvent produire des gaz contenant plus de 50% de CH₄. L'emploi de la valeur par défaut du GIEC pour la fraction de CH₄ dans les gaz des décharges (0,5) est donc à encourager.

Il ne faut pas confondre la fraction de CH₄ des gaz des décharges avec le CH₄ mesuré dans le gaz émis dans les SEDS. Dans le cas des SEDS, le CO₂ est absorbé dans les eaux d'infiltration et la condition neutre du SEDS transforme l'essentiel du CO₂ absorbé en bicarbonate. Ainsi, les *bonnes pratiques* recommandent d'ajuster l'absorption de CO₂ dans les eaux d'infiltration si la fraction de CH₄ dans les gaz des décharges, est basée sur des concentrations de CH₄ mesurées dans les gaz émis par les SEDS (Bergman, 1995; Kämpfer et Weissenfels, 2001; IPCC, 1997).

FACTEUR D'OXYDATION (OX)

Le facteur d'oxydation (OX) montre le volume de CH₄ des SEDS qui est oxydé dans le sol ou autre matériau couvrant les déchets.

L'oxydation du CH₄ est l'œuvre de microorganismes méthanotrophiques sur les sols de surface et peut osciller entre une quantité insignifiante et 100% de CH₄ produit en interne. L'épaisseur, les propriétés physiques et le taux d'humidité des sols de surface influent directement sur l'oxydation du CH₄ (Bogner & Matthews, 2003).

Selon des études, les SEDS assainis et bien gérés ont tendance à avoir des taux d'oxydation bien plus élevés que ceux de décharges non gérées. Le facteur d'oxydation peut varier sensiblement entre un site recouvert de matériaux épais et bien aéré et un site sans couverture d'où des volumes importants de CH₄ peuvent échapper, à travers les craquelures et les fissures de la couverture.

Les concentrations d'émissions de CH₄ et de CO₂, sur le terrain et en laboratoire, et les mesures de flux qui déterminent l'oxydation CH₄, à partir de couches de sol uniformes et homogènes, ne doivent pas être utilisées pour calculer le facteur d'oxydation puisque, dans la réalité, seule une fraction du CH₄ produit s'échappera au travers de cette couche homogène. Une autre fraction ressortira à travers les craquelures et les fissures ou par diffusion latérale sans être oxydée. Aussi, et sauf si la gamme spatiale des mesures est suffisamment large et les fissures expressément ajoutées, les résultats des études de terrain et de laboratoire risquent de conduire à une surestimation de l'oxydation des sols de couverture des SEDS.

La valeur par défaut pour le facteur d'oxydation est zéro (voir Tableau 3.2). L'utilisation de la valeur d'oxydation de 0,1 est justifiée pour les SEDS couverts et bien gérés pour pouvoir estimer la diffusion par le sommet et par les

fissures. L'utilisation d'une valeur d'oxydation supérieure à 0,1 doit être clairement documentée, référencée et appuyée par des données reflétant les circonstances nationales. On retiendra que tout CH₄ récupéré doit être soustrait du volume produit avant d'appliquer le facteur d'oxydation.

TABLEAU 3.2 FACTEUR D'OXYDATION (OX) POUR LES SEDS	
Type de site	Valeurs par défaut du facteur d'oxydation (OX)
Site géré ¹ , non géré et non catégorisé	0
Site géré et couvert d'un matériau oxydant le CH ₄ ²	0,1
¹ Géré mais non couvert de matériaux aérés	
² Exemples: sol, compost	

DEMI-VIE

La valeur de demi-vie, $t_{1/2}$, est le temps que prend le COD_m, dans le déchet, pour se réduire à la moitié de sa masse initiale. Dans le modèle DPO et dans les équations figurant dans ce Volume, la constante de réaction k est utilisée. La relation entre k et $t_{1/2}$ est: $k = \ln(2)/t_{1/2}$. La demi-vie est affectée par une série de facteurs liés à la composition du déchet, aux conditions climatiques sur le lieu du SEDS, aux caractéristiques du SEDS, aux pratiques d'élimination des déchets et à bien d'autres facteurs (Pelt *et al.*, 1998; Environment Canada, 2003).

La valeur de demi-vie applicable à tout SEDS individuel est déterminée par une série de facteurs liés à la composition du déchet et aux conditions prévalant sur le site. Des études récentes ont permis de dégager davantage de données sur les demi-vies (données expérimentales ou obtenues par modélisation), mais les résultats obtenus sont basés sur les caractéristiques de pays développés situés dans des zones tempérées. Rares sont les résultats qui reflètent les caractéristiques de pays en développement situés dans des zones tropicales. Des mesures prises sur des SEDS en Argentine, en Nouvelle-Zélande, aux Etats-Unis, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas confirment des valeurs pour le $t_{1/2}$ de l'ordre de 3 à 35 ans (Oonk & Boom, 1995; USEPA, 2005; Scharff *et al.*, 2003; Canada, 2004; et Argentine, 2004).

Les taux les plus rapides ($k = 0,2$, ou une demi-vie d'environ 3 ans) sont associés à des conditions d'humidité élevée et à des matériaux qui se dégradent rapidement (ex. : déchets alimentaires). Les taux faibles de désintégration ($k = 0,02$, ou une demi-vie d'environ 35 ans) sont rattachés à des conditions sèches sur le site et à des déchets qui se dégradent plus lentement (ex. : le bois ou le papier). Une demi-vie plus longue, de 70 ans ou plus, pourrait être justifiée dans le cas de SEDS secs et peu profonds dans des conditions climatiques tempérées ou pour les déchets de bois sous un climat tempéré et sec. Une demi-vie de moins de 3 ans pourrait être adéquate pour les SEDS gérés situés sous un climat humide et tempéré ou des déchets qui se dégradent rapidement sous des conditions tropicales humides. Le compilateur d'inventaire est encouragé à définir des valeurs de demi-vie spécifiques au pays. Les contraintes liées aux connaissances et données actuelles entravent la formulation d'une méthodologie par défaut pour estimer des demi-vies à partir de données de terrain sur les SEDS.

Il existe deux autres approches pour sélectionner la demi-vie (ou valeur k) afin de calculer: (a) une moyenne pondérée de $t_{1/2}$ pour les DSM mixtes (Jensen & Pipatti, 2002) ou (b) diviser le flux de déchets en catégories selon leurs vitesses de dégradation (Brown *et al.*, 1999). La première approche suppose que les différents types de déchets dépendent les uns des autres pour leurs dégradations respectives. Ainsi, la dégradation du bois est accélérée par la présence de déchets alimentaires et la dégradation des déchets alimentaires est, à son tour, ralentie par la présence du bois. La deuxième approche part du postulat que la dégradation de différents types de déchets est indépendante de ces types de déchets. Le bois se dégrade en tant que tel, qu'il se trouve dans un SEDS presque totalement inerte ou dans un SEDS qui contient des quantités importantes de déchets à dégradation rapide. La vérité est quelque part entre les deux. Cependant, peu d'études ont été menées pour déterminer laquelle des deux approches est la meilleure (Oonk & Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) et les quelques efforts de recherche faits dans cette perspective n'ont pas abouti. Deux options du modèle de tableur du GIEC appliquent l'une ou l'autre de ces deux approches pour sélectionner la demi-vie, à savoir:

L'option des déchets en vrac: cette option nécessite l'alternative (a) ci-dessus et conviendrait aux pays qui ne disposent pas de données ou qui ont des données limitées sur la composition des déchets mais qui possèdent de

bonnes informations sur les déchets en vrac évacués au niveau des SEDS. Des valeurs par défaut sont estimées en tant que fonction de la zone climatique.

L'option de la composition des déchets: cette option requiert l'alternative (b) et conviendrait aux pays qui disposent de données sur la composition des déchets. Il est, néanmoins, nécessaire de préciser la demi-vie ($t_{1/2}$) de chaque composant du flux de déchets (GIEC, 2000) pour pouvoir dégager des résultats acceptables.

Pour l'une et l'autre de ces options, les valeurs de demi-vie par défaut sont calculées en tant que fonction de la zone climatique. Les principales hypothèses avancées sont:

- La composition des déchets (notamment la composante organique) est l'un des principaux facteurs influençant autant le volume que la ponctualité de la production de CH_4 .
- Le degré d'humidité d'un SEDS est un élément essentiel pour la décomposition anaérobie et la production de CH_4 . Une méthode simplifiée suppose que le degré d'humidité (teneur en eau) d'un SEDS est proportionnel à la précipitation annuelle moyenne (PAM) sur le lieu du SEDS (Pelt *et al.*, 1998; U.S. EPA, 1998; Environment Canada, 2003) ou au taux de PAM et à l'évapotranspiration potentielle (PET).
- Le degré auquel les températures de l'air ambiant influencent la température du SEDS et la vitesse de production des gaz dépend essentiellement de la qualité de la gestion des déchets et de la profondeur de la décharge (SEDS).
- Les déchets éliminés dans des décharges ouvertes et de surface se décomposent, généralement, de façon aérobie et produisent peu de CH_4 et les émissions diminuent en un laps de temps plus court que dans les conditions anaérobies. Les SEDS gérés (et ceux profonds mais non gérés) créent des conditions anaérobies.

Les pays peuvent élaborer des valeurs spécifiques de demi-vies (ou valeurs k) beaucoup plus appropriées à leurs circonstances et caractéristiques. Les *bonnes pratiques* recommandent aux pays qui formulent leurs propres valeurs de demi-vies de bien documenter les procédés expérimentaux utilisés pour élaborer ces valeurs de demi-vie.

Les valeurs k par défaut et les demi-vies correspondantes sont fournies aux Tableaux 3.3 et 3.4 ci-dessous.

Type de déchet		Zone climatique*							
		Boréale tempérée (TAM $\leq 20^\circ\text{C}$)				Tropicale ¹ (TAM $> 20^\circ\text{C}$)			
		Sec (PAM/PET < 1)		Humide (PAM/PET > 1)		Sec (PAM < 1000 mm)		Humide (PAM ≥ 1000 mm)	
		Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²
Déchet à dégradation lente	Déchets de papier/textiles	0,04	0,03 ^{3,5} – 0,05 ^{3,4}	0,06	0,05 – 0,07 ^{3,5}	0,045	0,04 – 0,06	0,07	0,06 – 0,085
	Déchets de bois	0,02	0,01 ^{3,4} – 0,03 ^{6,7}	0,03	0,02 – 0,04	0,025	0,02 – 0,04	0,035	0,03 – 0,05
Déchet à dégradation moyenne	Autres déchets (non alimentaires) organiques putrescibles/ Déchets des jardins et des parcs	0,05	0,04 – 0,06	0,1	0,06 – 0,1 ⁸	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 – 0,2
Déchet à dégradation rapide	Déchets alimentaires/ boues d'égout	0,06	0,05 – 0,08	0,185 ⁴	0,1 ^{3,4} – 0,2 ⁹	0,085	0,07 – 0,1	0,4	0,17 – 0,7 ¹⁰
Déchets en vrac		0,05	0,04 – 0,06	0,09	0,08 ⁸ – 0,1	0,065	0,05 – 0,08	0,17	0,15 ¹¹ – 0,2

TABLEAU 3.3
Taux de formation de méthane par défaut (k) recommandés sous le Niveau 1

(dérivés des valeurs *k* obtenues des mesures expérimentales, calculés à l'aide de modèles ou utilisés dans les inventaires de gaz à effet de serre ou d'autres études)

- ¹ On dispose de peu d'informations sur la détermination de la valeur *k* et des demi-vies en conditions tropicales. Les valeurs dans ce tableau, pour ces mêmes conditions, sont fournies à titre indicatif et ont été extraites sur la base des hypothèses élaborées dans le texte et des valeurs obtenues pour les conditions tempérées.
- ² La gamme renvoie aux données minimum et maximum, trouvées dans la littérature, ou estimées par les auteurs du présent chapitre. Elle est fournie pour décrire l'incertitude liée à la valeur par défaut.
- ³ Oonk & Boom (1995).
- ⁴ GIEC (2000).
- ⁵ Brown *et al.* (1999). Une valeur proche (16 ans) a été utilisée, pour la dégradabilité lente, dans la vérification du modèle GasSim (Attenborough *et al.*, 2002).
- ⁶ Environment Canada (2003).
- ⁷ Des valeurs plus longues de demi-vie sont signalées dans cette gamme (jusqu'à 231 ans) et qui n'ont pas été fournies au tableau puisqu'elles sont issues de valeurs *k* extrêmement faibles utilisées dans les sites avec une température moyenne journalière < 0°C (Levelton, 1991).
- ⁸ Estimation du RIVM (2004).
- ⁹ Valeur utilisée pour la dégradabilité rapide dans la vérification du modèle GasSim (Attenborough *et al.*, 2002);
- ¹⁰ Estimation de Jensen & Pipatti (2003).
- ¹¹ Etant donné $t_{1/2} = 4 - 7$ ans comme valeurs caractéristiques pour la plupart des pays en développement situés dans un climat tropical. Conditions d'humidité élevée et déchets très dégradables.
- *Adapté du Chapitre 3 du *GPG-LULUCF* (IPCC, 2003).

