

5

DÉCHETS

COPRESIDENTS, EDITEURS ET EXPERTS**Coprésidents de la Réunion d'experts sur les émissions imputables aux déchets solides**

Taka Hiraishi (Japon) et Buruhani Nyenzi (Tanzanie)

CHEF DE REVISION

José Domingos Miguez (Brésil)

Groupe d'experts : Émissions de CH₄ provenant de décharge de déchets solides**COPRESIDENTS**

A.D. Bhide (Inde) et Riitta Pipatti (Finlande)

AUTEURS DU RAPPORT DE REFERENCE

Jens E. Frøiland Jensen (Norvège) et Riitta Pipatti (Finlande)

CONTRIBUTEURS

João W. de Silva Alves (Brésil), Pascal Boeckx (Belgique), Keith Brown (Royaume-Uni), Robert Hoppaus (GIEC/OCDE), Charles Jubb (Australie), Thomas Kerr (États-Unis), Tore Kleffhelgaard (Norvège), Oswaldo Lucon (Brésil), Gerd Mauschitz (Autriche), Carmen Midaglia (Brésil), Martin Milton (Royaume-Uni), Michael Mondshine (États-Unis), Hans Oonk (Pays-Bas), Bostjan Paradiz (Slovénie), Katarzyna Steczko (Pologne), Egle Novaes Teixeira (Brésil), Sirintornthep Towprayoon (Thaïlande), et Irina Yesserkepova (Kazakhstan)

Groupe d'experts : Émissions de CH₄ et N₂O liées au traitement des eaux usées**COPRESIDENTS**

Michiel Doorn (Pays-Bas) et Faouzi Senhaji (Maroc)

AUTEUR DU RAPPORT DE REFERENCE

John Hobson (Royaume-Uni)

CONTRIBUTEURS

Juliana Adamkova (République slovaque), William Irving (États-Unis), Scarlett Lara (Chili), Kenneth Olsen (Canada), Karin Reuck (Chili), Ingvar Svensson (Suède), et Sonia Manso Viera (Brésil)

Groupe d'experts : Émissions liées à l'incinération des déchets**COPRESIDENTS**

Martin Bigg (Royaume-Uni) et Newton Paciornik (Brésil)

AUTEUR DU RAPPORT DE REFERENCE

Bernt Johnke (Allemagne)

CONTRIBUTEURS

José Baldasano (Espagne), Anke Herold (Allemagne), Andrej Kranjc (Slovénie), Jozef Kutas (Hongrie), Katarina Mareckova (GIEC/OCDE), et Kiyoto Tanabe (Japon)

Table des matières

5 DECHETS

5.1	EMISSIONS DE CH ₄ PROVENANT DES SITES DE DECHARGE DE DECHETS SOLIDES	5.5
5.1.1	Méthodologie	5.5
5.1.2	Présentation et documentation.....	5.12
5.1.3	Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ).....	5.13
5.2	EMISSIONS LIEES AU TRAITEMENT DES EAUX USEES	5.14
5.2.1	Méthodologie	5.14
5.2.2	Présentation et documentation.....	5.23
5.2.3	Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ).....	5.23
5.3	EMISSIONS LIEES A L'INCINERATION DES DECHETS	5.25
5.3.1	Méthodologie	5.25
5.3.2	Présentation et documentation.....	5.31
5.3.3	Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ).....	5.31
	REFERENCES.....	5.33

Figures

Figure 5.1	Diagramme décisionnel pour les émissions de CH ₄ provenant des sites de décharge de déchets solides	5.6
Figure 5.2	Diagramme décisionnel pour les émissions de CH ₄ liées au traitement des eaux usées domestiques	5.15
Figure 5.3	Flux d'eaux usées, systèmes de traitement, et émissions potentielles de CH ₄	5.17
Figure 5.4	Diagramme décisionnel pour les émissions de CH ₄ liées au traitement des eaux usées industrielles	5.20
Figure 5.5	Diagramme décisionnel pour les émissions de CO ₂ liées à l'incinération des déchets	5.26
Figure 5.6	Diagramme décisionnel pour les émissions de N ₂ O liées à l'incinération des déchets	5.27

Tableaux

Table 5.1	Classification des SDDS et facteurs de correction de méthane	5.9
Table 5.2	Estimations des incertitudes associées aux paramètres par défaut dans les méthodes par défaut du GIEC et DPO pour les émissions de CH ₄ provenant des SDDS.....	5.12
Table 5.3	Plages d'incertitudes par défaut pour les eaux usées domestiques.....	5.19
Table 5.4	Données sur les eaux usées industrielles	5.22
Table 5.5	Plages d'incertitudes par défaut pour les eaux usées industrielles	5.23
Table 5.6	Données par défaut pour l'estimation des émissions de CO ₂ liées à l'incinération des déchets	5.29
Table 5.7	Facteurs d'émission pour N ₂ O résultant de l'incinération des déchets.....	5.30

5 DECHETS

5.1 ÉMISSIONS DE CH₄ PROVENANT DES SITES DE DÉCHARGE DE DÉCHETS SOLIDES

5.1.1 Méthodologie

La décomposition anaérobie des déchets organiques contenus dans les sites de décharge de déchets solides (SDDS) produit des émissions de méthane (CH₄). Les déchets organiques se décomposent à une vitesse décroissante et leur décomposition complète n'est obtenue qu'au terme de nombreuses années.

5.1.1.1 CHOIX DE LA METHODE

Les *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée 1996 (Lignes directrices du GIEC)* décrivent deux méthodes d'estimation des émissions de CH₄ provenant des sites de décharge de déchets solides, à savoir, la méthode par défaut (Niveau 1) et la méthode de Décomposition de premier ordre (DPO) (Niveau 2). Les deux méthodes se différencient essentiellement par le fait que la méthode DPO produit un profil d'émissions temporel qui reflète mieux la structure du processus de dégradation dans le temps, alors que la méthode par défaut utilise l'hypothèse de l'émission de la totalité du CH₄ potentiel pendant l'année d'élimination des déchets. La méthode par défaut donnera une estimation annuelle raisonnable des émissions réelles si la quantité et la composition des déchets dans les décharges ont été constantes ou n'ont varié que lentement sur plusieurs décennies. Mais, dans le cas de variations temporelles plus rapides de la quantité ou de la composition des déchets contenus dans les SDDS, la méthode par défaut du GIEC ne donnera pas de tendance exacte. Dans le cas d'une diminution de la quantité de carbone déposé dans les SDDS, par exemple, la méthode par défaut sous-estimera les émissions et surestimera les absorptions.

Le choix d'une méthode conforme aux *bonnes pratiques* dépendra du contexte national. Le diagramme décisionnel à la Figure 5.1, *Diagramme décisionnel pour les émissions de CH₄ provenant des sites de décharge de déchets solides*, illustre le processus de choix méthodologique. Les *bonnes pratiques* consistent à utiliser la méthode DPO dans la mesure du possible, car celle-ci reflète plus exactement la tendance des émissions. L'utilisation de la méthode DPO requiert des données sur les quantités de déchets actuelles, ainsi que des données historiques sur la composition et les méthodes d'élimination pour plusieurs décennies. Les *bonnes pratiques* consistent à estimer les données historiques si celles-ci ne sont pas disponibles, lorsqu'il s'agit d'une *catégorie de source clé* (voir Chapitre 7, *Choix méthodologique et recalculs*) ou s'il y a eu des changements importants en matière de pratiques de gestion des déchets.

Les *Lignes directrices du GIEC* ne donnent pas de valeurs ou de méthodes par défaut pour l'estimation de certains paramètres clés nécessaires à l'utilisation de la méthode DPO. Ces données dépendent dans une grande mesure des conditions spécifiques au pays, et, en raison de l'insuffisance des données actuelles, on ne peut pas fournir de valeurs ou de méthodes par défaut fiables dans ce domaine. L'organisme chargé de l'inventaire est invité à collecter des données résultant de recherches spécifiques nationales ou régionales, car l'incapacité à utiliser la méthode DPO lorsque celle-ci est conseillée par les *bonnes pratiques* nuira à la comparabilité entre les inventaires nationaux. Le choix d'une autre méthode que celle décrite dans les *Lignes directrices* devra être justifié sur la base d'une exactitude et d'une exhaustivité des estimations d'émissions comparables ou supérieures.

5.1.1.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION ET DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

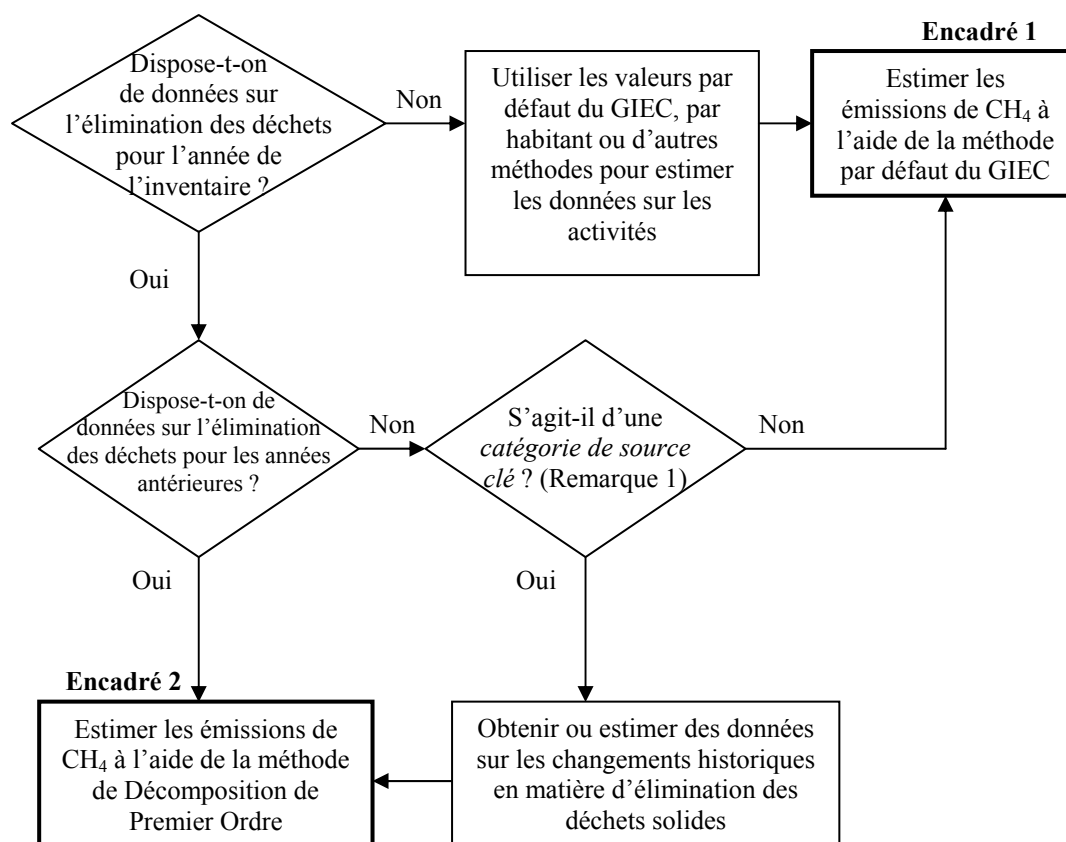
Cette section examine conjointement les *bonnes pratiques* pour ce qui est du choix des données sur les activités et des facteurs d'émission étant donné le caractère spécifique des méthodes d'estimation des émissions.

Méthode de Décomposition de premier ordre (DPO) – Niveau 2

Les *Lignes directrices du GIEC* (pp 6.10-6.11, Manuel de référence) présentent la méthode DPO sous forme de trois équations. On utilisera la première équation pour une décharge à l'air libre individuelle, ou pour un groupe de décharges spécifiques. Une deuxième équation, appropriée pour les estimations nationales et régionales, permet de calculer les émissions provenant de la totalité des déchets solides mis en décharge dans les SDDS au

cours d'une année. La troisième équation permet d'estimer les émissions annuelles actuelles provenant de l'élimination des déchets pour l'année en cours et pour les années antérieures.

Figure 5.1 Diagramme décisionnel pour les émissions de CH₄ provenant de sites de décharge de déchets solides



Remarque 1 : On entend par *catégorie de source clé* une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux. (Voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*.)

La méthode DPO peut être exprimée aussi bien par l'Équation 5.1 que par l'Équation 5.2 ci-dessous. L'Équation 5.1 est basée sur la dérivée de l'équation générale DPO (voir p 6.10, Manuel de référence, *Lignes directrices du GIEC*), t étant remplacé par $t - x$, représentant un facteur de normalisation qui corrige le fait que l'évaluation pour une année individuelle est une estimation temporelle discrète et non une estimation temporelle continue.

EQUATION 5.1

$$\text{CH}_4 \text{ émis pendant l'année } t \text{ (Gg/an)} = \sum_x [(A \cdot k \cdot \text{DSM}_T(x) \cdot \text{DSM}_F(x) \cdot L_0(x)) \cdot e^{-k(t-x)}]$$

pour $x =$ année initiale jusqu'à t

où :

$t =$ année de l'inventaire

$x =$ années pour lesquelles des données d'entrée devront être ajoutées

$A = (1 - e^{-k}) / k$; facteur de normalisation corrigeant la somme

$k =$ Constante de taux d'émission de méthane (1/an)

$\text{DSM}_T(x) =$ Total des déchets solides municipaux (DSM) produits pendant l'année x (Gg/an)

$\text{DSM}_F(x) =$ Fraction de DSM mis en décharge dans les SDDS pendant l'année x

$L_0(x)$ = Potentiel d'émission de méthane [$FCM(x) \cdot COD(x) \cdot COD_F \cdot F \cdot 16 / 12$ (Gg CH₄/Gg de déchets)]

$FCM(x)$ = Facteur de correction de méthane pour l'année x (fraction)

$COD(x)$ = Carbone organique dégradé (COD) pour l'année x (fraction) (Gg C/Gg de déchets)

COD_F = Fraction du COD libéré

F = Fraction par volume de CH₄ dans les gaz de décharge

$16 / 12$ = Conversion de C en CH₄

Ajouter tous les résultats obtenus pour toutes les années (x).