TAM – Température annuelle moyenne; PAM – précipitations annuelles moyennes; PET – évapotranspiration potentielle.

PAM/PET est le rapport de la PAM au PET. Les moyennes annuelles MAT, PAM et PET pendant la série temporelle doivent être sélectionnées pour estimer les émissions et indiquées par la station météorologique représentative la plus proche.

TABLEAU 3.4
Demi-vies par défaut (t_{1/2}) recommandées (année) sous le Niveau 1

(Dérivées des valeurs *k* obtenues des mesures expérimentales, calculées à l'aide de modèles ou utilisées dans les inventaires de gaz à effet de serre ou d'autres études)

Type de déchet		Zone climatique*							
		Boréale tempérée (TAM ≤ 20°C)				Tropicale ¹ (TAM > 20°C)			
		Sec (PAM/PET < 1)		Humide (PAM/PET > 1)		Sec (PAM < 1000 mm)		Humide (PAM ≥ 1000 mm)	
		Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²	Défaut	Gamme ²
Déchet à dégradation lente	Déchets de papier/textiles	17	14 ^{3,5} – 23 ^{3,4}	12	10 – 14 ^{3,5}	15	12 – 17	10	8 – 12
	Déchets de bois	35	23 ^{3,4} – 69 ^{6,7}	23	17 – 35	28	17 – 35	20	14 – 23
Déchet à dégradation moyenne	Autres déchets (non alimentaires) organiques putrescibles/ Déchets des jardins et des parcs	14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5
Déchet à dégradation rapide	Déchets alimentaires/ boues d'égout	12	9 – 14	4 ⁴	3 ^{3,4} – 6 ⁹	8	6 – 10	2	1 ¹⁰ – 4
Déchets en vrac		14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5 ¹¹

TABLEAU 3.4
DEMI-VIES PAR DEFAULT (T1/2) RECOMMANDÉES (ANNEE) SOUS LE NIVEAU 1

(Dérivées des valeurs k obtenues des mesures expérimentales, calculées à l'aide de modèles ou utilisées dans les inventaires de gaz à effet de serre ou d'autres études)

<p>¹ On dispose de peu d'informations sur la détermination de la valeur k et des demi-vies en conditions tropicales. Les valeurs dans ce tableau, pour ces conditions, sont fournies à titre indicatif et ont été extraites sur la base des hypothèses élaborées dans le texte et des valeurs obtenues pour les conditions tempérées.</p> <p>² La gamme renvoie aux données minimum et maximum, trouvées dans la littérature, ou estimées par les auteurs du présent chapitre. Elle est fournie pour décrire l'incertitude liée à la valeur par défaut.</p> <p>³ Oonk & Boom (1995).</p> <p>⁴ GIEC (2000).</p> <p>⁵ Brown <i>et al.</i> (1999). Une valeur proche (16 ans) a été utilisée, pour la dégradabilité lente, dans la vérification du modèle GasSim (Attenborough <i>et al.</i>, 2002).</p> <p>⁶ Environment Canada (2003).</p> <p>⁷ Des valeurs plus longues de demi-vie sont signalées dans cette gamme (jusqu'à 231 ans) et qui n'ont pas été fournies au tableau puisqu'elles sont issues de valeurs k extrêmement faibles utilisées dans les sites avec une température moyenne journalière $< 0^{\circ}\text{C}$ (Levelton, 1991).</p> <p>⁸ Estimation du RIVM (2004).</p> <p>⁹ Valeur utilisée pour la dégradabilité rapide dans la vérification du modèle GasSim (Attenborough <i>et al.</i>, 2002).</p> <p>¹⁰ Estimation de Jensen & Pipatti (2003).</p> <p>¹¹ Etant donné $t_{1/2} = 4 - 7$ ans comme valeurs caractéristiques pour la plupart des pays en développement situés dans un climat tropical. Conditions d'humidité élevée et déchets très dégradables.</p> <p>* Adapté du Chapitre 3 du <i>GPG-LULUCF</i> (IPCC, 2003).</p> <p>TAM – Température annuelle moyenne; PAM – précipitations annuelles moyennes; PET – évapotranspiration potentielle.</p> <p>PAM/PET est le rapport de la PAM au PET. Les moyennes annuelles MAT, PAM et PET pendant la série temporelle doivent être sélectionnées pour estimer les émissions et indiquées par la station météorologique représentative la plus proche.</p>
--

RECUPERATION DU METHANE (R)

Le CH_4 produit dans les SEDS peut être récupéré et brûlé à la torche ou par un dispositif énergétique. Le volume de CH_4 ainsi récupéré est exprimé comme R dans l'Équation 3.1. Si le gaz récupéré est utilisé pour l'énergie, les émissions de gaz à effet de serre qui en résultent doivent être signalées dans le Secteur « Énergie ». Les émissions par brûlage ne sont pas significatives, par ailleurs, puisque les émissions de CO_2 sont d'origine biogène et les émissions de CH_4 et de N_2O sont très faibles. Aussi, les *bonnes pratiques*, du secteur des déchets, n'exigent pas leur estimation. Toutefois, si les parties concernées souhaitent estimer les émissions de CH_4 et de N_2O , elles doivent signaler ces émissions dans le secteur des déchets. Une discussion des émissions par brûlage et d'autres informations détaillées sont fournies au Chapitre 4.2 du Volume 2 « Énergie ». Les émissions par brûlage à la torche ne sont pas traitées au Niveau 1.

La valeur par défaut pour la récupération du CH_4 est de zéro. La récupération du CH_4 ne doit être signalée que s'il existe des références documentant le volume de CH_4 récupéré. Rendre compte en mesurant tout le gaz récupéré pour l'énergie et le brûlage, ou signaler le gaz récupéré sur la base du volume d'électricité produit de ces gaz (en tenant compte de l'existence de facteurs de charge, de la valeur de chauffage et du taux de réchauffement correspondant ainsi que d'autres facteurs qui ont un impact sur le volume de gaz utilisé pour produire le volume d'électricité) est une démarche conforme aux *bonnes pratiques*.

L'estimation du volume de CH_4 récupéré, au moyen de méthodes plus indirectes, doit se faire avec la plus grande prudence en ne sélectionnant que les hypothèses motivées. Les méthodes indirectes pourraient être basées sur le nombre de SEDS d'un pays avec collecte de CH_4 ou sur la capacité totale de matériel d'utilisation ou de matériel de brûlage vendu.

Lorsque la récupération de CH_4 est estimée sur la base du nombre de SEDS, à récupération de gaz des décharges, l'estimation par défaut du rendement de l'opération de récupération serait de 20%. Ce chiffre est avancé en raison des nombreuses incertitudes entourant l'utilisation de cette méthodologie. L'on dispose de quelques calculs de rendements dans certains projets de récupération de gaz et les chiffres varient entre 10 et 85%. Oonk et Boom (1995) ont mesuré les rendements dans des SEDS fermés et non étanches et ont conclu à des chiffres entre 10 et 80%, la moyenne sur 11 décharges étant de 37%. Plus récemment, Scharff *et al.* (2003) ont mesuré les rendements de quatre SEDS à 9%, 50%, 55% et 33%. Spokas *et al.* (2006) et Diot *et al.* (2001) ont, récemment, mesuré le rendement à plus de 90%. En général, des taux élevés de récupération peuvent être liés aux décharges fermées, avec des effluents gazeux moindres, un système de récupération bien conçu et

fonctionnel et des couvertures plus épaisses et moins perméables. Les faibles rendements sont souvent relevés dans les SEDS dont de grandes parties sont encore en exploitation et ayant des couvertures temporaires de sable.

Des valeurs propres au pays peuvent être utilisées mais il faut de grands efforts de recherche pour apprécier l'impact des paramètres suivants sur la récupération: type de couvert, pourcentage de SEDS couverts par des projets de récupération, présence d'un revêtement, statut 'ouvert' ou 'fermé' de la décharge et bien d'autres facteurs.

Lorsque le volume de CH₄ récupéré est basé sur la capacité totale du matériel d'utilisation ou de torches vendues, il faudrait essayer d'identifier quelle partie de l'équipement est encore opérationnelle. Une estimation prudente, du volume de CH₄ produit, peut être fondée sur un inventaire des capacités minimum du matériel d'utilisation opérationnelle et des torches. Une autre approche prudente consisterait à estimer la récupération totale à 35% des capacités installées. Selon des études néerlandaises et américaines (Oonk, 1993; Scheehle, 2006), les volumes récupérés varient entre 35 et 70% des taux de capacité. Les raisons présidant à cette gamme sont: (i) heures de fonctionnement passant de 95% à 80%, pour des raisons d'entretien ou de problèmes techniques; (ii) la production surestimée de gaz et, par conséquent, des équipements surdimensionnés; (iii) des torches d'appoint sont rarement utilisées. Ces considérations sont prises en compte dans les taux élevés lors de l'estimation de la capacité. Si un pays utilise cette méthode de brûlage, il doit veiller en sorte que la torche utilisée ne soit pas une torche d'appoint d'un projet gaz-énergie. Les torches doivent être assorties aux SEDS, chaque fois que cela est possible, pour éviter qu'elles ne soient comptées deux fois.

Dans tous les cas de figure, les volumes récupérés doivent être signalés en tant que CH₄, non pas comme gaz des décharges, car ce gaz ne contient qu'une fraction de CH₄. La base d'établissement du rapport doit être bien documentée. Lorsque le rapport est basé sur le nombre de SEDS avec récupération du gaz des décharges ou la capacité totale de l'équipement d'utilisation, il est indispensable de décrire clairement et justifier toutes les hypothèses utilisées pour estimer la récupération à l'aide de données et de références nationales.

DECALAGE

Dans la plupart des sites d'élimination des déchets solides (SEDS), les déchets y sont déposés tout au long de l'année, quotidiennement. Toutefois, il est démontré que la production de CH₄ ne commence pas immédiatement après le dépôt du déchet.

Au début, la décomposition est aérobie et peut durer plusieurs semaines jusqu'à épuisement total de l'oxygène disponible. Elle est suivie par une phase d'acidification avec production d'hydrogène. À la phase d'acidification, qui semble durer plusieurs mois, succède une période de transition des conditions acides à des conditions neutres, lorsque la production de CH₄ commence.

Cette période, entre le dépôt du déchet et la production de CH₄, est chimiquement complexe et implique des réactions microbiennes successives. Les estimations du temps de décalage sont incertaines et varient, fort probablement, selon la composition des déchets et les conditions climatiques. Des estimations allant jusqu'à une année ont été fournies dans la littérature (Gregory *et al.*, 2003; Bergman, 1995; Kämpfer & Weissenfels, 2001; Barlaz, 2004). Le GIEC fournit une valeur par défaut de six mois pour le décalage (GIEC, 1997), soit l'équivalent d'un début de réaction fixé au 1^{er} janvier de l'année de dépôt du déchet, alors que la durée moyenne de séjour des déchets dans le SEDS est de six mois. Cependant, l'incertitude de cette hypothèse est d'au moins 2 mois.

Le Modèle de déchet du GIEC permet à l'utilisateur de modifier le décalage par défaut de six mois par une autre durée. Les *bonnes pratiques* recommandent de choisir un décalage entre zéro et six mois. Les valeurs hors de cette plage doivent être démontrées.

3.3 UTILISATION DE MESURES POUR ESTIMER LES EMISSIONS DE CH₄ DES SEDS

Le modèle DPO et d'autres méthodes pour estimer la production de CH₄ dans les SEDS sont élaborés à la lumière des connaissances scientifiques et d'hypothèses sur le métabolisme microbien en conditions anaérobies sur les SEDS. Comme c'est le cas avec tous les modèles, la validation qui comprend une forme de mesure directe, pour comparer les prévisions du modèle aux mesures réelles, augmente le degré de confiance de l'utilisateur pour le modèle et peut servir à affiner et améliorer les prévisions qu'il fournit. Ces mesures peuvent également servir à valider un modèle en comparant ses prévisions aux taux de production du CH₄ tirés des mesures ainsi que pour documenter le choix des valeurs propres au pays pour ce qui concerne les paramètres utilisés dans le modèle en vue de préparer les inventaires nationaux.

Les mesures peuvent être les volumes de gaz récupérés à l'aide du système de collecte (assortis d'une estimation du rendement), les volumes mesurés d'émissions de CH₄ s'échappant dans l'air ou les deux à la fois.

De nombreuses études ont utilisé des données de mesures, prises des systèmes de collecte de gaz, pour estimer les paramètres requis pour le modèle DPO (ex. : constante de la vitesse de dégradation et potentiel de production CH₄) pour des SEDS bien déterminés, pour des classes de SEDS dans des régions données et pour leur application aux SEDS à l'échelle nationale (Oonk & Boom, 1995; Huitric *et al.*, 1997; SWANA, 1998; SCS Engineers, 2003; U.S. EPA, 1998; U.S. EPA, 2005). La technique utilise des procédés statistiques pour formuler des valeurs ajustées pour les paramètres de modèle, telles que la régression non linéaire qui permet d'apprécier les paramètres de modèle d'une façon itérative, afin d'aboutir à la meilleure estimation pour les paramètres de modèle, en se fondant sur la plus petite somme d'erreurs au carré. Grâce à des données de site suffisantes et à un large éventail de SEDS, l'analyse statistique peut identifier les effets des variations dans la composition des déchets, la situation géographique, les précipitations et bien d'autres facteurs sur les valeurs les plus appropriées pour les paramètres de modèle. A titre d'exemple, plusieurs études ont montré que la constante de la vitesse de dégradation augmente avec la hausse des précipitations (U.S. EPA, 2005).

L'utilisation de mesures directes des volumes de gaz extraits, pour estimer les paramètres du modèle DPO, est une démarche utile conforme aux *bonnes pratiques* en ce qui concerne l'élaboration de valeurs propres au pays. Cette technique a été utilisée pour élaborer quelques valeurs par défaut pour la demi-vie présentée au Tableau 3.4. Elle est indiquée notamment pour les pays qui disposent de données exactes provenant des systèmes de collecte des gaz des décharges, pour un échantillon représentatif de SEDS recevant des déchets dont on connaît les volumes, la composition et la structure par âge. Si l'on utilise des données de collecte de CH₄, spécifiques au site, afin d'estimer les paramètres du modèle DPO à des fins d'inventaire national, les *bonnes pratiques* recommandent alors de veiller à ce que les SEDS, utilisés pour les besoins d'analyse, soient bien représentatifs de tous les SEDS du pays, notamment eu égard aux principaux facteurs qui affectent les valeurs des paramètres et des émissions de CH₄. On trouvera plus de détails sur cette technique dans l'Encadré 3.1.

ENCADRE 3.1

MESURES DIRECTES DES SYSTEMES DE COLLECTE DE GAZ POUR CALCULER LES PARAMETRES DU MODELE DPO

L'élément clé présidant à l'élaboration d'estimations des paramètres du modèle DPO consiste à travailler sur une base de données représentative des décharges ayant les caractéristiques suivantes:

- (i) elles (les décharges) contiennent des types de déchets représentatifs de la réalité des décharges à l'échelle nationale,
- (ii) elles comprennent un éventail de tailles, d'âges des déchets et de régions géographiques (notamment si l'on envisage de mesurer l'effet des précipitations),
- (iii) elles possèdent des mesures spécifiques de captage des gaz des décharges (LFG) et le pourcentage de CH₄ y compris les variations saisonnières sur la durée (couvrant au minimum une année et, de préférence, plus),
- (iv) elles possèdent des mesures, propres au site, des taux annuels d'acceptation des déchets ou le total des déchets sur place et l'année d'ouverture de la décharge (les déchets sur place ou le taux moyen d'acceptation annuelle pour la partie de la décharge sous influence du système de collecte),
- (v) elles comprennent des estimations, spécifiques au site, du pourcentage de récupération (basées sur les caractéristiques de conception et de fonctionnement et sur d'autres informations pertinentes), et
- (vi) elles contiennent la précipitation annuelle moyenne (si l'on a besoin d'évaluer cet effet).

L'exactitude des mesures directes du débit de production des gaz des décharges, du pourcentage de CH₄ et des taux annuels d'élimination de déchets pourrait être de $\pm 10\%$. La principale source d'erreur liée à l'utilisation du calcul direct des taux de collecte du CH₄ en vue d'estimer les taux de production du CH₄, réside dans la détermination du rendement de collecte du gaz des décharges. Toutefois, cette erreur peut être réduite et maîtrisée si les chiffres de collecte ne sont utilisés que pour les décharges pour le compte desquelles on peut prouver qu'elles sont dotées de systèmes de collecte et de terrains de couverture efficaces et bien tenus.

Le recours au rendement de collecte doit être étudié et justifié pour pouvoir l'utiliser avec fiabilité.

Il y aura lieu d'examiner plusieurs facteurs tels que le type de couverture finale, le contrôle régulier de la surface montrant des seuils faibles de CH₄ ainsi qu'un programme d'action correctrice si du CH₄ est décelé (ex.: tâches d'entretien pour améliorer l'intégrité de la couverture ou augmenter le vide des puits de collecte). L'estimation du rendement peut s'appuyer sur des considérations spécifiques au site avant de l'ajuster à l'extrémité minimum ou maximum après étude de ces facteurs. L'erreur et l'impact globaux sur les résultats finaux seraient plus bas une fois leur moyenne calculée sur une plus grande base de données de décharges car les erreurs tendraient alors à disparaître lorsque l'on utilise une estimation en milieu de la gamme sans erreur systématique.

Bien que certaines mesures de surface peuvent être utilisées pour identifier le CH₄, comme on l'a vu plus haut, l'utilisation de mesures à la surface de la décharge afin d'estimer directement le rendement n'est recommandée que si les limites des méthodes sont entièrement prises en compte, comme on peut le voir dans le détail à la prochaine section qui décrit les difficultés et les inexactitudes qui caractérisent de telles mesures. Lorsque l'on mesure le rendement de collecte, il y a lieu de tenir compte des effets suivants: (i) l'oxydation du CH₄ qui réduit les taux du volume de CH₄ émis, (ii) la solution de CO₂ dans la phase aqueuse, dans le déchet, ou sur la couche supérieure, lorsque l'on compare le taux des émissions de CH₄ et de CO₂ et le taux de récupération du CH₄ et du CO₂.

Une fois la base de données représentative mise en place, on passe à l'estimation des mesures et du rendement de collecte ; les données de mesure peuvent être ensuite analysées afin de dégager des paramètres régionaux ou nationaux. Si le pays dispose de données fiables sur la composition des déchets, pour chaque décharge individuelle, ces données peuvent être exploitées avec les mesures et la modélisation afin d'extraire des paramètres comme le CODD. S'il s'agit d'un pays dont les données de composition des déchets sont moins fiables, des paramètres peuvent être estimés sur une base plus large, en se concentrant sur les valeurs L_0 et k plutôt que sur des paramètres spécifiques aux types de déchets. Il est déconseillé d'estimer directement les émissions nationales à partir de mesures. Se servir des mesures pour extraire des paramètres de niveau national, en se basant sur les caractéristiques des décharges analysées, est l'approche indiquée pour intégrer les mesures issues des systèmes de collecte.

Les mesures directes des émissions de CH₄ à la surface d'un SEDS donné (plutôt que mesurer la collecte ou la production de CH₄) peut, en principe, donner une valeur similaire pour valider les paramètres du modèle DPO et formuler des estimations d'inventaires nationaux. Or, la pratique bute sur plusieurs contraintes pour de multiples raisons:

- (i) Contrôler et mesurer des émissions de CH₄ sur la surface d'un SEDS est une tâche ardue, d'autant qu'il n'existe pas de méthodes généralement convenues et standardisées pour permettre un contrôle ordinaire ou à long terme car les émissions proviennent d'une grande superficie et varient constamment tout au long de l'année.
- (ii) Il existe très peu de données représentatives issues de mesures directes d'émissions de CH₄ pour des SEDS individuels, et encore moins de données pour fournir de bonnes estimations aux inventaires nationaux des émissions. En l'état actuel des choses, les *bonnes pratiques* recommandent d'utiliser des estimations d'émission de sites individuels en se basant sur le contrôle et les mesures uniquement si la représentativité du contrôle peut être véritablement justifiée. Si des données propres aux émissions d'un site sont utilisées pour calculer des émissions à l'échelle nationale, les *bonnes pratiques* recommanderont de regrouper tous les SEDS du pays selon leurs caractéristiques et baser l'estimation nationale sur un comportement d'émission représentatif pour chaque groupe de SEDS.

Les techniques de mesure des émissions atmosphériques, les difficultés qu'elles posent et d'autres considérations sont traitées en détail dans l'Encadré 3.2.

ENCADRE 3.2

MESURE DIRECTE DES EMISSIONS DE METHANE A LA SURFACE DES SEDS

Les émissions de gaz à la surface des décharges (LFG) varient considérablement au plan du temps et de l'espace. Les émissions changent tous les jours du fait des variations de la pression atmosphérique et des précipitations qui affectent la perméabilité de la couche de surface. À ces deux facteurs s'ajoute la variation saisonnière des émissions qui résulte de la faible oxydation pendant la saison hivernale. En outre, les émissions varient également d'un endroit à un autre d'un SEDS, en raison des différences de volume, d'âge et de composition des déchets qui s'y trouvent. Du fait d'une perméabilité horizontale élevée, comparée à la perméabilité verticale, les versants d'un SEDS produisent généralement plus d'émissions que la surface supérieure. À un niveau plus local, les émissions varient considérablement en raison de l'existence de zones de moindre perméabilité en subsurface et de fissures à la surface. En conséquence, les émissions sur des sites distants de quelques mètres peuvent varier sur une échelle de 1000.

Ainsi, la mesure d'émissions diffuses de CH₄ dans ce contexte, doit fournir une indication des émissions annuelles moyennes de l'ensemble du SEDS. C'est pourquoi les fluctuations, saisonnières et temporelles, des émissions de gaz (Maurice & Lagerkvist, 1997; Park & Shin, 2001) doivent être considérées comme faisant partie de l'évaluation des données spécifiques du site. La période de collecte des données doit être suffisamment longue pour couvrir la variation temporelle sur le site. La variation saisonnière peut être prise en compte plus facilement, en comparaison.

Lorsqu'on effectue des mesures d'émissions diffuses, on ne doit pas perdre de vue le fait qu'on est en train de mesurer le flux après oxydation, lequel peut constituer une partie importante du pourcentage de CH₄ produit mais non récupéré.

Plusieurs techniques de mesure directe à la surface et/ou sous terre ont été proposées. Ces techniques sont:

- (i) les mesures statiques ou forcées de chambre à flux,
- (ii) les méthodes de bilan massique,
- (iii) les mesures micrométéorologiques,
- (iv) les mesures de panache.

La *méthode de chambre à flux* est utilisée pour mesurer le flux de CH₄ sur la surface du SEDS (ex.: Park & Shin, 2001; Mosher *et al.*, 1999; Agence britannique de protection de l'environnement, 2004). Le seul inconvénient de cette méthode réside dans la nécessité d'avoir un grand nombre de points de mesure pour pouvoir obtenir des estimations fiables des émissions totales, ce qui la rend – du coup – coûteuse car demandant beaucoup de main-d'œuvre. Il y a plusieurs façons d'améliorer l'exactitude ou réduire le nombre de mesures requis (ex.: élargir les estimations d'une petite section à l'intégralité du SEDS en utilisant des méthodes géostatistiques (Börjesson *et al.*, 2000; Spokas *et al.*, 2003) ou identifier les principales zones d'émission en observant les craquelures, la végétation sous contrainte, les interfaces entre zones recouvertes, bords et versants, etc. (Agence britannique de protection de l'environnement, 2004), ou en ayant recours à un compteur à gaz portatif, l'olfaction ou la température de surface comme premier indicateur (Yamada *et al.*, 2005)).

La *méthode du bilan massique* permet d'obtenir des émissions en mesurant le flux sur un plan vertical imaginaire sur le SEDS pour interpréter la vitesse du vent et les concentrations de CH₄ à différentes hauteurs au-dessus de la surface de la décharge. Ce plan peut être unidimensionnel (Oonk & Boom, 1995; Scharff *et al.*, 2003) ou bidimensionnel. L'autre avantage de cette méthode est qu'elle peut être facilement automatisée et peut mesurer des émissions sur une grande surface (souvent embrassant l'intégralité du SEDS) pendant de longues périodes de temps (de quelques semaines à plusieurs mois). En outre, cette méthode permet d'obtenir des émissions de CH₄ et de CO₂ qui donnent des indications sur l'oxydation du CH₄ et le degré de rendement de collecte. L'unique inconvénient de cette méthode est son champ d'action limité (250 m), ce qui rend difficile la prise de mesures sur des décharges beaucoup plus vastes.

Suivant la *méthode micrométéorologique*, les émissions sont mesurées en tant que flux sur un plan horizontal imaginaire avant d'être recalculées comme flux verticaux. Les concentrations de CH₄ au-dessus du SEDS sont utilisées en combinaison avec les informations sur le transport aérien et mélangeant à une échelle de quelques m³ (d'où la micrométéorologie, Fowler & Duyzer, 1989). Laurila *et al.* (2005) argumentent que la méthode micrométéorologique d'Eddy-covariance est bonne pour estimer les émissions de gaz des décharges, d'autant qu'elle est assortie des avantages d'une automatisation facile qui permet de prendre des mesures sur de longues périodes temporelles et de contrôler simultanément les émissions de CH₄ et de CO₂. Le seul inconvénient de cette méthode semble être son champ de portée limité (25 m environ), et par conséquent risque de ne pas produire des émissions suffisamment représentatives de l'ensemble du SEDS.