ÉQUATION 5.2

$$\text{CH}_4 \text{ émis pendant l'année } t \text{ (Gg/an)} = [\text{CH}_4 \text{ émis pendant l'année } t - R(t)] \cdot (1 - OX)$$

où :

$R(t)$ = CH₄ récupéré pendant l'année d'inventaire t (Gg/an)

OX = Facteur d'oxydation (fraction)

On notera que le CH₄ récupéré ($R(t)$) doit être soustrait de la quantité émise avant d'appliquer le facteur d'oxydation, car seul le gaz de décharge qui n'est pas absorbé est oxydé dans la couche supérieure de la décharge. De plus, l'unité pour le potentiel d'émission de méthane devra être exprimée en poids (Gg CH₄/Gg de déchets) et non en volume (m³/Mg de déchets) comme indiqué actuellement dans les *Lignes directrices du GIEC*, pour assurer la cohérence des résultats des méthodes par défaut et DPO.

La constante k du taux d'émission de méthane utilisée dans la méthode DPO se rapporte au temps requis pour que le carbone organique dégradé contenu dans les déchets se dégrade jusqu'à la moitié de sa masse initiale (la 'demi-vie' ou $t_{1/2}$) comme indiqué ci-dessous :

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

La méthode DPO nécessite des données historiques sur la production de déchets et sur les méthodes de gestion des déchets. En général, lors de l'élaboration d'inventaires nationaux, on doit inclure des données pour 3 à 5 demi-vies pour obtenir un résultat acceptable quant à l'exactitude. La compilation des données historiques devra également tenir compte des changements relatifs aux pratiques de gestion des déchets (enfouissement/recouvrement des décharges à ciel ouvert, amélioration du drainage des produits de lixiviation, compactage et interdiction de l'élimination des déchets dangereux avec les DSM).

La valeur de k applicable à tout SDDS individuel est déterminée par de nombreux facteurs associés à la composition des déchets et aux conditions dans le SDDS. Des mesures effectuées dans des SDDS aux États-Unis, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas indiquent des valeurs de k de l'ordre de 0,03 à 0,2 par an (Oonk et Boom, 1995). Les taux de dégradation les plus rapides ($k = 0,2$, ou une demi-vie d'environ 3 ans) sont associés à des taux d'humidité élevés et des matériaux rapidement dégradables, tels que les déchets alimentaires. Les taux de dégradation les plus lents ($k = 0,03$, ou une demi-vie d'environ 23 ans) sont associés à un environnement plus sec et des déchets à dégradation lente, tels que le bois ou le papier. L'organisme chargé de l'inventaire devra établir des valeurs de k ou utiliser ses propres valeurs si celles-ci sont disponibles et documentées. Pour estimer les valeurs de k , il devra déterminer la composition des déchets mis en décharge dans les SDDS au cours des années et étudier les conditions prévalant sur le (les) site(s). En l'absence de données sur la nature des déchets, il est conseillé d'utiliser une valeur par défaut de 0,05 (une demi-vie d'environ 14 ans) pour k .

L'organisme chargé de l'inventaire peut estimer les données historiques sur l'élimination et la composition des déchets, en supposant qu'elles sont proportionnelles à la population, ou à la population urbaine lorsqu'il n'y a pas de collecte ou d'élimination des déchets dans les zones rurales. Il peut également utiliser d'autres relations si celles-ci sont plus justifiées, en expliquant les raisons de son choix.

Méthode par défaut – Niveau 1

La méthode par défaut est basée sur l'équation suivante :

ÉQUATION 5.3

$$\text{Émissions de CH}_4 \text{ (Gg/an)} = [(DSM_T \cdot DSM_F \cdot L_0) - R] \cdot (1 - OX)$$

où :

DSM_T = Total de DSM produits (Gg/an)

DSM_F = Fraction de DSM mis en décharge dans les SDDS

L_0 = Potentiel d'émission de méthane [$FCM \cdot COD \cdot COD_F \cdot F \cdot 16 / 12$ (Gg CH_4 /Gg des déchets)]

FCM = Facteur de correction de méthane (fraction)

COD = Carbone organique dégradable [fraction (Gg C/Gg DSM)]

COD_F = Fraction de COD libéré

F = Fraction par volume de CH_4 dans les gaz de décharge

R = CH_4 récupéré (Gg/an)

OX = Facteur d'oxydation (fraction)

On notera que tous les paramètres modèles peuvent changer avec le temps, en fonction de l'évolution des pratiques d'élimination et de gestion des déchets. Les *bonnes pratiques* sont décrites ci-dessous pour chaque paramètre modèle susmentionné.

Total des déchets solides municipaux (DSM_T) produits, et fraction de DSM mis en décharge dans les SDDS (DSM_F)

Le terme déchets solides municipaux (DSM) peut ne pas décrire exactement les types de déchets mis en décharge dans les SDDS. L'organisme chargé de l'inventaire devra estimer les émissions provenant de tous les types de déchets solides, y compris les déchets industriels, les boues, les déchets de construction et de démolition et les déchets municipaux, mis en décharge dans les SDDS. Il devra s'efforcer de collecter les données nécessaires, même si, dans de nombreux pays, les données sur les déchets industriels seront peut-être difficiles à obtenir. (Les déchets industriels agroalimentaires,¹ les déchets et boues de pâte et papier et les déchets du traitement du bois figurent parmi les déchets industriels dont l'élimination peut produire du CH_4 .) Nombre de pays disposent d'estimations nationales sur l'élimination du total des déchets. Des données nationales sont préférables, à condition que l'organisme chargé de l'inventaire documente la méthode de collecte des données, y compris le nombre de sites consultés et le type d'enquête effectuée. En l'absence de données nationales, l'organisme chargé de l'inventaire peut estimer des données à partir des hypothèses par défaut présentées au Tableau 6-1 du Manuel de référence des *Lignes directrices du GIEC*. Ce tableau contient des valeurs par défaut pour les taux de production et d'élimination de DSM pour un grand nombre de régions et de pays. S'il ne dispose pas de valeurs par défaut, l'organisme peut recourir à l'opinion d'experts et estimer ces paramètres à l'aide de valeurs utilisées pour des pays dans lesquels les conditions sont similaires. (Des éléments de comparabilité tels que la géographie, la densité de population, le revenu national, et le type et volume de l'industrie, peuvent être utiles à cette fin.)

Facteur de correction de méthane (FCM)²

Le facteur de correction de méthane (FCM) prend en compte le fait que les SDDS non contrôlés produisent moins de CH_4 à partir d'une quantité donnée de déchets que les SDDS contrôlés, car une plus grande fraction de déchets se décompose en aérobie dans les couches supérieures des SDDS non contrôlés. En ce qui concerne la gestion des déchets solides, le FCM est spécifique à ce domaine et doit être interprété comme le « facteur de correction de gestion des déchets » qui reflète la gestion à laquelle il se rapporte. Le terme facteur de correction de méthane (FCM) dans ce contexte ne doit pas être confondu avec le facteur de conversion de méthane (FCM) mentionné dans les *Lignes directrices du GIEC* pour les émissions liées à la gestion des eaux usées et du fumier.

Les *Lignes directrices du GIEC* présentent des valeurs par défaut pour le FCM, indiquées au Tableau 5.1 ci-dessous.

¹ Prévenir le risque de double comptage avec le Secteur Agriculture.

² Les SDDS non contrôlés causent de graves problèmes locaux sur le plan de l'environnement et de l'hygiène, tels que des feux et explosions accidentelles, la pollution de l'air et des eaux environnantes, et la pullulation des parasites et des infections. Cependant, les *Lignes directrices du GIEC* et le présent rapport sur les *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (Rapport sur les bonnes pratiques)* se rapportent uniquement aux gaz à effet de serre.

TABLEAU 5.1 CLASSIFICATION DES SDDS ET FACTEURS DE CORRECTION DE METHANE	
Type de site	Valeurs par défaut pour le facteur de correction de méthane (FCM)
Contrôlé ^a	1,0
Non contrôlé – profond (≥5 m de déchets)	0,8
Non contrôlé – peu profond (<5 m de déchets)	0,4
SDDS n'entrant pas dans une catégorie ^b	0,6
<p>^a Les SDDS contrôlés doivent avoir une disposition contrôlée des déchets (c'est-à-dire que les déchets sont dirigés vers des zones spécifiques de dépôt et qu'il y a un degré de contrôle de la récupération et des feux) et incluent certains des éléments suivants : matériau de couverture, compactage mécanique ou nivelage des déchets.</p> <p>^b La valeur par défaut de 0,6 pour les SDDS n'entrant pas dans une catégorie, elle peut ne pas être appropriée pour les pays en développement ayant un pourcentage élevé de sites peu profonds non contrôlés, car elle entraînera probablement une surestimation des émissions. Les organismes chargés des inventaires dans les pays en développement devront donc plutôt utiliser 0,4 pour leur FCM, sauf s'ils disposent de données documentées indiquant des pratiques d'élimination contrôlée dans des décharges à ciel ouvert dans leur pays.</p> <p>Source : Manuel de référence des <i>Lignes directrices du GIEC</i>.</p>	

Carbone organique dégradé (COD)

Le carbone organique dégradé est le carbone organique susceptible de subir une décomposition biochimique, et doit être exprimé sous forme de Gg C par Gg de déchets. Il est basé sur la composition des déchets et peut être calculé à partir d'une moyenne pondérée de la teneur en carbone des divers composants du flux de déchets. L'équation suivante, présentée dans les *Lignes directrices du GIEC*, estime le COD à l'aide de valeurs par défaut de teneur en carbone :

<p>ÉQUATION 5.4</p> $\text{COD} = (0,4 \cdot A) + (0,17 \cdot B) + (0,15 \cdot C) + (0,3 \cdot D)$

où :

A = Fraction de DSM du papier et des textiles

B = Fraction de DSM des déchets de jardins et de parcs, ou autres déchets organiques non alimentaires putrescibles

C = Fraction de DSM alimentaires

D = Fraction de DSM provenant du bois ou de la paille

Les valeurs par défaut de la teneur en carbone pour ces fractions sont indiquées dans les *Lignes directrices du GIEC* (Tableau 6-3, Manuel de référence).³ L'utilisation de valeurs nationales est recommandée si des données sont disponibles. On peut obtenir des valeurs nationales à l'aide d'enquêtes sur la génération de déchets et par l'échantillonnage des SDDS dans un pays. Dans le cas de l'utilisation de valeurs nationales, l'organisme chargé de l'inventaire devra présenter les résultats des enquêtes et de l'échantillonnage. Par ailleurs, il est important que les calculs de COD excluent la lignine si l'on utilise la valeur par défaut (0,77) pour COD_F (voir ci-dessous).

Fraction de carbone organique dégradé libéré (COD_F)

COD_F est une estimation de la fraction de carbone dégradé et libéré dans les SDDS, et reflète le fait que certains carbones organiques ne sont pas dégradables ou se dégradent très lentement dans les SDDS. Les *Lignes directrices du GIEC* proposent une valeur par défaut de 0,77 pour COD_F. Il ressort de la littérature récente que cette valeur par défaut pourrait être une surestimation. Cette valeur ne doit être utilisée que si la lignine C est exclue de la valeur de COD. Des valeurs expérimentales de 0,5 à 0,6 (lignine C incluse), utilisées aux Pays-Bas (Oonk et Boom, 1995), ont permis d'obtenir des estimations fiables des gaz produits et récupérés dans les décharges à ciel ouvert aux Pays-Bas. De plus, l'utilisation d'une valeur de 0,5 à 0,6 (lignine C incluse) comme valeur par défaut est conforme aux *bonnes pratiques*. On peut utiliser des valeurs nationales pour COD_F ou des

³ D'après Bingemer et Crutzen (1987).

valeurs fournies par des pays similaires pour COD_F, mais ces valeurs devront être basées sur des recherches bien documentées.

Fraction de CH₄ dans les gaz de décharges (F)

Les gaz de décharges incluent principalement le CH₄ et le dioxyde de carbone (CO₂). En général, on estime que la fraction F de CH₄ est de 0,5, mais elle peut varier entre 0,4 et 0,6, en fonction de plusieurs facteurs, dont la composition des déchets (carbohydrates et cellulose, etc.). La concentration de CH₄ dans les gaz de décharges récupérés peut être inférieure à la valeur réelle en raison de la dilution atmosphérique potentielle ; par conséquent, les valeurs F estimées ainsi ne seront pas nécessairement représentatives.

Méthane récupéré (R)

Le méthane récupéré est la quantité de CH₄ produite dans les SDDS qui est récupérée et brûlée à la torche ou dans des équipements récupérateurs d'énergie. Le CH₄ récupéré et évacué ne doit pas être soustrait des émissions brutes. La valeur par défaut pour le méthane récupéré est zéro. On utilisera une autre valeur que si l'on dispose de références documentant la quantité de méthane récupéré. Les volumes de gaz récupérés devront être présentés en tant que CH₄ et non en tant que gaz de décharges car les gaz de décharges ne contiennent qu'une fraction du CH₄.⁴ La présentation des émissions basée sur le comptage de tous les gaz récupérés à des fins d'utilisation énergétiques et de brûlage à la torche est conforme aux *bonnes pratiques*. L'utilisation d'estimations non documentées du potentiel de récupération des gaz de décharges n'est pas appropriée, car ces estimations tendent à surestimer la quantité récupérée.

Facteur d'oxydation (OX)

Le facteur d'oxydation (OX) reflète la quantité de CH₄ des SDDS qui est oxydée dans le sol ou dans d'autres matériaux recouvrant les déchets. Un facteur d'oxydation 0 indique l'absence d'oxydation, et un facteur d'oxydation de 1 indique une oxydation de 100 pour cent du CH₄. Des études montrent que l'oxydation tend à être plus élevée dans les décharges contrôlées que dans les décharges non contrôlées. Le facteur d'oxydation dans des sites recouverts de matériaux épais et bien aérés, par exemple, peut différer sensiblement de celui des sites sans couverture ou dans lesquels de grandes quantités de CH₄ peuvent s'échapper par des interstices dans le matériau de couverture.

Les *Lignes directrices du GIEC* proposent un facteur d'oxydation par défaut de zéro. Des résultats d'études sur place et en laboratoire présentent une large plage de valeurs, mais des valeurs supérieures à 0,1 sont probablement trop élevées pour les inventaires nationaux. Il convient de ne pas utiliser directement les concentrations d'émissions de CH₄ et de CO₂ et les mesures de flux effectuées sur place et en laboratoire. En général, ces études sur place et en laboratoire calculent l'oxydation du CH₄ à partir de couches du sol uniformes et homogènes. En réalité, une fraction seulement du CH₄ produit sera diffusée à travers une couche homogène, une autre fraction s'échappant par des interstices ou par diffusion latérale sans subir d'oxydation. Par conséquent, des résultats d'études sur place et en laboratoire peuvent donner lieu à des surestimations de l'oxydation dans les sols de couverture des décharges.

À l'heure actuelle, la plupart des pays industrialisés disposant de SDDS bien contrôlés utilisent 0,1 comme valeur de OX, qui représente une hypothèse raisonnable basée sur les informations disponibles. Dans les pays en développement, dont les pratiques de gestion sont moins sophistiquées, la valeur moyenne est probablement plus proche de zéro. L'utilisation de 0,1 comme valeur d'oxydation est justifiée pour les décharges bien contrôlées ; dans d'autres cas l'utilisation d'une valeur d'oxydation autre que zéro doit être clairement documentée et référencée.

Il est important de ne pas oublier que tout CH₄ récupéré doit être soustrait de la quantité produite avant l'application d'un facteur d'oxydation.

5.1.1.3 EXHAUSTIVITE

L'organisme chargé de l'inventaire devra s'efforcer d'inclure des émissions provenant de SDDS contenant des déchets autres que les DSM, tels que des sites de déchets industriels, des sites d'élimination de boues, et des décharges de déchets de construction et de démolition. Comme pour les DSM, il convient d'estimer le COD pour juger de l'importance potentielle de la sous-catégorie de source. Des données sur la production ou l'élimination de déchets industriels peuvent être difficiles à obtenir, car elles peuvent être confidentielles ou peuvent ne pas avoir été présentées. En général, les SDDS contenant des déchets autres que des DSM contribuent moins aux émissions nationales de CH₄ que les SDDS contenant des DSM.

⁴ Les émissions de CO₂ provenant de la combustion des gaz de décharges récupérés sont d'origine biogénique et ne devront pas être incluses dans les totaux nationaux.

Les SDDS fermés ne devraient pas constituer un problème pour ce qui est de l'exhaustivité, car la méthode DPO et les méthodes par défaut utilisent des données sur l'élimination annuelle des déchets, et, par conséquent, les déchets contenus dans une décharge fermée auront été pris en compte.

5.1.1.4 ÉTABLISSEMENT DE SÉRIES TEMPORELLES COHERENTES

Étant donné les différences méthodologiques et celles des résultats des méthodes DPO et des méthodes par défaut, l'établissement d'une série temporelle devra reposer sur une seule méthode (c'est-à-dire sans mélange de méthodes). Par conséquent, si l'organisme chargé de l'inventaire décide de passer de la méthode par défaut à la méthode DPO, il devra recalculer l'année de référence et la totalité de la série temporelle à l'aide de la nouvelle méthode. Dans ce cas, il devra établir une série temporelle à partir de données historiques sur l'élimination des déchets pour documenter la méthode DPO. La méthode utilisée pour établir la série et le nombre d'années étudiées doit être clairement décrite. Afin de garantir la cohérence dans le temps, conformément aux *bonnes pratiques*, on recalculera les estimations d'émissions obtenues à l'aide de méthodes antérieures et actuelles pour s'assurer que les tendances observées au niveau des émissions sont réelles et ne sont pas dues à des changements méthodologiques. Ces recalculs devront être effectués conformément aux directives figurant au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.3.2.2, *Autres techniques de recalculs*.

Étant donné l'importance de cette catégorie de source dans de nombreux inventaires nationaux, et les limites de la méthode par défaut, l'organisme chargé de l'inventaire devra collecter et gérer le plus de données historiques possible pour permettre des recalculs ultérieurs à l'aide de méthodes plus exactes. Il devra également prendre en compte la dépendance temporelle de plusieurs paramètres liés à la composition des déchets et à la conception des décharges.

5.1.1.5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

L'estimation des incertitudes pour DSM_T et DSM_F , et les paramètres modèles par défaut sont présentés au Tableau 5.2. Les estimations sont basées sur l'opinion d'experts. Si l'organisme chargé de l'inventaire utilise des valeurs nationales pour ces facteurs, il devra évaluer l'incertitude de ces valeurs, conformément aux directives du Chapitre 6, *Quantification des incertitudes en pratique*.

Des informations sur les incertitudes sont disponibles pour le potentiel d'émission de méthane (L_0), qui est égal à $FCM \bullet COD \bullet COD_F \bullet F \bullet 16 / 12$, et apparaît sous forme de facteur dans les équations pour les deux méthodes (par défaut et DPO). Aux Pays-Bas, où l'on dispose de données de qualité, on estime que l'incertitude relative à l'émission de CH_4 par tonne de déchets est de ± 15 pour cent (Oonk et Boom, 1995). Les pays disposant de données de qualité similaire auront probablement des niveaux d'incertitudes similaires pour les volumes d'émission de CH_4 par tonne de déchets. Pour les pays disposant de données de moins bonne qualité, les incertitudes associées aux émissions de CH_4 par tonne de déchets pourraient être de l'ordre de ± 50 pour cent. La base de l'évaluation des incertitudes devra être bien documentée.

Les données au Tableau 5.2, *Estimations des incertitudes associées aux paramètres par défaut dans les méthodes par défaut du GIEC et DPO pour les émissions de CH_4 provenant des SDDS*, montrent que l'incertitude d'ensemble associée à l'estimation des émissions de CH_4 par les SDDS sera probablement élevée, de l'ordre d'un facteur de deux, même lorsque les données nationales sont bien caractérisées. Si possible, l'organisme chargé de l'inventaire devra utiliser des données nationales. Le Chapitre 6, *Quantification des incertitudes en pratique*, présente des conseils sur la quantification des incertitudes en pratique. Il explique comment obtenir l'opinion d'experts, et l'utiliser en conjonction avec des données empiriques pour obtenir des estimations d'incertitudes d'ensemble.

TABLEAU 5.2 ESTIMATIONS DES INCERTITUDES ASSOCIEES AUX PARAMETRES PAR DEFAUT DANS LES METHODES PAR DEFAUT DU GIEC ET DPO POUR LES ÉMISSIONS DE CH₄ PROVENANT DES SDDS^a	
Paramètre	Plage d'incertitude^b
Total des déchets solides municipaux (DSM _T) et Fraction de DSM envoyés aux SDDS (DSM _F)	Spécifique au pays : >±10% (<-10%, >+10%. La valeur absolue de la plage d'incertitude est supérieure à 10%.) pour les pays disposant de données de qualité (pondération à tous les SDDS, etc.) Pour les pays disposant de données de moins bonne qualité : supérieur à un facteur de deux.
Carbone organique dégradable (COD) = 0,21 (valeur par défaut maximale dans les <i>Lignes directrices du GIEC</i>)	-50%, +20%
Fraction de carbone organique dégradable libéré (COD _F) = 0,77	-30%, +0%
Facteur de correction de méthane (FCM) = 1 = 0,4 = 0,6	-10%, +0% -30%, +30% -50%, +60%
Fraction de CH ₄ dans les gaz de décharges (F) = 0,5	-0%, +20%
Méthane récupéré (R)	La plage d'incertitude dépendra du mode d'estimation des quantités de CH ₄ récupéré et brûlé à la torche ou utilisé, mais l'incertitude sera probablement faible, par rapport à d'autres incertitudes, si un système de comptage est en place.
Facteur d'oxydation (OX)	Inclure OX dans l'analyse de l'incertitude si on a utilisé une valeur autre que zéro pour OX. Dans ce cas, la justification de l'utilisation d'une valeur autre que zéro devra inclure l'examen des incertitudes, comme spécifié dans la Section 5.1.1.2, <i>Choix des facteurs d'émission et des données sur les activités</i> .
Constante de taux d'émission de méthane (k) = 0,05	-40%, +300%
^a Les estimations sont valides uniquement pour les valeurs par défaut indiquées dans les <i>Lignes directrices du GIEC</i> ou dans le tableau, et sont basées sur l'opinion d'experts. ^b Si l'évaluation de données supplémentaires sur les paramètres fournit des données pour la révision des valeurs par défaut, la plage d'incertitude devra également être changée. Lorsqu'on utilise des données spécifiques au pays, elles devront être accompagnées par des valeurs appropriées sur l'incertitude. Source : Jugement d'un groupe d'experts (voir Coprésidents, Éditeurs et Experts ; Émissions de CH ₄ provenant de l'élimination des déchets solides).	

5.1.2 Présentation et documentation

Les *bonnes pratiques* consistent à documenter et archiver toutes les informations nécessaires à la production des estimations d'émissions pour les inventaires nationaux, comme indiqué à la Section 8.10.1 du Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Section 8.10.1, *Documentation interne et archivage*. Des exemples de documentation et de présentation spécifiques pertinentes pour cette catégorie de source figurent ci-dessous.

- Dans le cas de l'utilisation de la méthode DPO, les données historiques et les valeurs de k utilisées devront être documentées.
- La mise en décharge des déchets dans des sites contrôlés et non contrôlés à des fins de FCM devra également être documentée.
- Dans le cas de la présentation du méthane récupéré, il est recommandé de présenter un inventaire des installations de récupération connues. Le brûlage à la torche et la récupération à des fins d'énergie devront être documentés séparément l'un de l'autre.
- Les variations interannuelles des paramètres devront être clairement expliquées et référencées.

Il n'est pas pratique d'inclure toute la documentation dans le rapport d'inventaire national. Cependant, l'inventaire devra inclure des résumés des méthodes utilisées et des références aux données de base pour que les estimations d'émissions présentées soient transparentes et que l'on puisse retracer les étapes de leur calcul.

5.1.3 Assurance de la qualité/Contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ)

Les *bonnes pratiques* consistent à effectuer des contrôles de la qualité comme indiqué au Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Tableau 8.1, *Procédures de CQ pour Inventaire général de Niveau 1*, et à faire évaluer les estimations d'émissions par des experts. D'autres contrôles de la qualité, comme indiqué dans les Procédures de CQ de Niveau 2 au Chapitre 8, et des procédures d'assurance de la qualité peuvent être également pertinents, en particulier si l'on utilise des méthodes de niveau supérieur pour déterminer les émissions imputables à cette catégorie de source. L'organisme chargé de l'inventaire est invité à utiliser des AQ/CQ de niveau supérieur pour les *catégories de source clés*, identifiées au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*.

De plus, la transparence peut être améliorée par la présentation de documentation claire et d'explications des travaux effectués dans les domaines suivants :

Estimation des émissions à l'aide de méthodes différentes

- Si les émissions sont estimées à l'aide de la méthode DPO, l'organisme chargé de l'inventaire devra également calculer ces estimations à l'aide de la méthode par défaut du GIEC. Les résultats peuvent être utiles à des fins de comparaison avec d'autres pays. L'organisme devra consigner les résultats de ces comparaisons à titre de documentation interne et étudier toute divergence.

Examen des facteurs d'émission

- L'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les valeurs spécifiques au pays avec les valeurs par défaut du GIEC. Cette comparaison vise à établir si les paramètres nationaux utilisés sont raisonnables par rapport aux valeurs du GIEC, étant donné les similarités ou les différences entre la catégorie de source nationale et les sources d'émission représentées par la valeur par défaut.

Examen des données sur les activités

- L'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les données spécifiques au pays avec les valeurs par défaut du GIEC pour les paramètres suivants : DSM_T , DSM_F , et COD. Il devra déterminer si les paramètres nationaux sont raisonnables et s'assurer qu'il n'y a pas eu d'erreurs de calculs. En cas de divergences importantes des valeurs, il devra décrire la composition des déchets solides municipaux séparément des déchets solides industriels.
- Dans le cas de l'utilisation de données d'enquêtes et d'échantillonnage pour la compilation de valeurs nationales pour des données sur les déchets solides, les procédures de CQ devront inclure :
 - (i) L'examen des méthodes de collecte des données d'enquêtes et la vérification des données pour s'assurer qu'elles ont été collectées et agrégées correctement. L'organisme chargé de l'inventaire devra vérifier les données par rapport aux années antérieures pour s'assurer que les données sont raisonnables.
 - (ii) L'évaluation des sources de données secondaires et le référencement des procédures de AQ/CQ associées à la préparation des données secondaires. Ceci est particulièrement important pour les données sur les déchets solides, étant donné que la majorité de ces données sont préparées initialement dans des buts autres que les inventaires de gaz à effet de serre.

Participation d'experts gouvernementaux et industriels

- L'organisme chargé de l'inventaire devra permettre l'examen des paramètres d'entrée par des experts. Par exemple, des experts spécialistes des pratiques de gestion des déchets solides utilisées au plan national devront examiner les caractéristiques du flux de déchets solides et de son élimination. D'autres experts devront examiner les facteurs de correction de méthane.

Vérification des émissions

- L'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les taux d'émission nationaux avec ceux de pays similaires ayant des attributs démographiques et économiques comparables. Cette comparaison devra être faite avec des pays dont les organismes chargés des inventaires utilisent la même méthode d'estimation du CH_4 émis par les décharges. L'organisme chargé de l'inventaire devra étudier les divergences importantes afin de déterminer si elles représentent des erreurs de calculs ou des différences réelles.

5.2 ÉMISSIONS LIEES AU TRAITEMENT DES EAUX USEES

Le traitement des eaux usées domestiques et industrielles dans des conditions anaérobies produit du CH₄.⁵ Cette section examine séparément les questions de méthodologie relatives aux émissions de CH₄ liées aux systèmes de traitement des eaux usées domestiques et industrielles étant donné que les types de données sur les activités et les facteurs d'émission nécessaires pour chaque sous-catégorie de source sont différents. Les systèmes pour les deux types d'eaux usées sont examinés à la Section 5.2.2, *Présentation et Documentation*, et à la Section 5.2.3, *Assurance de la qualité/contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ)*.

5.2.1 Méthodologie

5.2.1.1 EAUX USEES DOMESTIQUES

Dans les pays développés, la plupart des eaux usées domestiques sont traitées dans des installations de traitement aérobie et des bassins d'épuration. Dans les pays en développement une petite partie des eaux usées domestiques est collectée dans des systèmes d'égouts, le reste étant évacué dans des fosses d'aisance ou des latrines.

Certaines eaux usées industrielles peuvent être déversées dans des conduites d'égouts municipaux où elles sont mélangées aux eaux usées domestiques.