Les mesures de panache sont conçues pour mesurer les émissions de toute une décharge en mesurant la différence du flux de CH₄ sur une trame transect sous le vent et contre le vent à partir des SEDS. Les émissions pourraient être évaluées en comparant l'augmentation des concentrations de CH₄ aux concentrations du traceur (ex.: à partir d'un volume connu de N₂O ou de SF₆ libéré sur le SEDS) ou en utilisant un modèle de dispersion). Des variantes de cette méthode sont utilisées partout dans le monde par Czepiel *et al.* (1996), Savanne *et al.* (1997), Galle *et al.*, (1999) et Hensen & Scharff (2001). Le grand avantage de cette méthode réside dans sa précision et dans la possibilité qu'elle offre pour mesurer les émissions sur l'ensemble du SEDS, ce qui permet de résoudre le problème des variations spatiales. En revanche, cette méthode est très coûteuse et n'est, en principe, utilisée que pendant un ou quelques jours. Ainsi, le résultat ne semble pas être représentatif pour les émissions annuelles moyennes provenant du site (Scharff *et al.*, 2003). C'est pour cette raison que Scharff *et al.* (2003) ont conçu une version stationnaire de l'appareil de mesure de panaches pour pouvoir mesurer autour d'un SEDS pendant des périodes de plus longues.

A ce jour (2006), il n'existe pas encore d'accord scientifique sur la meilleure méthodologie pour obtenir des émissions annuelles moyennes de l'ensemble d'un SEDS. Des comparaisons de méthodes ont été effectuées par Savanne *et al.* (1995) et Scharff *et al.* (2003), aboutissant à la conclusion qu'aucune méthode ne peut, à elle seule, traiter le problème de la variabilité temporelle et spatiale tout en demeurant abordable économiquement. Selon Scharff *et al.* (2003), la méthode du bilan massique et la méthode statique de panache sont les meilleures candidates pour un développement et une validation poussés. Cependant, à la date de rédaction des présentes *Lignes directrices*, cette conclusion n'a pas fait l'objet de larges débats dans les milieux scientifiques.

3.4 CARBONE ACCUMULE DANS LES SEDS

Une quantité de carbone s'accumulera dans les SEDS sur de longues durées. Le bois et le papier se décomposent très lentement et s'accumulent dans les SEDS (stockage à long-terme). Des fractions de carbone, dans d'autres types de déchet, se dégradent sur des laps de temps différents (voir Demi-vie à la Section 3.2.3.)

La quantité de carbone stockée dans les SEDS peut être estimée à l'aide du modèle DPO (cf. Annexe 3A.1). Le stockage à long terme du carbone dans le papier et le carton, le bois, les déchets des jardins et des parcs est particulièrement intéressant au vu des changements de stocks de carbone dans les déchets provenant de produits ligneux signalés dans le Volume AFAT (voir Chapitre 12, Produits ligneux). Le modèle DPO du présent Volume fournit ces estimations comme sous-produit. L'option *composition des déchets* calcule le carbone stocké sur la durée et provenant du bois, du papier et du carton et des déchets des jardins et des parcs dans les SEDS, puisqu'il ne représente qu'une portion du COD qui n'est pas perdue par dégradation ou putréfaction (les équations pour estimer le volume sont données à l'Annexe 3A.1). Quand on utilise l'option *déchets en vrac*, il est nécessaire d'estimer la portion adéquate de COD provenant de produits ligneux dans le COD total de déchets avant de dégager les volumes de carbone stocké à long terme. En l'absence d'estimations pour le pays, on pourrait recourir aux fractions par défaut du GIEC pour le papier et le carton, le bois et les déchets des jardins et des parcs.

Le carbone stocké sur la durée dans les SEDS est indiqué comme élément d'information dans le Secteur « Déchets ». La valeur signalée pour les déchets provenant de produits ligneux (papier et carton, bois et déchets des jardins et des parcs) est égale à la variable $1B, \Delta C_{HWP\ SEDS\ DC}$, autrement dit, le changement de stock de carbone des produits ligneux, provenant de la consommation domestique, rejetés dans le SEDS du pays auteur du rapport (voir Chapitre 12, Produits ligneux, du Volume AFAT). Ce paramètre et les émissions annuelles de

CH₄ issues des produits ligneux, dans le pays, peuvent être estimés à l'aide du modèle DPO (voir la fiche 'Produits ligneux' dans le tableur).

3.5 EXHAUSTIVITE

Les versions précédentes des *Lignes directrices* du GIEC étaient axées sur les émissions des sites d'élimination des DSM, bien que les compilateurs d'inventaires aient été encouragés à examiner les émissions d'autres types de déchets. Or, il est actuellement admis que d'autres types de déchets contribuent de manière significative aux émissions. C'est pourquoi les *Lignes directrices de 2006* fournissent une méthodologie et des données par défaut pour calculer la production et la teneur en COD des types de déchets suivants:

- Déchets solides municipaux (DSM) – dont la définition et la composition par défaut sont fournies au Chapitre 2,
- Boues d'égout (de l'épuration des eaux usées municipales et industrielles),
- Déchets solides industriels (y compris les déchets produits par les industries du papier et du bois, les déchets du BTP, souvent composés de matériaux inertes, mais également le bois en tant que source de CODDm),
- Les résidus d'unités de traitement mécanique-biologique (cf. Chapitre 4 « Traitement biologiques des déchets solides »).

Les pays doivent fournir leurs propres estimations des fractions de ces types de déchets éliminés dans les SEDS, incinérés ou recyclés.

Types de déchets traités en d'autres parties des *Lignes directrices 2006*:

- Emissions provenant de la gestion des fumiers (traitées dans le secteur 'AFAT').

Modes de gestion des déchets comprenant:

- les SEDS gérés,
- les SEDS non gérés (décharges à ciel ouvert, y compris les dépotoirs à l'air libre, les fosses et les rejets dans la nature comme les ravins).

Autres modes de gestion des déchets traités ailleurs dans les *Lignes directrices 2006*:

- Les émissions issues de l'incinération de déchets (Chapitre 5 du présent Volume),
- Les émissions par combustion à l'air libre dans les SEDS (Chapitre 5 du présent Volume),
- Les émissions issues du traitement biologique de déchets solides, y compris les structures centralisées de compostage et le compostage dans la sphère privée (Chapitre 4 du présent Volume).

Les SEDS fermés continuent d'émettre du CH₄. Ceci est automatiquement comptabilisé dans la méthode DPO puisque des données historiques d'élimination des déchets sont utilisées.

Tous les modes de gestion, énumérés ci-dessus, doivent être inclus dans ce secteur s'ils sont largement pratiqués.

3.6 COMMENT ELABORER UNE SERIE TEMPORELLE COHERENTE

Par rapport aux *Lignes directrices de 1996*, deux changements majeurs ont été introduits dans les *Lignes directrices 2006*. Il s'agit de:

- Remplacement de l'ancienne méthode par défaut (bilan massique) par la méthode de décomposition de premier ordre (DPO) ; et
- L'inclusion des déchets industriels et d'autres catégories hors DSM pour tous les pays.

Ces deux changements pourraient amener les pays à recalculer leurs résultats pour les années antérieures afin de garantir la cohérence des séries temporelles. La nouvelle feuille de travail (tableur) fournie pour la méthode DPO du GIEC calcule automatiquement les émissions de toutes les années passées. Toutefois, il est nécessaire de veiller à ce que les données saisies dans le modèle forment une série temporelle cohérente. Le modèle DPO nécessite des données historiques remontant jusqu'à 1950. La tâche est, par conséquent, ardue et monumentale.

Des orientations sont fournies à la Section 3.2.2 pour permettre aux pays d'estimer les éliminations de DSM et de déchets industriels dans le passé en s'appuyant sur la population urbaine, le PIB et d'autres paramètres clé.

Comme les statistiques sur les déchets s'améliorent et s'affinent avec le temps, les pays pourraient avoir à leur portée des données nationales pour les récentes années mais pas pour l'intégralité de la série temporelle. Les *bonnes pratiques* recommandent d'utiliser les données de pays lorsqu'elles existent. Si des données par défaut et des données de pays sont mélangées dans une même série temporelle, il faudra alors en vérifier la cohérence. Il peut également s'avérer nécessaire de recourir à l'extrapolation par régression (*backward extrapolation*) ou aux techniques de raccordement (*splicing*) pour pouvoir rapprocher les deux ensembles de données. Des orientations générales sur ces techniques sont proposées au Chapitre 5 du Volume 1 (« Cohérence des séries temporelles »).

3.7 EVALUATION DE L'INCERTITUDE

Il existe deux zones d'incertitude dans l'estimation des émissions de CH₄ dans les SEDS: (i) l'incertitude imputable à la méthode utilisée; et (ii) l'incertitude imputable aux données (données d'activité et paramètres).

3.7.1 Incertitude imputable à la méthode

Le modèle DPO consiste en un terme pré-exponentiel, décrivant le volume de CH₄ produit tout au long de la vie du SEDS et un terme exponentiel qui décrit comment ce CH₄ est produit au fil du temps. Ainsi, les incertitudes liées à l'utilisation du modèle DPO peuvent être divisées en incertitudes dans le volume total de CH₄ formé tout au long de la vie du SEDS et en incertitudes dans la répartition de ce volume à travers les ans.

Les incertitudes entourant le volume total de CH₄ formé durant la durée de service du SEDS, découlent des incertitudes entourant le volume et la composition du déchet rejeté dans la SEDS (W et COD), la décomposition (COD_t) et le coefficient de correction du CH₄ (MCF). Ces incertitudes sont traitées ci-après.

Les incertitudes liées à la distribution de la génération de CH₄ au fil des années dépendent beaucoup de la situation spécifique. Lorsque les quantités de déchets éliminés et les méthodes de gestion évoluent lentement dans le temps, l'incertitude liée au modèle ne peut qu'être faible. A titre d'exemple, lorsque la décomposition se fait plus lentement que prévu, une sous-estimation de la formation de CH₄ en 2005, à partir de déchets éliminés en 1990, sera contrebalancée par une surestimation des volumes formés à partir de déchets éliminés, disons, en 2000. Cependant, lorsque les volumes annuels de déchets, ou leur composition, changent substantiellement, les erreurs dans le modèle seront importantes.

La meilleure approche pour évaluer l'erreur due au modèle, dans un cas donné, consisterait à procéder à une étude de sensibilité (de l'incertitude), en variant les valeurs k , dans les gammes d'erreur supposées (voir Tableau 3.5 pour les valeurs d'incertitude par défaut) ou en effectuant une analyse de Monte Carlo en utilisant le modèle et en modifiant les variables pertinents.

Le recours à la méthode de bilan massique, qui était la méthode par défaut (Niveau 1) dans les versions antérieures des orientations du GIEC, tend à conduire à une surestimation des émissions lorsque la tendance est plutôt vers une augmentation des rejets de déchets aux SEDS sur la durée. L'hypothèse était que tout le CH₄ serait produit dans l'année d'élimination des déchets. L'utilisation de la méthode DPO élimine cette erreur et réduit l'incertitude liée à cette méthode. Toutefois, il est important de garder à l'esprit que la méthode DPO est un simple modèle appartenant à un système très complexe dont on ne comprend pas grand-chose. L'incertitude découle des sources suivantes:

- La décomposition de composés de carbone en CH₄ implique toute une série de réactions chimiques complexes et peut ne pas suivre une réaction DPO. Des réactions d'ordre supérieur peuvent survenir et les vitesses de réaction varieront en fonction des conditions sur le SEDS. Les réactions peuvent être limitées par un accès limité à l'eau et par les variations locales dans les populations de bactéries.
- Les SEDS sont hétérogènes. Des conditions telles que la température, l'humidité, la composition et le compactage des déchets varient considérablement même à l'intérieur d'un même site, encore plus entre différentes décharges d'un pays entier. La sélection de valeurs 'moyennes' pour les paramètres pour l'ensemble d'un pays est très difficile.
- L'utilisation de la méthode DPO ajoute une incertitude supplémentaire associée aux taux de décomposition (demi-vies) et aux volumes historiques de déchets évacués/rejetés. Aucun de ces deux facteurs n'est suffisamment bien étudié ou compris.

Cependant, il est fort probable que la principale source d'incertitude réside, non pas dans la méthodologie du modèle, mais plutôt dans la sélection de valeurs pour les paramètres du modèle.

3.7.2 Incertitude imputable aux données

Cette source d'incertitude est simplement l'incertitude imputable à chacune des entrées de paramètre. L'incertitude imputable aux données pouvant être classées en données d'activité et en paramètres.

3.7.2.1 INCERTITUDES LIEES AUX DONNEES D'ACTIVITE

La qualité des estimations des émissions de CH₄ est directement liée à l'existence et à la qualité des données de production, de composition et de gestion des déchets utilisées pour dégager ces estimations. Les données d'activité, dans le secteur des déchets, comprennent le volume total des déchets solides municipaux, le volume total des déchets industriels, la composition des déchets et la fraction de déchets solides envoyés aux SEDS.

L'incertitude liée aux données d'évacuation des déchets dépend de la manière dont ces données sont obtenues. L'incertitude peut être réduite lorsque les volumes de déchets dans le SEDS sont pesés. Si les estimations sont basées sur la capacité de charge des véhicules de collecte des déchets ou sur une estimation à vue d'œil, l'incertitude sera plus élevée. Les estimations s'appuyant sur des données d'activité par défaut auront les incertitudes les plus élevées.