CHOIX DE LA METHODE

Les *Lignes directrices* décrivent une seule méthode pour le calcul des émissions de CH₄ liées au traitement des eaux usées domestiques. Les émissions dépendent de la quantité de déchets produits et d'un facteur d'émission caractérisant le degré de production de CH₄ par ces déchets. Tout CH₄ récupéré et brûlé à la torche ou utilisé à des fins énergétiques devra être soustrait des émissions totales. L'équation générale simplifiée est la suivante :

ÉQUATION 5.5

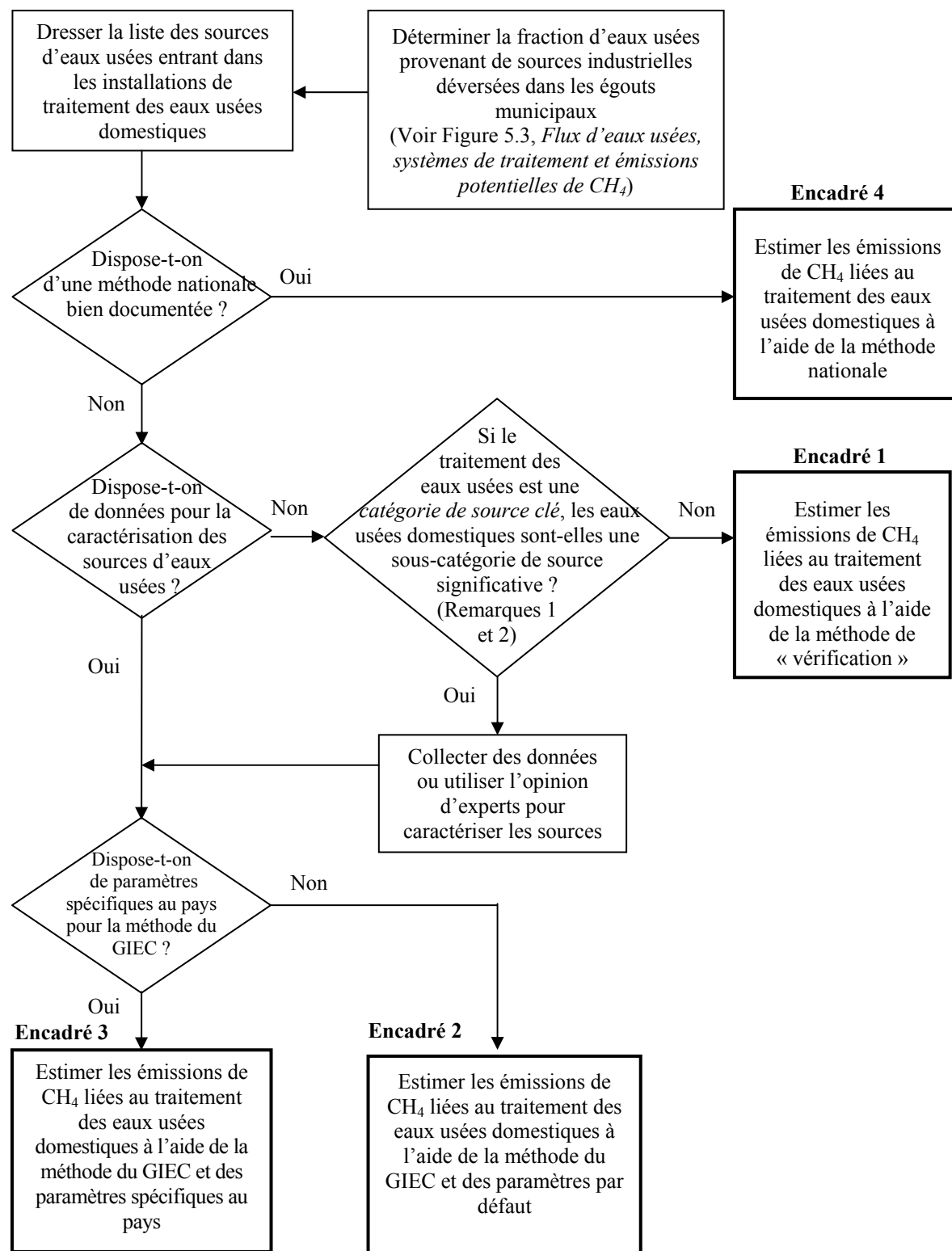
$$\text{Émissions} = (\text{Total des déchets organiques} \cdot \text{Facteur d'émission}) - \text{Méthane récupéré}$$

En fonction des données sur les activités et des facteurs d'émission disponibles, on peut appliquer cette méthode à plusieurs niveaux de ventilation des données. Le diagramme décisionnel à la Figure 5.2, *Diagramme décisionnel pour les émissions de CH₄ liées au traitement des eaux usées domestiques*, décrit comment déterminer le niveau approprié de ventilation pour l'application de la méthode du GIEC. Indépendamment du niveau de ventilation, les étapes à suivre conformément aux *bonnes pratiques* pour la préparation des inventaires sur le CH₄ lié au traitement des eaux usées sont les suivantes :

- (i) Caractérisation des systèmes d'eaux usées dans le pays ;
- (ii) Sélection des paramètres les plus appropriés ;
- (iii) Application de la méthode du GIEC.

⁵ Les *bonnes pratiques* pour l'estimation des émissions indirectes d'oxyde nitreux (N₂O) provenant de l'élimination des eaux usées ont été décrites au Chapitre 4, *Agriculture*, Section 4.8, *Émissions indirectes de N₂O liées à l'azote utilisé en agriculture*. Étant donné la disponibilité actuelle des données, la méthode extrêmement simplifiée indiquée dans les *Lignes directrices du GIEC* pour les émissions directes de N₂O liées à l'élimination des eaux usées représente en elle-même un exemple de *bonne pratique*. C'est cependant un domaine dans lequel d'autres travaux s'imposent pour permettre d'obtenir le niveau de détail requis dans les parties correspondantes du Secteur Agriculture.

Figure 5.2 Diagramme décisionnel pour les émissions de CH₄ liées au traitement des eaux usées domestiques



Remarque 1 : On entend par *catégorie de source clé* une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux. (Voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*.)

Remarque 2 : En règle générale, une sous-catégorie de source est significative si elle représente 25-30 pour cent des émissions de la catégorie de source.

ENCADRE 5.1
METHODE DE VERIFICATION

L'équation 5.6 présente une méthode rapide pour la vérification des estimations nationales. Des valeurs par défaut pour les paramètres sont fournies pour permettre d'effectuer un calcul échantillon.

ÉQUATION 5.6

$$EA = P \cdot D \cdot FD \cdot FE \cdot FBA \cdot 365 \cdot 10^{-12}$$

où :

EA = Émissions annuelles de CH₄ par pays, provenant des eaux usées domestiques (Tg)

P = Population nationale ou population urbaine pour certains pays en développement (personnes)

D = Charge organique en demande biochimique d'oxygène (DBO) par personne (g de DBO/personne/jour), défaut général = 60 g de DBO /personne/jour

FD = Fraction de DBO facilement décantable, défaut = 0,5

FE = Facteur d'émission (g CH₄/g de DBO), défaut = 0,6

FBA = Fraction de DOB dans les boues à dégradation anaérobie, défaut = 0,8

Plus de 50 pour cent de la DBO des eaux usées domestiques est associée à des solides non dissous, dont une grande partie est facilement décantable dans un grand nombre de conditions. Un bassin de décantation ordinaire, par exemple, élimine en général 33 pour cent des solides en suspension, et, pour un grand nombre de procédés à long terme tels que les lagunes, fosses septiques, latrines, et égouts non aménagés, le chiffre de 50 pour cent est plus approprié. Cette fraction décantable est indiquée par FD dans l'équation ci-dessus. De plus, on estime que dans nombre de pays une fraction élevée de cette DBO décantable se dégradera en anaérobie, ce qui explique la FBA élevée (0,8). Les autres paramètres sont ceux définis dans les *Lignes directrices du GIEC*.

Pour les pays disposant de systèmes complets d'égouts, utilisant exclusivement des procédés aérobies, et dont les boues sont traitées par des procédures sans émissions de CH₄ ou par digestion anaérobie avec combustion du CH₄, la FBA sera considérablement inférieure ou nulle. La méthode complète des *Lignes directrices du GIEC* sera plus exacte dans ce cas. Pour les pays pour lesquels on ne dispose pas de données pour déterminer le pourcentage de population bénéficiant des types de traitement en place, ou, plus particulièrement, dans lesquels une population importante n'a pas accès à des systèmes d'égouts, la procédure complète du GIEC peut omettre des émissions significatives et ses résultats devront être comparés à ceux de la méthode de vérification.

Cette méthode peut permettre d'obtenir une simulation générale des émissions de CH₄ globales provenant des eaux usées domestiques. En supposant une population globale P de 6 milliards et un FE de 0,6, on obtient des EA totales de 32 Tg/an. Ce résultat se situe dans la même plage que l'estimation globale de 29 Tg/an présentée dans Doorn et Liles (1999).

CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION

Le facteur d'émission pour chaque type de déchet est une fonction de la capacité de production maximale de méthane pour chaque type de déchet (B₀) et de la moyenne pondérée des facteurs de conversion de méthane (FCM) pour les systèmes de traitement des eaux usées nationaux, comme indiqué à l'Équation 5.7. Le FMC indique l'étendue de la réalisation du potentiel de production de méthane (B₀) dans chaque type de traitement.

ÉQUATION 5.7

$$\text{Facteur d'émission} = B_0 \cdot \text{Moyenne pondérée des FCM}$$

où :

B₀ = Capacité de production maximale de méthane (kg CH₄/kg de DBO ou kg CH₄/kg de DCO)

FCM = Facteur de conversion de méthane (fraction)

La signification de chacun de ces termes est décrite ci-dessous.

Capacité de production maximale de méthane (B_0)

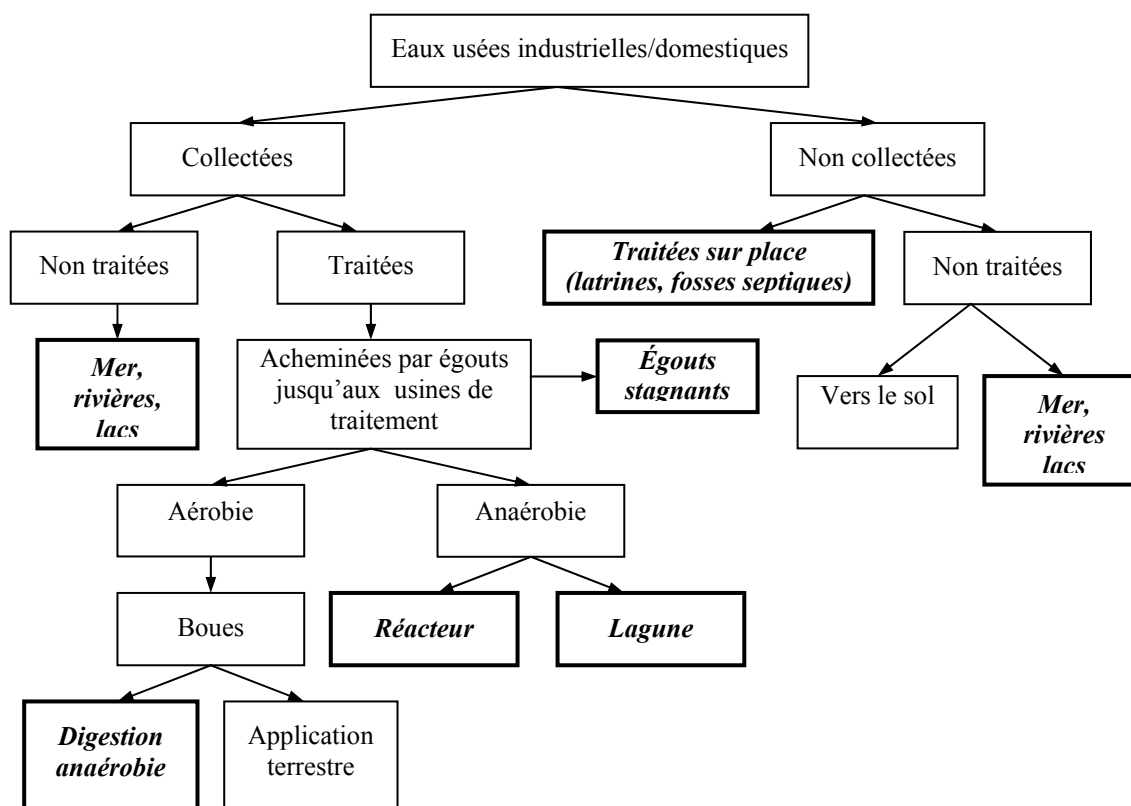
Les *bonnes pratiques* consistent à utiliser des données spécifiques au pays pour B_0 , exprimées sous forme de $\text{kg CH}_4/\text{kg}$ de DBO éliminé pour assurer la cohérence avec les données sur les activités. On peut utiliser une valeur par défaut en l'absence de données spécifiques au pays. Les *Lignes directrices du GIEC* proposent une valeur par défaut de $0,25 \text{ kg CH}_4/\text{kg}$ de DCO (Demande chimique d'oxygène), basée sur un calcul théorique. Des données complètes obtenues par essais sur place (Doom *et al.*, 1997)⁶ sont en accord avec cette valeur par défaut.

On notera que le carbone dégradé dans les déchets organiques peut être mesuré sous forme de DBO ou de DCO. Pour les eaux d'égout domestiques non épurées typiques, la DCO (mg/l) est 2 à 2,5 fois plus élevée que la DBO (mg/l). Il est donc important d'utiliser des facteurs d'émission cohérents par rapport à la mesure du carbone dégradé utilisée. Les *Lignes directrices du GIEC* fournissent une seule valeur par défaut de B_0 qui doit être appliquée à la DCO et à la DBO. Ceci ne correspond pas aux différences observées entre les niveaux de DBO et DCO dans les eaux usées non épurées. Étant donné les différences des quantités de DBO et DCO dans les eaux usées, ceci peut donner différentes estimations des niveaux d'émission à partir du même volume d'eaux usées, selon la mesure utilisée. Pour garantir un même résultat d'estimation d'émissions pour un volume d'eaux usées donné indépendamment de la mesure du carbone organique utilisée, la valeur basée sur la DCO de B_0 devra être convertie en une valeur basée sur la DBO par l'emploi d'une valeur par défaut de 2,5. Les *bonnes pratiques* consistent donc à utiliser une valeur par défaut de $0,25 \text{ kg CH}_4/\text{kg}$ de DCO ou une valeur par défaut de $0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg}$ de DBO.

Moyennes pondérées des FCM

Le FCM est une estimation de la fraction de la DBO ou de la DCO qui se dégradera éventuellement en anaérobie. La première étape pour déterminer le FCM pondéré consiste à caractériser les systèmes de traitement des eaux usées dans le pays en établissant une liste des sources d'émissions de CH_4 . La Figure 5.3 ci-dessous présente un schéma complet du flux d'eaux usées domestiques et industrielles dans les systèmes de traitement. Les systèmes de traitement indiqués en gras sont des sources potentielles de CH_4 .

Figure 5.3 Flux d'eaux usées, systèmes de traitement, et émissions potentielles de CH_4



Remarque : Le texte en italiques dans un encadré en gras indique les domaines présentant un potentiel d'émissions de CH_4 .

⁶ Cette référence indiquait une valeur représentative de $0,21 \text{ kg CH}_4/\text{kg}$ de DCO.

Dans les *Lignes directrices du GIEC*, la valeur pondérée de FCM est déterminée à l'aide de l'Équation 5.8 :

ÉQUATION 5.8

$$\text{FCM}_i \text{ pondérés} = \sum_x (\text{SE}_{ix} \cdot \text{FCM}_x)$$

où :

SE_{ix} = Fraction du type d'eaux usées i traitées à l'aide de systèmes de traitement x

FCM_x = Facteurs de conversion de méthane de chaque système de traitement des eaux usées x

Les *Lignes directrices du GIEC* proposent un calcul séparé pour les eaux usées et pour les boues séparées des eaux usées. Cependant, cette distinction n'est pas appropriée pour la plupart des pays car les boues sont rarement recueillies séparément. S'il y a séparation des boues et si l'on dispose de statistiques pertinentes, on devra distinguer entre ces sous-catégories de sources. Cette distinction n'influera pas sur l'estimation d'ensemble sauf s'il existe des mesures de B_0 spécifiques au pays pour les boues et les eaux usées. En général, les valeurs par défaut de B_0 pour les boues et les eaux usées sont les mêmes. L'utilisation des facteurs par défaut permet une estimation conjointe des émissions liées aux eaux usées et aux boues, auquel cas une somme des termes i est inutile. Lorsqu'il n'y a pas d'estimation séparée pour les émissions liées aux boues, le FCM pondéré pour le traitement primaire et le traitement secondaire en aérobie devra être supérieur à zéro, pour refléter les modes de traitement des boues typiques nationaux. Quel que soit ce mode de traitement, il est important de ne pas inclure dans cette catégorie les émissions de CH_4 liées aux bio-solides (boues) mises en décharges ou utilisées en agriculture.

Comme mentionné précédemment, la caractérisation des eaux usées déterminera la fraction de chaque type d'eaux usées traitées par un type de système particulier. Afin de déterminer l'utilisation de chaque type de système de traitement, conformément aux *bonnes pratiques*, on se reportera aux statistiques nationales (obtenues auprès d'organismes chargés de la réglementation, etc.). Si ces statistiques ne sont pas disponibles, des données sur l'utilisation des systèmes pourront être obtenues auprès d'associations dans le secteur des eaux usées ou d'organisations internationales telles que l'Organisation mondiale de la santé (OMS). En l'absence de données, il peut être utile de consulter des experts (voir Chapitre 6, *Quantification des incertitudes en pratique*, qui contient des conseils sur la façon d'obtenir l'opinion d'experts). Des statistiques sur l'urbanisation peuvent être un outil utile (taille des villes et distribution des revenus, etc.), si l'on suppose que, dans la plupart des pays, les zones rurales sont probablement moins équipées en systèmes de traitement des eaux usées.

En l'absence de données nationales, l'Équation 5.8 peut être modifiée comme suit pour inclure l'opinion d'experts tels que des spécialistes de l'infrastructure sanitaire :

ÉQUATION 5.9

$$\text{FCM pondéré} = \text{Fraction de DBO qui subira une dégradation aérobie}$$

Le calcul de FCM pondéré basé sur l'opinion d'experts devra être complètement documenté. Des données par défaut présentées dans les *Lignes directrices du GIEC* peuvent servir de base à l'opinion d'experts.

CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Pour cette catégorie de source, la quantité de déchets organiques dans un pays constitue les données sur les activités. Le total des déchets organiques (TDO) est une fonction de la population et de la production de déchets par personne, et est exprimé sous forme de demande biochimique en oxygène (kg de DBO/an) :

ÉQUATION 5.10

$$\text{TDO} = P \cdot D_{\text{dom}}$$

où :

TDO = Total des déchets organiques (kg de DBO /an)

P = Population (1 000 personnes)

D_{dom} = Composant organique dégradable (kg de DBO /1 000 personnes/an)

Comme indiqué précédemment, le carbone dégradé dans les déchets organiques peut être exprimé sous forme de DBO ou de DCO, et la valeur basée sur la DCO devra être convertie en une valeur basée sur la DBO par multiplication par un facteur par défaut de 2,5. Pour les eaux usées domestiques, les données sur la DBO seront plus probablement disponibles. Les *Lignes directrices du GIEC* présentent des valeurs par défaut de la DBO pour diverses régions du monde (voir Tableau 6-5, *Manuel de référence des Lignes directrices du GIEC*).

On doit pouvoir obtenir facilement des statistiques sur la population totale auprès des organismes nationaux de statistiques ou des Nations unies. Si l'on estime que des quantités importantes de déchets dans les zones rurales seront dégradées en aérobie, comme dans le cas de certains pays en développement, les *bonnes pratiques* consistent à effectuer l'estimation uniquement sur la base de la population urbaine.

EXHAUSTIVITE

Les *Lignes directrices du GIEC* présentent les principales méthodes de traitement des eaux usées dans les pays développés et en développement (voir Tableau 6-4, *Manuel de référence des Lignes directrices du GIEC*). Ce tableau indique des sources telles que les latrines, l'écoulement des rivières, les systèmes d'égouts et les fosses septiques, mais la méthode actuelle ne permet pas leur inclusion. (Voir Doorn et Liles, 1999 pour des informations sur les émissions par ces sources.) Un diagramme tel que celui de la Figure 5.3, *Flux d'eaux usées, systèmes de traitement et émissions potentielles de CH₄*, peut être plus utile que le Tableau 6-4 du *Manuel de référence des Lignes directrices du GIEC*.

ETABLISSEMENT DE SERIES TEMPORELLES COHERENTES

Les émissions liées au traitement des eaux usées domestiques devront être calculées à l'aide de la même méthode et des mêmes ensembles de données pour chaque année de la série temporelle. Lorsque des données cohérentes ne sont pas disponibles pour la même méthode pour une année de la série temporelle, les données non disponibles devront être recalculées selon les conseils fournis au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.3.2.2, *Autres techniques de recalculs*.

EVALUATION DES INCERTITUDES

Le Tableau 5.3 présente les plages d'incertitudes attribuées aux paramètres examinés au paragraphe ci-dessus.

TABLEAU 5.3 PLAGES D'INCERTITUDES PAR DEFAUT POUR LES EAUX USEES DOMESTIQUES	
Paramètre	Plage d'incertitude
Population	-5%, +5%
DBO/personne	-30%, +30%
Capacité de production maximale de méthane (B ₀)	-30%, +30%
Fraction traitée en anaérobie	La plage d'incertitude devra être déterminée à partir de l'opinion d'experts, en tenant compte du fait qu'il s'agit d'une fraction et que les incertitudes ne peuvent pas la situer à l'extérieur de la plage 0 à 1.
Source : Jugement d'un groupe d'experts (voir Coprésidents, Éditeurs et Experts ; Émissions de CH ₄ et de N ₂ O liées au traitement des eaux usées).	

Le Chapitre 6 présente des conseils sur la quantification des incertitudes en pratique. Il explique comment obtenir l'opinion d'experts, et l'utiliser en conjonction avec des données empiriques pour obtenir des estimations d'incertitudes d'ensemble.

5.2.1.2 EAUX USEES INDUSTRIELLES

Les eaux usées industrielles peuvent être traitées sur place ou déversées dans les systèmes d'égouts domestiques, et dans le cas de déversement dans les systèmes d'égouts domestiques, les émissions seront incluses dans cette catégorie. Par conséquent, la section ci-dessous concerne uniquement l'estimation des émissions de CH₄ liées au traitement sur place des eaux usées industrielles.

CHOIX DE LA METHODE

La méthode indiquée dans les *Lignes directrices* pour le calcul des émissions liées aux eaux usées industrielles est semblable à celle utilisée pour les eaux usées domestiques. L'établissement de facteurs d'émission et de données sur les activités est plus complexe en raison des nombreux types d'eaux usées et des nombreuses industries à étudier.

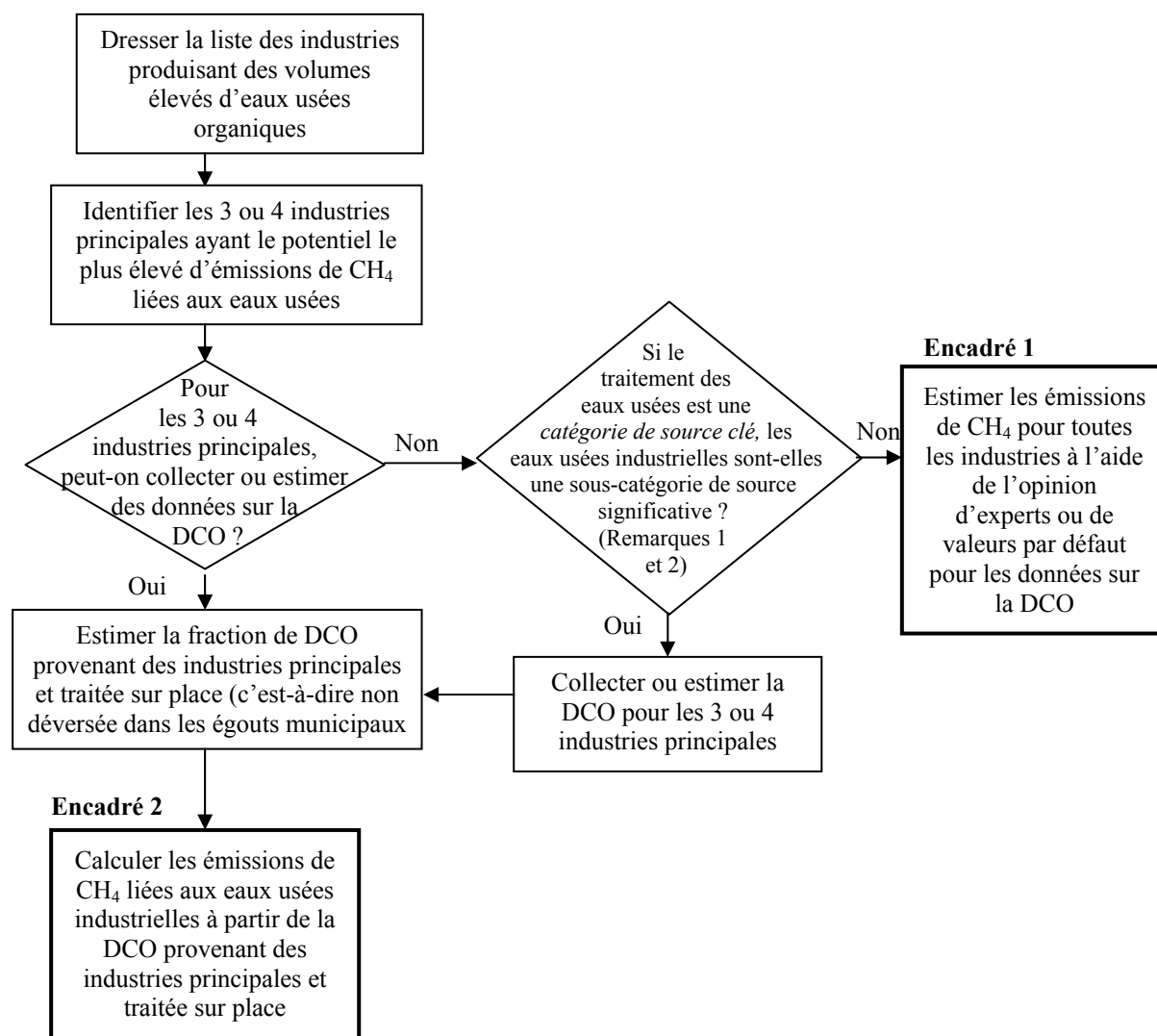
Pour cette catégorie de source, les estimations les plus exactes sont basées sur des données mesurées pour des sources ponctuelles. En raison du coût des mesures et du nombre potentiellement élevé de sources ponctuelles, il est très difficile de collecter des données de mesures exhaustives. L'organisme chargé de l'inventaire est donc invité à utiliser une méthode descendante indiquée dans les *Lignes directrices du GIEC* modifiée. Le diagramme décisionnel de la Figure 5.4 définit les *bonnes pratiques* pour ce qui est de l'adaptation des méthodes des *Lignes directrices du GIEC* au contexte spécifique au pays.

CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION

Le potentiel d'émission de CH₄ des divers types d'eaux usées industrielles peut varier considérablement. On s'efforcera, si possible, de collecter des données pour déterminer la capacité de production maximale de méthane (B₀) et la fraction de déchets traitée en anaérobie (FCM pondéré) pour chaque secteur industriel. Les *bonnes pratiques* consistent à utiliser des données spécifiques au pays et au secteur, données qui peuvent être disponibles auprès des autorités gouvernementales, des associations industrielles ou des experts industriels. Mais, comme le constateront la plupart des organismes chargés des inventaires, actuellement les données détaillées spécifiques au secteur industriel sont incomplètes ou ne sont pas disponibles. En l'absence de données nationales, les *bonnes pratiques* consistent à utiliser le facteur par défaut de DCO du GIEC pour B₀ (0,25 kg CH₄/kg DCO).

L'estimation de la fraction de déchets traités en anaérobie sera effectuée à partir de l'opinion d'experts basée sur les recommandations d'ingénieurs et autres spécialistes. Une enquête évaluée par des tiers experts et portant sur les méthodes de traitement des eaux usées industrielles peut être une technique d'estimation utile. Les enquêtes devront être effectués à une fréquence suffisante (entre trois et cinq ans) pour permettre la prise en compte de l'évolution des pratiques industrielles. Le Chapitre 6, *Quantification des incertitudes en pratique*, Section 6.2.5, *Opinion d'experts*, explique comment obtenir l'opinion d'experts à propos des plages d'incertitudes. D'autres protocoles sur l'obtention de l'opinion d'experts peuvent permettre d'obtenir les informations nécessaires pour d'autres types de données, en l'absence de données ou de statistiques publiées.