Si le piégeage des déchets a lieu sur le SEDS, il faudrait en tenir compte dans les données d'élimination des déchets, sinon l'incertitude liée à ces dernières données risque d'augmenter. Le piégeage peut lui aussi augmenter les incertitudes dans la composition des déchets évacués dans les SEDS et, partant, le COD total dans le déchet. Les estimations d'incertitude pour les paramètres du modèle par défaut sont données au Tableau 3.5. Ces estimations sont basées sur le jugement d'expert.

La production de déchets peut être estimée par le critère démographique (ou de population urbaine) et les taux de déchets par habitant. L'incertitude peut être introduite si la population ne correspond pas à la population dont les déchets ont été ramassés. Dans bon nombre de pays, les déchets ne sont ramassés que chez les populations urbaines. La population urbaine peut changer, tous les jours ou toutes les saisons, en raison des mobilités à la recherche d'un emploi.

3.7.2.2 INCERTITUDES LIEES AUX PARAMETRES

Coefficient de correction du méthane (MCF)

Il existe deux sources d'incertitude en ce qui concerne le MCF :

- L'incertitude par rapport à la valeur du MCF de chaque type de site (géré-anaérobie, géré-semi-aérobie, non-géré profond et/ou niveau hydrostatique élevé, non-géré peu profond): ces valeurs MCF sont basées sur une étude expérimentale et un jugement d'expert, non pas sur des données mesurées.
- L'incertitude dans la classification des sites en différents types. A titre d'illustration, la distinction entre sites profonds et peu profonds (profondeur de déchets de 5 m) est fondée sur une opinion d'expert. Inévitablement, rares sont les pays qui peuvent classer leurs sites, non-gérés, de stockage de déchets en sites 'profonds' ou 'peu profonds' en se fondant sur des données mesurées. De même, il peut être difficile d'identifier les sites qui satisfont les critères du GIEC pour les sites gérés.

Carbone organique dégradé (COD)

Il existe deux sources d'incertitude en ce qui concerne les valeurs COD :

- L'incertitude liée à l'assignation du COD à différents types de déchets/matériaux (papier, aliments, etc.). Il existe peu d'études du COD et différents types de papier, d'aliments, de bois et de textiles peuvent avoir différentes valeurs COD. La teneur en eau du déchet a, elle aussi, une influence sur le COD. On sait peu sur le COD dans les déchets industriels.
- L'incertitude dans la composition des déchets affecte les estimations du COD total dans les SEDS: la composition des déchets varie considérablement même à l'intérieur d'un pays (par exemple, entre populations urbaines et rurales, entre ménages à différents revenus et d'une saison à une autre), ainsi que d'un pays à un autre.

Fraction de carbone organique dégradé qui se décompose (COD_f)

L'incertitude liée au COD_f est très élevée. Quelques études ont été réalisées mais il demeure difficile de reproduire les conditions réelles d'un SEDS dans des études expérimentales.

Fraction de CH₄ dans le gaz des décharges (F)

La fraction de CH₄ des gaz des décharges (F) est souvent fixée à 0,5 mais elle peut osciller entre 0,5 et 0,55, cela dépend d'une série de facteurs (voir Section 3.2.3). L'incertitude concernant ce chiffre est relativement faible puisque F dépend dans une grande mesure de la stoechiométrie de la réaction chimique qui produit le CH₄. La concentration de CH₄, dans le gaz des décharges récupéré, peut être plus faible que la valeur réelle en raison d'une probable dilution dans l'air; nécessairement, les valeurs F estimées de cette manière ne peuvent être représentatives.

Récupération du méthane (R)

La récupération du CH₄ est le volume du CH₄, produit dans le SEDS, qui est récupéré et brûlé à la torche ou à l'aide d'un autre appareil de valorisation énergétique. L'incertitude dépend de la méthode utilisée pour estimer le volume de CH₄ ainsi récupéré. L'incertitude est, en principe, faible comparée à d'autres incertitudes s'il y a eu mesurage. Si d'autres méthodes sont utilisées, en estimant par exemple le rendement du matériel de récupération du CH₄, l'incertitude sera plus grande. (Voir Section 3.2.3.)

Facteur d'oxydation (OX)

Le facteur d'oxydation est très incertain car il est difficile à mesurer, il varie considérablement en fonction de l'épaisseur ou de la nature du terrain de couverture, des conditions atmosphériques et climatiques, du flux de méthane ainsi que de l'échappement du méthane par les craquelures/fissures du terrain de couverture. Des études en laboratoire et sur le terrain, qui déterminent l'oxydation du CH₄ uniquement à travers des couches de sol uniformes et homogènes, peuvent conduire à des surestimations de l'oxydation des couverts de sols des décharges.

La demi-vie

Les estimations de demi-vie se caractérisent par un niveau élevé d'incertitude car il est difficile de mesurer la vitesse de décomposition sous des conditions équivalentes à celles qui prévalent réellement dans les SEDS. Plus encore, comme il existe une grande variation dans la demi-vie avec la composition des déchets, le climat et le type de site, il est donc difficile de sélectionner des valeurs représentatives de l'ensemble du pays.

Les estimations d'incertitude pour le DSM_T (total de DSM produits) et la DSM_F (fraction de DSM_T évacués dans le SEDS) et les paramètres de modèle par défaut sont fournis au Tableau 3.5. Ces estimations sont fondées sur un jugement d'expert.

TABLEAU 3.5 ESTIMATIONS DES INCERTITUDES LIEES AUX DONNEES ET PARAMETRES D'ACTIVITE PAR DEFAUT DANS LA METHODE DPO DE CALCUL DES EMISSIONS DE CH₄ DES SEDS	
Données d'activité et facteurs d'émission	Gamme d'incertitude
Total des déchets solides municipaux (DSM _T)	par pays: 30% est une valeur-type pour les pays qui recueillent régulièrement des données de production de déchets. ±10% pour les pays disposant de données de grande qualité (ex.: pesage dans tous les SEDS ainsi que dans d'autres usines de traitement des déchets). Pour les pays disposant de données de faible qualité: plus d'un facteur sur deux.
Fraction de DSM _T envoyée aux SEDS (DSM _F)	±10% pour les pays disposant de données de grande qualité (ex.: pesage dans tous les SEDS). ±30% pour les pays qui recueillent des données à l'évacuation des déchets dans les SEDS. Pour les pays disposant de données de faible qualité: plus d'un facteur sur deux.
Incertainité totale de la composition des déchets	±10% pour les pays disposant de données de grande qualité (ex.: échantillonnage régulier dans les SEDS les plus représentatifs). ±30% pour les pays ayant leurs propres données tirées d'études y compris d'échantillonnages périodiques. Pour les pays disposant de données de faible qualité: plus d'un facteur sur deux.

Carbone organique dégradable (COD) ⁶	Pour les valeurs par défaut du GIEC: ±20% Pour les valeurs propres au pays: Sur la base d'un échantillonnage représentatif et d'analyses: ±10%
Fraction de carbone organique dégradable décomposé (DOC _T)	Pour la valeur par défaut du GIEC (0,5): ± 20% Pour la valeur propre au pays : ± 10% pour les pays qui s'appuient sur des données expérimentales sur de longues périodes de temps.
Coefficient de correction du méthane (MCF) = 1,0 = 0,8 = 0,5 = 0,4 = 0,6	Pour la valeur par défaut du GIEC: -10%, +0% ±20% ±20% ±30% -50%, +60%
Fraction de CH ₄ dans le gaz produit des décharges (F) = 0,5	Pour la valeur par défaut du GIEC: ±5%
Récupération du méthane (R)	La gamme d'incertitude dépendra de la façon dont les volumes de CH ₄ récupérés et brûlés à la torche ou utilisés sont estimés: ± 10% si le mesurage est en place. ± 50% en l'absence de mesurage.
Facteur d'oxydation (OX)	Inclure OX dans l'analyse de l'incertitude si une valeur autre que zéro est utilisée pour le facteur OX lui-même. Dans ce cas, la justification d'une valeur non-zéro doit inclure l'examen des incertitudes.
demi-vie (t _{1/2})	Des gammes pour les valeurs par défaut du GIEC sont fournies au Tableau 3.4. Les valeurs propres au pays doivent inclure l'examen des incertitudes.
Source: Jugement d'expert par les Auteurs Principaux de ce Chapitre.	

3.8 AQ/CQ, établissement des rapports et documentation

Les *bonnes pratiques* recommandent de documenter et d'archiver toutes les informations requises pour produire les émissions devant servir aux estimations d'inventaire à l'échelle nationale tel qu'indiqué au Chapitre 6 « Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité et vérification » du Volume 1 « Orientations générales et établissement des rapports ». Quelques exemples de documentation et de rapports spécifiques intéressant cette catégorie source sont fournis ci-dessous :

- Les pays qui utilisent le modèle DPO du GIEC doivent l'inclure dans leurs rapports. Quant à ceux qui utilisent d'autres méthodes ou modèles, ils doivent fournir des données similaires (description de la méthode, principaux paramètres et hypothèses).
- Si des données de pays sont utilisées pour une quelconque partie des séries temporelles, elles (les données) doivent être documentées.
- La répartition des déchets entre sites gérés et non-gérés, aux fins d'estimation du MCF, doit être documentée également et assortie de justificatifs.
- Si la récupération du CH₄ est signalée, il est souhaitable de fournir des informations sur les usines de récupération/valorisation énergétique des déchets. Le brûlage à la torche et la valorisation énergétique doivent être documentés séparément.
- Toute modification des paramètres, d'une année à une autre, doit être clairement justifiée et référencée.

Pour des raisons pratiques, il n'est pas possible d'inclure toute la documentation dans le rapport sur l'inventaire national. En revanche, l'inventaire doit comprendre des descriptions succinctes des méthodes utilisées ainsi que des références aux données de source afin que les estimations d'émissions communiquées soient transparentes et que les étapes suivies pour les calculer puissent être retracées.

⁶ La gamme d'incertitude donnée s'applique à la teneur en COD des déchets en vrac. Les gammes de COD pour différentes composantes de déchets DSM fournies au Tableau 2.4 peuvent servir à calculer les incertitudes de ces composantes.

Les *bonnes pratiques* recommandent de procéder à des vérifications de contrôle de qualité ainsi qu'à un examen d'expert des estimations d'émissions comme indiqué au Chapitre 6 du Volume 1 « Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité et vérification ».

Les compilateurs d'inventaires doivent vérifier les valeurs propres au pays pour les DSM et les déchets industriels produits et la composition des déchets par rapport aux valeurs par défaut du GIEC, afin de déterminer si les paramètres nationaux utilisés sont raisonnables au regard des valeurs par défaut du GIEC.

Si des données d'enquête ou d'échantillonnage sont utilisées pour compiler les valeurs nationales pour les données d'activité, portant sur les déchets solides, les procédures de CQ doivent comprendre:

- (i) l'examen des méthodes de collecte des données d'enquête et la vérification de celles-ci afin de s'assurer qu'elles ont été recueillies et rassemblées correctement. Le compilateur d'inventaire doit contre-vérifier ces données avec les années antérieures pour s'assurer de leur acceptabilité.
- (ii) l'évaluation des sources des données secondaires et le référencement des activités d'AQ/CQ relatives à la préparation des données secondaires. Cette tâche est particulièrement importante pour le cas des données des déchets solides puisque celles-ci ont été – à l'origine – préparées essentiellement pour d'autres inventaires de gaz à effet de serre.

Les compilateurs d'inventaires doivent donner aux experts la possibilité de passer en revue les paramètres d'entrée.

Les compilateurs d'inventaires doivent comparer les taux nationaux d'émission avec ceux de pays similaires ayant des attributs économiques et démographiques comparables. Ils doivent étudier tout écart significatif afin de déterminer s'il résulte d'un erreur de calcul ou de divergences réelles.