Figure 5.4 Diagramme décisionnel pour les émissions de CH₄ liées au traitement des eaux usées industrielles



Remarque 1 : On entend par *catégorie de source clé* une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux. (Voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*.)

Remarque 2 : En règle générale, une sous-catégorie de source est significative si elle représente 25-30 pour cent des émissions de la catégorie de source.

CHOIX DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

La première étape de l'estimation de la production totale de déchets organiques industriels consiste à établir une liste des secteurs industriels nationaux produisant des volumes importants d'eaux usées organiques. Étant donné que la majorité des eaux usées industrielles sera probablement produite par un nombre limité d'industries (traitement alimentaire, pâte et papier, etc.), les *bonnes pratiques* consistent à axer les recherches sur ces secteurs industriels. Les informations peuvent être obtenues auprès des services nationaux de statistiques, organismes de réglementation, associations relatives au traitement des eaux usées ou associations industrielles.

La deuxième étape concerne la quantification des entrées de DCO pour les trois ou quatre principaux secteurs industriels identifiés, une démarche qui peut nécessiter l'opinion d'experts. Dans certains pays, les données sur la DCO et l'utilisation totale d'eau par secteurs peuvent être obtenues directement auprès d'un organisme de réglementation. La littérature peut également fournir des données sur les rendements industriels et les tonnes de DCO par tonne de produit. Des valeurs de DCO typiques pour certaines industries sont indiquées dans les *Lignes directrices du GIEC*. Ces valeurs ont été actualisées ci-dessous (Tableau 5.4). Ces deux sources sont en accord avec les *bonnes pratiques*, en fonction du contexte national. Pour les autres industries, on attribuera une valeur de production de DCO d'ensemble. Les données de production peuvent être obtenues à partir des statistiques nationales.

Une fraction significative des eaux usées industrielles peut être déversée dans les égouts municipaux pour être traitée ou éliminée avec les eaux usées domestiques. On devra probablement faire appel à l'opinion d'experts pour estimer cette fraction, laquelle devra être ajoutée à la charge des eaux usées domestiques.

TABLEAU 5.4
DONNEES SUR LES EAUX USEES INDUSTRIELLES

Type d'industrie	Production d'eaux usées (m ³ /Mg)	Plage de production d'eaux usées (m ³ /Mg)	DBO (g/l)	Plage de DBO (g/l)	DCO (g/l)	Plage de DCO (g/l)
Alimentation animale	ND		ND		ND	
Bière et malt	6,3	5,0-9,0	1,5	1-4	2,9	2-7
Boissons sans alcool	ND	2,0	ND	1,0	ND	2,0
Café	ND		5,4	2-9	9	3-15
Coke	1,5	1,3-1,7	ND	0,1	0,1	
Explosifs	ND		ND		ND	
Huiles végétales	3,1	1,0-5,0	0,5	0,3-0,8	ND	0,5-1,2
Légumes, fruits et jus	20	7-35	1,0	0,5-2	5,0	2-10
Pâte et papier (combiné)	162	85-240	0,4	0,3-8	9	1-15
Peintures	ND	1-10	ND		ND	1-10
Plastiques et résines	0,6	0,3-1,2	1,4	1-2	3,7	0,8-5
Production d'amidon	9	4-18	2,0	1-25	10	1,5-42
Produits chimiques organiques	67	0-400	1,1	1-2	3	0,8-5
Produits laitiers	7	3-10	2,4	1-4	2,7	1,5-5,2
Produits pharmaceutiques	ND		0,9		5,1	1-10
Raffinage d'alcool	24	16-32	ND	3-11	11	5-22
Raffinage du pétrole	0,6	0,3-1,2	0,4	1-8	1,0	0,4-1,6
Raffinage du sucre	ND	4-18	ND	2-8	3,2	1-6
Savons et détergents	ND	1,0-5,0	ND	0,3-0,8	ND	0,5-1,2
Textiles (naturels)	172	100-185	0,4	0,3-0,8	0,9	0,8-1,6
Traitement du poisson	ND	8-18	1,5		2,5	
Viande et volaille	13	8-18	2,5	2-3	4,1	2-7
Vins et vinaigres	23	11-46	0,7	0,2-1,4	1,5	0,7-3,0

Remarques : ND = Non disponible
Si l'on dispose de peu de points de données, on suppose que la plage est entre -50 et +100%.

Source : Doorn *et al.* (1997).

EXHAUSTIVITE

Les industries peuvent établir des inventaires qui incluent des émissions liées au traitement des eaux usées sur place. Les *bonnes pratiques* consistent à utiliser ces estimations à condition qu'elle soient transparentes et en accord avec les principes d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité présentés au Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*. La méthode d'estimation nationale devra être suffisamment ventilée pour permettre de distinguer la comptabilité séparée de ces émissions et donc de prévenir le risque de double comptage.

ÉTABLISSEMENT DE SÉRIES TEMPORELLES COHÉRENTES

Les émissions liées au traitement des eaux usées industrielles devront être calculées à l'aide de la même méthode et des mêmes ensembles de données pour chaque année de la série temporelle. Lorsque des données cohérentes ne sont pas disponibles pour la même méthode pour une année de la série temporelle, les données non disponibles devront être recalculées selon les conseils fournis au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.3.2.2, *Autres techniques de recalculs*.

EVALUATION DES INCERTITUDES

Le Tableau 5.5 présente les plages d'incertitudes attribuées aux paramètres examinés au paragraphe ci-dessus.

TABLEAU 5.5 PLAGES D'INCERTITUDES PAR DÉFAUT POUR LES EAUX USÉES INDUSTRIELLES	
Paramètre	Plage d'incertitude
Production industrielle	-25 %, +25%. Faire appel à l'opinion d'experts en ce qui concerne la qualité des sources de données pour attribuer des plages d'incertitude plus exactes.
Eaux usées /production par unité COD/eaux usées par unité	Ces données peuvent être très incertaines car le même secteur peut utiliser différentes procédures de traitement des déchets dans différents pays. Le produit des paramètres devrait être moins incertain. On peut attribuer directement une valeur d'incertitude à kg de DCO/tonne de produit. Une plage de -50 %, +100% est suggérée (c'est-à-dire un facteur de 2).
Capacité de production maximale de méthane (B ₀)	-30%, +30%
Fraction traitée en anaérobie	La plage d'incertitude devra être déterminée à partir de l'opinion d'experts, en tenant compte du fait qu'il s'agit d'une fraction et que les incertitudes ne peuvent pas la situer à l'extérieur de la plage 0 à 1.
Source : Jugement d'un groupe d'experts (voir Coprésidents, Éditeurs et Experts ; Émissions de CH ₄ et de N ₂ O liées au traitement des eaux usées).	

5.2.2 Présentation et documentation

Les *bonnes pratiques* consistent à documenter et archiver toutes les informations nécessaires à la production des estimations d'émissions pour les inventaires nationaux, comme indiqué à la Section 8.10.1 du Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*. Section 8.10.1, *Documentation interne et archivage*.

Les tableaux sectoriels existants, conjointement avec un rapport d'inventaire détaillé, assurent la transparence requise pour cette catégorie de source. Les tableaux séparent obligatoirement le traitement des eaux usées domestiques et industrielles. Le rapport d'inventaire devra fournir les autres informations relatives aux données sur les activités, hypothèses et références, sous forme de texte. Il est particulièrement important de documenter l'utilisation des valeurs par défaut pour l'estimation des paramètres. L'organisme chargé de l'inventaire devra remplir deux colonnes supplémentaires sur la feuille de travail, une pour les remarques et une autre pour les références (numérotées, etc.).

Il n'est pas pratique d'inclure toute la documentation dans le rapport d'inventaire national. Cependant, l'inventaire doit inclure des résumés des méthodes utilisées et des références aux données de base pour que les estimations d'émissions présentées soient transparentes et que l'on puisse retracer les étapes de leur calcul (variations des valeurs par défaut des FCM, etc.)

5.2.3 Assurance de la qualité/contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ)

Les *bonnes pratiques* consistent à effectuer des contrôles de la qualité comme indiqué au Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Tableau 8.1, *Procédures de CQ pour Inventaire général de Niveau 1*, et à faire évaluer les estimations d'émissions par des experts. D'autres contrôles de la qualité, comme indiqué dans les Procédures de CQ de Niveau 2 au Chapitre 8, et des procédures d'assurance de la qualité peuvent être également pertinents, en particulier si l'on utilise des méthodes de niveau supérieur pour déterminer les émissions imputables à cette catégorie de source. L'organisme chargé de l'inventaire est invité à utiliser des AQ/CQ de niveau supérieur pour les *catégories de source clés*, identifiées au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*.

De plus, la transparence peut être améliorée par la présentation d'une documentation claire et d'explications des travaux effectués dans les domaines suivants :

Comparaison des estimation des émissions à l'aide de méthodes différentes

- Pour les eaux usées domestiques, l'organisme chargé de l'inventaire devra vérifier les estimations nationales par rapport à des estimations d'émissions obtenues à l'aide des valeurs par défaut du GIEC ou de la méthode de vérification. Cette vérification par recoupement devra être une méthode de contrôle de la qualité standard

chaque fois que la méthode d'estimation utilise des paramètres autres que des valeurs par défaut. L'organisme chargé de l'inventaire devra consigner les résultats de ces comparaisons à titre de documentation interne, et examiner toute divergence inexplicable.

Examen des facteurs d'émission

- Pour les eaux usées domestiques, l'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les valeurs de B_0 spécifiques au pays avec la valeur par défaut du GIEC (0,25 kg CH_4 /kg de DCO ou 0,6 kg CH_4 /kg de DBO). Bien que le GIEC ne propose pas de valeurs par défaut pour la fraction des eaux usées traitées en anaérobie, l'organisme chargé de l'inventaire est invité à vérifier les valeurs pour les FCM par rapport à celles des pays utilisant des méthodes similaires de traitement des eaux usées.
- L'organisme chargé de l'inventaire devra confirmer l'accord entre les unités utilisées pour le carbone dégradable dans les eaux usées et les unités pour B_0 . Pour le calcul des émissions, les deux paramètres devront être basés sur les mêmes unités (DBO ou DCO). Ceci sera également valable lors de la comparaison des émissions avec les résultats de la méthode de vérification ou les émissions d'un autre pays.
- Pour les eaux usées industrielles, l'organisme chargé de l'inventaire devra vérifier les valeurs de FCM par rapport à celles d'autres inventaires nationaux présentant des caractéristiques similaires en matière d'eaux usées industrielles.

Examen des données sur le activités

- Pour les eaux usées industrielles, l'organisme chargé de l'inventaire devra examiner les données secondaires (obtenues à partir des statistiques nationales, auprès d'organismes de réglementation, d'associations relatives au traitement des eaux usées, d'associations industrielles, etc.) utilisées pour estimer et classer la production de DCO industrielle. Certains pays pourront avoir des contrôles réglementaires pour les décharges industrielles, auquel cas des protocoles de AQ/CQ importants seront peut être en place pour la caractérisation des eaux usées sur une base industrielle.
- L'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les données spécifiques au pays (DBO dans les eaux usées domestiques ou production de DCO industrielle) avec les valeurs par défaut du GIEC. Dans le cas de l'utilisation de valeurs spécifiques au pays, l'organisme devra documenter les raisons à l'origine des différences entre les valeurs spécifiques ou les valeurs industrielles et les valeurs par défaut.

Participation d'experts industriels à l'examen

- Dans certains pays, le traitement des eaux usées domestiques est soumis à des contrôles et une réglementation stricts (en particulier dans les zones urbaines), ce qui facilitera la participation de tiers experts à l'examen des données d'entrée pour les calculs d'émissions. Cet examen devra faire appel à des experts spécialisés dans des paramètres d'entrée particuliers et sera particulièrement important pour vérifier les valeurs de FCM et autres paramètres lorsqu'on ne peut pas utiliser des valeurs par défaut du GIEC pour procéder à des vérifications.
- Pour les eaux usées industrielles, l'organisme chargé de l'inventaire devra obtenir la participation d'experts industriels spécialisés dans des paramètres d'entrée particuliers. Ces experts industriels devront examiner, par exemple, les caractéristiques des eaux usées industrielles et leur traitement pour leurs secteurs industriels spécifiques. L'examen par des tiers experts sera particulièrement important pour vérifier les valeurs de FCM et autres paramètres lorsqu'on ne peut pas utiliser des valeurs par défaut du GIEC pour procéder à des vérifications.

5.3 ÉMISSIONS LIÉES A L'INCINÉRATION DES DÉCHETS

5.3.1 Méthodologie

L'incinération des déchets produit des émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O. Les émissions de CH₄ seront probablement peu importantes en raison des conditions de combustion dans les incinérateurs (hautes températures, longs temps de séjour, etc.). En général, les émissions de CO₂ dues à l'incinération des déchets sont sensiblement plus élevées que celles de N₂O. À l'heure actuelle, l'incinération des déchets est plus courante dans les pays développés, bien que l'incinération des déchets médicaux soit courante dans les pays développés et dans les pays en développement.

La méthodologie décrite dans la présente section s'applique à l'incinération avec et sans récupération d'énergie. Les émissions liées à l'incinération des déchets sans récupération d'énergie doivent être présentées dans le Secteur Déchets, et celles liées à l'incinération avec récupération d'énergie doivent être présentées dans le Secteur Énergie.

Conformément aux *Lignes directrices du GIEC*, seules les émissions de CO₂ dues à l'incinération du carbone dans les déchets d'origine fossile (plastiques, certains textiles, caoutchouc, solvants liquides, huile usée, etc.) seront incluses dans les estimations d'émissions. La fraction de carbone dérivé des matériaux de la biomasse (papier, déchets alimentaires, bois, etc.) ne sera pas incluse.

5.3.1.1 CHOIX DE LA METHODE

Le choix d'une méthode conforme aux *bonnes pratiques* dépendra du contexte national. Les diagrammes décisionnels aux Figures 5.5, *Diagramme décisionnel pour les émissions de CO₂ liées à l'incinération des déchets*, et 5.6, *Diagramme décisionnel pour les émissions de N₂O liées à l'incinération des déchets*, définissent les *bonnes pratiques* pour l'adaptation des méthodes indiquées dans les *Lignes directrices du GIEC* en fonction du contexte national. Les Figures 5.5 et 5.6 décrivent respectivement le choix méthodologique pour l'estimation des émissions de CO₂ et de N₂O.

Les estimations d'émissions les plus exactes peuvent être obtenues en calculant les émissions pour chaque type de déchets (déchets solides municipaux (DSM), boues d'épuration, déchets médicaux, déchets dangereux, etc.).

Les méthodes d'estimations des émissions de CO₂ et de N₂O liées à l'incinération des déchets diffèrent en raison des divers facteurs influant sur les niveaux d'émissions, et, pour cette raison, sont examinées séparément ci-après.

Estimation des émissions de CO₂

Les *Lignes directrices du GIEC* décrivent une méthode d'estimation des émissions de CO₂ liées à l'incinération des déchets. Comme indiqué dans l'Équation 5.11, les données sur les activités sont les entrées de déchets dans l'incinérateur, et le facteur d'émission est basé sur la teneur en carbone des déchets uniquement d'origine fossile. Les résultats d'estimations des émissions de CO₂ les plus exacts sont obtenus par ventilation des données par types de déchets (déchets solides municipaux (DSM), boues d'épuration, déchets médicaux, déchets dangereux, etc.). L'efficacité de la combustion doit également être incluse dans le calcul.

ÉQUATION 5.11

$$\text{Émissions de CO}_2 \text{ (Gg/an)} = \sum_i (DI_i \cdot TCD_i \cdot FCF_i \cdot EF_i \cdot 44 / 12)$$

où :

i = DSM : déchets solides municipaux

DD : déchets dangereux

DM : déchets médicaux

BE : boues d'épuration

DI_i = Quantité de déchets incinérés de type i (Gg/an)

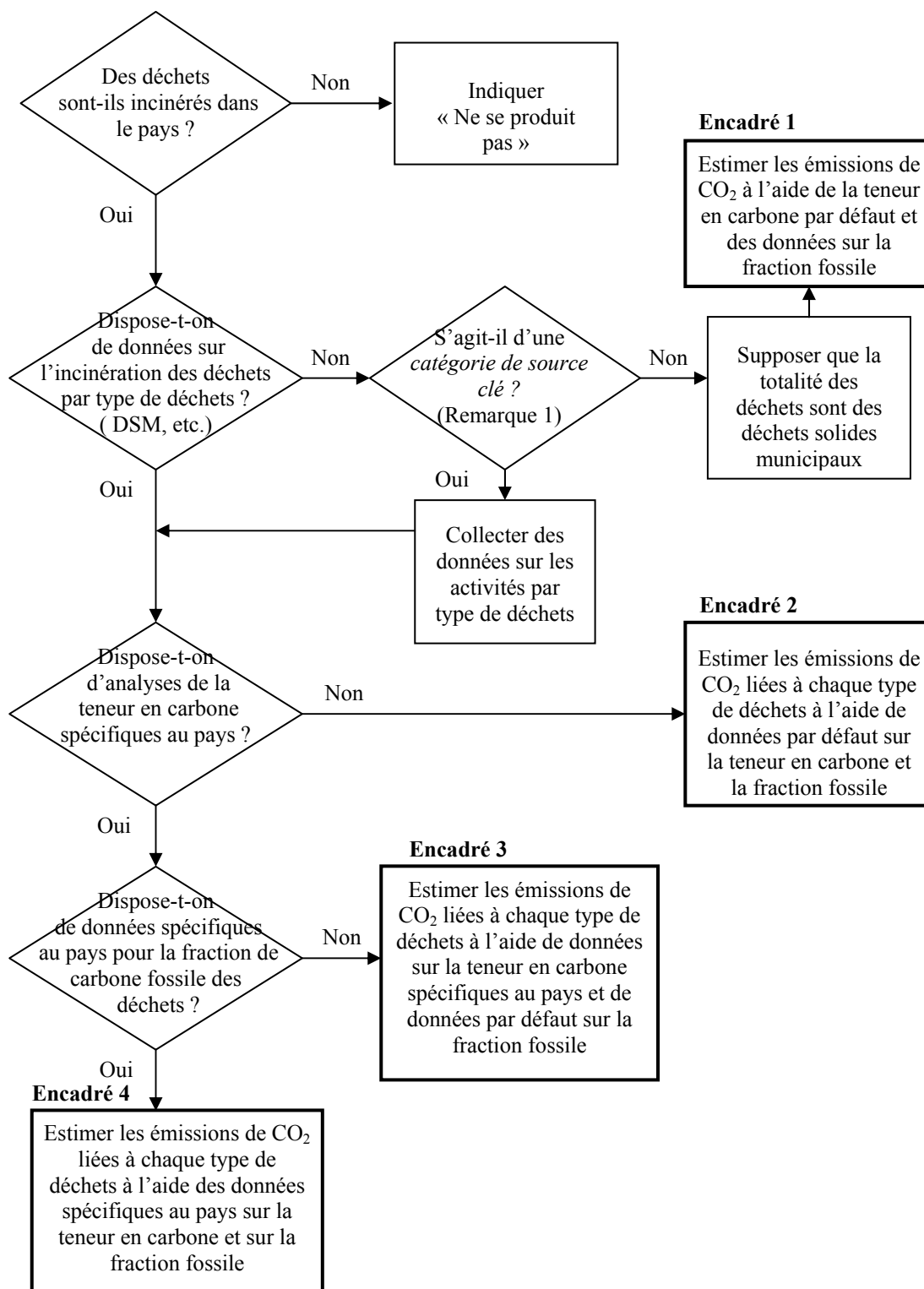
TCD_i = Fraction de teneur en carbone dans les déchets de type i

FCF_i = Fraction de carbone fossile dans les déchets de type i

EF_i = Efficacité de la combustion des incinérateurs pour les déchets de type i (fraction)

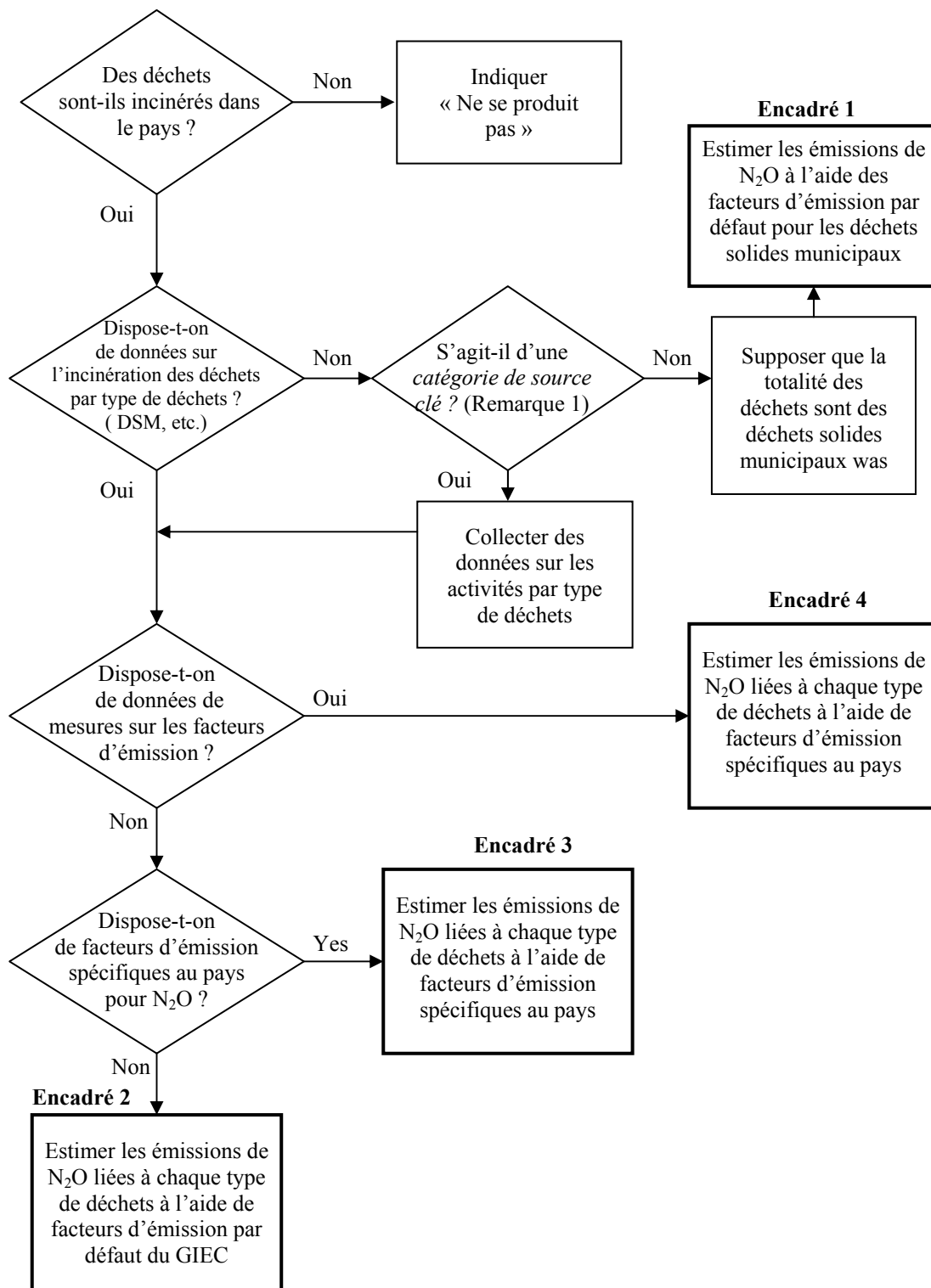
44 / 12 = Conversion de C en CO₂

Figure 5.5 Diagramme décisionnel pour les émissions de CO₂ liées à l'incinération des déchets



Remarque 1 : On entend par *catégorie de source clé* une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux. (Voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*.)

Figure 5.6 Diagramme décisionnel pour les émissions de N₂O liées à l'incinération des déchets



Remarque 1 : On entend par *catégorie de source clé* une catégorie prioritaire dans le système d'inventaire national car son estimation a un effet significatif sur l'inventaire total des gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux. (Voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*.)

On peut utiliser le diagramme décisionnel de la Figure 5.5 pour l'estimation des émissions de CO₂ pour chaque centre d'incinération, ainsi que pour la totalité des centres. Les meilleurs résultats seront obtenus en déterminant les émissions de chaque centre, puis en faisant la somme de ces résultats.

Estimation des émissions de N₂O

Le calcul des émissions de N₂O est basé sur les entrées de déchets dans les incinérateurs et sur le facteur d'émission :

$$\text{ÉMISSIONS DE N}_2\text{O (Gg/an)} = \sum_i (DI_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-6}$$

où :

DI_i = Quantité de déchets incinérés de type i (Gg/an)

EF_i = Facteur d'émission de N₂O agrégé pour les déchets de type i (kg N₂O/Gg)

Ou

$$\text{ÉMISSIONS DE N}_2\text{O (Gg/an)} = \sum_i (DI_i \cdot CE_i \cdot VGE_i) \cdot 10^{-9}$$

où :

DI_i = Quantité de déchets incinérés de type i (Gg/an)

CE_i = Concentration d'émissions de N₂O dans les gaz d'évacuation des déchets de type i (mg N₂O/m³)

VGE_i = Volume de gaz d'évacuation par quantité de déchets incinérés de type i (m³/Mg)

La Figure 5.6 représente un diagramme décisionnel général pour l'estimation des émissions de N₂O liées à l'incinération des déchets. Ce diagramme peut être aussi utilisé pour estimer les émissions d'autres gaz (NO_x etc.). Les meilleurs résultats seront obtenus en déterminant les émissions de N₂O pour chaque centre à partir de données spécifiques au centre, puis en faisant la somme de ces résultats.

5.3.1.2 CHOIX DES FACTEURS D'EMISSION ET DES DONNEES SUR LES ACTIVITES

Émissions de CO₂

En général, le CO₂ dans les gaz d'évacuation ne fait pas l'objet d'un contrôle direct. Les émissions de CO₂ peuvent être calculées à partir de la teneur en carbone totale des déchets, et ceci est pratique courante dans la plupart des pays. On peut également estimer les émissions de CO₂ à l'aide de données par défaut sur la teneur en carbone (voir Tableau 5.6, *Données par défaut pour l'estimation des émissions de CO₂ liées à l'incinération des déchets*). Cependant, si on ne connaît pas la teneur en carbone des déchets mais si l'organisme chargé de l'inventaire dispose de données de mesures bien documentées sur les émissions de CO₂ liées à l'incinération des déchets, celles-ci peuvent permettre de calculer la teneur en carbone spécifique au pays pour les déchets.

Il peut être difficile de différencier entre la fraction biogénique et la fraction fossile des déchets destinés à l'incinération. On peut obtenir des données pour le calcul des fractions à partir des analyses des déchets qui existent dans nombre de pays. Cependant, les données sur l'origine des déchets sont souvent non disponibles et peuvent ne pas être à jour.

Il est probable qu'à l'avenir les fractions de carbone fossile et biogénique seront différentes des valeurs actuelles, suite à l'adoption récemment par de nombreux pays (Japon, Norvège, États-Unis, etc.) de nouvelles législations sur les déchets. La législation influera sur le flux total de déchets incinérés, ainsi que sur la teneur en carbone fossile de ces déchets. Des incertitudes subsistent quant aux répercussions de la nouvelle législation sur la teneur en carbone fossile, et, on ne dispose actuellement que de peu de données étant donné que les changements continuent de se produire.

La fraction de carbone fossile sera différente selon la nature des déchets. Le carbone dans les DSM et les déchets médicaux est à la fois d'origine biogénique et fossile (des données par défaut sont présentées au Tableau 5.6). On peut, en général, ne pas tenir compte du carbone fossile (seulement des traces de détergent et autres produits chimiques) dans les boues d'épuration. Le carbone dans les déchets dangereux est généralement d'origine fossile (données par défaut présentées au Tableau 5.6).

Les *bonnes pratiques* consistent à supposer que la composition des DSM incinérés est la même que celle des DSM produits dans le pays. Cependant, si une partie des DSM est incinérée séparément, la teneur en carbone pour ces flux doit être déterminée spécifiquement.