Références

- Facultad de Ingenieria de la Universidad Nacional Del Centro De La Provincia De Buenos Aires (2004). Olavarria Landfill Gas Recovery Project, Buenos Aires, Argentina. August 2004. http://www.dnv.is/certification/climatechange/Upload/PDD_Olavarria_2004-05-21.pdf#search=%22olavarria%20landfill%20gas%20recovery%20project%22
- Attenborough, G. M., Hall, D. H., Gregory, R. G. and McGoochan, L. (2002). GasSim: Landfill Gas Risk Assessment Model. In: Conference Proceedings SITA Environmental Trust- Sponsored by SITA Environmental Trust and Organics Limited. ISBN 0-9539301.
- Barlaz, M. (2004). Critical Review of Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *NCASI Technical Bulletin*, no 872, March 2004.
- Bergman, H. (1995). Metanoxidation i täckskikt på avfallsupplag. (Methane oxidation in waste deposition covers). Licentiate thesis 1995:14L, Tekniska Högskolan i Luleå, ISSN 0280-8242. (In Swedish)
- Bogner, J. and Matthews, E. (2003). 'Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980 – 1996', *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 2.
- Brown, K. A., Smith, A., Burnley, S. J., Campbell, D.J.V., King, K. and Milton, M.J.T. (1999). Methane Emissions from UK Landfills, AEA Technology, AEAT-5217, Culham.
- Börjesson, G., Danielsson, A. and Svensson, B.H. (2000). 'Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements', *Environ Sci Technol* 34: 4044-4050.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Harriss, R., Shorter, J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. and Lamb, B. (1996). 'Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods', *J Geophys Res D101*: 16711-16719.
- Diot M., Bogner, J., Chanton, J., Guerbois, M., Hébé, I., Moreau le Golvan, Y., Spokas, K. and Tregourès, A. (2001). LFG mass balance: a key to optimize LFG recovery, in Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia 2001, S. Margherita di Pula (Cagliari, Italia), October 1-5, 2001.
- Environment Canada (2003). Canada's Greenhouse Gas Inventory 1990-2001. 8. Waste. Greenhouse Gas Division August 2003. The Green line Environment Canada's Worldwide Web Site.
- Environment Canada (2004). Landfill Gas Capture and Combustion Quantification Protocol. Available at: www.ec.gc.ca/pdb/ghg/lfg_protocol_e.cfm.
- Fowler, D. and Duyzer, J.H. (1989). Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange, *Exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, Andreae, M.O., Schimel, D.S. Eds., John Wiley & Sons, pp. 189-207.
- Galle B., Samuelsson, J., Börjesson, G. and Svensson, H. (1999). Measurement of methane emissions from landfills using FTIR spectroscopy. Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Vol. IV, 47-54.
- Gardner, W.D., Ximenes, F., Cowie, A., Marchant, J.F., Mann, S. and Dods, K. (2002). Decomposition of wood products in the Lucas Heights landfill facility. Presented at the Third Australian Conference on 'Life Cycle Assessment – "Life Cycle Decision-making for Sustainability"'. Queensland, Australia, 17 – 19 July, 2002. State Forests of New South Wales, Sydney, Australia. URL:<http://www.greenhouse.crc.org.au/crc/ecarbon/enews/gardner.pdf>
- Gregory, R.G., Gillet, A.G. and Bradley, D. (2003). 'Methane emissions from landfill sites in the UK', *LQM Report* 443/1, January 2003.
- Hensen, A. and Scharff, H. (2001). Methane emission estimates from landfills obtained with dynamic plume measurements, *Water, Air and Soil Pollution, Focus*, 1(5-6): 455-464.
- Hoeks, J. (1983). Significance of biogas reduction in waste tips, *Waste management and research*, 1, pp. 323-325
- Huitric, R. and Soni, R. (1997). Making the most of LFG projection models, Proceedings from SWANA's 20th annual LFG symposium, Monterey California, USA
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Enmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. and Tanabe K. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2001). Summary for Policymakers and Technical Summary of *Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Bert Metz *et al.* eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom
- IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jensen, J. E. and Pipatti, R. (2002). 'CH₄ Emissions from Solid Waste Disposal', *Background Papers. IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-National Greenhouse Gas Inventories Programme (NGGIP), IGES, Hayama, Japan, pp 419-465.
- Kämpfer, P. and Weissenfels, W. (2001). *Biologische Behandlung organischer Abfälle*, Springer, Berlin.
- Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J. and Vesala, T. (2005). 'Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method', *Geoph. Res. Let.*, Vol. 32, L19808,
- Levelton, B.H. (1991). *Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada*. Levelton & Associates. Prepared for Environment Canada, June 1991.
- Matsufuji, Y., Kobayashi, H., Tanaka, A., Ando, S., Kawabata, T. and Hanashima, M. (1996). 'Generation of greenhouse gas effect gases by different landfill types and methane gas control', *Proceedings of 7th ISWA International Congress and Exhibition, 1996:10, No. 1, p. 253-254.*
- Maurice, C. and Lagerkvist, A. (1997). 'Seasonal variation of landfill gas emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 87-93.
- Micales, J.A. and Skog, K.E. (1997). 'The decomposition of forest products in landfills', *International Biodeterioration and Biodegradation* 39(2-3): pp. 145-158
- Mosher, B., Czepiel, P., Harriss, R., Shorter, J.H., Kolb, C.E., McManus, J.B., Allwine, E. and Lamb, B. (1999). 'Methane emission at nine landfill sites in the northeastern United States', *Environ Sci Technol* 33: 2088-2094.
- Oonk, H. (1993). *Overzicht van stortgasprojecten in Nederland (Overview of Dutch Landfill gas projects)*, March 1993. TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Oonk, H. and Boom, T. (1995). 'Landfill gas formation, recovery and emissions', *TNO-report R95-203*, TNO. Apeldoorn, The Netherlands.
- Park J.W. and Shin H.C. (2001). 'Surface methane emission of landfill gas from solid waste landfill', *Atmospheric Environment* 35, 3445-3451
- Pelt, R., Bass, R.L., Heaton, R. E., White, Ch., Blackard, A., Burklin, C. and Reisdorph, A. (1998). *User's Manual Landfill Gas Emissions Model Version 2.0*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. February 1998, 94 pp.
- RIVM. (2004). Netherlands's National GHG Inventory Report. 8. Waste. *RIVM Report 773201008*, 8 pp.
- Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, R., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryszka, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. and Tregoures, A. (1997). 'Comparison of different methods for measuring landfill methane emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 81-86.
- Scheehle, E. (2006). Personal Communication.
- SCS Wetherill Environmental (2003). *New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2002. Chapter 8: Waste*. New Zealand Climate Change Office.
- Scharff, H., Martha, A., van Rijn, D.M.M., Hensen, A., v.d. Bulk, W.C.M., Flechard, C., Oonk H., Vroon, R., de Visscher, A. and Boeckx, P. (2003). *A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions*, report by Afvalzorg Deponie B.V., Haarlem, the Netherlands.
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M. and Aran, C. (2003). Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*. 23: 599-607.

- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-le-Golvan, Y. and Hebe, I. (2006). 'Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?' *Waste Management*, 26: 516-525.
- SWANA (1998). Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery, Publication No. GR-LG0075, March, Solid Waste Association of North America (SWANA).
- UK Environment Agency (2004). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*.
URL: http://www.environment-agency.gov.uk/subjects/waste/?lang=_e
- U.S. EPA (2005). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004. Annex 3.14. Methodology for Estimating CH₄ Emissions from Landfills. April 2005, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (2002). *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, 2nd Ed, EPA530-R-02-006, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (1998). Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, Fifth Edition, Volume1: Stationary Point and Area Sources. Chapter 2: Solid waste Disposal. Section 2.4.4.1. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), November1998.
- U.S. EPA (1995). Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).URL: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- Yamada, M., Ishigaki, T., Endo, K., Inoue, Y., Nagamori, M., Ono Y. and Ono Y. (2005). Distribution of temperature and methane flux on landfill surface. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

Annexe 3A.1 Modèle de décomposition de premier ordre

3A1.1 INTRODUCTION

Le modèle de décomposition de premier ordre (DPO) introduit au Chapitre 3 est la méthode par défaut pour calculer les émissions de CH₄ produites sur les sites d'élimination des déchets solides (SEDS). Cette Annexe apporte un complément d'information sur ce modèle:

- l'assise mathématique du modèle DPO (voir Section 3A1.2),
- les principales questions du modèle telles que l'estimation de la masse de carbone organique dégradabile disponible pour décomposition anaérobie dans les SEDS (CODDm) (Section 3A1.2) et le décalage entre le dépôt du déchet dans la décharge jusqu'au commencement de la décomposition (Section 3A1.3),
- l'introduction du modèle de tableur élaboré pour faciliter l'utilisation de la méthode DPO (3A1.4),
- comment estimer le stockage, sur le long terme, du carbone des SEDS (Section 3A1.5),
- différentes approches au modèle DPO, y compris une explication des différences entre les méthodes anciennes et actuelles du GIEC (Section 3A1.6).

3A1.2 MODELE DE DECOMPOSITION DE PREMIER ORDRE (DPO) – FONDEMENTS THEORIQUES

La base de la réaction d'une décomposition de premier ordre est que la vitesse de réaction est proportionnelle au volume de réactif restant (Barrow & Gordon, 1996). Dans le cas présent, c'est la masse de carbone organique dégradabile qui se décompose dans des conditions anaérobies (CODDm). Le CODDm réagit sur un laps de temps dt est décrit par l'équation différentielle 3A.1.1:

ÉQUATION 3A1.1
EQUATION DIFFERENTIELLE DE LA DECOMPOSITION DE PREMIER ORDRE

$$d(\text{CODDm}) = -k \cdot \text{CODDm} \cdot dt$$

Où:

CODDm = masse de carbone organique dégradabile (COD) sur le site de stockage des déchets au temps t

k = constante de la vitesse de dégradation en y^{-1}

La solution à cette équation est l'équation DPO de base.

ÉQUATION 3A1.2
EQUATION DE DECOMPOSITION DE PREMIER ORDRE

$$\text{CODDm} = \text{CODDm}_0 \cdot e^{-kt}$$

Où:

CODDm = masse de carbone organique dégradabile qui se décomposera dans des conditions anaérobies sur le site de stockage des déchets au temps t

CODDm₀ = masse de CODD sur le site de stockage des déchets au temps 0, lorsque la réaction commence

k = constante de la vitesse de dégradation en y^{-1}

t = temps en années.

En remplaçant $t=1$ à l'Équation 3A1.2 on montre qu'à la fin de l'année 1 (l'année qui suit l'élimination), le volume de CODDm restant sur le site de stockage des déchets est:

ÉQUATION 3A1.3
CODD RESTANT 1 ANNEE APRES DECOMPOSITION

$$\text{à } t = 1, \text{ CODD}_m = \text{CODD}_{m_0} \cdot e^{-k}$$

Le CODD_m décomposé en CH₄ et en CO₂ à la fin de l'année 1 (CODD_m décomp) sera alors:

ÉQUATION 3A1.4
CODD_m DECOMPOSE 1 ANNEE APRES DECOMPOSITION

$$\text{à } t = 1, \text{ CODD}_m \text{ décomp} = \text{CODD}_{m_0} \cdot (1 - e^{-k})$$

L'équation, pour le cas général, de CODD_m décomposé pendant la période T^7 entre les temps $(t-1)$ et t , sera:

ÉQUATION 3A1.5
CODD_m DECOMPOSE DANS L'ANNEE T

$$\text{CODD}_m \text{ décomp}_T = \text{CODD}_{m_0} \cdot \left[e^{-k(t-1)} - e^{-kt} \right]$$

Les équations 3A1.4 et 3A1.5 sont basées sur le bilan massique tout au long de l'année.

Le paramètre 'demi-vie' de la décomposition est traité à la Section 3.2.3. La demi-vie est le temps que le volume de réaction met pour être réduit de 50%. La relation entre temps de demi-vie et constante de la vitesse de réaction k remplace le CODD_m dans l'Équation 3A1.2 à $\frac{1}{2}$ CODD_m, et t à $t_{1/2}$:

ÉQUATION 3A1.6
RELATION ENTRE DEMI-VIE ET CONSTANTE DE LA VITESSE DE REACTION

$$k = \ln(2) / t_{1/2}$$

3A1.3 CHANGER LE DECALAGE DANS L'EQUATION DPO

Dans la plupart des SEDS, les déchets sont déposés tout le temps au cours de l'année, souvent quotidiennement. Il est, cependant, démontré que la production de CH₄ ne commence pas immédiatement après le dépôt des déchets (voir Section 3.2.3 au Chapitre 3).

Les équations 3A1.3 et 3A1.4 supposent que la réaction de désintégration commence le 1^{er} janvier de l'année **qui suit** l'évacuation du déchet dans la décharge, soit un décalage d'environ six mois avant que la réaction commence.

Les équations peuvent être facilement transformées pour modéliser un commencement prématuré de la réaction de désintégration, c'est-à-dire le début de la réaction de désintégration de l'année de dépôt du déchet. Il suffit de tirer la courbe e^{-kt} en arrière sur la longueur de l'axe du temps. A titre d'exemple, pour modéliser un début de réaction le 1^{er} octobre de l'année de dépôt du déchet (c'est-à-dire un décalage temporel d'environ trois mois avant le commencement de la réaction de décomposition au lieu de six mois), l'équation 3A1.2 sera transformée comme suit:

ÉQUATION 3A1.7
EQUATION DPO POUR LA DECOMPOSITION QUI COMMENCE APRES 3 MOIS

$$\text{CODD}_m = \text{CODD}_{m_0} \cdot e^{-k(t+0,25)}$$

Ensuite, il y aura deux solutions, une pour l'année de dépôt et l'autre pour le reste des années:

⁷ T dénote l'année pour laquelle l'estimation a été calculée en relation avec l'année de dépôt des déchets.

ÉQUATION 3A1.8

CODDm DECOMPOSE DANS L'ANNEE D'EVACUATION (RETARD DE 3 MOIS)

$$CODDm\ décomp_Y = CODDm_0 \cdot (1 - e^{-0,25k})$$

ÉQUATION 3A1.9

CODDm OBTENU PAR DISSIMILATION DANS L'ANNEE (T) (RETARD DE 3 MOIS)

$$CODDm\ décomp_T = CODDm_0 \cdot \left[e^{-k(T-0,75)} - e^{-k(T+0,25)} \right]$$

Où:

CODDm décomp_Y = CODDm décomposé dans l'année de dépôt du déchetCODDm décomp_T = CODDm décomposé dans l'année T (du point t-1 au point t sur l'axe du temps)

T = année du point t-1 au point t sur l'axe du temps, l'année 1 étant l'année de dépôt du déchet.