	DSM	Boues d'épuration	Déchets médicaux	Déchets dangereux
Teneur en C des déchets	33-50 % des déchets (humides) défaut : 40 %	10-40 % des boues (sèches) défaut : 30 %	50-70 % des déchets (secs) ^a défaut : 60 %	1-95 % des déchets (humides) défaut : 50 %
Carbone fossile sous forme de % du carbone total	30-50 % défaut : 40 %	0 %	30-50 % défaut : 40 % davantage d'informations requises	90-100 % ^b défaut : 90 %
Efficacité de la combustion ^c	95 -99 % défaut : 95 %	95 %	50 -99,5 % défaut : 95 %	95 -99,5 % défaut : 99,5 %
^a Les déchets médicaux contiennent principalement du papier et des plastiques. Les facteurs suivants permettent d'estimer la teneur en carbone : Teneur en carbone du papier : 50 pour cent et teneur en carbone des plastiques : 75 à 85 pour cent. ^b Le carbone fossile peut être réduit s'il inclut le carbone dû aux matériaux d'emballages et matériaux similaires. ^c Dépend du type, de l'entretien et de l'ancienneté des installations. Source : Jugement d'un groupe d'experts (voir Coprésidents, Éditeurs et Experts ; Émissions liées à l'incinération des déchets).				

Émissions de N₂O

Dans la mesure du possible, on obtiendra les facteurs d'émission de N₂O à partir de mesures d'émissions. Un contrôle continu des émissions est possible sur le plan technique, mais n'est pas nécessairement conforme aux *bonnes pratiques*. Des mesures périodiques devront être effectuées assez souvent pour prendre en compte la variabilité de la production de N₂O (qui résulte de la variabilité de la composition des déchets) et des conditions de service des incinérateurs (température de combustion, etc.). Le Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Section 8.7.1.3, *Mesure des émissions directes*, contient des conseils supplémentaires sur la représentativité. En l'absence de mesures, on utilisera d'autres moyens fiables pour établir des facteurs d'émission (voir Figure 5.6, *Diagramme décisionnel pour les émissions de N₂O liées à l'incinération des déchets*).

Les facteurs d'émission pour le N₂O varient selon le type de centre d'incinération et la nature des déchets. Les facteurs d'émission pour les centres d'incinération à lit fluidisé sont plus élevés que ceux des centres à foyers à grilles. Les facteurs d'émission pour les DSM sont moins élevés que ceux pour les boues d'épuration. Les plages de facteurs d'émission de N₂O reflètent les techniques d'assainissement (l'injection d'ammoniacale ou d'urée utilisée dans certaines techniques d'assainissement relatives au NOx peut augmenter les émissions de N₂O), la température et le temps de séjour des déchets dans l'incinérateur.

En l'absence de facteurs d'émission N₂O spécifiques au site, on peut utiliser des facteurs par défaut (voir Tableau 5.7, *Facteurs d'émission pour N₂O résultant de l'incinération des déchets*).

Un grand nombre de pays qui pratiquent l'incinération des déchets devraient avoir des données spécifiques au site indiquant les quantités de déchets incinérés.

En ce qui concerne les déchets dangereux et les déchets médicaux, les données sur les activités peuvent être plus difficiles à obtenir étant donné que les statistiques sur les déchets peuvent ne pas inclure les déchets incinérés dans certains centres d'incinération (incinérateurs sur place dans l'industrie chimique et pharmaceutique, etc.). Pour ces types de déchets, des données spécifiques au site peuvent ne pas être disponibles ; cependant, les organismes de réglementation des déchets peuvent fournir des données d'ensemble pour la totalité des déchets incinérés.

La catégorisation des types de déchets varie selon les pays (au Japon, par exemple, les boues d'épuration font partie des déchets industriels) et au sein des pays (au niveau municipal ou régional). Par conséquent, la comparabilité des types de déchets peut s'avérer difficile. Si possible, les déchets devront être catégorisés comme indiqué plus haut pour faciliter la cohérence et la comparabilité.

5.3.1.3 EXHAUSTIVITE

L'exhaustivité dépend de la présentation des types de déchets et des quantités incinérées. Si l'on calcule les émissions d'un centre d'incinération, avant de faire la somme des résultats des centres, il convient de veiller à inclure tous les centres d'incinération des déchets. L'organisme chargé de l'inventaire devra veiller à présenter les résultats pour tous les types de déchets produits dans le pays.

On notera le risque de double comptage des émissions de CO₂ car les déchets sont souvent incinérés dans des centres dotés d'équipements récupérateurs d'énergie. De plus, les déchets peuvent être utilisés comme combustibles de substitution dans d'autres installations industrielles (fours à ciment et à briques, haut fourneaux, etc.). Pour prévenir le risque de double comptage, il convient de présenter les émissions de ces procédés dans la rubrique « Autres combustibles » du Secteur Énergie, et non pas dans la catégorie de source Élimination des déchets.

Type de centre d'incinération	DSM kg N ₂ O/Gg de déchets (secs)	Boues d'épuration kg N ₂ O/Gg boues d'épuration (sèches)	Déchets médicaux kg N ₂ O/Gg de déchets (secs)	Déchets dangereux (industriels) kg N ₂ O/Gg de déchets (secs)
Foyer ou grille	5,5-66 (Allemagne) moyenne 5,5-11 valeur supérieure 30 (Royaume-Uni) 40-150 (Japon : humides)	400 (Japon : humides)	ND	ND
Grille rotative	ND	ND	ND	210-240 (Allemagne)
Lit fluidisé	240-660 (Japon : humides)	800 (Allemagne) 100-1500 (Royaume-Uni) 300-1530 (Japon : humides)	ND	ND

Note: ND = Non disponible.
Sources : Allemagne : Johnke (1999) ; Royaume-Uni : Environment Agency (1999) ; Japon : Yasuda (1993).

5.3.1.4 ÉTABLISSEMENT DE SERIES TEMPORELLES COHERENTES

Les émissions liées à l'incinération des déchets devront être calculées à l'aide de la même méthode et des mêmes ensembles de données pour chaque année de la série temporelle. Lorsque des données cohérentes ne sont pas disponibles pour la même méthode pour une année de la série temporelle, les données non disponibles devront être recalculées selon les conseils fournis au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.3.2.2, *Autres techniques de recalculs*.

5.3.1.5 ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE

Les Tableaux 5.6 et 5.7 présentent des plages de valeurs par défaut pour les estimations d'émission de CO₂ et de N₂O, mais l'organisme chargé de l'inventaire devra affecter des incertitudes spécifiques au pays aux facteurs d'émission, en particulier s'il a utilisé des données contrôlées.

Les données plus récentes auront un niveau d'incertitude plus faible qui reflétera les changements des méthodes, l'évolution technologique ou des variations des fractions (biogénique et fossile) des déchets incinérés. Dans de nombreux pays développés, les incertitudes relatives aux quantités de déchets incinérés sont de l'ordre de 5 pour cent, mais, pour certains déchets, tels que les déchets médicaux, cette valeur pourrait être plus élevée.

L'estimation de la fraction de carbone fossile représente la principale incertitude pour les émissions de CO₂. La séparation de la fraction de carbone biogénique et fossile est entachée d'une incertitude élevée.

Les incertitudes sont moindres pour les mesures directes ou le contrôle des émissions de N₂O. Pour le contrôle continu ou périodique des émissions, l'incertitude dépend de la précision des instruments de mesure, et, pour les mesures périodiques, de la fréquence de l'échantillonnage.

Dans le cas de l'utilisation de facteurs d'émission par défaut pour le N₂O, les plages d'incertitude peuvent atteindre 100 pour cent.

Le Chapitre 6 présente des conseils sur la quantification des incertitudes en pratique. Il explique comment obtenir l'opinion d'experts, et l'utiliser en conjonction avec des données empiriques pour obtenir des estimations d'incertitudes d'ensemble.

5.3.2 Présentation et documentation

Les *bonnes pratiques* consistent à documenter et archiver toutes les informations nécessaires à la production des estimations d'émissions pour les inventaires nationaux, comme indiqué à la Section 8.10.1 du Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Section 8.10.1, *Documentation interne et archivage*.

Des exemples de documentation et de présentation spécifiques pertinentes pour cette catégorie de source figurent ci-dessous.

Il n'est pas pratique d'inclure toute la documentation dans le rapport d'inventaire national. Cependant, l'inventaire devra inclure des résumés des méthodes utilisées et des références aux données de base pour que les estimations d'émissions présentées soient transparentes et que l'on puisse retracer les étapes de leur calcul.

Certains pays utilisent des types de catégorisation différents pour les déchets au niveau local ou régional. Dans ce cas, l'organisme chargé de l'inventaire devra évaluer la cohérence par rapport au type de catégorisation du GIEC et expliquer comment il a modifié les données pour les faire correspondre aux catégories du GIEC. Il devra indiquer clairement les types de déchets inclus dans les estimations des déchets.

L'organisme chargé de l'inventaire devra également préciser comment il a obtenu les valeurs de la teneur en carbone, de la fraction de carbone fossile et des facteurs d'émission de N₂O.

Nombre de centres d'incinération produisent de l'électricité et de la chaleur. La combustion des déchets à des fins d'énergie doit être présentée au Secteur Énergie des *Lignes directrices du GIEC* (CO₂ imputable à la combustion fixe). Les déchets devront être présentés à la rubrique « Autres combustibles » dans le Secteur Énergie. Ces émissions ne doivent pas être présentées dans le Secteur Déchets des *Lignes directrices*, pour prévenir le risque de double comptage.

Le gaz, le pétrole ou d'autres combustibles sont quelquefois utilisés comme combustible d'appoint pour démarrer l'incinération ou maintenir la température. La consommation de combustible d'appoint à cette fin ne doit pas être présentée à la rubrique Incinération des déchets, mais doit être incluse dans le Secteur Énergie. Les combustibles d'appoint représentent en général moins de 3 pour cent du total des intrants calorifiques, mais peuvent être plus élevés avec l'incinération des déchets dangereux.

5.3.3 Assurance de la qualité/contrôle de la qualité des inventaires (AQ/CQ)

Les *bonnes pratiques* consistent à effectuer des contrôles de la qualité comme indiqué au Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*, Tableau 8.1, *Procédures de CQ pour Inventaire général de Niveau 1*, et à faire évaluer les estimations d'émissions par des experts. D'autres contrôles de la qualité, comme indiqué dans les Procédures de CQ de Niveau 2 au Chapitre 8, et des procédures d'assurance de la qualité peuvent être également pertinents, en particulier si l'on utilise des méthodes de niveau supérieur pour déterminer les émissions imputables à cette catégorie de source. L'organisme chargé de l'inventaire est invité à utiliser des AQ/CQ de niveau supérieur pour les *catégories de source clés*, identifiées au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*.

De plus, la transparence peut être améliorée par la présentation d'une documentation claire et d'explications des travaux effectués dans les domaines suivants :

Examen des mesures d'émissions directes

- Si des données de mesures directes sont disponibles, l'organisme chargé de l'inventaire devra confirmer que des méthodes standard reconnues au plan international ont été utilisées pour les mesures. Si les mesures ne sont pas conformes aux mesures type, ces données sur les émissions devront être soigneusement évaluées.
- Si les émissions sont mesurées directement, l'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les facteurs obtenus pour toutes les installations, et les comparer également avec les facteurs par défaut du GIEC. Toute divergence significative entre les facteurs devra être étudiée.

Examen des facteurs d'émission

- L'organisme chargé de l'inventaire devra comparer les valeurs spécifiques au pays ou à l'installation de la teneur en carbone des déchets, du carbone fossile en tant que fraction du carbone total, et de l'efficacité de la combustion des incinérateurs avec les valeurs par défaut figurant au Tableau 5.6.
- L'organisme chargé de l'inventaire devra examiner les procédures de CQ associées aux données sur l'incinération des déchets et à l'analyse utilisée pour établir des facteurs d'émission spécifiques au site. Si le

CQ s'avère insuffisant, l'incertitude des estimations nationales devra être évaluée, de même que l'utilisation de ces données.

Participation d'experts à l'examen par des tiers experts

- L'examen par des tiers experts devra porter principalement sur les caractérisations des combustibles résiduaux et sur les cas où les données par défaut ne sont pas utilisées. Ceci est particulièrement vrai pour les déchets dangereux ou médicaux, lesquels, souvent, ne sont pas quantifiés par centre d'incinération et qui peuvent varier considérablement selon les centres.

5.4 REFERENCES

EMISSIONS DE METHANE PROVENANT DES SITES DE DECHARGE DE DECHETS SOLIDES

- Bingemer, H.G. et P.J. Crutzen (1987). 'The production of methane from solid wastes', *Journal of Geophysical Research*, 92 (D2) : 2181-2187.
- Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (1997). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée 1996*, J.T. Houghton et al., GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.
- Oonk, H. et T. Boom (1995). *Landfill gas formation, recovery and emissions*, Rapport TNO R95-203, TNO, Apeldoorn, Pays-Bas.

EMISSIONS LIEES AU TRAITEMENT DES EAUX USEES

- Doorn, M.R.J., R. Strait, W. Barnard, et B. Eklund (1997). *Estimate of Global Greenhouse Gas Emissions from Industrial and Domestic Wastewater Treatment*, Rapport Final EPA-600/R-97-091 préparé pour la United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, États-Unis.
- Doorn, M.R.J. et D. Liles (1999). *Global Methane, Quantification of Methane Emissions and Discussion of Nitrous Oxide, and Ammonia Emissions from Septic Tanks, Latrines, and Stagnant Open Sewers in the World*. EPA-600/R-99-089, préparé pour la US EPA, Research Triangle Park, NC, États-Unis.
- Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (1997). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée 1996*, Volume 3, Manuel de référence, J.T. Houghton et al., GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.
- Lexmond, M.J. et G. Zeeman (1995). *Potential of controlled anaerobic wastewater treatment in order to reduce the global emissions of the greenhouse gases methane and carbon dioxide*. Rapport No. 95-1, Département de Technologie Environnementale, Université Agricole de Wageningen, Case Postale 8129, 6700 EV Wageningen, Pays-Bas.

EMISSIONS LIEES A L'INCINERATION DES DECHETS

- Environment Agency of the United Kingdom (1999). Environment Agency's Technical Guidance Notes, *Environment Agency's Pollution Inventory (1998 Data)*, Royaume-Uni.
- Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (1997). *Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre—Version révisée 1996*, Volume 3, Manuel de référence, J.T. Houghton et al., GIEC/OCDE/AIE, Paris, France.
- Johnke, B. (1999). 'Emissions from waste incineration'. Rapport de référence pour la Réunion d'experts sur les bonnes pratiques en matière de préparation des inventaires : Émissions imputables aux déchets. GIEC/OCDE/AIE Programme des Inventaires Nationaux des Gaz à Effet de Serre (pas publié – TSU, Japon)
- Yasuda, K. (1993). *Emissions of Greenhouse Gases from Waste Incineration*. Rapport du Kanagawa Environmental Research Center, 16 : 49-53, Kanagawa Environmental Research Center, Kanagawa, Japon.