Y = année de dépôt

On peut procéder de la même manière pour trouver les équations pour le commencement de la réaction durant l'année de dépôt des déchets.

3A1.3.1 Profil de dépôt des déchets

La méthode présentée ici suppose que la production de CH₄ de la totalité des déchets éliminés durant la première année (Année Y) commence le 1^{er} janvier de l'année qui suit celle du dépôt. L'Année 1 est définie comme étant l'année après dépôt (des déchets).

Quelque inexactitude sera introduite par le fait que, en réalité, les déchets éliminés en début d'année commenceront à produire du CH₄ plus tôt, tandis que les déchets évacués à la fin de l'année commenceront à produire du CH₄ plus tard. La comparaison des résultats obtenus par la simple méthode DPO présentée ici et la méthode exacte au jour le jour, présentée à la Section 3A1.6.3, a été utilisée pour évaluer cette erreur. Avec une demi-vie de 10 ans, l'évaluation des émissions de CH₄, avec la méthode exacte, donne un profil de décomposition d'une différence d'un seul jour comparé au résultat de la version simplifiée de la méthode. Avec un temps de demie-vie de 3 ans, la méthode simple donne une différence de 3,5 jours par rapport à la méthode exacte. Même avec une demi-vie de 1 an, la différence entre la méthode exacte et la méthode simple n'est que de 10 jours. L'erreur introduite par l'hypothèse dans cette méthode simple est très minime comparée aux autres incertitudes dans les paramètres, surtout quand on sait que l'incertitude dans le décalage est d'au moins deux mois.

3A1.4 MODELE DPO EN TABLEUR

Pour estimer les émissions de CH₄ pour tous les sites d'élimination des déchets solides d'un pays donné, la méthode consiste à modéliser les émissions sur les déchets éliminés chaque année sous une colonne à part d'un tableur. Dans le *Modèle de déchets du GIEC*, la formation de CH₄ est calculée séparément pour chaque année de dépôt et le volume total de CH₄ produit est obtenu en additionnant à la fin. Exemple typique: pour six années d'élimination de 100 unités de CODDm chaque année, avec une constante de la vitesse de décomposition de l'ordre de 0,1 (durée de demi-vie de 6,9 ans), et une génération de CH₄ commençant dans l'année qui suit le dépôt (voir le tableau ci-dessous). Les chiffres qui figurent au tableau sont le CODDm décomposé et provenant de ce déchet chaque année, et sur la base duquel les émissions CH₄ peuvent être calculées.

Etudié sur une période de 50 ans, ce qui est nécessaire pour la méthode DPO, ceci conduit à une matrice de calcul bien plus large. Le tableur utilise une approche plus compacte et plus élégante des calculs. Il s'agit d'ajouter le CODDm évacué dans le site de stockage des déchets en une année au CODDm restant des années précédentes. L'émission de CH₄ au titre de l'année suivante est ensuite calculée à partir de ce 'cumul' de CODDm restant dans le site. Ainsi, le calcul total pour une année peut être fait sur trois colonnes uniquement plutôt que d'avoir une colonne pour chaque année individuelle (voir Tableau 3A1.1).

Le fondement de cette approche réside dans la réaction de premier ordre. Avec une réaction de premier ordre, le volume du produit (ici le CODDm décomposé) est toujours proportionnel au volume du réactif (ici CODDm). Ceci signifie que le temps de dépôt du CODDm est sans pertinence par rapport au volume de CH₄ généré chaque année – seul le total de CODDm restant sur le site importe.

Ceci signifie également que quand on connaît le volume de CODDm dans le SEDS, en début d'année, chaque année peut être considérée comme l'année numéro 1 dans la méthode d'estimation et tous les calculs peuvent être faits suivant ces deux simples équations:

ÉQUATION 3A1.10
MASSE DE CARBONE ORGANIQUE DEGRADABLE ACCUMULE A LA FIN DE L'ANNEE T

$$CODDma_T = CODDmd_T + (CODDma_{T-1} \cdot e^{-k})$$

ÉQUATION 3A1.11
MASSE DE CARBONE ORGANIQUE DEGRADABLE DECOMPOSE PENDANT L'ANNEE T

$$CODDm\ décomp_T = CODDma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

Où:

La réaction de dégradation commence le 1^{er} janvier de l'année qui suit celle du dépôt du déchet.

$CODDma_T$ = CODDm accumulé dans le SEDS à la fin de l'année T

$CODDmd_T$ = masse de CODD déposé dans le SEDS dans l'année T

$CODDma_{T-1}$ = CODDm accumulé dans le SEDS à la fin de l'année $(T-1)$

$CODDm\ décomp_T$ = CODDm décomposé pendant l'année T

TABLEAU 3A1.1
NOUVELLE METHODE DE CALCUL DE LA DPO

Année	CODDm déposé	CODDm accumulé	CODDm décomposé
0	100	100	0
1	100	190,5	9,5
2	100	272,4	18,1
3	100	346,4	25,9
4	100	413,5	33,0
5	100	474,1	39,3
6	100	529,0	45,1

3A1.4.1 Comment introduire un décalage différent dans le modèle de tableur

Le tableau et les équations présentés ci-dessus partent de l'hypothèse que la décomposition anaérobie du CODDm en CH₄ commence le 1^{er} janvier de l'année de dépôt du déchet (un décalage moyen de 6 mois avant que la réaction de décomposition commence).

Si la décomposition anaérobie est censée commencer plus tôt (c'est-à-dire dans l'année de dépôt), il faudra alors effectuer des calculs spécifiques pour l'année de dépôt. Comme les mathématiques de chaque catégorie de déchet ou type/fraction de déchet sont les mêmes, seuls les paramètres diffèrent, l'indexation pour différentes catégories et types/fractions de déchets est omise dans les équations 3A1.12-17 et 3A1.19:

ÉQUATION 3A1.12
CODDm RESTANT A LA FIN DE L'ANNEE DE DEPOT

$$CODDm\ rem_T = CODDmd_T \cdot e^{-k \cdot (13-M)/12}$$

(Colonne F des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)

ÉQUATION 3A1.13**CODDm DECOMPOSE DURANT L'ANNEE DE DEPOT**

$$CODDm\ dec_T = CODDm\ d_T \cdot \left[1 - e^{-k \cdot (13-M)/12} \right]$$

(Colonne G des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)

Où:

- CODDm rem_T = CODDm déposé durant l'année *T* et qui reste encore à la fin de l'année *T* (Gg)
 CODDm d_T = CODDm déposé pendant l'année *T* (Gg)
 CODDm dec_T = CODDm déposé pendant l'année *T* et qui s'est décomposé à la fin de l'année *T* (Gg)
 T = année *T* (année d'inventaire)
 M = mois où la réaction est censée commencer, égale à la moyenne du décalage + 7 (mois)
k = taux de la constante de réaction (y⁻¹)

Les Équations 3A1.10 et 3A1.11 deviendront alors:

ÉQUATION 3A1.14**CODDm ACCUMULE A LA FIN DE L'ANNEE T**

$$CODDm\ a_T = CODDm\ rem_T + (CODDm\ a_{T-1} \cdot e^{-k})$$

(Colonne H des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)**ÉQUATION 3A1.15****CODDm DECOMPOSE PENDANT L'ANNEE T**

$$CODDm\ decomp_T = CODDm\ dec_T + CODDm\ a_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

(Colonne I des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)

Où:

- CODDm a_T = CODDm accumulé dans le SEDS à la fin de l'année *T*, Gg
 CODDm a_{T-1} = CODDm accumulé dans le SEDS à la fin de l'année (*T*-1), Gg
 CODDm decomp_T = CODDm décomposé pendant l'année *T*, Gg

Les tableurs sont basés sur les équations 3A1.12 à 3A1.15. Si le début de la réaction est fixé au 1^{er} janvier de l'année qui suit le dépôt, cela équivaut à un décalage moyen de 6 mois (13^{ème} mois). Les équations 3A1.14 et 3A1.15 seront donc identiques aux équations 3A1.10 et 3A1.11.

3A1.4.2 Comment calculer le CODDm à partir du volume des déchets éliminés

Les données sur l'élimination des déchets sont saisies dans le tableur. Ces données sont fournies par type de déchet (option 'composition des déchets') ou comme déchets en vrac. Dans l'option 'composition des déchets', le déchet est réparti en type/matière (papier et le carton, aliments, déchets des jardins et des parcs, produits ligneux, textiles et autres déchets). Dans l'option 'déchets en vrac', le déchet est divisé uniquement par grande catégorie (DSM et déchets industriels). Tous les CODm entrant dans le site ne se décomposeront pas sous conditions anaérobies. Le paramètre COD_f est la fraction de CODm qui va se dégrader véritablement au niveau du SEDS (voir Section 3.2.3 au Chapitre 3). Le CODm décomposable (CODDm) entrant dans le SEDS est calculé comme suit:

ÉQUATION 3A1.16

CALCUL DU COD_m DECOMPOSABLE A PARTIR DES DONNEES D'ELIMINATION DES DECHETS

$$CODDmd_T = W_T \bullet COD \bullet COD_f \bullet MCF$$

(Colonne D des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)

Où:

- CODDmd_T = CODDm déposé pendant l'année *T*, Gg
 W_T = masse de déchets éliminés pendant l'année *T*, Gg
 COD = Carbone organique dégradé pendant l'année de dépôt (fraction), déchets Gg C/Gg
 COD_f = fraction de COD susceptible de se décomposer en conditions anaérobies dans le SEDS (fraction)
 MCF = coefficient de correction CH₄ pour l'année de dépôt (fraction) (voir Section 3.2.3)

3A1.4.3 Comment calculer la production de CH₄ à partir de CODDm décomposé

Le volume de CH₄ produit à partir du CODDm qui se décompose est calculé comme suit:

ÉQUATION 3A1.17

CH₄ PRODUIT A PARTIR DE CODDm DECOMPOSE

$$CH_4 \text{ produit}_T = CODDm \text{ décomp}_T \bullet F \bullet 16/12$$

(Colonne J des feuilles de calcul de CH₄ dans le modèle de tableur)

Où:

- CH₄ produit_T = volume de CH₄ produit à partir du CODDm qui se décompose
 CODDm décomp_T = CODDm décomposé pendant l'année *T*, Gg
 F = fraction de CH₄, par volume, du gaz des décharges
 16/12 = rapport moléculaire pondéral CH₄/C (ratio).

Le CH₄ produit par chaque catégorie de déchets est additionné pour obtenir le total de CH₄ produit chaque année. *In fine*, les émissions de CH₄ sont calculées en soustrayant d'abord le gaz de CH₄ récupéré du site de stockage des déchets, puis le CH₄ oxydé en dioxyde de carbone dans la couche de surface.

ÉQUATION 3A1.18
CH₄ EMIS DES SEDS

$$CH_4 \text{ emis}_T = \left(\sum_x CH_4 \text{ produit}_{x,T} - R_T \right) \bullet (1 - OX_T)$$

(Colonne de calcul du résultat final dans le tableur des résultats)

Où:

- CH₄ emis_T = CH₄ emis pendant l'année *T*, Gg
 x = type/matière de déchet ou catégorie de déchet
 R_T = CH₄ récupéré pendant l'année *T*, Gg
 OX_T = Facteur d'oxydation pendant l'année *T*, (fraction)

3A1.5 CARBONE ACCUMULE DANS LES SEDS

Seule une partie de COD_m des déchets éliminés dans un SEDS se dégradera en CH₄ et en CO₂. Une valeur MCF inférieure à 1 signifie que cette partie du COD_m se décomposera de façon aérobie en CO₂ mais pas en CH₄. Le COD_m disponible pour dégradation anaérobie ne se décomposera pas entièrement non plus. La part de COD_m (CODDmd) qui se décompose est indiquée dans l'Équation 3A1.16. La part de COD_m qui ne se décomposera pas s'accumulera pendant longtemps dans le SEDS, et qui sera alors:

ÉQUATION 3A1.19

CALCUL DE COD_m STOCKÉ SUR LE LONG TERME À PARTIR DES DONNÉES D'ÉVACUATION DES DÉCHETS

$$COD_m \text{ stocké sur le long terme}_T = W_T \cdot COD \cdot (1 - COD_f) \cdot MCF$$

À l'aide de la valeur par défaut pour $COD_f = 0,5$, 50% du COD_m déposé restera sur le site pendant longtemps. L'Équation 19 décrit la hausse annuelle du stock de carbone accumulé sur le long terme dans le SEDS. Le carbone stocké sur la durée dans les produits ligneux (HWP) déposés dans le SEDS (voir Chapitre 12 du Volume AFAT) peut être estimé à l'aide de cette équation. Pour l'option 'composition des déchets', le volume de COD_m stocké pendant longtemps dans les déchets HWP, déposés dans une décharge, est calculé directement à partir des informations fournies dans la feuille d'Activités concernant cette matière. Avec l'option 'déchets en vrac', la fraction de déchets provenant des HWP doit être calculée la première. Si cette fraction n'est pas connue, on pourrait utiliser les fractions nationales ou régionales par défaut, pour les déchets de papier et de carton, des jardins et des parcs et des produits ligneux (voir Section 2.3). Les calculs sont effectués sur le modèle de tableur fourni à la feuille intitulée 'Stored C' et 'HWP'.

3A1.6 DIFFÉRENTES APPROCHES DPO

Différentes approches DPO ont été utilisées pour calculer les émissions de CH₄ échappant des SEDS. Les différences entre l'approche utilisée dans ces *Lignes directrices*, d'autres approches antérieures du GIEC et la méthode DPO sont traitées ci-dessous. L'approche utilisée dans ce Volume a été choisie principalement pour les raisons suivantes:

- la méthode décrit la réaction DPO mathématiquement avec plus de précision que dans les précédentes approches du GIEC,
- facile à comprendre,
- facile à utiliser dans un modèle de tableur,
- elle donne, comme produit dérivé, une estimation des changements dans le carbone accumulé dans le SEDS (changements annuels des cumuls de carbone pour les stocks à moyen et long termes puisque le bilan massique des conversions de carbone en CH₄ et en CO₂, dans les SEDS, est préservé par cette approche).

3A1.6.1 *Lignes directrices de 1996* – Approche par vitesse de réaction

Dans les *Lignes directrices révisées de 1996* (*Lignes directrices 1996*, (GIEC, 1997)), l'estimation des émissions de CH₄ à partir des SEDS était basée sur l'équation de la vitesse de réaction. C'est là une façon habituelle pour examiner la transformation massive d'une réaction chimique. La méthode consiste à différencier l'Équation 3A1.2 pour ce qui concerne le facteur temps:

ÉQUATION 3A1.20

ÉQUATION DE RÉACTION DE PREMIER ORDRE

$$\text{Vitesse de réaction } COD_m = -d(CODD_m)/dt = k \cdot CODD_m \cdot e^{-kt}$$

L'équation de la vitesse de réaction montre la vitesse de réaction à tout moment et la vitesse de réaction évolue suivant une courbe. Elle est, ensuite, intégrée pour déterminer le volume de CODD_m objet de réaction sur une période de temps.

L'objectif est de déterminer le CODD_m décomposé en CH₄ et en CO₂ pour chaque année calendaire. Il s'agit de commencer par l'année numéro 1, allant du point 0 au point 1 sur l'axe du temps. L'année 1 est associée au point 1 sur l'axe du temps. Ainsi, l'intégration doit être faite de $t-1$ à t , ce qui conduit à une équation identique à l'Équation 3A1.5.

Cependant, l'équation présentée dans les *Lignes directrices 1996* (Équation 4, Chapitre 6) est:

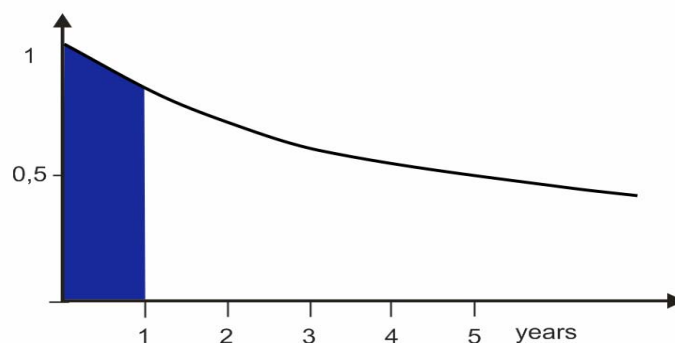
ÉQUATION 3A1.21
EQUATION DES LIGNES DIRECTRICES 1996 POUR LE COD REAGISSANT PENDANT L'ANNEE T

$$CODDm\text{ décomp}_T = k \cdot CODDm_0 \cdot e^{-kt}$$

En fait, celle-ci est l'équation de la vitesse de réaction. Ceci signifie, en effet, que la production annuelle de CH₄ est calculée à partir de la vitesse de réaction en fin d'année. C'est donc une approximation qui implique l'addition d'une série de rectangles sous la courbe de la vitesse de réaction au lieu d'intégrer avec exactitude toute la région sous la courbe. Un erreur a été introduite par cette approximation : les petits triangles au sommet des colonnes de la Figure 3A1.1 sont négligés et le bilan massique sur l'année n'a pas été obtenu. La méthode basée sur l'équation des *Lignes directrices de 1996*, utilisant une demi-vie de 10 ans, donnerait des résultats 3,5% inférieurs à ceux des calculs du bilan massique utilisés dans les présentes *Lignes directrices* (voir les Equations 3A.1.4-5).

Cependant, lorsque la méthode des *Lignes directrices de 1996* est utilisée avec des temps de demi-vie élaborés spécialement pour elle, les calculs seront corrects.

Figure 3A1.1 Erreur due à la non-intégration complète de la courbe de la vitesse de réaction



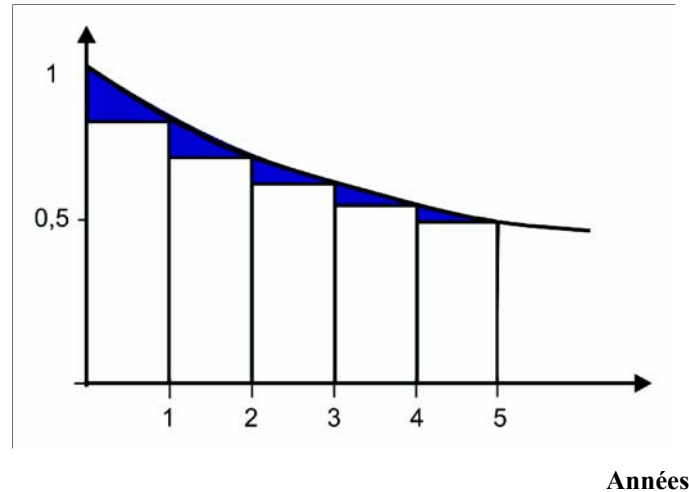
3A1.6.2 Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques (GPG 2000)

Dans les *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GPG2000, GIEC, 2000)*, Équation 5.1, un facteur de normalisation A est introduit dans l'équation de la vitesse de réaction. Lorsque ce 'facteur de normalisation' est multiplié à l'Équation 5.1, le résultat est une intégrale résolue:

ÉQUATION 3A1.22
EQUATION DPO DES GPG 2000 POUR UN CODDm REAGISSANT PENDANT L'ANNEE T

$$CODDm\text{ décomp}_T = CODDm_0 \cdot \left[e^{-kt} - e^{-k(t+1)} \right]$$

Cela est équivalent à l'équation correcte (Équation 3A1.5) car il intègre la courbe de décomposition. Toutefois, pour l'année 1, il intègre du point 1 au point 2 sur l'axe du temps et c'est pourquoi le CH₄ formé la première année de la réaction n'est pas comptabilisé (voir Figure 3A1.2). Ce qui signifie qu'avec une demi-vie de 10 ans, l'équation *GPG2000* calcule des résultats qui sont de 7% inférieurs à ceux calculés avec l'approche qui prend en compte tout le bilan massique.

Figure 3A1.2 Effet de l'erreur dans l'équation GPG2000

En clair, le facteur de normalisation visait à remplir les petits triangles au sommet des colonnes de la Figure 3A1.1. On y a échoué car le facteur de normalisation utilisé est équivalent à une intégration allant du point t au point $(t+1)$ sur l'axe du temps. Or, puisque l'intégration qui utilise le numéro de l'année comme base doit aller du point $t-1$ au point t , le facteur de normalisation remplissant la totalité de la région sous la courbe de la vitesse de réaction serait $A = ((1/e^{-k}) - 1)/k$.

3A1.6.3 Modèle DPO mathématiquement exact

On peut démontrer que le modèle de décomposition de premier ordre (DPO), décrit plus haut, est mathématiquement équivalent à un modèle pour lequel il est supposé que le volume total de COD est déposé à une date précise de chaque année (de dépôt des déchets) ; en d'autres termes, toujours à la même date. S'il n'y a aucun retard dans le commencement du processus de décomposition/dégradation, cette date se situera au milieu de l'année (c'est-à-dire le 1^{er} juillet). Avec un décalage de 6 mois, la date de commencement supposée de la réaction, avec l'intégralité de la matière, est le 31 décembre/1^{er} janvier. Cette hypothèse, aussi contre-intuitive qu'elle soit, conduit à des erreurs numériques faibles comparées à l'incertitude entourant la compréhension des processus chimiques, des données d'activité, des facteurs d'émission et d'autres paramètres intervenant dans le calcul des émissions.

Pour les besoins d'exhaustivité, on trouvera ci-dessous une formulation alternative de la méthode DPO. Le retard dans le commencement du processus de décomposition peut être représenté et des données des formulations récurrentes simples peuvent être fournies.

L'Équation 3A1.23 représente la formulation DPO avec le taux d'élimination $D(t)$. Le premier terme entre parenthèses représente les entrées au pool de carbone dans le SEDS (rejet/évacuation) alors que le second terme représente les sorties du site (carbone sous forme de CH_4). La somme des deux termes représente le changement total du stock de carbone dans le SEDS.

ÉQUATION 3A1.23
DPO AVEC TAUX D'ÉLIMINATION $D(t)$

$$d\text{COD}_m(t) = [D(t) - k \cdot \text{COD}_m(t)] dt$$

Où:

- $d\text{COD}_m(t)$ = changement dans le COD_m au temps t
- $D(t)$ = taux d'élimination de COD_m au temps t
- $\text{COD}_m(t)$ = COD_m existant au temps t pour décomposition

Si on constate un retard de Δ années dans le commencement du processus de décomposition, après dépôt du COD_m , il sera alors nécessaire de distinguer entre la partie du stock prête à décomposition, et à laquelle l'Équation 3A1.23 s'applique, et la partie inerte du stock. Pour un taux d'élimination $D(t)$ qui reste constant pendant chaque année d'élimination (et égal au volume de COD_m rejeté durant cette année-là divisé par une année) on peut montrer que les stocks de carbone à la fin de l'année i peuvent être exprimés en termes de stocks

de carbone à la fin de l'année $i-1$ et le volume des rejets de l'année i et de l'année $i-1$ (Pingoud & Wagner, 2006):

$$\begin{aligned} & \text{ÉQUATION 3A1.24} \\ & \text{CARBONE ORGANIQUE DEGRADABLE ACCUMULE PENDANT UNE ANNEE} \\ & \text{CODDma}(i+1) = a \cdot \text{CODDma}(i) + b \cdot \text{CODDmd}(i-1) + c \cdot \text{CODDmd}(i) \end{aligned}$$

Où:

$$\begin{aligned} \text{CODDma}(i) &= \text{stock de CODDm dans les SEDS au début de l'année } i, \text{ Gg C} \\ \text{CODDmd}(i) &= \text{CODDm rejeté durant l'année } i, \text{ Gg C} \\ a &= e^{-k} \text{ (constante)} \\ b &= 1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} \text{ (constante)} \\ c &= 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) + \Delta \text{ (constante)} \\ \Delta &= \text{constante de retard en années (entre 0 et 1 an)} \end{aligned}$$

Pour une dégradation commençant immédiatement ($\Delta=0$), la constante b est égale à zéro, de sorte que l'Équation 3A1.24 se réduit à une équation qui relie le pool de carbone d'une année donnée i au pool de carbone de l'année précédente $i-1$ et le volume de COD rejeté durant l'année i .

On peut également montrer (Pingoud & Wagner, 2006) que cette forme peut être utilisée pour calculer de manière récursive le CH_4 correspondant produit dans une année donnée:

$$\begin{aligned} & \text{ÉQUATION 3A1.25} \\ & \text{CH}_4 \text{ PRODUIT PENDANT UNE ANNEE} \\ & \text{CH}_4 \text{ prod}(i) = q \cdot [a' \cdot \text{CODDma}(i) - b' \cdot \text{CODDmd}(i-1) + c' \cdot \text{CODDmd}(i)] \end{aligned}$$

Où:

$$\begin{aligned} \text{CH}_4 \text{ prod}(i) &= \text{CH}_4 \text{ produit pendant l'année } i, \text{ tonnes C} \\ \text{CODDma}(i) &= \text{stock de CODD dans le SEDS au début de l'année } i, \text{ Gg C} \\ \text{CODDd}(i) &= \text{CODD rejeté pendant l'année } i, \text{ Gg C} \\ q &= \text{MCF} \cdot \text{F} \cdot 16/12 \\ a' &= 1 - e^{-k} = 1 - a \text{ (constante)} \\ b' &= 1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} = b \text{ (constante)} \\ c' &= 1 - \Delta - 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) = 1 - c \text{ (constante)} \end{aligned}$$

Références

- Pingoud, K. and Wagner, F. (2006). Methane emissions from landfills and decay of harvested wood products: the first order decay revisited. IIASA Interim Report IR-06-004.
- Barrow, Gordon M. (1996). *Physical Chemistry*, Mc Graw Hill, New York, 6th ed.
- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman, J., Kruger D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.